

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE ALTERNATIVAS DE
GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS – ESTUDO
DE CASO EM CEILÂNDIA E TAGUATINGA**

THAIS CARVALHO CUNHA

**ORIENTADOR: PROF. DR. FRANCISCO JAVIER CONTRERAS
PINEDA**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM TECNOLOGIA AMBIENTAL E
RECURSOS HÍDRICOS**

BRASÍLIA/DF: JUNHO – 2021

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL

**AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE ALTERNATIVAS DE
GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS – ESTUDO
DE CASO EM CEILÂNDIA E TAGUATINGA**

THAIS CARVALHO CUNHA

Dissertação submetida ao Departamento de Engenharia Civil e Ambiental da Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de mestre em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos.

APROVADA POR:

Prof. Ph.D. Francisco Javier Contreras Pineda
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental – FT/UnB
(Orientador)

Prof. Ph.D. Conceição de Maria Albuquerque Alves
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental – FT/UnB
(Examinador Interno)

Prof. Ph.D. Ana Paula Bortoleto
Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo– Unicamp
(Examinador Externo)

BRASÍLIA/DF, 29 DE JUNHO DE 2021

FICHA CATALOGRÁFICA

CUNHA, THAIS CARVALHO

Avaliação do Ciclo de Vida de Alternativas de Gestão de Resíduos Sólidos Orgânicos – Estudo de caso em Ceilândia e Taguatinga. 2021.

xiii, 124p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, Mestre, Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2021).

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia.

Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

1.ACIV

2. RSU

3.RSO

4. Biogás

I. ENC/FT/UnB

II. Título (série)

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

CUNHA., T. C. (2021). Avaliação do Ciclo de Vida de Alternativas de Gestão de Resíduos Sólidos Orgânicos – Estudo de caso em Ceilândia e Taguatinga. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 124p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Thais Carvalho Cunha.

TÍTULO: Avaliação do Ciclo de Vida de Alternativas de Gestão de Resíduos Sólidos Orgânicos – Estudo de caso em Ceilândia e Taguatinga.

GRAU: Mestre ANO: 2021

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

Thais Carvalho Cunha
SMPW Qd 17, Cj. 14 Lt.1, Park Way
71.741-714 - Brasília/DF - Brasil

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus pela minha vida e por conceder a mim tantas oportunidades, força de vontade e coragem para superar todos os desafios.

A toda minha família Carvalho e Cunha, por me apoiar e por me fazer me sentir sortuda e agraciada por fazer parte dessa família.

Aos meus pais, Marcelo e Simone, por todo suporte, paciência e compreensão. À minha irmã Marcela, pela parceria e incentivo durante todo o curso. Foram momentos muito difíceis enquanto eu cursei o mestrado, mas sem vocês eu não estaria aqui hoje.

Prof. Francisco, por ter aceitado o desafio de me orientar, pela disponibilidade e pelas valiosas orientações, que foram imprescindíveis para a conclusão deste trabalho.

Aos meus colegas do ESA, por todo o apoio e cooperação, em especial ao meu amigo Victor Alexander, pela disponibilidade, conselhos e amizade.

À Andressa, minha amiga de estudo e de vida, obrigada por estar ao meu lado todo esse tempo, por todo o apoio, incentivo e cuidado nos momentos difíceis.

Aos meus amigos e colegas do PTARH, pelos momentos que me proporcionaram, incentivo e risadas.

Às minhas queridas amigas Bruna, Ingrid, Márcia, Mariana, Ana Raquel e Jéssica, pela amizade de tantos anos e por sempre estarem presentes em todos os momentos.

À minha querida amiga e psicóloga Thaynnara, por sempre estar me ajudando e incentivando desde o início.

À CAPES pela concessão da bolsa de pesquisa.

RESUMO

AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA DE ALTERNATIVAS DE GESTÃO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS – ESTUDO DE CASO EM CEILÂNDIA E TAGUATINGA.

A disposição inadequada de Resíduos Sólidos Orgânicos (RSO) tem sido um dos principais problemas associados à gestão nas economias em desenvolvimento, resultando em diversos impactos ambientais. À medida que aumentam as possibilidades de tratamento e descarte, os gestores enfrentam dificuldades para decidir qual dessas opções é mais adequada para o contexto local, considerando os efeitos no meio ambiente. Nesse sentido, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) tem sido amplamente aplicada como uma ferramenta de apoio no campo do saneamento para estimar as cargas ambientais de cenários de resíduos sólidos. Diante das dificuldades identificadas, a presente pesquisa visa realizar a ACV de possíveis cenários de gerenciamento de RSO nas regiões administrativas de Ceilândia e Taguatinga, localizadas no Distrito Federal, provenientes de domicílios e grandes geradores, com o foco na recuperação energética por meio do biogás gerado tanto no aterro como também através da biometanização, a fim de reduzir potenciais impactos ambientais: depleção de recursos abióticos, depleção da camada de ozônio e mudanças climáticas e indiretamente efeitos de cada cenário na vida útil do Aterro Sanitário de Brasília (ASB). Os cenários de gerenciamento de RSO propostos foram comparados com o cenário atual (1), sendo eles a realização da coleta seletiva de RSO com a recuperação de energia através do biogás gerado no ASB (2), além da recuperação de eletricidade realizada no aterro, a inclusão da biometanização como tratamento de RSO de grandes geradores (3) e o aterramento direto dos RSO provenientes das UTMB (Usina de Tratamento Mecânico-Biológico) (4). Constatou-se que os cenários 2 e 3 implicam em uma significativa redução no potencial de depleção abiótica, 66% e 83%, respectivamente, e uma significativa recuperação de materiais. O tratamento dos RSO provenientes dos grandes geradores colabora não somente para a recuperação de materiais através da biometanização, mas também para a redução de GEE e para a vida útil do aterro sanitário. Quanto ao cenário 4, foi o que mais contribuiu para a emissão de GEE visto que não há a realização de nenhum tratamento dos resíduos. Em relação aos impactos ambientais da gestão, como também quanto à vida útil do ASB, constatou-se que o cenário 3 promove a minimização mais satisfatória entre os cenários analisados.

ABSTRACT

ASSESSMENT OF THE LIFE CYCLE OF ORGANIC SOLID WASTE MANAGEMENT ALTERNATIVES – CASE STUDY IN CEILANDIA AND TAGUATINGA.

The inadequate disposal of Municipal Organic Waste (MOW) has been one of the main problems associated with management in developing economies, resulting in several environmental impacts. As the possibilities for treatment and disposal increase, managers face difficulties in deciding which of these options is best suited to the local context, considering the effects on the environment. In this sense, the Life Cycle Assessment (LCA) has been widely applied as a support tool in the field of sanitation to estimate the environmental loads of solid waste scenarios. Because of the identified difficulties, this research aims to carry out the LCA of possible scenarios of MOW management in the administrative regions of Ceilândia and Taguatinga, located in the Federal District, from households and large generators, with a focus on energy recovery through biogas generated both at the landfill and also through biomethanization, in order to reduce potential environmental impacts: depletion of abiotic resources, ozone layer depletion and climate change and indirect effects of each scenario on the useful life of the Brasilia Sanitary Landfill (ASB). The proposed MOW management scenarios were compared with the (1) current scenario, (2) source separation of MOW with energy recovery through biogas generation at the landfill site, (3) electricity recovery from landfill biogas with the inclusion of biomethanization as treatment of MOW from large generators, and (4) the direct disposal of MOW. It was found that scenarios 2 and 3 imply a significant reduction in the potential for abiotic depletion, 66%, and 83%, respectively, and a significant recovery of materials. Furthermore, MOW treatment from large generators contributes to the recovery of materials through biomethanization and GHG reduction while increasing the landfill's lifespan. As for scenario 4, it was the one that most contributed to GHG emission since there is no solid waste treatment. Regarding the environmental impacts of management and the ASB's lifespan, it was found that scenario 3 promotes the most satisfactory minimization among the analyzed scenarios.

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	1
2.	OBJETIVOS	4
2.1	OBJETIVO GERAL	4
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
3.	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	5
3.1	AS ESTRATÉGIAS DE GESTÃO	6
3.2	GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS	8
3.2.1	Resíduos Sólidos Orgânicos	11
3.3	TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL.....	14
3.3.1	Compostagem	14
3.3.2	Digestão Anaeróbia.....	19
3.3.3	Co-Digestão Anaeróbia.....	22
3.3.4	Aterro Sanitário.....	24
3.4	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....	30
3.4.1	Estrutura da Avaliação de Ciclo de Vida.....	31
3.4.2	Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida	33
3.4.3	Avaliação do Ciclo de Vida e o Resíduo Sólido.....	36
4.	METODOLOGIA.....	39
4.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	40
4.1.1	Estimativa da Distância Média.....	41
4.2	AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA.....	42
4.2.1	Definição do Escopo.....	42
4.2.2.	Construção do Inventário de Ciclo de Vida.....	47
4.2.3	Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida.....	54
4.3	VIDA ÚTIL DO ATERRO SANITÁRIO DE BRASÍLIA	58
5.	RESULTADOS.....	61
5.1	ÁREA DE ESTUDO	61
5.2	QUANTIFICAÇÃO DA GERAÇÃO DOS RSO NA ÁREA DE ESTUDO.....	68
5.2.1	Caracterização da Coleta Convencional de Resíduos Sólidos Urbanos	68
5.3	INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA	75
5.4	AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DE CICLO DE VIDA	77
5.4.1	Análise dos Cenários Propostos.....	78

5.4.2 Análise Comparativa dos Cenários.....	80
5.5 POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO DE ENERGIA.....	88
5.6 VIDA ÚTIL DO ATERRO SANITÁRIO	91
6. DISCUSSÃO	93
7. CONCLUSÕES.....	96
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	98
ANEXO A - Distâncias das RA até o ASB.	116
ANEXO B - Estimativas de Emissões de GEE em Cada Etapa do Gerenciamento..	117
ANEXO C - Estimativas das Quantidades de Rejeito.....	118
ANEXO D - Estimativas de Capacidade Remanescente de Aterramento no ASB....	119
ANEXO E - Estimativas de Aterramento em cada Cenário para Cálculo da Vida Útil do ASB.	120
ANEXO F - Estimativas de Geração de CH₄ (t/ano).....	121
ANEXO G – Lista de Inputs (Entradas) do Ecoinvent 3.6	123
ANEXO H – Lista de Outputs (Saídas) do Ecoinvent 3.6.....	124

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 - Evolução do Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos	14
Tabela 3.2 - Tabela comparativa entre resultados das amostras do SLU e Resolução CONAMA 01/2009 e IN SDA 27/2006.	18
Tabela 3.3 - Tecnologias para produção de biogás com resíduos municipais.....	20
Tabela 3.4 - Composição de gases do biogás	27
Tabela 3.5 - Métodos utilizados em estudos de ACV.	35
Tabela 3.6 - Estudos de ACV para sistemas de gerenciamento de RSO com o enfoque na categoria de impacto midpoint “mudanças climáticas”.....	37
Tabela 4.1 - Fatores de consumo energético e de emissões utilizados na construção do ICV.	56
Tabela 5.1 - Área útil do ASB	66
Tabela 5.2 - Coleta Convencional de RSU por RA	68
Tabela 5.3 - Resultados em porcentagem (%) para composição gravimétrica dos RSU coletados no DF.....	69
Tabela 5.6 - Distâncias de transporte e transferência de RSU no DF	72
Tabela 5.7 - Inventário de Ciclo de Vida Resumido – Balanço de entradas e saídas no tratamento de 1 tonelada de RSU em cada cenário.	76
Tabela 5.8 - Resultados da AICV para o cenário 1.	78
Tabela 5.9 - Resultados da AICV para o cenário 2.	78
Tabela 5.10 - Resultados da AICV para o cenário 3.	79
Tabela 5.11 - Resultados da AICV para o cenário 4.	79
Tabela 5.12 - Variação nos impactos na categoria de depleção da camada de ozônio (Consolidado).	82
Tabela 5.13 - Variação nos impactos na categoria de aquecimento global (Consolidado).	84
Tabela 5.14 - Resultado da caracterização da AICV (Consolidado).....	86
Tabela 5.15 - Indicadores normalizados para cada categoria de impacto.	86
Tabela 5.16 - Potencial de produção de energia através do biogás gerado no ASB.	90

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Hierarquia das Ações no Manejo dos RS	7
Figura 3.2 - Distribuição dos municípios por faixas de taxa de cobertura de coleta de Resíduos de Coleta Domiciliar	10
Figura 3.3 – Resíduos Sólidos Urbanos Gerados x Resíduos Sólidos Urbanos Coletados x Disposição Inadequada	11
Figura 3.4 - Processo de Compostagem	16
Figura 3.5 - Fases da Compostagem.....	17
Figura 3.6 - Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia com redução de sulfato	21
Figura 3.7 - Fases do processo de formação de gases em Aterro Sanitário	26
Figura 3.8 - Etapas de tratamento e purificação do biogás para concentração do biometano de acordo com o seu uso final	30
Figura 3.9 - Fases de uma ACV	32
Figura 3.10 - Estrutura midpoint-endpoint para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida	34
Figura 4.1 - Diagrama com as etapas metodológicas.	39
Figura 4.2 - Cenário Atual de gerenciamento de RSU e limites do sistema.	43
Figura 4.3 - Cenário 2 de gerenciamento de RSU e limites do sistema.	45
Figura 4.4 - Cenário 3 de gerenciamento de RSU e limites do sistema.	46
Figura 4.5 - Cenário 4 de gerenciamento de RSU e limites do sistema.	47
Figura 4.6 - Projeção de população do Distrito Federal x Estimativa de Aterramento de RSO no Aterro Sanitário de Brasília.	60
Figura 5.1 - Mapa de Localização das Regiões Administrativas do DF.	61
Figura 5.2 - Frota de caminhões de coleta seletiva de RSU no DF.....	63
Figura 5.3 – Fluxo de RSU na UTMB P Sul – Ceilândia.....	64
Figura 5.4 - Composto orgânico proveniente da UTMB de Ceilândia.....	65
Figura 5.5 - Aterro Sanitário de Brasília	66
Figura 5.6 - Atuais destinos da coleta convencional de RSU no DF.....	71
Figura 5.7 - Mapa de Localização das RA Taguatinga e Ceilândia.	73
Figura 5.8 - Mapa de densidade de geração de RSO de Ceilândia e Taguatinga.....	74
Figura 5.9 - Localização do Aterro Sanitário Norte	75
Figura 5.10 - Resultados da AICV na categoria depleção de recursos abióticos (MJ).	80
Figura 5.11 - Contribuição de cada cenário avaliado na categoria de impacto de depleção da camada de ozônio (kg CFC-11-eq).....	81
Figura 5.12 - Contribuição de cada cenário avaliado na categoria de impacto de mudanças climáticas (kg CO ₂ -eq).	83
Figura 5.13 - Resultados da caracterização da AICV.....	85
Figura 5.14 - Soma dos indicadores normalizados para cada cenário.....	87
Figura 5.15 - Geração Cumulativa de CH ₄ no ASB para cada cenário.....	89
Figura 5.16 - Projeções de coleta e aterramento de RSU e estimativa de vida útil do ASB em cada cenário.	91

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURAS E ABREVIACÕES

1,4-DB - Diclorobenzeno

ACV – Avaliação do Ciclo de Vida

AICV – Avaliação do Inventário do Ciclo de Vida

ASB – Aterro Sanitário de Brasília

C – Carbono

CAESB - Companhia de Saneamento Ambiental do Distrito Federal CH₃COOH – Ácido Acético

CFC – Clorofluorcarbono

CH₄ – Gás Metano

CO₂ – Dióxido de Carbono

COD - Carbono Orgânico Degradável

CODEPLAN – Companhia de Planejamento do DF

DB – Diclorobenzeno

DQO – Demanda Química de Oxigênio

eq. – Equivalente

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

GEE – Gases de Efeito Estufa

GWP – Potencial de Aquecimento Global

H₂ – Hidrogênio

H₂S – Sulfeto de Hidrogênio

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICV – Inventário do Ciclo de Vida

K - Potássio

kg – Quilograma

l - Litro

m³- metros cúbicos;

MBT – Tratamento Mecânico Biológico

MJ – Mega Joule;

MO – Matéria Orgânica

MWh – Megawatt-hora;

N – Nitrogênio

NH₃ – Amônia
O₂ – Gás Oxigênio
P – Fósforo
PNRS – Política Nacional de Resíduos Sólidos;
PO₄ - Fosfato
RS – Resíduos Sólidos
RSD – Resíduos Sólidos Domésticos
RSO – Resíduos Sólidos Orgânicos
RSU – Resíduos Sólidos Urbanos
S.I.A – Setor de Indústria e Abastecimento
SLU – Serviço de Limpeza Urbana do DF
Sb - Antimônio
SO₂ – Dióxido de Enxofre
ST – Sólidos Totais
STV – Sólidos Totais Voláteis
t– Tonelada
UCTL – Usina Central de Tratamento de Lixo
UF – Unidade Funcional
UTL – Usina de Tratamento de Lixo
UTMB – Usina de Tratamento Mecânico-Biológico

1. INTRODUÇÃO

Diante das consequências provenientes do esgotamento de recursos naturais e das mudanças climáticas, a sociedade passou a se preocupar mais na sua relação com o meio ambiente. Com isso, está havendo uma procura maior de alternativas de obtenção dos recursos naturais, por meio da realização adequada, desde o descarte até a destinação final dos resíduos sólidos. As cidades de grande porte geralmente realizam a disposição final dos resíduos sólidos urbanos (RSU) em aterros sanitários, por ser considerada, de acordo com a Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), uma das alternativas de destinação final ambientalmente adequada, desde que sejam observadas as normas de operação de maneira que evite danos ou riscos à segurança e saúde pública e a minimizar os impactos ambientais.

A destinação final dos resíduos sólidos é uma problemática que vem sendo tratada em diversas esferas da sociedade como consequência dos problemas que vêm sendo enfrentados devido à disposição inadequada, podendo ocasionar diversos impactos ambientais. No Brasil, cerca de 59,5% dos RSU que são coletados, seguem para a disposição final em aterros sanitários, aumentando cerca de 10 milhões de toneladas em apenas uma década. Em contrapartida, a quantidade de resíduos destinados em lixões e aterros controlados também aumentou, cerca de 4 milhões de toneladas por ano (ABRELPE, 2020).

Um ponto determinante para a redução dos impactos ambientais da gestão dos RSU, como afirma Coelho e Lange (2016), é o afastamento dos resíduos para outras tecnologias de tratamento dos resíduos. Adhikari et al (2006) em seu estudo, apresentam o resíduo sólido orgânico como a maior fração ativa do RSU, ou seja, se não for coletado e tratado de forma adequada, como consequência acaba atraindo vetores (insetos, animais e microrganismos) que podem causar doenças e a sua degradação gera o lixiviado, aumentando os riscos de poluição de águas subterrâneas.

Constituídos principalmente por restos de vegetais e animais descartados, os resíduos sólidos orgânicos (RSO) apresentam diversas possibilidades de tratamentos, sendo a compostagem uma delas no Brasil. Estima-se que apenas 1,6% dos RSO são destinados para usinas de compostagem, sendo o restante encaminhado para outros destinos finais, destacando-se lixões, aterros controlados e aterros sanitários (IPEA, 2012). Outros tratamentos para o RSO como a digestão anaeróbia (DA), ainda são pouco utilizados no país. Os principais destaques da DA são os produtos, o biogás, composto em CH₄ e CO₂ (gás metano e dióxido de carbono,

respectivamente), podendo ser reaproveitada para geração de energia e o composto digerido pode ser utilizado como biofertilizante (Tariska et al, 2009).

O gerenciamento dos RSU não é restrito apenas à coleta nos domicílios, visto que existem outros públicos-alvo de interesse, como supermercados, restaurantes e hotéis, considerados como Grandes Geradores (SESC, 2015).

Apresentados pelo Governo do Distrito Federal (GDF) em 2017, os Planos Distrital de Saneamento Básico (PDSB) e de Gestão Integradas de Resíduos Sólidos (PDGIRS), dispõem a respeito da valorização energética dos RSU, com o intuito de possuir uma matriz mais limpa e local. Para esse fim, os Planos preveem a produção de combustíveis derivados de resíduos (CDR) a partir de rejeitos, geração de energia pela biodigestão e a utilização de gases gerados nos locais de disposição final (Aterro Sanitário de Brasília (ASB) e o Aterro Controlado do Jóquei (ACJ) (Distrito Federal, 2017).

No Distrito Federal (DF) as Regiões Administrativas de Ceilândia e Taguatinga, recebem destaque frente a gestão dos resíduos, uma vez que são umas das maiores geradoras de RSU da unidade federativa, fato que se justifica pela elevada concentração populacional das regiões e em alguns casos pelos elevados índices de desenvolvimento sócio econômico (Jucá, 2015).

Além das questões econômicas, sociais, uma das principais dificuldades dos gestores é decidir, com relação aos impactos ambientais, entre as diferentes opções de tratamento e disposição final existentes para os RSU. Entretanto, a dimensão econômica também é um fator que deve ser avaliado, uma vez que, nem sempre os municípios dispõem de recursos financeiros suficientes para a implantação e operação de processos para o tratamento dos resíduos (Dmitrijevas, 2010).

Diante disso, a Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) vem sendo bastante utilizada como apoio à tomada de decisão para avaliação e escolha de sistemas de gerenciamento de RSU. Xará et al. (2001), apontam sua utilização para avaliar diferentes cenários de tratamento, para o desenvolvimento de estratégias de gestão e para identificar os principais impactos que estão associados aos sistemas. Sendo assim, a ACV pode ser caracterizada como a metodologia mais importante na gestão ambiental industrial moderna (Löfgren et al, 2011).

No Brasil, a difusão do pensamento do ciclo de vida vem crescendo principalmente através de políticas e ações governamentais. Cherubini e Ribeiro (2015) destacam a Política Nacional de Resíduos Sólidos que determina o conceito de responsabilidade compartilhada pelo ciclo de vida dos produtos; o Programa Brasileiro em Avaliação do Ciclo de Vida desenvolvido e estimulado pela Associação Brasileira de Ciclo de Vida. Diante de tais ações, a ACV é considerada uma ferramenta estratégica apropriada para gestão ambiental e sustentável entre gestores do ambiente empresarial. O fato é que as ações para a melhoria do desempenho ambiental em uma empresa/município se deparam com processos de tomada de decisão e se relacionam com diferentes indicadores.

Assim, este trabalho visa a avaliação de alternativas de minimização dos impactos ambientais no gerenciamento dos RSO no DF, com base em futuros cenários de gerenciamento, partindo da hipótese principal de que a valorização de resíduos por meio da geração de energia através do biogás e do composto orgânico terá um melhor desempenho em comparação com o cenário atual e com a disposição final sem tratamento. A comparação das alternativas propostas em cada cenário ocorreu através de uma ACV, buscando reduzir o impacto ambiental resultante, principalmente em termos de emissões de GEE para a atmosfera, bem como determinar sua contribuição para o desvio de resíduos sólidos e consequente aumento da vida útil do ASB.

Posto isso, a presente dissertação foi dividida em sete capítulos, sendo o primeiro a introdução ao tema e explicação da estrutura adotada. O segundo capítulo define os objetivos gerais e específicos da realização do trabalho. O terceiro capítulo apresenta a revisão bibliográfica dos elementos que envolvem RSO e a contextualização dos itens fundamentais para a compreensão da metodologia utilizada, que, por sua vez, é definida no capítulo quatro. A caracterização do cenário atual como também os resultados obtidos e as discussões correspondentes, são apresentados nos capítulos cinco e seis. O sétimo e último capítulo traz as conclusões obtidas neste estudo.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este trabalho tem como objetivo geral propor e avaliar diferentes cenários para o gerenciamento dos resíduos sólidos orgânicos urbanos das Regiões Administrativas Ceilândia e Taguatinga, localizadas no Distrito Federal, por meio da metodologia de Avaliação de Ciclo de Vida de modo a avaliar o seu desempenho ambiental por meio de categorias de impacto ambiental.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- (1) Caracterizar os resíduos sólidos orgânicos urbanos no Distrito Federal, em específico as Regiões Administrativas de Ceilândia e Taguatinga, para subsidiar estudos de reaproveitamento do material;
- (2) Estruturar e avaliar cenários para o gerenciamento dos resíduos sólidos orgânicos, verificando os impactos ambientais nas etapas de transporte, tratamento e disposição final através da Avaliação de Ciclo de Vida (ACV);
- (3) Avaliar e comparar os potenciais energéticos de cada alternativa de tratamento dos cenários considerados;
- (4) Comparar os cenários quanto à contribuição para a vida útil do Aterro Sanitário de Brasília.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Relacionados ao tema proposto nesta pesquisa, este capítulo destina-se à revisão dos principais trabalhos disponíveis em literatura. Nas primeiras seções deste capítulo (seção 3.1 e 3.2) consistem na apresentação de definições básicas relacionadas à gestão de resíduos sólidos. A seção 3.3 apresenta uma revisão acerca das principais tecnologias de tratamento e disposição final para resíduos sólidos orgânicos (RSO). Em seguida, a seção 3.4 apresenta uma revisão sobre a ferramenta Avaliação de Ciclo de Vida (ACV).

3.1 AS ESTRATÉGIAS DE GESTÃO

A Política Nacional de Resíduos Sólidos prevista na Lei 12.350 de 2010, tem como objetivo prevenir e evitar a geração de resíduos sólidos (RS). Essa política visa à promoção de ações de reciclagem, reutilização e a destinação final ambientalmente adequada aos resíduos sólidos, sendo a responsabilidade deste processo ao governo, aos fabricantes, aos comerciantes e aos consumidores, caracterizando o princípio da responsabilidade compartilhada.

De acordo com o princípio da responsabilidade compartilhada, a atribuição não é exclusiva de um ente específico, é atribuído ao poder público municipal o trabalho de limpeza urbana, coleta e destinação final dos RS. E como principal que devem tomadas por esta, tem-se a erradicação de lixões a céu aberto, com o estabelecimento de aterros sanitários, da coleta seletiva em residências, além da compostagem de resíduos orgânicos, evitando assim a sobrecarga nos aterros.

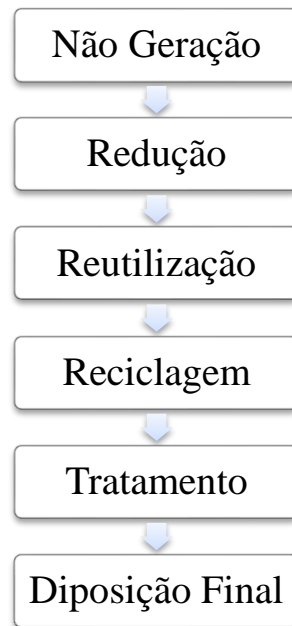


Figura 3.1 - Hierarquia das Ações no Manejo dos RS (Adaptado de Brasil, 2010).

Juntamente com o município, o governo estadual deve elaborar um plano de resíduos sólidos, estabelecendo uma logística de manejo e definindo metas de acordo com a hierarquia (Art. nº 9) que consiste desde a não geração à disposição final adequada (Figura 3.1). Para a redução na geração e para a reciclagem de acordo com a gestão integrada de RS, essa consiste em um conjunto de ações em que são consideradas as dimensões política, econômica, ambiental, cultural e social com a proposição do desenvolvimento sustentável, buscando soluções para os RS (Brasil, 2010).

Apesar da responsabilidade de coleta e destinação ser atribuído ao poder público, pela PNRS, o gerenciamento destes é de responsabilidade das indústrias e comércios, exceto para os resíduos sólidos urbanos. Estes compreendem os resíduos domiciliares (atividades domésticas em residências urbanas) e os de limpeza urbana (varrição, limpeza de logradouros e vias públicas). No Brasil em 2016, ainda eram dispostos em lixões, aterros controlados e sanitários, ou seja, 74% ou em torno de 51 milhões toneladas/ano de RSU ainda eram dispostos em aterros controlados ou lixões apesar de ter sido neste mesmo ano o prazo máximo para que os municípios tivessem se adequado à PNRS (SNIS, 2016).

Com a finalidade de atender as diretrizes da PNRS, localmente, cada estado promoveu de forma independente sua Lei dos Grandes Geradores, promovendo de forma indireta o desvio de resíduos para aterros sanitários. O Distrito Federal (DF), por meio da Lei nº 5.610/16, versa a respeito da responsabilidade dos grandes geradores de resíduos sólidos em gerenciar seus próprios resíduos, tomando para si o ônus do adequado acondicionamento, coleta, transporte e destinação final. Um município que apresenta de forma similar, é o de São Paulo, através da Lei nº 13.478 (Prefeitura Municipal de São Paulo, 2017).

3.2 GERENCIAMENTO DE RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

No momento atual, é grande a geração de resíduos sólidos, principalmente, em vista do crescimento da população urbana e do acondicionamento dos produtos de consumo em embalagens. No entanto, o crescimento urbano nem sempre ocorre seguido do desenvolvimento urbano, onde envolve a implantação de infraestrutura de abastecimento de água, coleta e tratamento do esgoto, drenagem urbana, coleta e disposição de resíduos sólidos e limpeza urbana (Neves e Tucci, 2008).

Na maioria dos países, o gerenciamento dos resíduos sólidos é normalmente de responsabilidade local, e quase 70% dos países estabeleceram instituições com responsabilidade pelo desenvolvimento de políticas e supervisão regulatória no setor de resíduos. A etapa considerada mais crítica no gerenciamento é a de coleta, em países de baixa renda, a taxa de cobertura é de 48% nas cidades, podendo chegar a 26% fora das áreas urbanas. Um exemplo é a região da África Subsaariana, que coleta cerca de 44% dos resíduos, enquanto que na Europa, Ásia Central e América do Norte, essa taxa de coleta sobe para pelo menos 90% (The World Bank, 2020).

No caso do Brasil, o país é composto por mais de 5 mil municípios que possuem características geográficas, sociais e econômicas distintas. Os serviços de limpeza urbana no Brasil estão inseridos nesse contexto de atuação heterogênea, ao mesmo tempo em que os serviços devem tratar demandas de megalópoles com mais de 5 milhões de habitantes, enfrentando problemas estruturais que decorrem independentemente do tamanho das cidades (Selur, 2016).

A precariedade dos sistemas de limpeza urbana na maioria dos municípios brasileiros pode ser identificada à luz dos dados e informações disponíveis, em que pese a pouca qualidade de muitos deles. Entende-se que o eixo do sistema de limpeza urbana está na estruturação da coleta domiciliar, na limpeza de logradouros públicos e na destinação adequada dos resíduos coletados (Andrade e Ferreira, 2011).

O Ministério das Cidades, através do Programa de Modernização do Setor de Saneamento (PMSS) vem levantando e divulgando indicadores nacionais em saneamento por meio do SNIS (Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento). Este programa, reúne informações e indicadores relacionados a prestação dos serviços de água, esgotos e manejo de resíduos sólidos, contendo aspectos operacionais, administrativos, econômico-financeiros, contábeis e de qualidade dos serviços. Para resíduos sólidos, as informações são fornecidas através dos órgãos gestores dos serviços nos municípios, podendo ser uma autarquia, departamento ou secretaria municipal (SNIS, 2018).

Anualmente, o SNIS apresenta um Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos incorporando os dados enviados pelos municípios. Na edição de 2018, cerca de 3.468 municípios participaram do Diagnóstico, sendo 62,3% do total (SNIS, 2018). Uma das principais informações mencionadas foi quanto a elevada cobertura do serviço regular de coleta domiciliar de resíduos sólidos, de 98,8% da população urbana e 92,1% da população total (Figura 3.2). Quanto à coleta seletiva, cerca de 85,6% dos municípios participantes aderiram à coleta seletiva, representando um total de 151,1 milhões de habitantes.

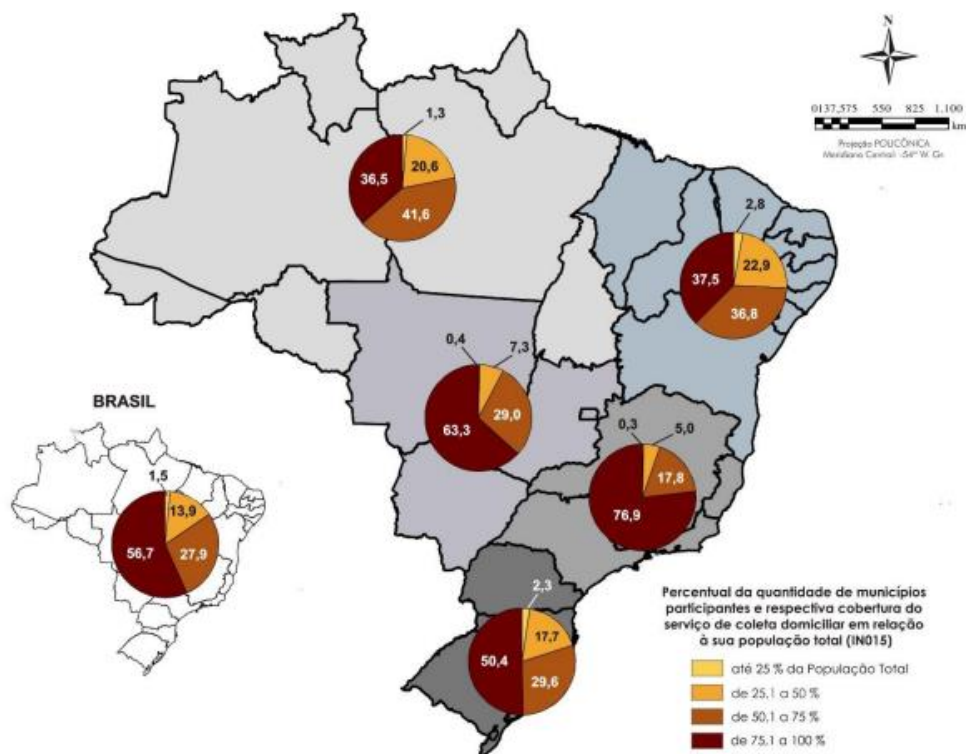


Figura 3.2 - Distribuição dos municípios por faixas de taxa de cobertura de coleta de Resíduos de Coleta Domiciliar (SNIS, 2018).

Em seu Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil 2019, a Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE), revela dados relacionados a gestão dos resíduos sólidos urbanos, como por exemplo, quanto a geração de resíduos no ano de 2019 que foi de 79 milhões de ton, (Figura 3.3), um aumento de 19% comparado com o ano de 2010, sendo 92% dos resíduos coletados. Quanto à destinação, cerca de 59,5% dos resíduos sólidos urbanos foram destinados em aterros sanitários, um equivalente a 43,3 milhões de ton.

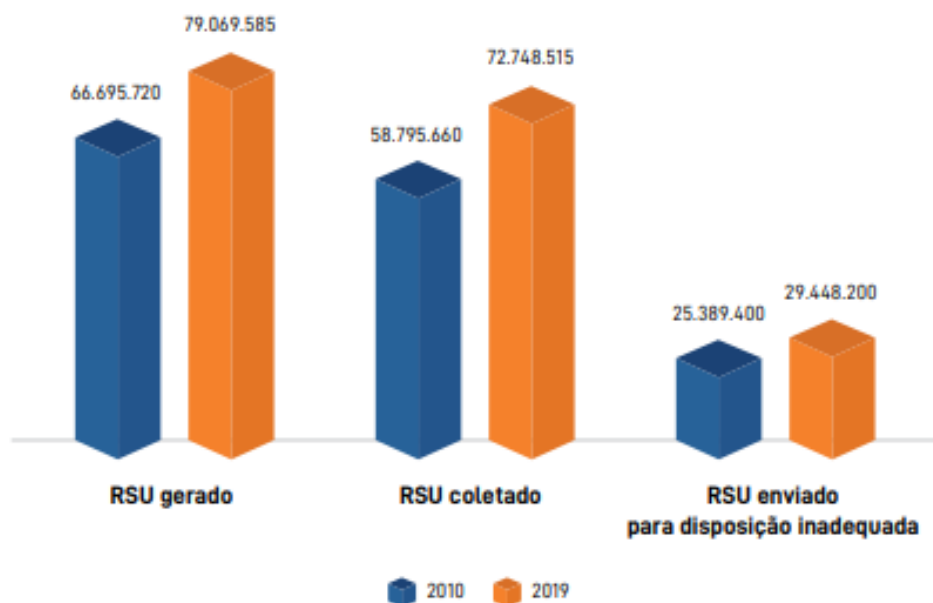


Figura 3.3 – Resíduos Sólidos Urbanos Gerados x Resíduos Sólidos Urbanos Coletados x Disposição Inadequada (ABRELPE, 2020).

Quanto a coleta, foram coletados aproximadamente 72 milhões toneladas por ano de resíduos, aumentando quase 24% comparado ao ano de 2010. Nesse mesmo panorama, foram estimados dados relacionados à coleta seletiva, em que aproximadamente 73% dos municípios brasileiros realizam esse tipo de coleta, sendo que em muitos deles, não se apresentam de forma adequada e não abrangem todos os bairros (ABRELPE, 2020), já no Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos do SNIS (2018), cerca de 38,1% dos municípios realizam coleta seletiva, sendo 37,8% o serviço de porta a porta.

3.2.1 Resíduos Sólidos Orgânicos

Os RSO são constituídos principalmente por restos de vegetais e animais descartados, podendo apresentar diversas origens, podendo ser urbana, agrícola, industrial e de saneamento básico, entre outras. Dentro dos RSU, são a parcela representada pelos restos de alimentos e resíduos de atividades de poda, capina e jardinagem (Franklin, 2002). Faz parte da Fração Orgânica dos RSU (FORSU) por exemplo, resíduos da agroindústria alimentícia, indústria madeireira, frigoríficos e de saneamento básico como lodo de estações de tratamento de esgoto (GIZ, 2018).

Essa fração corresponde a 36,52 milhões de toneladas por ano. Esses resíduos são dispostos, em sua maioria, em aterros sanitários ou lixões, cuja gestão é normalmente realizada pelos

próprios municípios através de autoridades locais, apesar dos cidadãos também poderem ser considerados responsáveis (Zambon, 2018).

A fração orgânica, dentre toda a geração de RSU, se destaca principalmente em países com economias em desenvolvimento, a qual corresponde cerca de 50% a 70% do total, já nos países desenvolvidos essa porcentagem passa a ser de 20% a 40% (Hoornweg e Bhada-Tata, 2012; UNEP, 2015), no Brasil, esse valor representa 51,4% (IPEA, 2012).

A nível global, a fração orgânica corresponde a 44% do total e recicláveis representam 38%. Em países pertencentes a região leste da Ásia e Pacífico, como Coréia do Sul, China e Austrália, a composição de resíduos orgânicos chega ser acima da média global, representando 53%, região que cada vez mais desenvolve programas voltados para a realização da separação na fonte e reciclagem de materiais orgânicos. De forma análoga, temos os países pertencentes à Ásia Central e Europa, em que a parcela orgânica representa cerca de 36% da geração total de resíduos, vindo logo atrás dos resíduos recicláveis, que representam cerca de 40% da totalidade (Kaza et al, 2018).

Quanto à separação dessa fração de resíduos, ainda se encontra dificuldade. Países desenvolvidos, como a Suécia por exemplo, apresenta uma taxa de aproximadamente 25% de RSO que são separados na fonte (residências, por exemplo), valor considerado para o estudo de Bernstad et al (2013), e mesmo após um período de dois anos, onde houve a introdução da reciclagem dos RSO, a taxa se manteve tão baixa quanto antes (Bernstad, 2014).

Na China por exemplo, essa taxa é ainda menor, sendo de 16,9%, valor considerado no estudo de Haibin et al, (2017) para a cidade de Changsha, capital da província de Hunan, em que foram analisados diversos tipos de separação de resíduos. Kawai e Huong (2017), realizou um estudo em Hanoi, Vietnã, onde avaliou-se o comportamento da população frente a separação na fonte de RSO, obtendo uma taxa de 13,8% de um total de 558 domicílios.

No que diz respeito ao tratamento dos RSO, em economias desenvolvidas, vêm evoluindo desde a disposição em aterros sanitários e a incineração, à tratamentos como o Tratamento Mecânico-Biológico (TMB) (compostagem, digestão anaeróbia), a gaseificação, podendo considerar o aproveitamento energético (Bernstad e La Cour Jansen, 2012).

Nos países subdesenvolvidos a utilização do aterro continua sendo a técnica mais utilizada para o tratamento de RSO, pois geralmente este não é segregado das demais frações dos

RSU. Contudo, em muitos países, não há viabilidade para implantar um aterro sanitário, tendo como consequência a disposição em lixões a céu aberto ou despejo em corpos hídricos (Adhikari et al, 2006).

Okot-Okumu e Nyenje (2011) relatam que a matéria orgânica quando disposta no meio ambiente, acaba gerando lixiviado, que é responsável pela contaminação dos corpos hídricos e do solo, o qual apresenta uma elevada concentração de DQO (Demanda Química de Oxigênio), e dependendo do tipo de resíduo, a presença de metais pesados.

Zambon (2018) em seu estudo, realizou uma pesquisa a respeito dos impactos da destinação final dos RSO. Concluindo que i) o custo do sistema de coleta e destinação em geral não é recuperado e ii) a destinação nos aterros contribui para mudanças climáticas, pois os RSO emitem gás metano (CH_4), que possui potencial de aquecimento 28 vezes maior do que o gás carbônico (CO_2) na atmosfera. Contudo, esse efeito pode ser evitado, através do desvio dos RSO dos aterros sanitários pela valorização desses materiais utilizando técnicas de compostagem ou biodigestão. Essa ação tenderia a reduzir as emissões no setor de RSU e seguir as diretrizes da PNRS.

Vale ainda destacar os benefícios da valorização dos RSO, visto que há um grande potencial de ser uma fonte de matéria prima para a produção de fertilizantes orgânicos, químicos, biocombustíveis e energia, especialmente, se produzidos com material de fontes selecionadas (Pereira, 2014).

3.3 TECNOLOGIAS DE TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO FINAL

No momento atual, há uma diversidade de alternativas tecnológicas para o tratamento de RSU. No Brasil, a prática mais utilizada e aceita é a destinação final em aterros sanitários, embora ainda há uma grande quantidade de aterros controlados e lixões espalhados pelo país.

Atualmente há quatro sistemas básicos de tratamento de RSU (triagem, tratamento de resíduos biológicos, incineração e aterro sanitário). Ao longo do tempo, houve uma evolução tecnológica, onde as unidades de triagem evoluíram para o Tratamento Mecânico e Biológico, no tratamento biológico, a compostagem evoluiu para os digestores anaeróbios e as unidades de incineração evoluíram para unidades mais modernas de geração de energia; já os aterros sanitários evoluíram por meio da geração de energia/queima de biogás (Lima, 2012).

Na Tabela 3.1 são apresentadas as principais formas de tratamento dos RSU até 2010, suas evoluções e seus principais produtos.

De uma forma geral, não existem tecnologias de tratamento e destinação final de RSU melhores que outras e sim tecnologias apropriadas em função das características dos resíduos, respeitando os aspectos sociais, ambientais e econômicos do local onde serão implantadas (FADE, 2014).

Tabela 3.1 - Evolução do Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos (Adaptado de Jucá, 2011).

Sistemas Básicos	Processos	Evolução	Produtos
Triagem	Físico	Coleta Seletiva Tratamento Mecânico Biológico (TMB)	Matéria – prima para Reciclagem e Energia
Tratamento Biológico	Biológico	Biodigestores Anaeróbios Compostagem	Composto orgânico e Energia
Incineração	Físico – Químico	Tratamento Térmico	Vapor e Energia elétrica
Aterros Sanitários	Físico, Químico e Biológico	Reator Anaeróbio Tratamento da MO	Biogás (Energia) e Lixiviado

3.3.1 Compostagem

De acordo com Leal (2006), a compostagem vem como uma alternativa de tratamento biológico dos resíduos sólidos orgânicos, podendo ser utilizada não apenas para resolução

de problemas ambientais, mas também para obtenção de fertilizantes orgânicos, gerando benefícios econômicos, sociais e ambientais.

A NBR ISO 13.591 de 1996, define a compostagem como um processo de decomposição biológica da fração orgânica biodegradável dos resíduos, efetuado por uma população diversificada de organismos, em condições controladas de aerobiose e demais parâmetros, desenvolvido em duas etapas distintas: uma de degradação ativa e outra de maturação. Detalhando a ISO, Fernandes e Silva (1999) apresentam a compostagem como uma biooxidação aeróbia exotérmica, de um substrato orgânico heterogêneo, no estado sólido, caracterizado pela produção de CO₂, água, liberação de substâncias minerais e formação de matéria orgânica estável.

Stentiford e Bertoldi (2011) estabelecem a técnica como uma transformação e estabilização da matéria orgânica em condições aeróbias e em estado sólido realizadas por microrganismos. O processo é exotérmico, ou seja, parte da energia é utilizada para que os microrganismos digiram a matéria orgânica (50-60%) e outra parte é perdida na forma de calor.

A compostagem pode ser realizada através de diversos métodos, o que vai definir são os diferentes fatores (umidade, aeração, temperatura, entre outros). Pesquisadores da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) criaram um método específico e adaptado à realidade brasileira - Método UFSC, que consiste na realização da compostagem termofílica em leiras estáticas com aeração passiva. As principais características do método são como o próprio nome diz, a realização da compostagem em fase termofílica (temperaturas acima de 45 °C) em leiras que são revolvidas através de aeração por convecção natural, ou seja, não há necessidade de equipamentos para a ação (MMA, 2017).

De acordo com Bidone (1999), Fernandes e Silva (1999) e Stentiford e Bertoldi (2011), os principais parâmetros físico-químicos no processo de compostagem são: aeração, temperatura, umidade, pH, tamanho das partículas, relação C/N, tipos de microrganismos.

No processo de compostagem, os microrganismos transformam a matéria orgânica em água, biomassa, CO₂, calor e húmus como produtos finais (Figura 3.4). A capacidade dos microrganismos de assimilar a matéria orgânica depende da sua competência em produzir as enzimas necessárias para a degradação do substrato. Esses microrganismos precisam de uma fonte de carbono e de macronutrientes (N, P e K). O carbono serve principalmente como

fonte de energia, sendo que parte dessa energia é utilizada para o metabolismo dos microrganismos, o restante é liberado em forma de calor.

O nitrogênio, componente dos ácidos nucléicos, aminoácidos, proteínas, enzimas necessárias para o crescimento celular, acaba sendo um fator crítico na compostagem, quando em excesso o N acaba muitas vezes sendo perdido do sistema como gás amônia e quando em déficit acaba sendo um fator limitante, tornando o processo lento (Golueke, 1991).

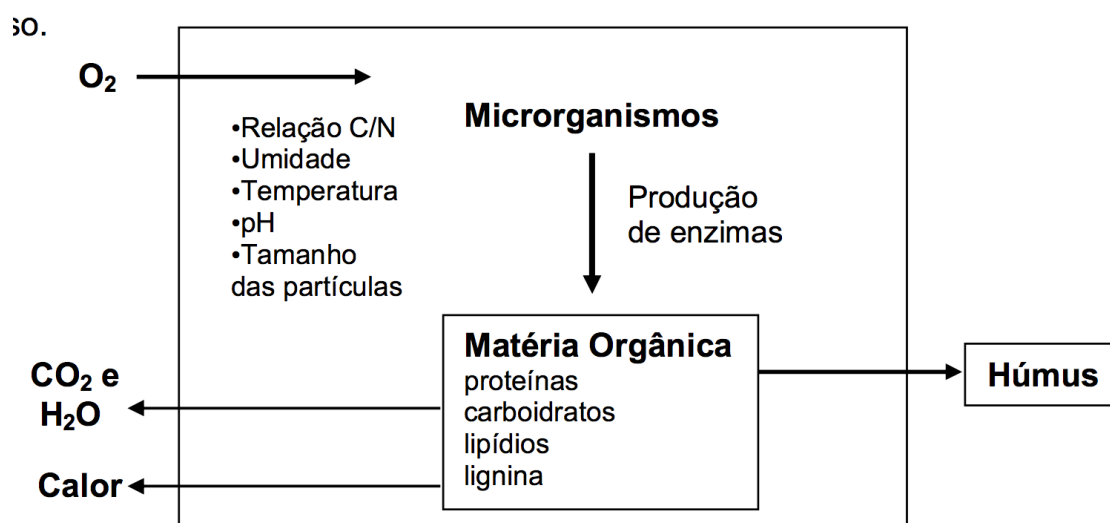


Figura 3.4 - Processo de Compostagem (adaptado de Tuomela et al 2000).

A quantidade de N exigida por unidade de C varia com os tipos de microrganismos envolvidos no processo (Peixoto, 1988). Diversas pesquisas afirmam que a relação C/N ideal para realizar a compostagem está entre 15/1 e 35/1 (Kiehl, 2004; Lourenço, 2014). Contudo, outros estudos apresentaram relações de C/N diferentes quando utilizaram diferentes fontes de dejetos e resíduos de produção animal e vegetal, tendo uma alta variabilidade, chegando até 513/1.

No caso da compostagem, constataram que a relação C/N não poderá ser um valor absoluto, e sim que deve a mesma irá variar a partir das características do material a compostar. Silva (2005) afirma que além da natureza do material, o modo como está sendo conduzida, também afeta de a concentração de C total durante o processo de compostagem.

De acordo com Peixoto (1998) o tempo total de compostagem normalmente varia em torno de 3 a 4 meses distribuídos dessa forma (Figura 3.5):

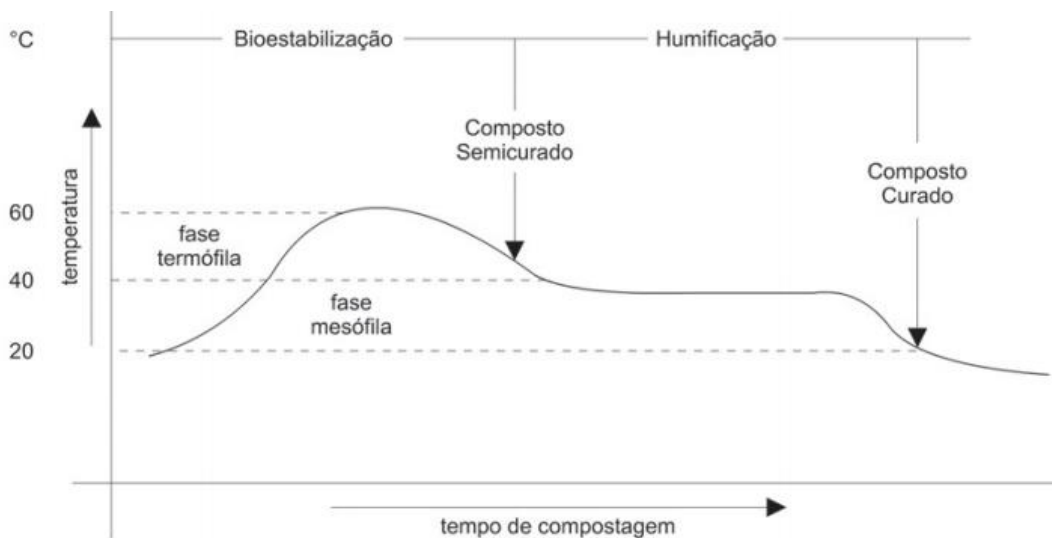


Figura 3.5 - Fases da Compostagem (D'Almeida e Vilhena, 2000).

- i. Fase I - Fase Mesofílica Inicial: início da decomposição da matéria orgânica, liberação de calor e vapor d'água, fitotoxicidade com formação de ácidos (acético, fórmico, propiônico, butírico, capróico e cáprico) e toxinas de curta duração;
- ii. Fase II - Fase Termofílica de Semicura ou Bioestabilização: ocorrência das reações bioquímicas mais intensas. A duração da fase termofílica depende de fatores ambientais, da natureza dos resíduos, do tamanho e natureza da população microbiana, do balanço de nutrientes e do tipo de processo escolhido;
- iii. Fase III - Fase de Resfriamento: dura em torno de 2 a 5 dias;
- iv. Fase IV - Fase de Cura, Maturação ou Humificação: formação de ácidos húmicos e de mineralização, dura em torno de 30 a 60 dias.

Na compostagem, um fator a ser considerado é a qualidade do composto orgânico gerado. A Resolução CONAMA Nº 01/2009, de 15 de dezembro de 2009, dispõe da regulamentação da produção, distribuição e aplicação do composto orgânico de resíduos sólidos na agricultura.

Outro padrão de qualidade a ser considerado, é quanto ao enquadramento nos padrões estabelecidos pela Instrução Normativa DAS N° 27 de 5 de junho de 2006, que dispõe sobre a importação ou comercialização, para produção de fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes.

A Tabela 3.2 apresenta análises laboratoriais de compostos orgânicos produzidos no SLU e encaminhadas pela Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Distrito Federal (EMATER - DF) no ano de 2018.

Tabela 3.2 - Tabela comparativa entre resultados das amostras do SLU e Resolução CONAMA 01/2009 e IN SDA 27/2006.

Parâmetro	Resultados Amostras					CONAMA 01/2009	IN SDA 27/2006
	1	2	3	4	5		
As (mg/Kg)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	20	20
Cd (mg/Kg)	8,59	7,23	4,25	3,56	3,09	13	3
Cr VI (mg/Kg)	10,15	9,08	2,66	1,74	2,36	500	2
Pb (mg/Kg)	45,02	26,74	23,62	10,67	16,35	250	150
Hg (mg/Kg)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	4	1
Ni (mg/Kg)	10,42	7,66	6,31	3,71	5,51	210	70
Se (mg/Kg)	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	8	80
Coliformes Termotolerantes (NMP/g de MS)	A	300	180	240	60	103 (NMP/g de ST)	1.000
Ovos viáveis de helmintos (n° por 4g de ST)	A	A	A	A	A	1	1
Salmonella sp (10g de MS)	A	A	A	A	A	A	A
Materiais inertes V, P, M – retidos em peneira >2mm (% em MS)	13	18,4	24,1	26,8	28,3	N/A	0,5%
Materiais inertes Pedras – retidas em peneira >5mm (% em MS)	41,8	41,2	27,9	50,2	37,4	N/A	5%

Legenda: A: Ausência; MS – matéria seca; ST – sólidos totais; NMP – número mais provável; Materiais inertes V, M, P – Materiais inertes vidros, plásticos, metais.

3.3.2 Digestão Anaeróbia

Processo biológico natural com a utilização de microrganismos para realizar a quebra do material orgânico na ausência de oxigênio (Ferreira, 2015), a digestão anaeróbia tem como vantagens a produção de fertilizante e a de biogás, que possui potencial energético para a geração de energia elétrica.

A digestão anaeróbia ocorre em biodigestores, estes possuem diversos modelos, alguns que dependem do tipo de aplicação, outros do nível tecnológico disponível. Os digestores anaeróbicos são classificados de acordo com uma grande variedade de critérios, tais como, inóculo utilizado, forma de alimentação, teor de umidade, a temperatura, número de estágios de operação, entre outros (Victorino, 2017).

No Brasil, devido as condições de coleta seletiva de RSU existentes, as tecnologias via digestão seca são mais apropriadas comparadas com as de via úmida, já que são mais sensíveis à presença de impurezas, caso houvesse a segregação na fonte dos RSO, poderia utilizar-se a via úmida (PROBIOGÁS, 2015). A Tabela 3.3 apresenta uma comparação entre as tecnologias de digestão anaeróbia.

Chernicharo (2007) considera a digestão anaeróbia como um processo de dois estágios. No primeiro estágio, um grupo de bactérias facultativas e anaeróbias formadoras de ácidos (fermentativas), convertem os compostos orgânicos complexos em compostos mais simples. No segundo, acontece a conversão de ácidos orgânicos (CO_2 e H_2) em produtos finais gasosos, como o CH_4 e CO_2 . Nesse segundo estágio, o processo ocorre por meio de um grupo especial de organismos estritamente anaeróbios (arqueas metanogênicas), que são muito sensíveis às variações nas condições ambientais e possuem uma baixa taxa de crescimento quando são comparadas aos demais grupos de microrganismos que participam do processo anaeróbio, sendo consideradas um fator limitante no processo de digestão como um todo.

Tabela 3.3 - Tecnologias para produção de biogás com resíduos municipais (Adaptado de PROBIOGÁS, 2015).

Tecnologias			
	DA Seca Descontínua Garagem	DA Seca Contínua	DA Úmida Contínua
Requisitos	Substratos mistos relativamente secos, pouco selecionados, com alto teor de impurezas (Sólidos Totais > 35%).	Substrato misto separado com trituração e, eventualmente, umidificação com água (Sólidos Totais > 25%).	Substratos com teor de umidade mais alto, bem separados, nível aceitável de impureza <5% (Sólidos Totais < 15%).
Oportunidade de aproveitamento de biogás			
Vantagens	Comparada com a digestão contínua: pouca preparação do substrato; baixa utilização de energia.	Comparada com a digestão descontínua: maior eficiência energética; alta estabilidade; controle das emissões de CH ₄ .	Alta taxa de produção de biogás; alta estabilidade; controle das emissões de CH ₄ ; material digerido utilizável na agricultura.
Desvantagens	Alta demanda de área; maiores emissões de CH ₄ ; grande quantidade de resíduo gerado.	Desgaste dos equipamentos mecânicos; alimentação contínua, de armazenagem dos resíduos.	Separação e preparação do substrato exigentes; desgaste dos equipamentos mecânicos; fluxo exige volume de armazenamento;

Para a escolha da tecnologia de tratamento, deve-se considerar a necessidade ou não de um pré-tratamento dos substratos, como também a área disponível e os custos relativos, visto que esta etapa pode encarecer o processo (PROBIOGÁS, 2015).

As duas fases principais do processo de digestão podem ser subdivididas em quatro etapas, apresentadas a seguir (Figura 3.6).

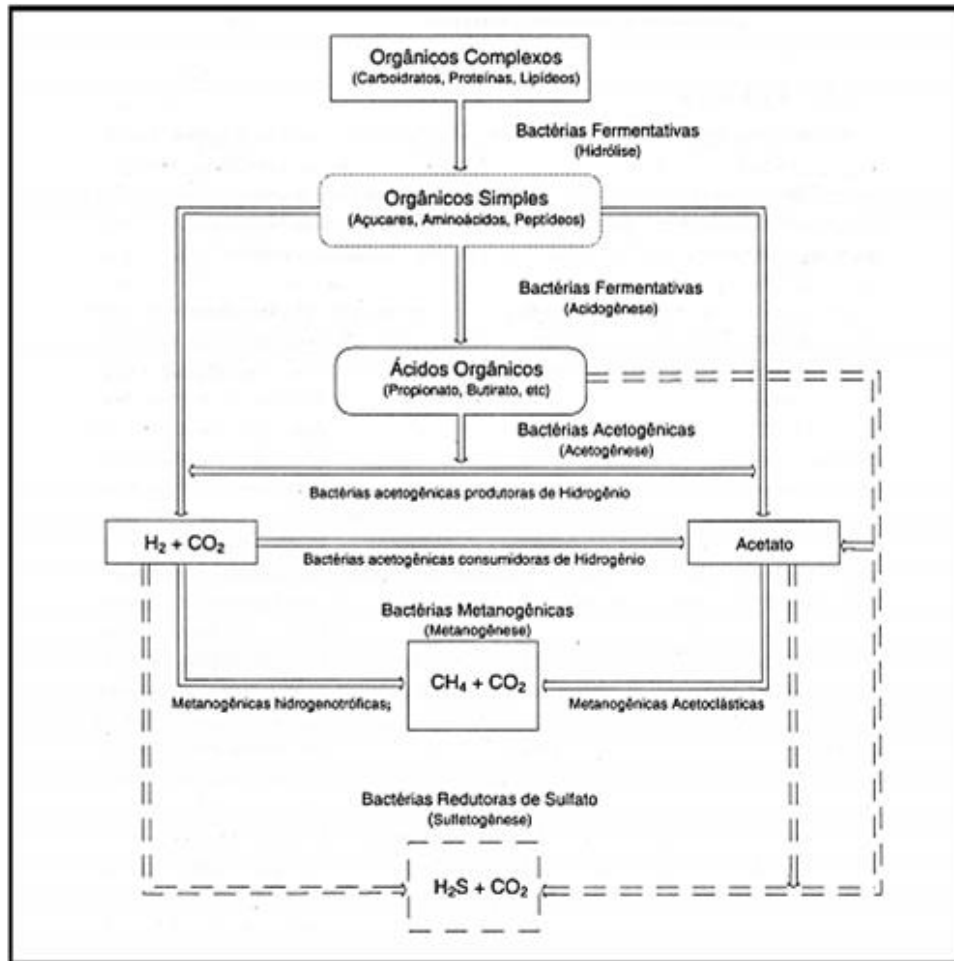


Figura 3.6 - Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbica com redução de sulfato (Chernicharo, 1997).

Hidrólise: Como as bactérias fermentativas não conseguem adquirir os compostos orgânicos complexos (ácidos nucleicos, lipídeos, polissacarídeos, proteínas), e com isso, acabam liberando enzimas hidrolíticas extracelulares, estas que são capazes de transformar a matéria orgânica complexa em substâncias com menor massa molar e complexidade (aminoácidos, glicerol, monossacarídeos, purinas).

Acidogênese: Os produtos produzidos na etapa anterior são utilizados pelas bactérias fermentativas, e são convertidos em compostos mais simples (ácidos graxos voláteis, ácido láctico, álcoois, NH_3 , CO_2 , H_2 e H_2S) que serão expelidos pelas bactérias.

Acetogênese: Nessa etapa, as bactérias acetogênicas oxidam os produtos gerados na etapa anterior em acetato, H_2 e CO_2 . Esses produtos são imprescindíveis para o metabolismo das arqueas metanogênicas da etapa seguinte.

Metanogênese: A última etapa do processo é realizada pelas arqueas metanogênicas. Existem dois grupos de arqueas metanogênicas que participam dessa etapa, as acetoclásticas, que utilizam o acetato para transformá-lo em CH₄ e CO₂; e as hidrogenotróficas, que conseguem produzir CH₄ através de CO₂ e H₂.

Sulfetogênese: Essa etapa ocorre após a metanogênese dependendo da composição química do composto que será tratado. Nessa etapa, o sulfato e outros compostos à base de enxofre são utilizados como aceptores de elétrons por bactérias sulforredutoras durante o processo de oxidação dos compostos orgânicos, e são reduzidos a sulfetos. Nessa redução, as bactérias utilizam muitos dos compostos intermediários, formados nas rotas metabólicas das fases anteriores, e passam a competir pelos substratos disponíveis com as outras bactérias (fermentativas, acetogênicas) e as arqueas metanogênicas.

O monitoramento de variáveis é importante para o controle do processo da digestão anaeróbia como, por exemplo, temperatura, pH, taxa de carregamento orgânico, nutrientes, produção e composição do teor de metano no biogás é fundamental para garantir a boa relação entre os estágios da digestão (Rajeshwari et al, 2000).

Na digestão anaeróbia, cerca de 50 a 80% do total de matéria orgânica que entra no sistema é convertido em biogás, em que pode ser aproveitado o potencial energético do CH₄ (Chernicharo, 2007). Pode-se considerar uma faixa de 60 a 85% de CH₄ presente no tratamento de efluentes domésticos (Rasi et al, 2011). Segundo Deublein e Steinhäuser (2008), as faixas de produção de gases são as seguintes: 55-70% CH₄, 30-45% CO₂, com pequenas quantidades de H₂S e NH₃.

3.3.3 Co-Digestão Anaeróbia

A co-digestão anaeróbia é a digestão que ocorre simultaneamente entre dois ou mais substratos (Astals *et al.* 2011). Esse tipo de tratamento é utilizado para melhorar os rendimentos da digestão anaeróbia de RSO, sendo as principais vantagens a diluição de compostos tóxicos, o aumento da carga de matéria orgânica biodegradável, um melhor equilíbrio de nutrientes, o efeito sinérgico de microrganismos e um melhor rendimento de biogás (Khalid *et al.* 2011).

Conhecida também como biometanização, esse tipo de tratamento de resíduos orgânicos vem ganhando cada vez mais espaço, principalmente na União Europeia, segundo Kelleher (2007), essa que após a implementação da Diretiva Europeia 1999/31 que alterada pelo Regulamento 1882/2003 do Parlamento europeu e do Conselho, determinou que os Estados Membros reduzissem de forma gradativa a concentração de RSU orgânicos que são destinados aos aterros, sendo que a matéria orgânica remanescente precisaria sofrer algum processo de estabilização.

Em Portugal, por exemplo, foi estabelecido por meio do Decreto 183/2009 que até julho de 2013 os RSU orgânicos destinados ao aterro sanitário deveriam ter uma redução de 50% do peso total dos RSU orgânicos gerados em 1995 e até julho de 2020 essa redução seria de 35%.

É uma alternativa vantajosa do ponto de vista de otimizar as condições técnicas do processo, como a melhora na relação C/N, a estabilização do pH, a melhora na estrutura do substrato e o aproveitamento da capacidade do digestor (Iacovidou *et al.* 2012). O mesmo apresenta uma alternativa de co-substrato a ser utilizado em conjunto com o lodo de esgoto, no caso é a fração orgânica de resíduos sólidos urbanos. Comumente, é utilizado lodo como substrato principal que é misturado com uma porção menor de outro substrato.

Braun (2002) menciona que a adição de 5 a 20% de ST de um co-substrato resulta em uma melhora da produção de biogás entre 40 e 200%.

Já no estudo de Pinto (2000), o mesmo avaliou a digestão anaeróbia de RSO inoculada com percolado de digestor anaeróbio e verificou que a concentração de ST que representou o maior desempenho foi de 13%. Kim et al. (2003) estudaram a produção de CH₄ em condições mesofílicas e termofílicas na Coreia, e verificaram que a proporção de mistura de 50% de RSO e 50% de lodo de esgoto elevou a produção de CH₄ em 85% na condição mesofílica e 71% na termofílica. Borowski e Kubacki (2015) realizaram um estudo avaliando a digestão anaeróbia dos RSO co-digeridos com lodo de esgoto. O autor observou uma produção de 494 l/kgSTV de biogás quando realizou a co-digestão na proporção 1:1 em condições mesofílicas.

Demirekler e Anderson (1998), recomendam que há uma relação entre lodo e FORSU de 80 pra 20 em sólidos totais. Sosnowski et al. (2002) em seu estudo, utilizou uma proporção em volume de 75% de lodo de esgoto e 25% de FORSU, em regime batelada e sob condições termofílicas obtendo um volume de biogás duas vezes maior do que o obtido tratando somente lodo de esgoto nas mesmas condições.

Carneiro (2009) apresenta algumas limitações quanto à aplicação da co-digestão e à escolha dos co-substratos, visando aumentar a produção de biogás por unidade de massa de resíduo:

- i) Não introduzir altas cargas de microrganismos patogênicos;
- ii) Não inviabilizar potenciais aplicações do lodo digerido, devido à introdução de metais pesados e outros elementos;
- iii) Não condicionar qualquer tratamento adicional necessário para proporcionar uma destinação final adequada aos produtos do processo de digestão anaeróbia.

Assim sendo, a escolha dos resíduos a serem utilizados na co-digestão anaeróbia deve ser baseada nas características físico-químicas tanto dos resíduos utilizados quanto da mistura composta pelos mesmos.

3.3.4 Aterro Sanitário

De acordo com a ISO 8.419 de 1984, aterro sanitário é uma técnica de disposição de resíduos sólidos no solo, não causando danos à saúde e à segurança pública, minimizando os impactos ambientais. Este método utiliza princípios de engenharia para confinar os resíduos à menor área possível e reduzir ao menor volume permissível, cobrindo-os com uma camada de terra no fechamento de cada jornada de trabalho, ou em intervalos menores, se necessário (ABNT, 1992). Complementando, Tchobanoglous e Kreith (2002) definem aterro sanitário como um reator bioquímico em que as principais entradas são os RS e água e as principais saídas são o biogás e o lixiviado. Após disposto no aterro, os resíduos sofrem transformações físicas, químicas e biológicas, sendo que a formação de gases é a transformação mais notável devido aos processos microbiológicos ocorridos.

De acordo com Bidone (1999) quando um aterro sanitário é executado de forma adequada com relação a disposição de RS, são evitados problemas como a proliferação de vetores, a fixação de famílias de catadores que passam a triar o material para posterior reaproveitamento e a poluição dos corpos hídricos (superficiais e sub-superficiais) que ocorrem através do percolato gerado (mistura do chorume com a água da chuva).

Diversos impactos ambientais podem ser gerados através do aterro sanitário, sendo geralmente devido ao seu mau gerenciamento (Gandolla et al, 1997). Pode-se destacar como principais impactos ambientais o tráfego de veículos pesados e tratores que emitem ruídos e poluentes atmosféricos; liberação de gases, odores e material particulado; degradação do meio biótico; geração de percolato ou chorume (líquido resultante da decomposição anaeróbia do RSO); contaminação do solo através dos metais pesados, sais, hidrocarbonetos clorados e patógenos presentes; poluição dos corpos hídricos (Banco Mundial, 1994).

Até o momento, a disposição em aterros sanitários de resíduos sólidos ainda é a forma mais utilizada no Brasil e no mundo, e os impactos mais comuns para o ar são as emissões odoríferas (odores) e poluentes atmosféricos, constituídas principalmente de gases de efeito estufa (GEE) (Galvão, 2019 *et al* apud Conte *et al*, 2018).

Formação de Biogás

Um dos principais fatores que influenciam na geração do biogás é a decomposição dos resíduos. De acordo com Tchobanoglous et al (1993) e Bidone (1999), a formação de biogás ocorre através de cinco fases (Figura 3.7).

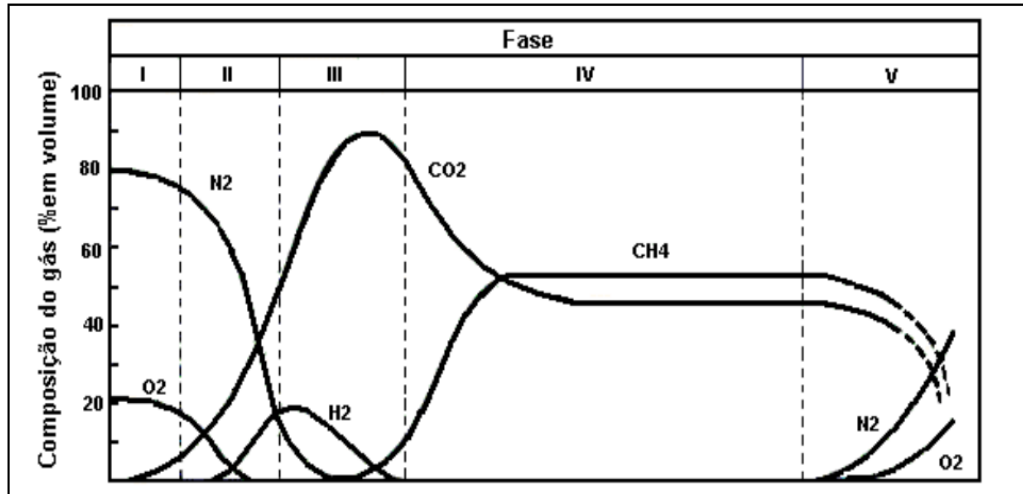


Figura 3.7 - Fases do processo de formação de gases em Aterro Sanitário (Tchobanoglous et al. 1993).

- i) Fase I - Fases de ajuste inicial: nessa fase ocorre a decomposição biológica da matéria orgânica em condições aeróbias devido à quantidade de ar que é enterrado juntamente com o resíduo;
- ii) Fase II - Fase de transição: o O₂ é consumido e as condições anaeróbicas se desenvolvem. Ocorre a conversão de matéria orgânica em ácidos orgânicos e outros produtos intermediários. Nesta fase predomina a formação de CO₂ e H₂, conhecida como fase acidogênica.
- iii) Fase III – Fase ácida: as reações que iniciaram na fase de transição são aceleradas com a produção de quantidades significativas de ácidos orgânicos e quantidades menores de H₂. O CO₂ é o principal gás gerado durante esta fase e os microorganismos envolvidos nesta conversão (não metanogênicos), são constituídos por bactérias anaeróbias estritas e facultativas. Conhecida como fase acetogênica devido ao fato de ocorrer a conversão de ácidos orgânicos em ácido acético (CH₃COOH).
- iv) Fase IV - Fase metanogênica: predominância de microrganismos estritamente anaeróbios (metanogênicos). A formação do CH₄ e dos ácidos ocorrem simultaneamente, mesmo com a redução considerável da taxa de formação dos ácidos.
- v) Fase V - Fase de maturação: nesta fase há uma grande quantidade do material orgânico biodegradado e convertido em CH₄ e CO₂. A taxa de geração do gás

diminui significativamente, devido a maioria dos nutrientes disponíveis ter sido consumida nas fases anteriores e os substratos que restam no aterro possuem degradação lenta. Dependendo da suscetibilidade do aterro, pequenas quantidades de N_2 e O_2 podem voltar a ocorrer.

O biogás de aterro sanitário de RSU é composto por diversos gases, sendo o CH_4 e o CO_2 os seus principais constituintes. A Tabela 3.4 apresenta os valores de sua composição.

Tabela 3.4 - Composição de gases do biogás (Motta, 1986).

Gás	H_2	O_2	N_2	CO	CO_2	H_2S	H_2O	CH_4
Concentração (%)	1 – 10	0,1 – 1	0,5 – 3	0,1	35 – 45	0,1	Variável	50 – 70

A USEPA (1991,1996) apresenta diversos fatores que influenciam na taxa de geração de biogás, tais como: a composição dos resíduos: quanto maior a taxa de matéria orgânica, maior o potencial de geração; o ambiente anaeróbio: é de extrema importância criar condições anaeróbicas, essas por meio da cobertura dos resíduos com terra ou argila; umidade: uma umidade entre 60-90% pode aumentar na geração dos gases; acidez: as metanogênicas possuem maior produtividade quando está em meio com pH entre 6,8 e 7,2; temperatura: a temperatura ideal para a digestão anaeróbia está entre 29 e 38 °C (mesofílicas) e 49 a 70 °C (termofílicas).

Recuperação Energética de Biogás

A utilização do biogás para geração de energia, além de ser uma forma de aproveitamento sustentável, este subproduto da disposição dos RS, também evita que o CH_4 contido nele seja emitido para a atmosfera (MMA, 2010).

Devido ao poder calorífico do biogás, sua utilização como combustível para processos de combustão é ampla, permitindo a economia de combustíveis fósseis através da obtenção de uma quantidade equivalente de energia (Beigl et al, 2008). O poder calorífico do CH_4 é da ordem de 36 MJ/m³, sendo a produção específica de energia por tonelada de RSU gerenciada, segundo o Ministério de Minas e Energia (2014) é de cerca de 0,109 MWh/t. Alves (2008) diz que a porcentagem de CH_4 é a principal característica que influencia no poder calorífico do biogás, no caso, o poder calorífico do biogás aumenta à medida que aumenta a porcentagem de CH_4 .

Outro fator de extrema importância é o teor de umidade, sua variação pode ocasionar na diminuição da temperatura da chama e conseqüentemente o poder calorífico e os limites de inflamabilidade (Pecora et al., 2008). Zilotti (2012) mostra que na combustão de 1 Nm³ de biogás (65% de CH₄), há uma liberação de 23,4 MJ de calor, enquanto 1 Nm³ de CH₄ produz 36 MJ.

Segundo o IPCC (2006) a Alemanha apresenta um potencial de geração de 1600 MegaWatts, seguido dos Estados Unidos com potencial de 1500 MW. Themelis e Ulloa (2007) estimaram que o Brasil tem um potencial de geração de cerca de 660 MWh de energia elétrica a partir de aterros sanitários, assumindo uma taxa de 50 Nm³ de CH₄/tonelada de resíduos, entretanto, de acordo com a Agência Nacional de Energia Elétrica – ANEEL (2018), cerca de 68 MWh de energia é produzido no Brasil por meio do uso do biogás de aterros sanitários.

Pecora *et al.* (2012) realizou um estudo de aproveitamento energético de biogás em alternativas de tratamento e disposição final de RSU e verificaram uma produção de energia elétrica que pode variar entre 145 kWh/tonelada RSU no aterro sanitário e 228 kWh/tonelada RSU no TMB.

Para se ter um maior rendimento energético e a vida útil do sistema de conversão do CH₄ em energia elétrica, é imprescindível instalar filtros purificadores de biogás na saída de gás. Esses filtros removem a umidade, já que o vapor d'água absorve parte da energia que é gerada na combustão do CH₄, o H₂S que é responsável pela corrosão no sistema e o CO₂, gás inerte que reduz o poder calorífico do biogás (Coelho et al., 2006; França Junior, 2008; Varnero et al., 2012).

Purificação do Biogás

No que diz respeito ao potencial calorífico do biogás, o grau de pureza e a concentração de metano são os principais fatores a serem considerados, podendo o mesmo variar entre 15 e 30 MJ Nm⁻³ (Abatzoglou e Boivin, 2009).

Com relação aos contaminantes que afetam o potencial energético do biogás, se destacam o sulfeto de hidrogênio (H₂S), o dióxido de carbono (CO₂) e a amônia (NH₃) (Beil; Beyrich, 2013).

Um ponto importante a ser considerado é quanto à saúde humana e toxicidade, sabe-se que a uma contínua exposição à baixa concentração de H₂S (15- 50 ppm) sucede a uma irritação da mucosa no trato respiratório, podendo originar dores de cabeça, tonturas e náusea, quando elevadas (200-300 ppm), podem ocasionar paradas respiratórias, sendo consideradas fatais quando há exposições acima de 700 ppm por mais de 30 minutos. (MSDS, 1996). Outra desvantagem da presença do H₂S é que a corrosão em tanques de armazenamento, tubulações metálicas, deteriorando a infraestrutura de produção do biogás (Garcia-Arriaga et al., 2010).

Quanto aos outros contaminantes, a presença do CO₂ interfere de modo direto por ser inerte em termos de combustão e por ocupar volume (Silva e Mezzari, 2018). A NH₃ possui propriedades corrosivas e tóxicas, em processos de combustão incompleta, há a liberação de óxidos de nitrogênio (NO_x) contribuindo na formação de chuva ácida e na ocorrência de problemas respiratórios (Latha e Badarinath, 2004).

Diante da situação, é necessária a inserção de tecnologias de tratamento do biogás para obter-se um combustível de qualidade, podendo ser eficientemente convertido em energia térmica, elétrica e/ou mecânica. Neste momento, se tem como objetivos, através dos processos de tratamento e purificação do biogás, o ajuste do poder calorífico, a remoção de contaminantes, a purificação do biogás e uma maior concentração do biometano (Silva e Mezzari, 2018).

O seu aproveitamento também promove a redução de emissão GEEs, por conta do Potencial de Aquecimento Global (PAG) do CH₄ ser 28 vezes superior ao do CO₂, com isso, a combustão do CH₄ para produzir energia pode reduzir a tonelada de CO₂eq lançado para a atmosfera (IPCC, 2014). A Figura 3.8 sintetiza o processo de tratamento do biogás para cada tipo de uso final.

Para a geração de energia, a escolha do equipamento está vinculada à quantidade de geração de biogás e à sua eficiência. Segundo Deublein e Steinhauser (2011), as unidades de cogeração, *Combined Heat and Power* (CHP) são as mais comuns em plantas de biogás, já que permitem a geração de calor e energia combinados. O CHP consiste de um motor de combustão e um gerador acionado por este motor, gerando energia elétrica (PROBIOGÁS, 2015). De acordo com estes autores, a eficiência total está entre 85-90% em equipamentos modernos, contudo, a eficiência de geração de energia elétrica ainda é baixa, chegando no máximo a 40%, ou seja, a partir de 1m³ de biogás será produzida até 2,4 kWh de eletricidade (Figura 3.8).

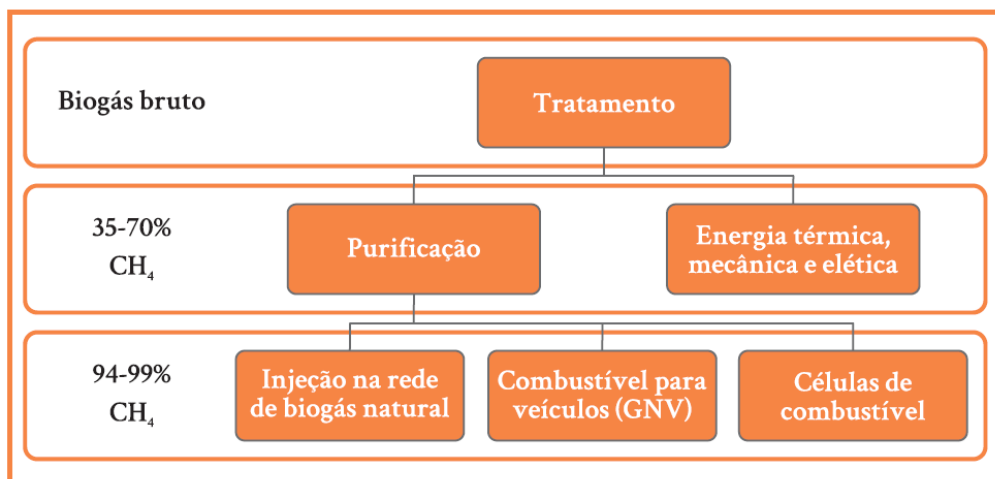


Figura 3.8 - Etapas de tratamento e purificação do biogás para concentração do biometano de acordo com o seu uso final (Silva e Mezzari, 2018).

3.4 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

As ideias pioneiras do conceito de ciclo de vida surgiram a partir do desenvolvimento das REPAs, *Resource and Environmental Profile Analysis* (Análises de Perfil Ambiental e de Recursos) conduzidas no final da década de 1960 e início da década de 1970 (Hunt *et al.* 1992). Durante a década de 1970, houve uma elevação no preço do barril de petróleo em função do boicote internacional organizado pela OPEP causando uma crise global em relação ao consumo de recursos energéticos. Diante disso, viu-se a necessidade da melhor utilização dos recursos naturais, iniciando assim, diversos estudos voltados para a análise da cadeia produtiva com o objetivo de minimizar a utilização de matérias-primas não renováveis (Goldemberg and Moreira, 1999).

A partir da década de 1980, foram reduzindo estudos relacionados com o conceito de ciclo de vida devido à atenuação da crise do petróleo. Apenas no final da década que voltaram os olhos para este conceito, e no início dos anos 1990 a *Society of Environmental Toxicology and Chemistry* (SETAC) padronizou uma metodologia relacionada com a Avaliação do Ciclo de Vida, criando modelos para sumarizar a análise de impactos ambientais. A partir dessa padronização foram surgindo as normas da série 14040 relacionadas com ACV.

Segundo Goedkoop e Spriensma (2001), Avaliação do Ciclo de Vida é uma metodologia para avaliar os impactos ambientais que estão associados a um produto, processo ou serviço, “do berço ao túmulo”, desde a extração de matérias-primas até a disposição final dos

resíduos sólidos. McDougall *et al.* (2001) apresenta a ACV como uma ferramenta amplamente utilizada para avaliar o impacto ambiental dos ciclos de vida de produtos, processos tecnológicos, bem como sistemas de gerenciamento e tratamento de resíduos e processos para descarte e reciclagem.

Segundo o Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (UNEP, 1996), há três principais razões em se utilizar a ACV: (1) é orientada para produtos: cobre áreas que não são analisadas na avaliação de risco, na avaliação de impacto ambiental e em outras ferramentas não integradas; (2) é integrativa, ou seja, permite integrar todos os problemas ambientais consequentes de um produto/serviço durante todo seu ciclo; (3) é científica e quantitativa: desenvolvida para viabilizar informações mais objetivas para sustentar o processo de tomada de decisão.

A ACV pode auxiliar na identificação de oportunidades para obter uma melhora com relação aos aspectos ambientais dos produtos em vários aspectos do seu ciclo de vida: na tomada de decisões, na seleção de indicadores relevantes de desempenho ambiental e no marketing (NBR ISO 14040).

Há diversas aplicações da ACV, entre elas a sua utilização para estimar as cargas ambientais de sistemas de águas residuais e de tratamento de resíduos sólidos (Linderholm *et al.* 2012). Destaca-se também sua utilização na avaliação dos impactos ambientais potenciais de sistemas de gestão de resíduos sólidos, como ferramenta para comparar o desempenho de tecnologias de tratamento e de cenários alternativos (Bovea *et al.* 2010; Liamsanguan *et al.* 2008).

3.4.1 Estrutura da Avaliação de Ciclo de Vida

A ACV é conduzida basicamente em três estágios: (a) identificação e quantificação das cargas ambientais envolvidas, ou seja, materiais e energia utilizados e também as emissões e resíduos gerados; (b) análise e avaliação dos potenciais impactos ambientais e (c) análise das oportunidades disponíveis para promover a melhoria do ambiente (UNEP, 1996).

A NBR ISO 14040 apresenta de um modo mais detalhado a divisão de etapas da ACV: a definição de objetivo e escopo, análise de inventário, avaliação de impacto e interpretação (Figura 3.9). Conforme Zocche (2014), as principais restrições vistas na utilização da ACV foram: (a) possível subjetividade na natureza das escolhas e definições estabelecidas; (b)

limitações procedentes das suposições dos métodos empregados para a Inventário de Ciclo de Vida e dos modelos preditivos de Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida; (c) resultados enfocando questões globais podem não ser viáveis para aplicações locais; (d) limitação devido ao acesso e a disponibilidade de dados; (e) introdução de incertezas nos resultados da ACV pela falta de dimensões espaciais e temporais dos dados inventariados usados na avaliação dos impactos sobre o ambiente.

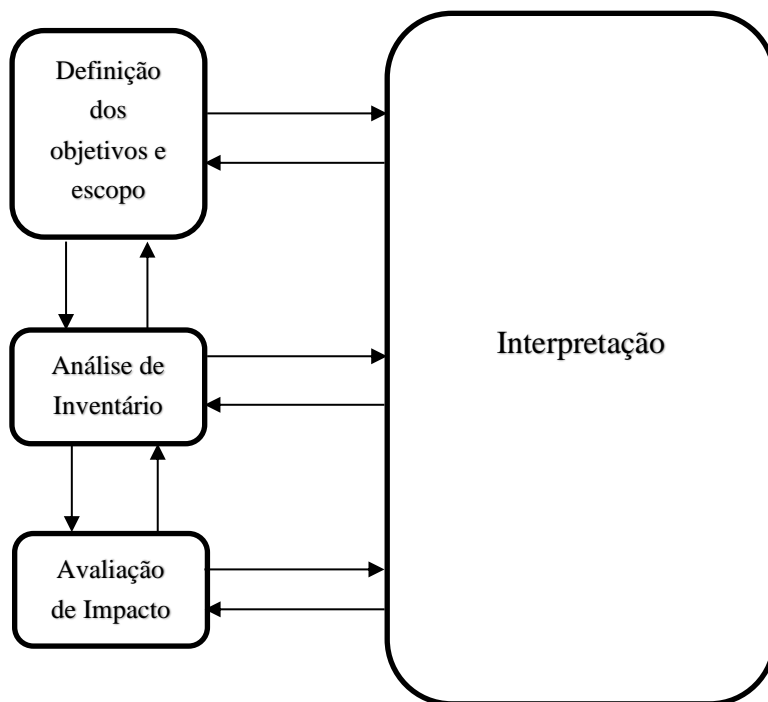


Figura 3.9 - Fases de uma ACV (adaptado de ISO 14040).

De acordo com a NBR ISO 14040, devem conter, os limites do sistema de produto ou sistema; a unidade funcional; tipos de impacto e metodologia de avaliação de impacto, interpretação a ser utilizada; requisito dos dados, suposições e limitações, requisitos da qualidade dos dados iniciais; tipo de análise crítica e se ela é aplicável ou não e; tipo e formato do relatório solicitado para o estudo.

Definição dos objetivos e escopo

A definição do objetivo e escopo consiste na primeira etapa da ACV, é realizada a descrição do produto, processo ou atividade caracterizando o contexto no qual a avaliação será conduzida e qual será o público alvo. Para Ciambone (1997), alguns componentes essenciais devem ser definidos tais como: o produto, processo ou atividade a ser estudada;

as razões para se conduzir o estudo; os elementos analisados e os que serão desconsiderados e como os resultados serão utilizados. O escopo consiste nas possibilidades metodológicas a serem utilizadas e o mesmo deve ser especificado segundo o objetivo definido. (Baumann and Tillman, 2004).

Análise de Inventário

A segunda etapa da ACV é a análise de inventário (ICV, Inventário do Ciclo de Vida), na qual dados e procedimentos de cálculo para mensuração de entradas e saídas do sistema avaliado são executados. Essa etapa consiste na definição da unidade funcional e dos limites do sistema, esta deve referir-se a um fluxo de referência para o qual todos os outros modelos de fluxo estão relacionados, e é importante que essa unidade seja quantitativa (Baumann and Tillman, 2004). No que se refere aos limites do sistema, estes definem os limites da análise do estudo, definem quais processos unitários devem ser incluídos na ACV. (Sandqvist, 2005; ISO, 2006a).

Requisitos de Qualidade dos Dados

Os requisitos de qualidade dos dados devem especificar, em termos gerais, as características necessárias para possibilitar a realização do estudo. A ISO 14040 determina que os requisitos de qualidade dos dados abordem (i) a abrangência temporal; (ii) abrangência geográfica; (iii) precisão e representatividade; (iv) consistência e reprodutibilidade dos métodos utilizados durante a ACV; (v) fontes dos dados e sua representatividade; e (vi) incertezas da informação (ISO, 2006a).

3.4.2 Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida

A avaliação de impacto é um processo de caracterizar e avaliar a influência das entradas e saídas identificadas no inventário (Sandqvist, 2005). Uma maneira de avaliar os resultados obtidos no inventário é através das metodologias de AICV. Uma forma de avaliar os resultados obtidos no inventário é através das metodologias de AICV. As metodologias normalmente atribuem um fator a cada fluxo elementar em uma tabela de inventário (Ecoinvent, 2010).

Categorias de Impacto e Métodos de Agregação

Existem diversas metodologias de AICV que podem incluir análises de *midpoint* ou *endpoint*. De acordo com Saade *et al.* (2014), a categoria *midpoint* são resultados intermediários e a categoria de *endpoint* é a modelagem até o dano propriamente dito ao ambiente. A categoria *endpoint* está dividida em três áreas de proteção: saúde humana, ambiente natural e recursos naturais. Já a nível *midpoint*, existem várias categorias que variam de acordo com o método aplicado, no entanto destacam-se as principais na Figura 3.10.

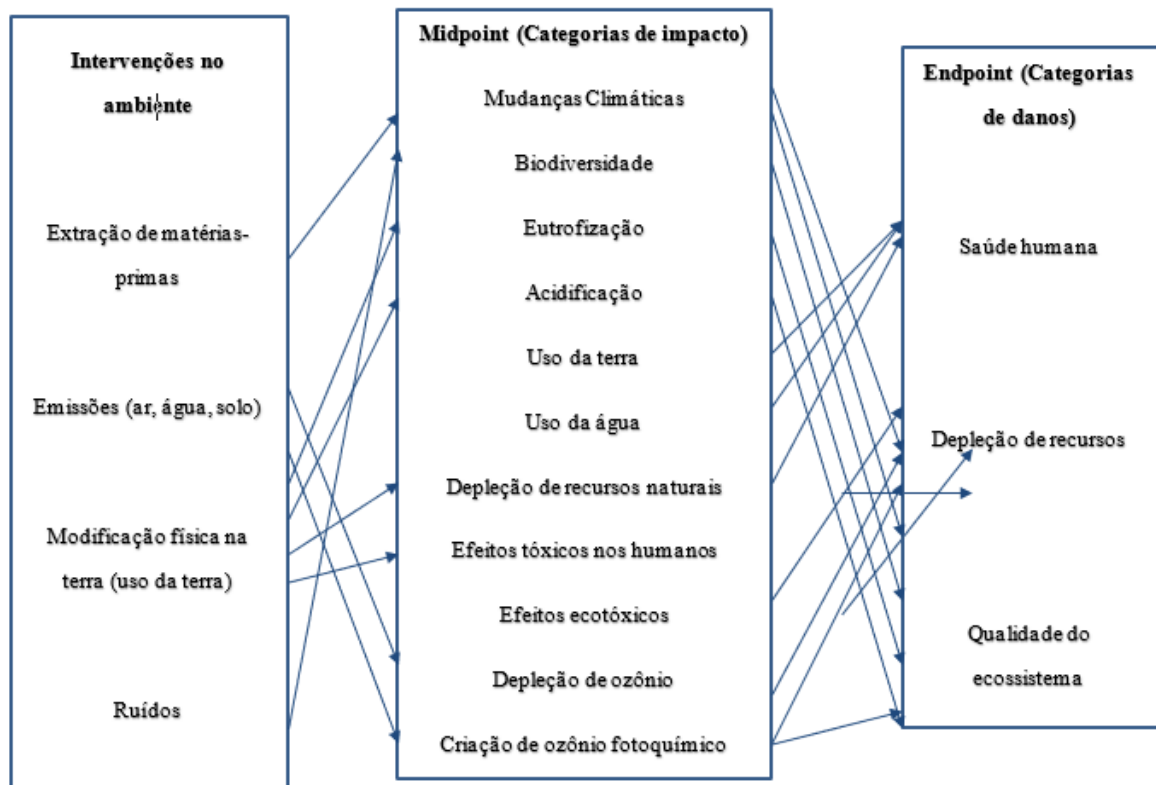


Figura 3.10 - Estrutura midpoint-endpoint para a Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (UNEP, 2011).

Os métodos de cálculo de impacto ambiental são constituídos por conjuntos de procedimentos com o intuito de identificar, prognosticar e interpretar os impactos ambientais consequentes dos sistemas que são propostos. Saade *et al.* (2014) destacam a importância no cuidado na escolha do método, e do conhecimento acerca da metodologia adotada em cada modelo de avaliação de impactos.

Existem métodos para midpoint e endpoint como CML (1996, 2001 e 2011), Eco-Indicator (95 e 99), EDIP (1997 e 2003), Impact 2002+, UBP method, Recipe, TRACI 2.0, USEtox e outros (Thinkstep, 2016).

É de extrema importância conhecer os procedimentos de cálculo dos métodos para que satisfaçam da melhor forma possível as necessidades do estudo devido à grande diversidade de métodos. A Tabela 3.5 apresenta alguns estudos de ACV e os respectivos métodos utilizados.

Tabela 3.5 - Métodos utilizados em estudos de ACV.

Método	Referência
Eco-Indicator99	Audenaert et al. (2012)
Impact 2002+	Djomo et al. (2008)
EDIP 2003	Salomone e Ioppolo (2012)
Impact 2002+	Humbert et al. (2007)
Impact 2002+	Kosareo e Ries (2007)
CML 2001	Luoranen et al (2008)
Recipe	Myllyviita et al. (2012)
Recipe	Durlinger et al. (2012)
CML 2001 e Recipe	Stafford (2016)
CML 2001	Silva (2013)
CML 2001 e Recipe	Ribeiro (2015)

Zocche (2014) concluiu em seu estudo que os métodos Eco-Indicator 99, CML 2001 e EDIP 97 são os mais utilizados no Brasil. Após a aplicação do método pode ser realizada a normalização (transformação das pontuações de cada categoria em uma unidade de referência comum) e a ponderação (agregação dos resultados de cada categoria de impacto para valores numéricos de acordo com sua importância relativa).

A ACV possui algumas limitações, Santiago (2005) expõe que a ferramenta exige uma ampla base de dados e um vasto tempo destinado ao estudo. Giannetti e Almeida (2006) mostram que uma das muitas fontes de incerteza é a escolha de uma unidade funcional equivocada, o que pode levar a distorção nas análises.

Zocche (2014) apresenta diversas limitações na utilização da ACV, como limitações resultantes das suposições dos métodos empregados para a ICV e dos modelos preditivos de AICV e a limitação relacionada com o acesso e a disponibilidade dos dados.

Interpretação dos Resultados

Após a AICV é realizada a interpretação dos resultados, que consiste na identificação de questões significativas, com base nos resultados das etapas de ICV e AICV, tal como uma avaliação que contempla análises de completude, sensibilidade e consistência, além das conclusões, limitações e recomendações. Essa fase pode envolver o processo iterativo de revisão do escopo da ACV, bem como a natureza e a qualidade dos dados coletados de acordo com a meta definida, nesse caso, são realizadas análises de completude, com o objetivo de verificar se todas as informações relevantes para o estudo estão completas e disponíveis; análises de sensibilidade, para avaliar a confiabilidade dos resultados, através da verificação de como são influenciados pelas incertezas dos dados, cálculos, indicadores; e por fim, as análises de consistência, que tem por objetivo determinar se as suposições, métodos e dados são consistentes com os objetivos e com o escopo (ISO, 2006a, 2006b).

Os resultados da interpretação podem apresentar em forma de conclusões e recomendações para os tomadores de decisão, consistentes com os objetivos e o escopo do estudo (GUINÉE et al., 2002).

3.4.3 Avaliação do Ciclo de Vida e o Resíduo Sólido

Existem diversas ferramentas para avaliação dos impactos ambientais, sendo ACV uma das mais utilizadas (Banar et al., 2009).

Segundo Laurent *et al.* (2014), os estudos de ACV empregados em sistemas de gestão dos resíduos sólidos são em grande parte limitados a países desenvolvidos, possuindo um maior foco na avaliação do gerenciamento dos resíduos domésticos que abrange desde a coleta até ao aterro sanitário.

A ACV cada vez mais está sendo utilizada no mundo inteiro, em destaque, vem a Europa devido as suas políticas de sustentabilidade. Del Borghi *et al.* (2009), mostra que várias atividades têm sido desenvolvidas pela para fortalecer o conceito do ciclo de vida na política e nos negócios, sendo suas prioridades, a minimização dos resíduos sólidos, a proteção do ambiente e da saúde humana.

Estudos como o de Gentil *et al.* (2011) utilizaram a ACV como avaliação da prevenção de RSU. Um trabalho realizado por Bernstad e La Cour Jansen (2012), comparou diversos estudos de ACV para sistemas de gerenciamento de RSO com o enfoque na categoria de

impacto midpoint “mudanças climáticas” utilizando quatro formas de tratamento: aterro sanitário (A), tratamento térmico (I), compostagem em pequena e larga escala (C) e digestão anaeróbia (DA). O estudo aponta uma característica dos RSO que o difere de outras frações do RS, este estará sujeito a processos biológicos dentro da cadeia de gestão.

Deste modo, os processos podem acabar resultando em emissões com impactos ambientais negativos e que afetam os potenciais para recuperação de nutrientes e energia dentro de diferentes alternativas de tratamento. A Tabela 3.6 apresenta um resumo do estudo realizado.

Tabela 3.6 - Estudos de ACV para sistemas de gerenciamento de RSO com o enfoque na categoria de impacto midpoint “mudanças climáticas” (adaptado de Bernstad e La Cour Jansen, 2012).

Tecnologias	ACV Software	Categorias de Impacto	Referência
C, DA, A	-	MC, AC, EU, OF	Aye and Widjaya (2005)
C, I, L	SimaPro7	MC, AC, EU, OF, DA, TH	Banar et al. (2009)
C, DA, A	SimaPro7	MC, AC, EU, OF, DO, EU	Blengini (2008)
A, C	SimaPro6	MC, AC, EU, OF, DA, DO	Bovea and Powell (2006)
DA, C, I	-	MC, AC, EU, OF	Börjesson and Berglund (2007)
A, C	-	MC, AC, EU, OF, SH, UE	Cabaraban et al. (2008)
I, DA	SimaPro	MC, AC, EU, OF, EU	Chaya and Gheewala (2007)
I, DA, A	SPIonExcel	MC, AC, EU, Dioxinas	Cherubini et al. (2009)
I, DA	Easewaste	MC, AC, EU, OF, TH, PE	Fruergaard and Astrup (2011)
I, DA, C, A	TRACI	MC, AC, OF, DO, SH, PE, US, UA, TH	Güereca et al. (2006)
I, DA, C	-	MC, AC, EU, OF, UE	Khoo et al. (2010)
I, DA	Easewaste	MC, AC, EU, OF, TH, EA, ET	Kirkeby et al. (2006)
	SimaPro7	MC, AC, EU, TH, EC	Lee et al. (2007)
C	SimaPro7	MC, AC, EU, OF, DA, UE, DO	Martínez-Blanco et al. (2010)
I, C	SimaPro7	MC, AC, OF, TH	Rigamonti et al. (2009)

AC = acidificação, DA = depleção abiótica, DO = depleção de ozônio, EU = eutrofização, MC = mudanças climáticas, EA = ecotoxicidade aquática, EC= Ecotoxicidade, ET= ecotoxicidade do solo, TH = toxicidade humana, OF = Oxidação Fotoquímica, PE= Potencial de Ecotoxicidade, SH= Saúde Humana, UA = uso da água, UE = uso de energia, UF= Uso de energia Fóssil, UR= Uso de recursos, US= Uso do solo.

Eriksson *et al.* (2015) em seu estudo, compararam os efeitos de GEE da incineração, aterro sanitário, compostagem, digestão anaeróbia, alimentação de animais e doações em um

município da Suécia como alternativas para o tratamento de RSO provenientes de supermercados. De acordo com o estudo, o aterro sanitário mostrou ser a pior das alternativas e a digestão anaeróbia e doações, as melhores.

Ahamed et al (2016) realizaram a ACV de alternativas de gerenciamento e tratamento de RSO, biodiesel “waste-to-energy” e digestão anaeróbia, comparando-os quanto ao potencial de acidificação, eutrofização, mudanças climáticas e potencial de geração de energia, apontando a digestão anaeróbia como preferencial quando a quantidade de óleos nos RSO for menor que 5% e a incineração como última opção.

Segundo com o que já foi apresentado anteriormente, os RSO causam impactos significativos no ambiente quando não tratado. A ACV acaba tornando-se uma ferramenta bastante útil para a gestão pública que está relacionada com projetos de tecnologias de tratamento de RSO, assim como para a melhoria do desempenho ambiental. Isto é, a aplicação da ACV deveria ser intrínseca ao processo de tomada de decisão em projetos que envolvam principalmente gerenciamento de RSU e energia.

4. METODOLOGIA

Este capítulo apresenta a metodologia de pesquisa utilizada para realizar a avaliação de impacto das alternativas de gerenciamento dos RSU no DF. A Figura 4.1 contém um diagrama ilustrando as etapas metodológicas realizadas.

Para identificar os conceitos relevantes associados ao gerenciamento dos RSO, foi realizada uma pesquisa bibliográfica. Foram estabelecidos diferentes cenários para a análise do ciclo de vida dos resíduos sólidos orgânicos considerando o desvio de resíduos ao aterro sanitário, os princípios de minimização, de desvio de resíduos do aterro sanitário, a recuperação de materiais, como também a redução das emissões de GEE, depleção de recursos abióticos e depleção da camada de ozônio e como cada cenário irá afetar na vida útil do Aterro Sanitário de Brasília (ASB).

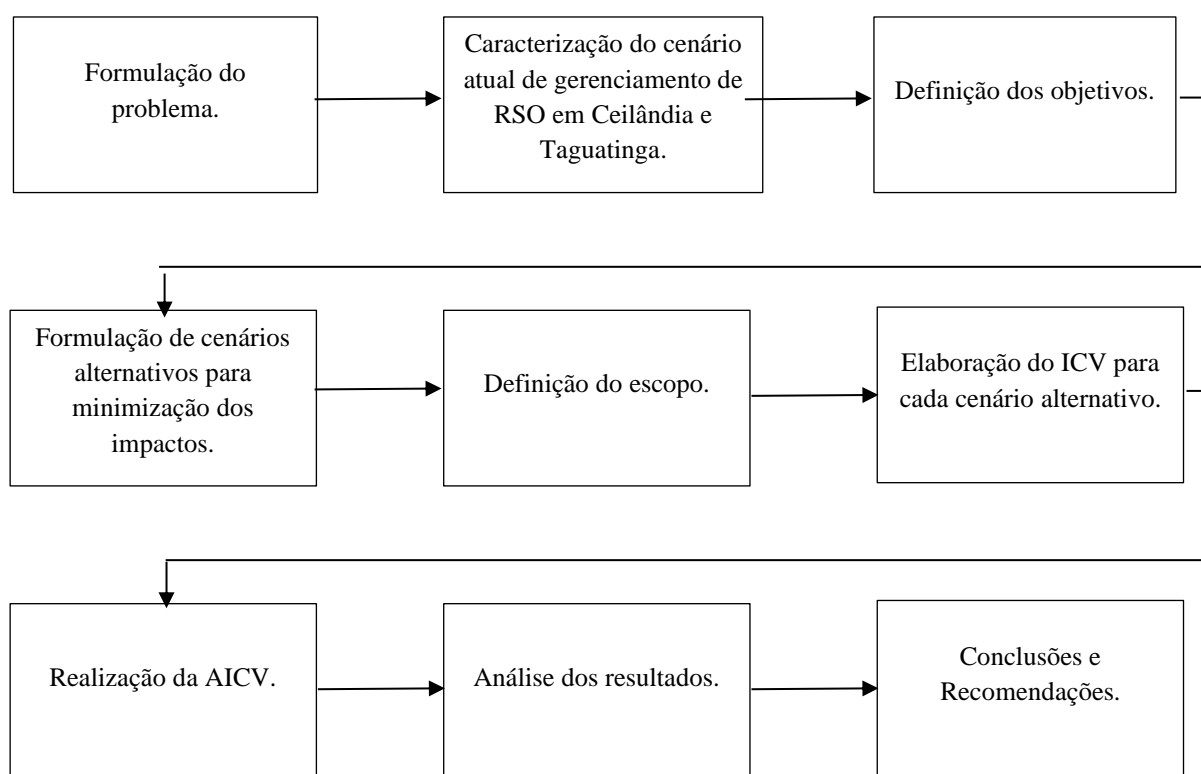


Figura 4.1 - Diagrama com as etapas metodológicas.

Toda sistemática desenvolvida para abordagem do tema, tendo como foco a avaliação das alternativas de gerenciamento dos RSO, apoiou-se na revisão bibliográfica, apresentada no capítulo 3 deste trabalho. A partir da fundamentação conceitual, foram escolhidos os métodos mais apropriados e contextualmente viáveis para aplicação na presente pesquisa.

As primeiras etapas “Formulação do problema”, “Caracterização do cenário atual de gerenciamento de RSO no DF”, “Definição dos objetivos” foram realizadas para se ter uma correta compreensão do problema a ser examinado, essas etapas são essenciais para que se possa realizar uma avaliação mais realista possível. Para isso, é necessário que se conheça o contexto em que o problema está inserido.

A caracterização do cenário atual teve o auxílio da ferramenta de Sistema de Informação Geográfica (SIG) no mapeamento das áreas de interesse. Na etapa de formulação de cenários foi realizada a modelagem referente ao consumo de combustíveis e emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE).

As etapas seguintes serão explanadas a seguir em subcapítulos para uma melhor compreensão do trabalho que será realizado. O subcapítulo 4.1 apresenta a ferramenta selecionada para avaliação das alternativas, os critérios de avaliação e as alternativas propriamente ditas. Quanto ao subcapítulo 4.2 “Vida útil do Aterro Sanitário de Brasília” aborda sobre o cálculo utilizado para comparar o desempenho do aterro frente aos diferentes cenários.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A caracterização da área de estudo tem por objetivo auxiliar na formulação de cenários, onde serão definidas as quantidades e características de geração de resíduos, as distâncias médias de transporte e quais unidades operacionais de gerenciamento de resíduos já existentes serão utilizadas no estudo.

Para o trabalho, foram consideradas, baseadas nos relatórios do SLU, como região macro o Distrito Federal e região micro as duas Regiões Administrativas (RA) que possuem as maiores gerações de resíduos no DF, que no caso são Ceilândia e Taguatinga (SLU, 2018). A partir dessa escolha foi realizado um mapeamento da geração de estabelecimentos dessa região, com o auxílio do Google Maps sejam eles supermercados, lojas, escritórios e restaurantes, em que foi possível identificar as áreas onde há uma maior geração de RSO.

Após concluída toda essa etapa de mapeamento, foi estimada a densidade da área de estudo aplicando o estimador de densidade *kernel*, presente na extensão *Spatial Analyst* do Software ArcGis versão 10.4.1.

O estimador de densidade *kernel* desenha uma vizinhança circular ao redor de cada ponto da amostra, correspondendo a um raio de influência e em seguida é aplicada uma função matemática de 1 na posição do ponto, a 0, na fronteira da vizinhança. O valor obtido para a célula é a soma dos valores *kernel* sobrepostos e divididos pela área de cada raio de pesquisa (Silverman, 1986).

Através dessa análise de densidade, foram selecionados dez grandes geradores de resíduos (Hipermercados/Atacados e Restaurantes) para compor um dos cenários de gerenciamento de resíduos.

4.1.1 Estimativa da Distância Média

Para a estimativa da distância média de transporte entre o fim dos circuitos de coleta convencional nas Regiões Administrativas e a sua unidade de gerenciamento correspondente, considerou-se que o ponto médio de término de cada circuito de coleta localizava-se no centro de massa da RA. Diante disso, foi necessário determinar a localização do centro de massa de cada RA e isso se deu por meio da Equação 4.1 e 4.2 (Silva, 2018) a seguir e dos dados populacionais e geográficos dos setores censitários do Censo IBGE (2010).

$$X_{CM} = \frac{\sum_{k=1}^n m_k \times X_k}{\sum_{k=1}^n m_k} \quad (4.1)$$

$$Y_{CM} = \frac{\sum_{k=1}^n m_k \times Y_k}{\sum_{k=1}^n m_k} \quad (4.2)$$

Em que:

X_{CM} : coordenada x (longitude) do centro de massa da RA;

m_k : população do setor censitário n;

X_k : coordenada x (longitude) do centro geométrico do setor censitário n;

Y_{CM} : coordenada y (latitude) do centro de massa da RA;

Y_k : coordenada y (latitude) do centro geométrico do setor censitário n;

4.2 AVALIAÇÃO DO CICLO DE VIDA

Conforme foi mencionado, a norma ABNT 14040 define que a ACV é composta de 4 fases principais denominadas ‘Definição de objetivo e escopo’, ‘Análise de inventário’, ‘Avaliação de impacto’ e ‘Interpretação dos resultados’. De acordo com o que foi estabelecido no capítulo 2, o objetivo da aplicação da ACV neste estudo foi a avaliação dos impactos de cada alternativa de gerenciamento de RSU proposta para o DF, visando o aumento da recuperação de materiais e depleção da camada de ozônio e a redução da emissão dos Gases de Efeito Estufa (GEE).

4.2.1 Definição do Escopo

A Unidade Funcional que foi adotada para avaliação dos cenários propostos foi de 1 tonelada de RSO proveniente da coleta no DF.

A ACV geralmente, avalia o ciclo de vida de um produto/serviço, comumente falando, do “berço ao túmulo” ou “berço ao berço”. Neste trabalho foi realizada uma análise do “portão ao túmulo”, ou seja, da entrada do resíduo para tratamento até sua disposição final, uma abordagem definida por Rodrigues (2017). As fronteiras do sistema consideradas neste estudo envolvem a coleta, o tratamento e a disposição final de RSO de cada alternativa proposta.

Neste estudo, não foram consideradas as etapas de produção de equipamentos e insumos. As entradas consideradas são a quantidade de RSO gerenciado em cada uma das etapas de gerenciamento e o consumo de energia na forma de eletricidade e de combustíveis fósseis (diesel) na operação das usinas, dos transbordos e do aterro sanitário, como também a demanda de combustível para o transporte dos RSO.

Com relação às saídas, foram consideradas as emissões de poluentes e a recuperação de materiais para reinserção no ciclo produtivo, em termos de diminuição da extração de recursos naturais abióticos através da triagem nas UTMB e seguido da sua comercialização.

Definição dos Cenários

Os cenários alternativos propostos devem ter por objetivo diminuir a quantidade de rejeitos encaminhados para a disposição final como também um melhor aproveitamento da fração orgânica dos RSU, visando ao aumento da vida útil do ASB.

As alternativas propostas a seguir foram formuladas de acordo com a atual infraestrutura disponível para tratamento e disposição final dos resíduos nas Regiões Administrativas de Ceilândia e Taguatinga, localizadas no DF, sempre visando o aumento da vida útil do ASB.

Assim, foram definidos três cenários alternativos de gerenciamento de RSU, além do atual cenário. A seguir são apresentados os cenários com seus respectivos diagramas esquemáticos, em conjunto com a representação dos limites dos sistemas analisados e a descrição de cada processo.

Cenário 1 (Atual gerenciamento): representa a coleta dos resíduos através da coleta convencional em cada RA até a sua destinação atual, como também os processos relativos ao tratamento (Figura 4.2).

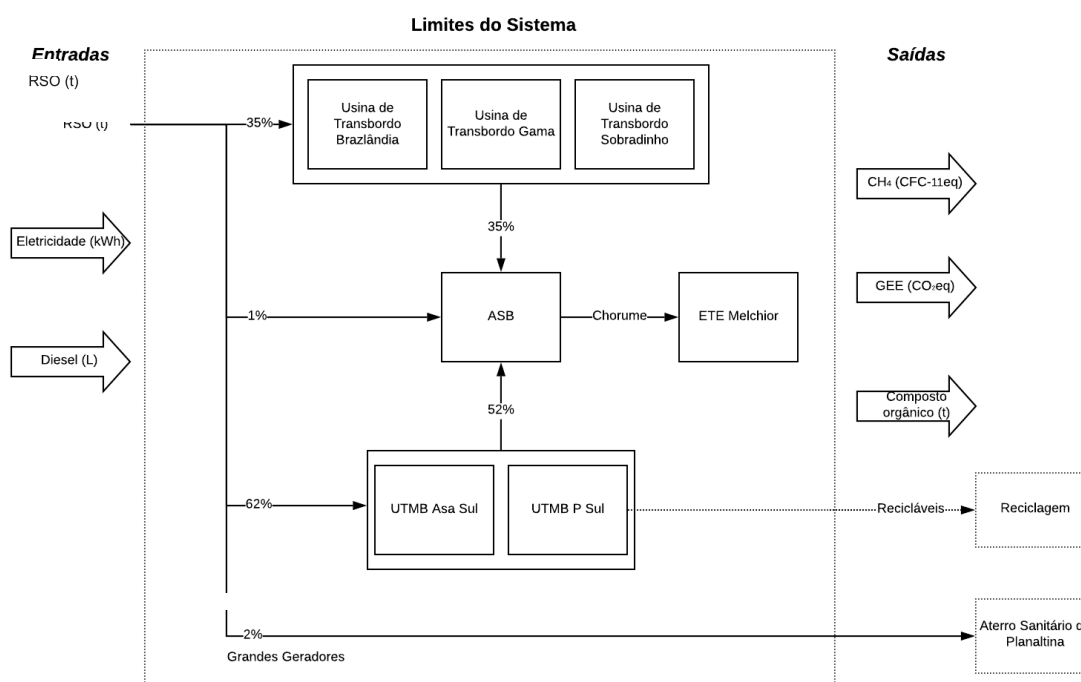


Figura 4.2 - Cenário Atual de gerenciamento de RSO e limites do sistema.

Para este cenário, foi considerado que o composto orgânico produzido através da compostagem realizada nas UTMB seria destinado para venda/doação. Na UTMB são realizadas a triagem dos RSU, em que os orgânicos passam pela compostagem, os recicláveis são encaminhados para a reciclagem, e os rejeitos juntamente com os rejeitos provenientes da compostagem são encaminhados para o ASB.

Quanto aos grandes geradores, foi considerado apenas o transporte dos mesmos até o Aterro Sanitário Norte, localizado em Planaltina, Goiás, destinação atual dos grandes geradores de resíduos do DF (repetindo-se para os cenários 2 e 4), não sendo considerado no estudo o processo de aterramento dos mesmos como também o processo de reciclagem dos RSU que é realizado nas UTMB, que não foi considerado em nenhum cenário desse estudo. Portanto, não foi realizada a modelagem de emissões de poluentes do Aterro Sanitário Norte para posterior ACV. O mesmo repete-se para os cenários 2 e 4.

No que se trata às saídas (*inputs*), foram consideradas as emissões de GEE e de CFC⁻¹¹, como também o composto gerado na UTMB.

Cenário 2 – Neste cenário, além da coleta convencional dos resíduos, será realizada a coleta seletiva de RSO das Regiões Administrativas de Ceilândia e Taguatinga, considerando uma participação efetiva da população de 13,8% (Kawai e Huong, 2017) na separação dos resíduos, uma vez que foram encontradas baixas taxas de participação da população em se tratando de separação na fonte.

Estes resíduos são encaminhados diretamente a UTMB P Sul, para a realização da compostagem. Há também a recuperação energética do CH₄ gerado no aterro (Figura 4.3).

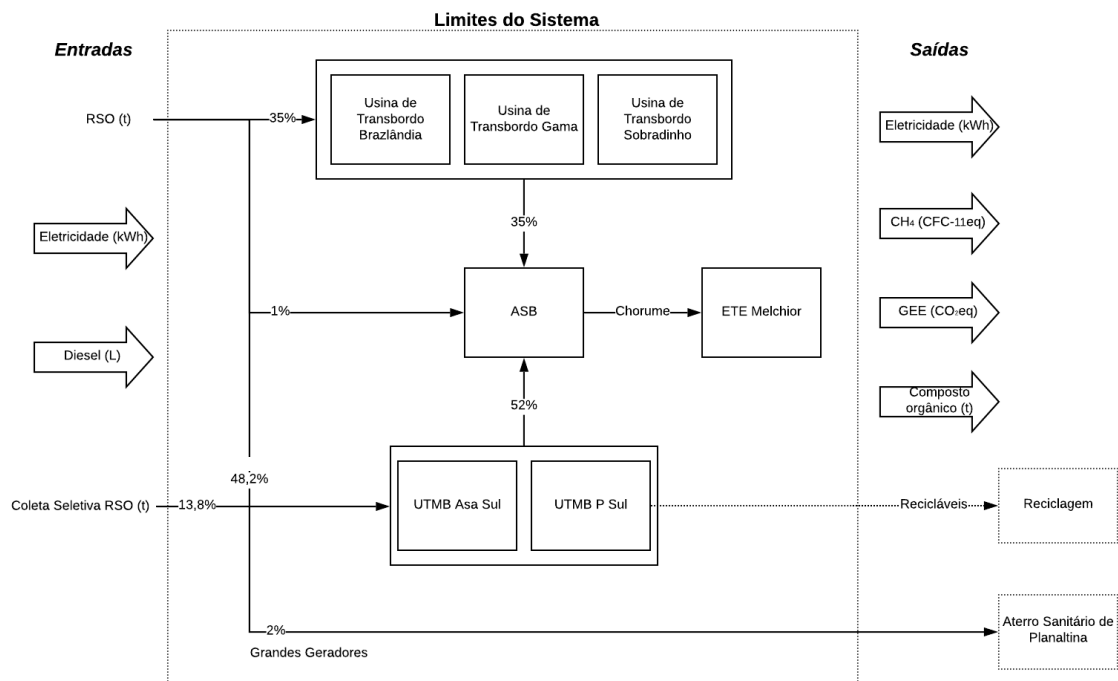


Figura 4.3 - Cenário 2 de gerenciamento de RSO e limites do sistema.

Cenário 3 – Consiste na coleta convencional de resíduos com a coleta de RSO dos grandes geradores das RA Ceilândia e Taguatinga (Hipermercados/Atacados e Restaurantes) para a realização da biometanização (co-digestão anaeróbia) com o lodo gerado na ETE Melchior visando a geração de energia tanto a partir da biometanização como no ASB (Figura 4.4).

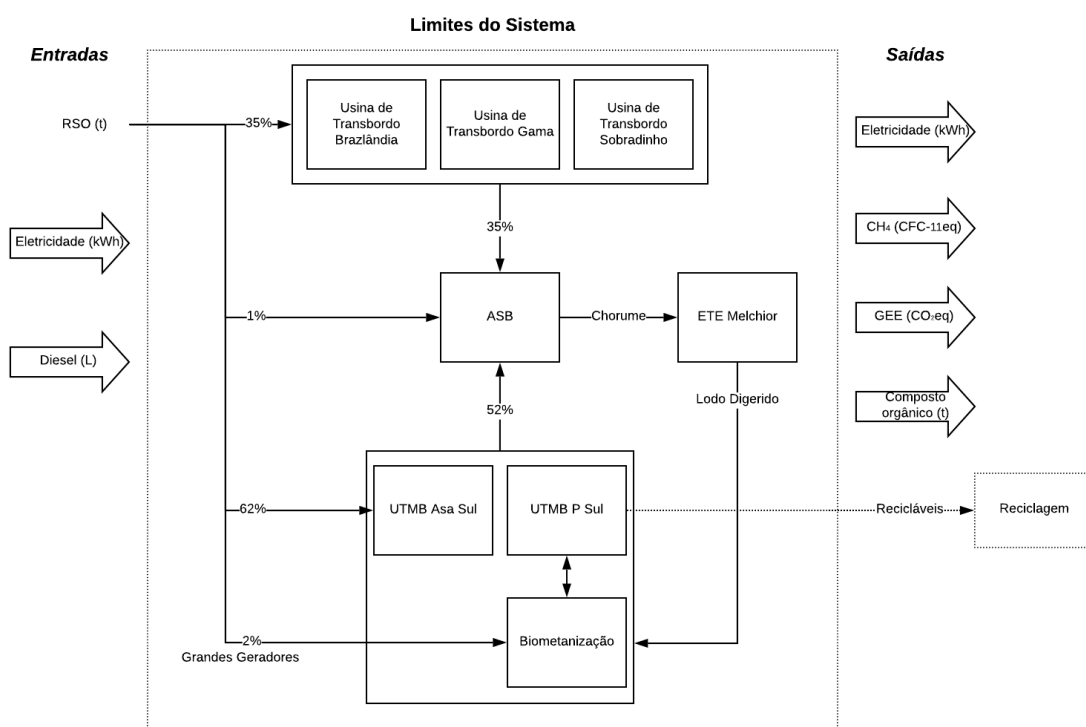


Figura 4.4 - Cenário 3 de gerenciamento de RSO e limites do sistema.

A partir da revisão bibliográfica realizada, foi considerada a proporção de lodo e fração orgânica de RSU (FORSU) foi de 1:1, uma vez que, estudos que utilizaram essa proporção obtiveram resultados satisfatórios.

Considerou-se a quantidade de RSO coletada por grandes geradores de 2 t/dia, informação apresentada no estudo de Oliveira (2019), que realizou uma caracterização de um pátio de compostagem do DF que recebe resíduos de restaurantes diariamente, valor também considerado (2t) por Nascimento (2016) em seu estudo sobre a geração de resíduos em supermercados, estudo que considerou as características de geração mais semelhantes com as características da área de estudo deste trabalho.

Desse modo, são considerados para este estudo um total de 10 estabelecimentos, portanto, o valor total de geração de RSO considerado foi de 20 t/dia.

Para a recuperação de energia, para ter-se uma melhor comparação, foram consideradas as mesmas condições de produção de gás metano (cenário 1, 2 e 3) como também a taxa de geração de energia por tonelada de RSU no ASB para os cenários 2 e 3.

A respeito das saídas (*inputs*), foram consideradas as emissões de GEE e de CFC⁻¹¹, como também o composto gerado tanto na UTMB como através da biometanização. Os fatores considerados para a biometanização neste estudo foram o rendimento do tratamento a partir das condições de temperatura; potencial de geração de biogás; e condições para recuperação do biogás para geração de energia.

Cenário 4 – Esse cenário representa a coleta dos RSU através da coleta convencional em cada RA até a sua destinação atual, menos os resíduos que seriam destinados primeiramente às UTMB, indo diretamente para o ASB. A Figura 4.5 apresenta o fluxograma de gerenciamento proposto.

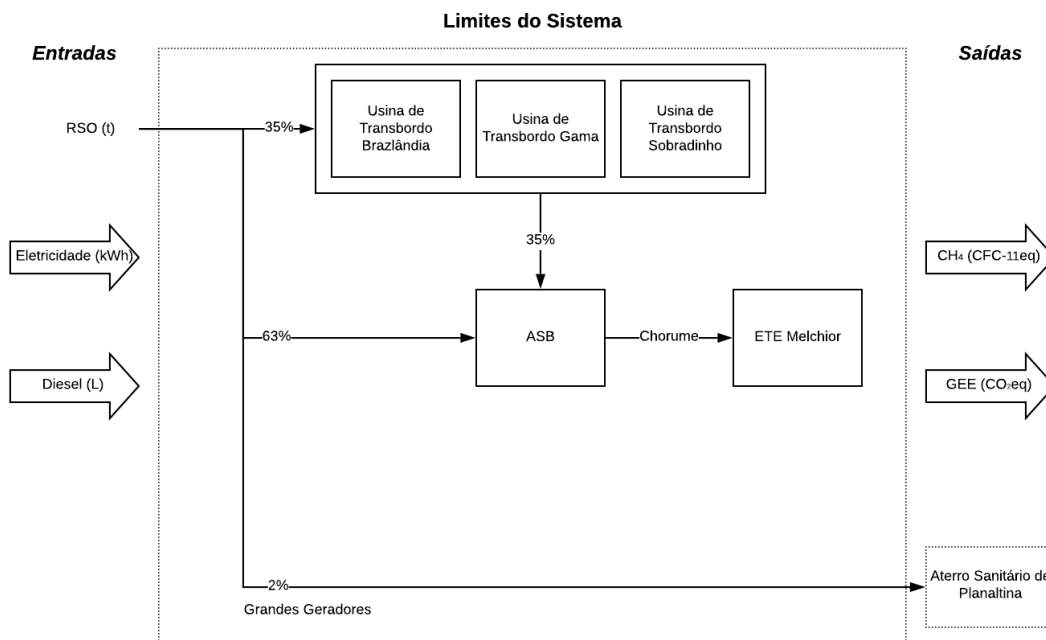


Figura 4.5 - Cenário 4 de gerenciamento de RSO e limites do sistema.

4.2.2. Construção do Inventário de Ciclo de Vida

Baseado nas características da área de estudo, relatórios dos serviços de saneamento, levantamento extenso da literatura com foco no gerenciamento dos resíduos sólidos. A aplicação do ACV foi realizada de acordo as normas ISO 14040 e ISO 14044 caracterizando os fluxos de entrada e saída de matéria e energia para cada uma das etapas contempladas no limite do sistema.

A construção do inventário ocorreu a partir da análise de cada etapa do gerenciamento dos RSU coletados nas RA Ceilândia e Taguatinga, desde seu transporte até a sua disposição final, considerando os processos de tratamento realizados em cada unidade associada ao sistema de gerenciamento integrado de gerenciamento de resíduos sólidos.

A base de dados utilizada foi a versão educacional do Ecoinvent versão 3.6. Com relação aos fluxos selecionados, foram considerados os fluxos (*inputs e outputs*) para o Brasil em conjunto com os fluxos globais (GLO) e *Rest of the World* (RoW).

A Tabela 4.1 apresenta a relação de todos os fatores utilizados para a construção do Inventário de Ciclo de Vida (ICV).

Consumo de Combustíveis Fósseis – Diesel

Estimativas de consumo de combustíveis fósseis de todas as etapas do gerenciamento dos resíduos foram realizadas, desde o transporte dos RSU coletados até a sua disposição final. Foram divididas em duas etapas o transporte dos resíduos: (1) o transporte desde o fim dos circuitos de coleta até a unidade de transbordo ou tratamento; (2) da unidade de destino (transbordo ou tratamento) até o aterro sanitário.

Os caminhões utilizados na etapa 1 do transporte são caminhões compactadores cuja capacidade é de 19 m³, enquanto os caminhões utilizados na etapa 2 são carretas de capacidade de 27 m³, possuindo um menor consumo de combustível comparado ao da etapa 1 por não realizar a compactação dos resíduos.

A segregação do transporte dos resíduos foi realizada devido às diferenças nas características dos caminhões utilizados em cada trecho, que acarretam fatores de consumo de combustível diferentes (Merrild *et al*, 2012).

A estimativa de consumo energético na forma de diesel no transporte de RSU foi realizada conforme a Equação 4.3 (Silva, 2018), assumindo que o consumo de combustível está relacionado com a distância percorrida e com a massa de resíduos transportada.

$$C_{tp} = (1 + \alpha) \times (F_1 \times \sum_{\text{trecho 1}} P_i \times D_{ij} + F_2 \times (\sum_{\text{trecho 2}} P_j \times D_j + \sum_{\text{trecho 3}} S_j \times D_k)) \quad (4.3)$$

Onde:

C_{tp} : consumo total de diesel no transporte (L/ano);

α : fator de proporcionalidade do consumo de combustível no trajeto de volta, com o caminhão vazio, considerado igual a 0,5;

F_1 : fator de consumo de combustível do caminhão compactador (L/t.km);

F_2 : fator de consumo de combustível da carreta de grande porte (L/t.km);

P_i : total de RSU coletados na i-ésima RA (t/ano);

D_{ij} : distância entre a RA i e a unidade de destino j (km);

P_j : soma das saídas de RSU e rejeitos transportados para o ASB a partir da j-ésima unidade de gerenciamento(t/ano);

D_j : distância entre a j-ésima unidade gerenciamento até o aterro sanitário (km);

S_j : quantidade de subprodutos produzidos na j-ésima unidade de gerenciamento (t/ano);

D_k : distância entre a j-ésima unidade de gerenciamento, onde há produção do subproduto, e o local de destinação do subproduto (km).

Vale salientar que para a coleta convencional proveniente da RA Samambaia, somente o trecho 1 do transporte é considerado e, na Equação 4.3 o valor de F_2 é igual a zero, visto que os resíduos coletados nessa RA são encaminhados diretamente ao aterro sanitário, sem passar por unidades de tratamento ou transbordo, em função da proximidade do centro urbano dessa RA em relação ao ASB e grande distância em relação a outras unidades de tratamento (SLU, 2018).

Para a estimativa das saídas das unidades de transbordo, para fins de simplificação, foi definido que não há triagem através dos catadores de materiais recicláveis nestas estações. Desse modo, a quantidade de resíduos que saem destas unidades é igual à quantidade de entrada.

Também foi realizada a avaliação do consumo de diesel na transferência, tratamento e disposição final dos rejeitos. Na Equação 4.4 (Silva, 2018) está representada a estimativa utilizada.

$$C_{op} = \sum F_j \times P_t \quad (4.4)$$

Onde:

C_{op} : consumo total de diesel nas operações das unidades de gerenciamento em cada cenário (L/ano);

F_j : fator de consumo de combustível específico de cada unidade (L/t);

P_t : quantidade de resíduos gerenciada em cada unidade (t/ano);

Deste modo, através dos resultados das estimativas de consumo de diesel, é possível estimar a partir da Equação 4.5 o consumo total de combustível fóssil em cada cenário proposto (Silva, 2018).

$$C_t = C_{tp} + C_{op} \quad (4.5)$$

Onde:

C_t : consumo total de diesel em cada cenário (L/ano);

C_{tp} : consumo de diesel no transporte de RSU e rejeitos (L/ano) –Equação 4.1;

C_{op} : consumo de diesel na operação das unidades de gerenciamento (L/ano) –Equação 4.2;

Após a realização do cálculo do consumo de diesel, foi realizado uma adequação do dado para inserção no *openLCA*, já que no mesmo a unidade considerada para o diesel é de t.

Sendo assim, foi considerada a densidade de 0,8 g/ml (Sindi Petróleo, 2015).

Consumo de Eletricidade

As entradas de energia do sistema na forma de eletricidade foram estimadas para cada unidade de gerenciamento e para o consumo de energia elétrica no tratamento do lixiviado produzido no aterro sanitário realizado na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Melchior. Na Equação 4.6 foi representada a estimativa do consumo total de energia elétrica em cada cenário de gerenciamento (Silva, 2018).

$$C_{el} = \sum f_{ce} \times P_t \quad (4.6)$$

Onde:

C_{el} : consumo total de energia elétrica em cada cenário de gerenciamento (kWh/ano);

F_{ce} : consumo específico de eletricidade em cada unidade avaliada (kWh/t);

P_t : quantitativo de resíduos gerenciados na unidade (t/ano).

Biometanização

Para a definição da proporção de FORSU e lodo utilizada no processo, foram considerados diversos estudos, por exemplo o estudo de Kim et al. (2003) que estudaram a produção de CH₄ em condições mesofílicas e termofílicas na Coreia, e constataram que a proporção de mistura de 50% de FORSU e 50% de lodo de esgoto elevou a produção de CH₄ em 85% na condição mesofílica e 71% na termofílica. Já Borowski e Kubacki (2015) avaliaram a digestão anaeróbia da FORSU co-digerida com lodo de esgoto, observando uma produção de 494 l/kgSTV de biogás quando realizou a co-digestão na proporção 1:1 em condições mesofílicas.

Portanto, a proporção de FORSU e lodo definida foi de 1:1 como citado em Borowski e Kubacki (2015) e também na pesquisa de Francini et al (2020). E quanto ao tipo de tratamento, a digestão anaeróbia seca descontínua foi a escolhida por meio de recomendação do PROBIOGÁS (2015) devido ao fato da quase inexistência de coleta seletiva no Brasil, pois são menos sensíveis à presença de impurezas e por apresentar melhores resultados de rendimento (Gomes et al, 2012; Foster-Carnero, 2015).

Quanto à temperatura, será considerada a realização na faixa mesofílica, por apresentar melhores resultados frente a termofílica (Kim *et al*, 2003; Borowski e Kubacki, 2015).

O lodo a ser utilizado será o da ETE Melchior, sendo um lodo aeróbio estabilizado derivado de tratamento de efluentes através dos reatores RAFA (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente) + UNITANK (Reator Aeróbio). O mesmo para ser considerado estabilizado, passa por processos de flotação, condicionamento químico e centrífuga (Batista, 2015).

Quanto à recuperação de energia, considerou-se o biogás gerado possui 64% de CH₄ em volume, sendo que apenas o CH₄ é considerado para recuperação de energia, visto que a participação dos demais gases é pequena (Leme, 2010). Previamente a recuperação de energia, é realizada a purificação do biometano gerado, sendo que 97% é considerado metano puro e há 2% de perdas (Sun *et al*, 2015).

Sabendo-se que o poder calorífico do CH₄ é 35,9 MJ.Nm⁻³e considerando 30% o rendimento típico de um motorizador de energia elétrica utilizando CH₄ como combustível, foi estimado o potencial de produção de energia elétrica a partir da biometanização (Gomes, 2014). Da mesma forma, esse fator foi considerado para o gás metano gerado no ASB.

Modelagem de Emissão de Gases de Efeito Estufa

Após o estabelecimento das características e composição dos RSU, os modelos de (i) previsão LandGEM32 (Equação 4.7) desenvolvido pela Agencia de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA, 2005) e Decaimento de Primeiro Ordem (Equação 4.8) desenvolvido pelo Painel Internacional de Mudanças Climáticas das Nações Unidas (IPCC) (IPCC, 2011) serão aplicados com a finalidade de obter valores conservadores sobre a geração de biogás no aterro sanitário nos próximos anos e permitir a análise das possíveis variações resultantes.

$$Q_{CH_4} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0.1}^1 kL_0 \left(\frac{M_i}{10} \right) e^{-kt_{ij}} \quad (4.7)$$

Em que:

Q_{CH₄}: Geração anual de metano por ano calculado (m³_{CH₄}/ano);

i : 1 – Acréscimo por ano;

n : Ano do cálculo (ano inicial de abertura do aterro);

j : 0,1 – Acréscimo por ano;

k : Taxa de geração de metano (ano⁻¹);

L_o : Potencial de geração de metano (m³/mg);

M_i : Massa de resíduos despejadas no ano em cada seção (mg)

t_{ij} : Ano, em cada seção, de recebimento da massa de resíduos (tempo, com precisão de decimais; por exemplo, 3,2 anos).

A aplicação de ambas metodologias permite a incorporação de outras variáveis características da área de estudo tais como precipitação anual média, quantidade de resíduos dispostos, características do sitio de disposição final e número de anos de operação, entre outros fatores decisivos nas estimações (Mundial, 2004). Ambas metodologias, baseadas na incorporação da variável de decaimento na geração de biogás, permitem estimar o volume de emissões sobre um período de tempo determinado.

$$BE_{CH_4SWS,y} = \varphi \times (1-f) \times GWP_{CH_4} \times (1-OX) \times \frac{16}{12} \times F \times \quad (4.8a)$$

$$COD_f \times FCM_y \times \sum_{x=1}^y \sum_j W_{j,x} \times COD_j \times e^{-kj(y-x)} \times (1-e^{-kj}) \quad (4.8b)$$

Em que:

φ : fator de correção que leva em conta as incertezas do modelo;

f : fração de metano capturada e queimada, oxidada ou utilizada de outra maneira a fim de evitar as emissões de metano para a atmosfera;

GWP_{CH_4} : potencial de aquecimento global do CH_4 ;

OX : fator de oxidação que reflete a quantidade de metano oxidada no solo ou em outro material que recubra o resíduo;

F : fração de metano no biogás (fração de volume);

COD_f : fração de COD que se decompõe nas condições específicas do aterro;

FCM : fator de correção do metano;

x : número de anos em que os resíduos estão depositados, estendendo-se do primeiro ano ($x=1$) para o ano y ($x=y$), sendo y um período consecutivo de 12 meses;

$W_{j,x}$: quantidade de resíduos sólidos do tipo j depositados no ano x ;

COD_j : fração de COD no resíduo de tipo j (fração de peso);

k_j : constante de decaimento para o resíduo tipo j (ano-1).

Através da incorporação de dados específicos representativos do local de estudo tais como os níveis de precipitação e evapotranspiração em conjunto com a análise da fração de Carbono Orgânico Degradável (COD) disponível nos RSU é possível determinar as possíveis quantidades de biogás a serem gerados.

Na primeira fase o cálculo do COD (kg C/kg de RS) será baseado na soma do conteúdo dos resíduos. Numa segunda fase, a simulação da geração, assume o conteúdo de Metano no biogás no trecho de 50% e a totalidade da sua geração (Pipatti et al, 2006).

4.2.3 Avaliação de Impactos de Ciclo de Vida

A avaliação de impactos do ciclo de vida (AICV) foi realizada segundo a metodologia recomendada no *CML 2000* (Guinée et al, 2001) através do *software* livre OpenLCA 1.10 ((disponível para download em <https://www.openlca.org/>) e como base de dados o Ecoinvent 3.6. O método *CML* foi escolhido devido à sua ampla utilização e grande representatividade na comunidade científica.

A categorização foi até o nível *midpoint*, no caso, o método considera dez categorias de impactos ambientais (acidificação, depleção abiótica, depleção da camada de ozônio, ecotoxicidade das águas potáveis, ecotoxicidade das águas marinhas, ecotoxicidade do solo, eutrofização, formação de foto-oxidante, mudanças climáticas e toxicidade humana) com enfoque nos efeitos intermediários determinados em termos de indicadores (*midpoint*). Nesse método, para cada indicador de categoria de impacto são calculados valores de normalização.

A escolha das categorias de impacto ocorreu através da revisão bibliográfica de estudos de ACV de RSO realizados (Tabela 3.6) e dos tipos de tratamento e disposição final de resíduos orgânicos no DF, sendo elas: depleção de recursos abióticos, depleção da camada de ozônio e mudanças climáticas.

A depleção de recursos abióticos está associada com o poder calorífico do combustível fóssil. (Martins, 2017). Essa categoria é expressa em MJ (Souza, 2015). A depleção se refere ao conceito de que as reservas de um determinado recurso são esgotadas pelas atividades antropogênicas de maneira que o recurso não poderá mais servir como recurso à longo prazo (Leme, 2010).

A categoria de depleção de recursos abióticos foi inserida neste estudo com base no consumo de combustível fóssil (diesel) e na redução da extração de recursos através da produção de composto orgânico como também da geração de energia através do biogás gerado tanto no ASB como através da biometanização.

A camada de ozônio possui a capacidade de bloquear as radiações solares, especialmente a radiação ultravioleta (UV). A abundante exposição à UV acarreta no aumento da incidência de câncer de pele, destrói ou inibe o crescimento de espécies vegetais, afetando o ecossistema terrestre como um todo. A emissão de clorofluorcarbono (CFC), destrói a camada de ozônio, pois este reage com o ozônio (O₃). A depleção do ozônio ocorre se as perdas de substâncias antropogênicas existentes na atmosfera aceleram a destruição da camada de ozônio. Nesta categoria de impacto, o fator de caracterização leva em consideração a emissão antropogênica das substâncias que destroem a camada de ozônio (Morita, 2013). A categoria de impacto usa o CFC-11 como referência.

A mudança climática está relacionada às emissões de GEE ao ar. O modelo de caracterização desenvolvido pelo Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (*IPCC*) é selecionado para o desenvolvimento de fatores de caracterização. Os fatores são expressos como Potencial de Aquecimento Global para horizonte de tempo de 100 anos (*GWP100*), em kg de CO₂/ kg de emissão.

A comparação matemática entre os cenários foi realizada por meio da normalização dos impactos de cada alternativa e soma dos indicadores obtidos. A normalização ocorreu de acordo com a Equação 4.9.

$$I_n = \frac{I}{V_r} \quad (4.9)$$

Onde:

I_n: indicador normalizado;

I: indicador da categoria de impacto (kg de substância equivalente/ano);

V_r: valor de referência global da categoria de impacto (kg de substância/ano) (OERS, 2016).

Tabela 4.1 - Fatores de consumo energético e de emissões utilizados na construção do ICV.

	Unidade	Valor	Referência
Transporte			
F. consumo diesel - caminhão compactador	L/t.km	0,15	Merrild; Larsen; Christensen, 2012
F. consumo diesel - carreta (27 m ³)	L/t.km	0,03	Merrild; Larsen; Christensen, 2012
Estações de Transbordo			
Consumo de eletricidade	kWh/t	1	Merrild; Larsen; Christensen, 2012
Consumo de diesel	L/t	0,4	Merrild; Larsen; Christensen, 2012
UTMB			
Consumo de eletricidade	kWh/t	25	Merrild; Larsen; Christensen, 2012
Consumo de diesel	L/t	3,4	Merrild; Larsen; Christensen, 2012
Aterro Sanitário			
Consumo de eletricidade	kWh/t	0,618	Leme, 2010
Consumo de diesel	L/t	0,293	Leme, 2010
Produção de lixiviado	m ³ /ano	228,99	SLU, 2018
DBO ₅ lixiviado	kg/m ³	12,6	SLU, 2018
ETE			
Consumo de eletricidade	kWh/t	15	Parravicini; Svardal; Krampe, 2016
Emissões de CH ₄ para a atmosfera	g CH ₄ /kg DBO ₅	4,022	Parravicini; Svardal; Krampe, 2016
Biometanização			
Produção de biogás	Nm ³ /t FORSU	75	Nagao et al, 2012
Consumo de eletricidade	kWh/t material processado	30	IPCC,2006
Consumo de eletricidade (tratamento do biogás)	kWh/Nm ³ biogás	0,22	Sun et al, 2015
	L/t material processado	0,78	Francini, G.; Lasagni, M.; Lombardi, L., 2020
Consumo de diesel	kg CO ₂ /kWh	0,5882	Brasil, 2017
Energia			
<i>Eletricidade</i>			

	Unidade	Valor	Referência
Emissões de CO ₂ na geração de eletricidade	kg CO ₂ /kWh	0,5882	Brasil, 2017
<i>Queima de diesel</i>			
Emissões de CO ₂	kg/L	2,86	Brasil, 2011
Emissões de CH ₄	kg/L	2,09	Brasil, 2011
Emissões de N ₂ O	g/L	0,105	Brasil, 2011

4.3 VIDA ÚTIL DO ATERRO SANITÁRIO DE BRASÍLIA

Cada cenário de gerenciamento proposto na vida útil do aterro sanitário foi realizado com base na capacidade de projeto apresentada pelo SLU e na quantidade de rejeitos encaminhada para o mesmo, considerando os desvios de resíduos em cada cenário analisado. Para auxiliar, foi realizada uma estimativa do crescimento populacional no DF para os próximos anos a partir dos dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), a fim de estimar o aumento no quantitativo de RSU que entram em cada sistema.

A estimativa de crescimento populacional foi realizada a partir dos dados de projeção do DF até 2030 (IBGE, 2019) e conforme a Equação 4.6 a seguir.

$$Pop_{k+1} = Pop_k \times \left[1 + \left(\frac{Pop_f - Pop_i}{f - i} \right) \right] \quad (4.6)$$

Onde:

Pop_{k+1} : população no ano k+1;

Pop_k : população no ano k;

Pop_f é a população em 2030 (último ano de estimativa do IBGE);

Pop_i : população no ano inicial de análise (2017);

f: último ano da estimativa do IBGE (2030);

i: primeiro ano da análise (2017).

Com base na estimativa realizada e conhecidas as capacidades de desvio nos cenários propostos, foram calculadas as quantidades de rejeitos encaminhados ao aterro sanitário para cada cenário ao longo dos anos, considerando a geração per capita de resíduos, o índice de abrangência dos serviços de coleta e a capacidade de cada sistema não seriam alterados. A partir das considerações realizadas, foi calculada a quantidade de rejeitos aterrados em cada ano (Equação 4.7).

$$A_{i+1} = A_i \times \left[1 + \left(\frac{Pop_{i+1} - Pop_i}{Pop_i} \right) \right] - D \quad (4.7)$$

Onde:

A_{i+1} : quantidade destinada para aterramento no ano $i+1$ (t);

A_i : quantidade destinada para aterramento no ano anterior (t);

Pop_{i+1} : população no ano $i+1$;

Pop_i : população no ano anterior;

D : capacidade de desvio de resíduos do aterro.

Calculou-se também a capacidade remanescente do ASB (Equação 4.8) e, quando esta passa a ser menor que zero, implica que foi esgotada a vida útil do aterro. O resultado foi apresentado em anos de vida útil do ASB.

$$R_i = R_0, \text{ se } i = 1$$

$$R_i = R_{i-1} - A_i, \text{ para } i \geq 2 \quad (4.8)$$

Onde:

R_i : capacidade remanescente de aterramento no ano i (t);

R_0 : capacidade de projeto do ASB (t);

A_i : quantidade de rejeitos destinada ao aterramento no ano i (t).

A Figura 4.6 apresenta a estimativa de crescimento populacional juntamente com a quantidade de resíduos orgânicos destinados ao ASB a partir da estimativa apresentada anteriormente.

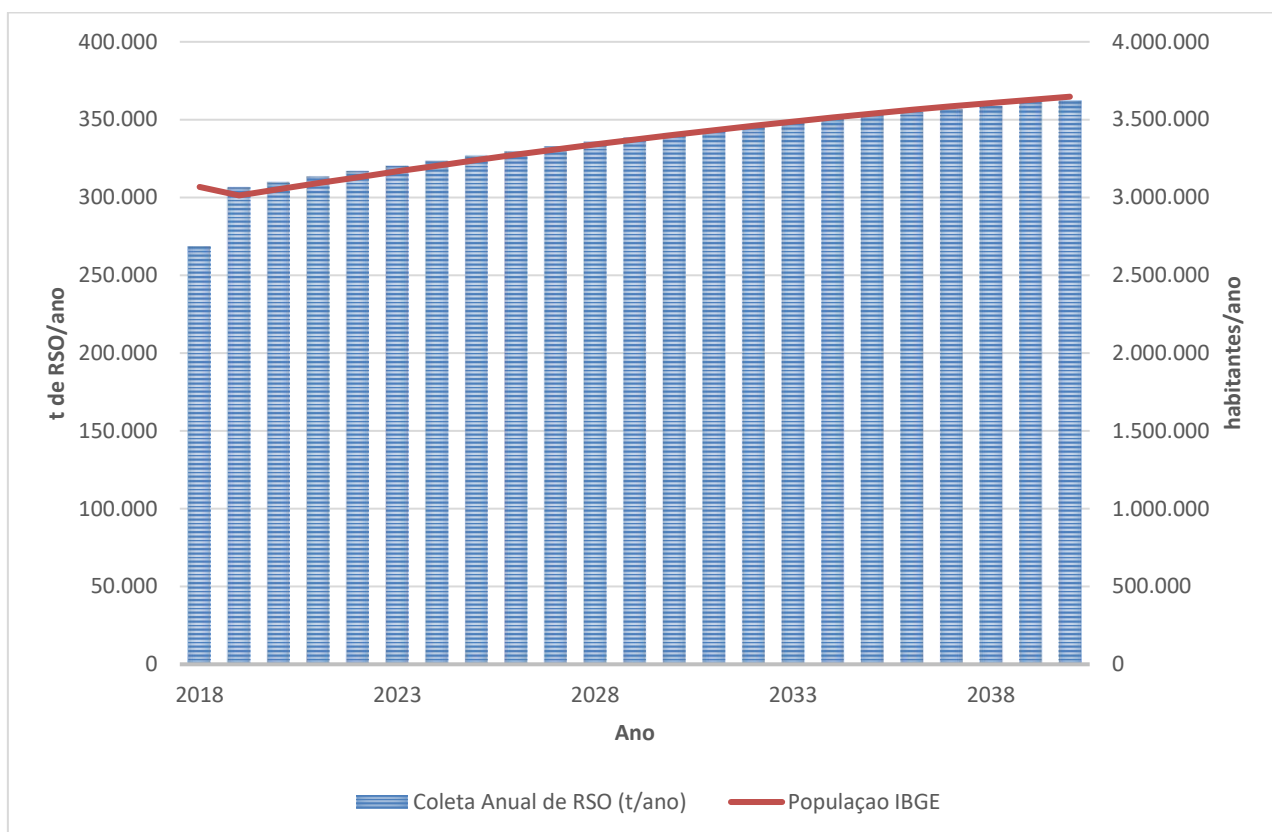


Figura 4.6 - Projeção de população do Distrito Federal x Estimativa de Aterramento de RSO no Aterro Sanitário de Brasília.

Como o esperado, há um aumento na geração de resíduos conforme aumenta a população do DF, chegando a ultrapassar as 350.000 toneladas de RSO aterradas em menos de 20 anos. Portanto, ao longo dos anos a capacidade de aterramento fica comprometida, uma vez que não há uma redução na geração dos resíduos, ou seja, dependendo de como os resíduos estão sendo gerenciados, a vida útil do ASB pode acabar sendo menor do que o planejado.

Além do crescimento populacional, a quantidade de resíduos gerados está relacionada ao nível de urbanização, ao poder de compra dos habitantes (renda), entre diversos outros fatores, que acabam refletindo na capacidade econômica para consumir, como também os valores e hábitos (Gil, 2016).

5. RESULTADOS

Este capítulo refere-se à apresentação dos resultados obtidos neste trabalho e as respectivas discussões. Primeiro, a seção 5.1 apresenta uma caracterização do cenário atual de gestão de resíduos sólidos urbanos (RSU) no Distrito Federal (DF) e em seguida da área de estudo que consiste nas Regiões Administrativas de Ceilândia e Taguatinga. Em seguida, na seção 5.2 são apresentados os dados obtidos para o Inventário de Ciclo de Vida (ICV), tendo logo em seguida, na seção 5.3, a apresentação e discussão dos resultados obtidos da Avaliação de Impacto do Ciclo de Vida (AICV). Por fim, na seção 5.4, trata da das estimativas de vida útil do Aterro Sanitário de Brasília (ASB).

5.1 ÁREA DE ESTUDO

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), no ano de 2020, o Distrito Federal, atualmente, dispõe de uma população estimada para o ano de 2020 de 3.055.149 habitantes abrangendo no total de 31 Regiões Administrativas (Figura 5.1)

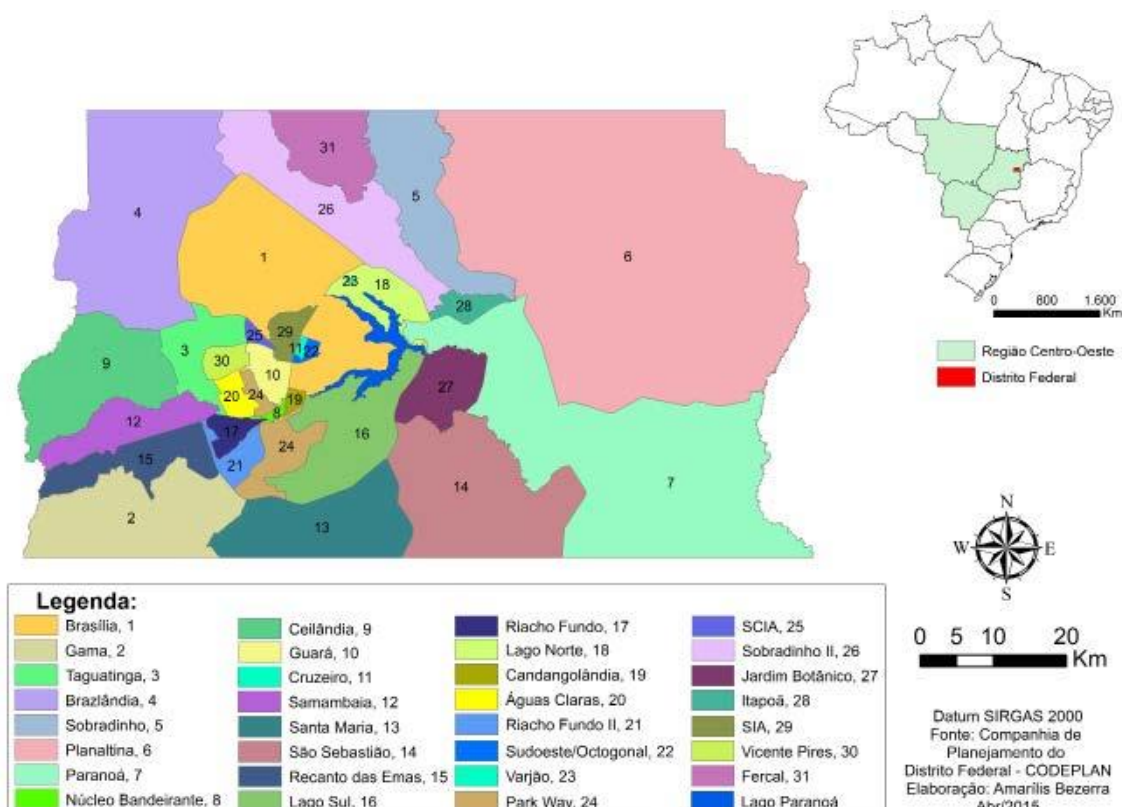


Figura 5.1 - Mapa de Localização das Regiões Administrativas do DF (CODEPLAN, 2015).

A caracterização do atual gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos (RSU) das regiões macro (DF) e micro (Ceilândia e Taguatinga), em específico da fração orgânica foi realizada através de levantamento de dados bibliográficos e dados secundários nos relatórios anuais do Serviço de Limpeza Urbana (SLU).

Como explicado anteriormente, entrou em vigor, em 2018, a Lei dos Grandes Geradores (Lei nº 5.610/16) que estabeleceu a responsabilidade pela destinação dos resíduos para os geradores de acima de 120 litros por dia. Os resíduos derivados devem ser transportados apenas pelos autorizados e aterrados no ASB somente mediante pagamento ao SLU, de acordo com preços públicos definidos. No mesmo ano que a lei foi aplicada, o somatório dos resíduos sólidos de Grandes Geradores foi de 20.063 t (SLU, 2018).

Em seus relatórios, o SLU explica que a coleta convencional de resíduos sólidos domiciliares e assemelhados constitui na coleta dos resíduos gerados nas atividades diárias em casas, apartamentos, condomínios e pequenos comércios. Simultaneamente, a coleta seletiva consiste no recolhimento de materiais recicláveis (papel, plástico, metal e vidro) que são segregados dos resíduos orgânicos e não recicláveis.

Destes, aproximadamente cerca de 133 t/d e 82 t/d, respectivamente para os anos de 2016 e 2017, foram recolhidos a partir da coleta seletiva e destinados a 12 organizações de catadores (Figura 5.2). Cerca de 627 t/d e 640 t/d de resíduos foram recolhidos por meio da coleta convencional e posteriormente processadas em duas usinas de tratamento (UTL e UCTL), para retirada de materiais recicláveis e matéria orgânica, tendo um aproveitamento na forma de 122 t/d de 164 t/d de matéria orgânica respectivamente (SLU, 2016/2017).



Figura 5.2 - Frota de caminhões de coleta seletiva de RSU no DF (SLU,2020).

Desde janeiro 2018, os RSU provenientes da coleta convencional e os rejeitos da coleta seletiva são dispostos no Aterro Sanitário de Brasília. Os valores publicados no Relatório Anual do SLU, indicam que no ano 2016 a reciclagem efetiva dos RSU presentes na coleta seletiva contabilizou uma pequena fração do total gerado (em torno de 9%), tendo um leve aumento em 2017 (cerca de 11%) sendo o resto disposto no ASB (SLU, 2018).

Unidades de Transbordo

No DF, há locais em que são levados os resíduos coletados diariamente pelos caminhões compactadores para serem transportados até o Aterro Sanitário, estas Unidades Transbordo visam a economia de combustível e a racionalização dos serviços. Localizadas em Brazlândia, Gama, Paranoá e Sobradinho, movimentaram cerca de 462 mil toneladas de resíduos em 2019 (SLU, 2019).

Usinas de Tratamento Mecânico e Biológico

O sistema de tratamento de RSO no DF é composto por duas UTMB, a Usina de Tratamento Mecânico-Biológico e Compostagem Dinamarquesa (DANO) e a Usina de Tratamento Mecânico-Biológico e Compostagem Francesa (TRIGA), localizadas na L4 Sul (Asa Sul) e Pistão Sul (Ceilândia) respectivamente (SLU, 2017).

A localização das usinas como também das outras infraestruturas apresentadas encontra-se na Figura 5.6.

A Figura 5.3 apresenta o fluxo geral de RSU ao ingressarem na UTMB do P Sul (Ceilândia).

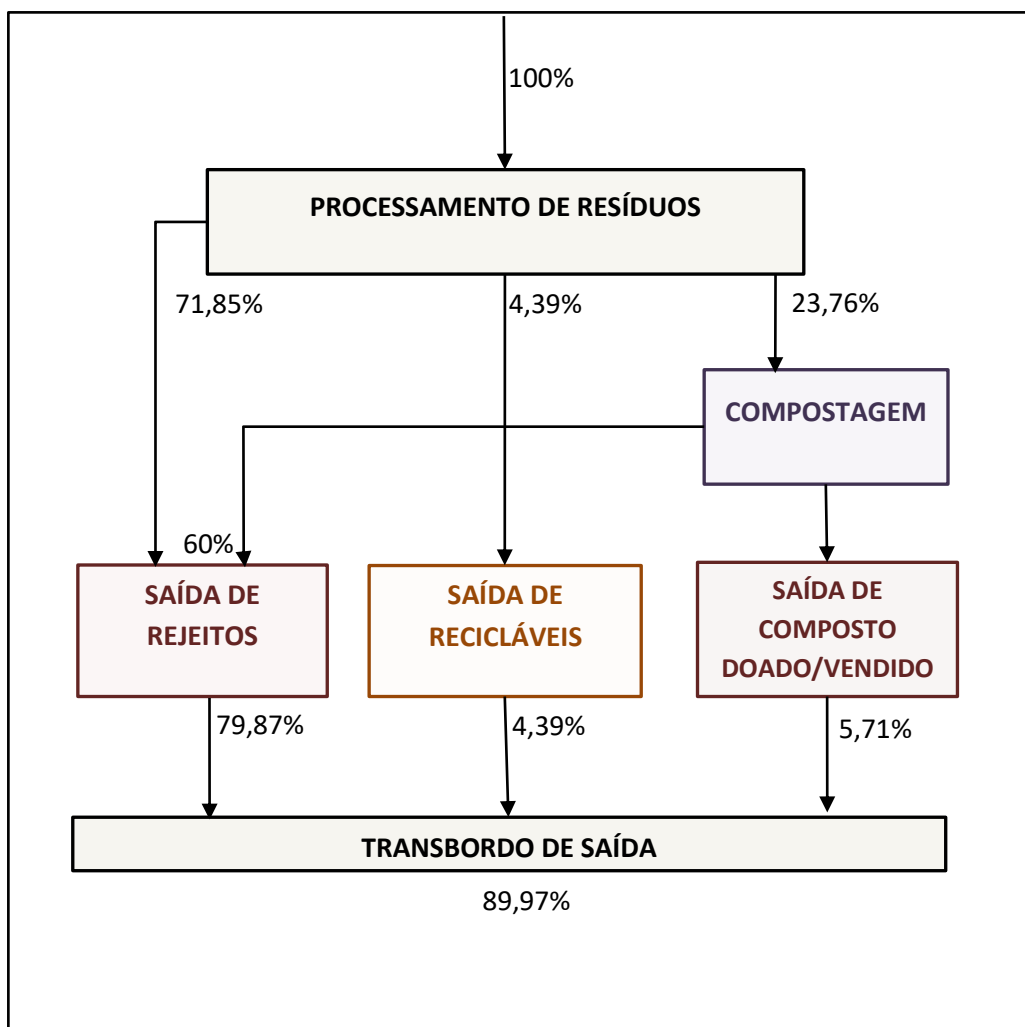


Figura 5.3 – Fluxo de RSU na UTMB P Sul – Ceilândia (Adaptado de Silva, 2020).

Os resíduos primeiramente, passam por uma triagem, em que a fração orgânica passa pelo processo de compostagem, os recicláveis são destinados à reciclagem e os rejeitos juntamente com aqueles descartados da etapa de compostagem são destinados ao ASB. Com relação ao composto gerado (vide figura 5.4), o mesmo é doado ou até mesmo vendido.

Do total processado pela UTMB P Sul, 5.241 t/mês de resíduos orgânicos triados retorna. Para o transbordo de rejeitos a média é de 12.119 t/mês (SLU, 2020). A partir dos dados gerados pelo SLU nota-se a diferença de massa entre entrada e saída na usina. Entende-se

que 79,87% da massa que adentra a UTMB P Sul continua a pertencer ao sistema, além do volume de chorume coletado. O total de perda de massa acontece durante o processo de compostagem, correspondendo a eliminação de 10,03% da massa total de resíduos.



Figura 5.4 - Composto orgânico proveniente da UTMB de Ceilândia (EMATER DF,2018).

No ano de 2019, cerca de 225 mil toneladas de resíduos foram processadas pelas UTMB, produzindo aproximadamente 15 mil toneladas de composto cru. As duas unidades encontram-se em funcionamento, sendo que a da L4 Sul trata cerca de 6 mil toneladas e a do P Sul 15 mil toneladas de resíduos por mês, essa além de realizar a triagem dos resíduos sólidos domiciliares, produz composto orgânico proveniente dos resíduos da coleta convencional de grande parte da região como também dos resíduos provenientes da UTMB da Asa Sul (SLU, 2019).

A composição gravimétrica dos resíduos das duas usinas é de aproximadamente 60% rejeito, 35% de matéria orgânica e 5% de recicláveis (SLU, 2019).

Aterro Sanitário de Brasília

Inaugurado em janeiro de 2017, o Aterro Sanitário de Brasília, localizado na Região Administrativa Samambaia, veio para encerrar as atividades no Lixão da Estrutural e no

Aterro Controlado do Jóquei. Com capacidade para atender todo o DF e receber rejeitos de municípios vizinhos (Figura 5.5).



Figura 5.5 - Aterro Sanitário de Brasília (Consórcio Samambaia Ambiental, 2020).

Com capacidade de receber aproximadamente 8,1 milhões de toneladas de rejeitos e com uma vida útil estimada de 13 anos, prevendo uma ampliação que aumentará em três vezes o seu tempo de operação (Tabela 5.1).

Tabela 5.1 - Área útil do ASB (SLU, 2016).

Etapa	Área (m³)	Capacidade (l)	Vida útil (anos)
1	110.000	1.872.000	3,1
2	122.000	1.990.000	3,2
3	88.000	1.596.000	2,6
4 - Coroamento	-	2.672.000	4,4
Total	320.000	8.130.000	13,3

Em 2020, foram aterradas aproximadamente 821 mil toneladas, tendo uma média diária de 2.565 toneladas, recebendo os resíduos sólidos domiciliares, animais mortos e rejeitos de caixa de gordura, gradeamento primário e desarenador das estações de tratamento de esgoto da CAESB e de grandes geradores (SLU, 2020).

A sua área é de aproximadamente 76 ha, sendo que a área de interferência para implantação do ASB é de aproximadamente 49 ha. Esse local atende as áreas de disposição de rejeitos (32 ha) e de apoio administrativo e operacional, o poço de recalque de chorume para a ETE

Melchior e a área para disposição emergencial de resíduos sólidos de serviços de saúde. Próximo ao ASB existe uma área prevista para a ampliação do aterro de cerca de 60 ha. Com a inclusão dessa área, a dimensão total do ASB passará a ser de aproximadamente 136 ha.

O tratamento do chorume gerado é realizado pela Hydros cabendo ao SLU apenas o monitoramento dos parâmetros impostos pela licença ambiental do IBRAM que são: retirar mensalmente 5 amostragens, sendo elas amostra bruta, amostra após o tratamento, amostra 50m a montante do ponto de lançamento e amostras a 50m e 100m a jusante do ponto de lançamento do efluente (SLU, 2020).

Após ser feito o tratamento do chorume, o rejeito do processo é o lodo o qual é escavado e misturado com terra em uma proporção de 5% para que o mesmo não afete as condições de estabilidade do aterro, e então é feita a cobertura das células de lixo do aterro sanitário com tal material.

O SLU atualmente dispõe de mais de 10 terrenos para futuras ampliações de sua infraestrutura caso haja necessidade para poder atender os serviços de limpeza urbana, como também as unidades de tratamento (Jucá, 2015).

5.2 QUANTIFICAÇÃO DA GERAÇÃO DOS RSO NA ÁREA DE ESTUDO

5.2.1 Caracterização da Coleta Convencional de Resíduos Sólidos Urbanos

A coleta convencional dos RSU no DF é realizada por meio do Serviço de Limpeza Urbana (SLU), que também realiza a coleta seletiva de resíduos sólidos recicláveis, coleta manual e mecanizada, transporte e aterramento de entulhos, varrição manual e mecanizada de vias, transbordo e transferência de rejeitos, prestação de serviços diversos de limpeza, operação de usinas de tratamento mecânico-biológico de resíduos (UTMB), destinação final adequada em aterro sanitário e outras diversas atividades (SLU, 2019).

Desde o ano de 2019, a coleta convencional de resíduos deixou de ser realizada diariamente em cerca de um terço do território do DF. Todo esse serviço de coleta envolve cerca de 4.000 funcionários distribuídos em 22 contratos.

A Tabela 5.2 apresenta os dados de coleta de resíduos para cada Região Administrativa, disponibilizados pelo SLU em seu Relatório de Atividades de 2019.

Tabela 5.2 - Coleta Convencional de RSU por RA (SLU,2019).

RA	Coleta de RSUem 2019 (toneladas)	RA	Coleta de RSUem 2019 (toneladas)
Águas Claras	23.758,10	Planaltina	36.384,46
J. Botânico	15.274,25	Plano Piloto	119.810,27
SCIA/Estrutural	17.797,81	Recanto das Emas	25.981,34
Brazlândia	14.744,93	Riacho Fundo I	9.157,79
Candangolândia	6.982,17	Riacho Fundo II	9.033,32
Ceilândia	124.948,48	Samambaia	23.090,65
Cruzeiro	7.995,08	Santa Maria	25.102,91
Fercal	12.239,77	São Sebastião	22.543,06
Gama	36.316,10	SAI	9.033,32
Guará	29.977,23	Sobradinho	12.239,77
Itapoã	12.179,78	Sobradinho II	12.239,77
Lago Norte	7.995,08	Sudoeste/Octogonal	18.089,99
Lago Sul	15.274,25	Taguatinga	96.202,08
Núcleo Bandeirante	8.345,24	Varjão	7.363,92
Paranoá	9.081,88	Vicente Pires	10.669,84
Park Way	8.050,23		

De acordo com os Relatórios de Atividades do Serviço de Limpeza Urbana, cerca de 2.621 toneladas de RSU foram gerados diariamente em média no ano de 2015 havendo um aumento de cerca de 14% no ano de 2017 e no ano de 2020 uma redução de 16% (SLU, 2020), a ocorrência da pandemia do COVID-19 pode ter sido um fator que contribuiu para essa redução.

Segundo o estudo de Silva (2017), a porcentagem média de matéria orgânica presente no RSU no DF é semelhante à composição média do país alcançando um valor de cerca de 40% na coleta convencional e 12% na coleta seletiva nas diferentes Regiões Administrativas (RA), considerando apenas 16 delas (Tabela 5.3).

Tabela 5.3 - Resultados em porcentagem (%) para composição gravimétrica dos RSU coletados no DF (Adaptado de Silva, 2017).

	Convencional			Seletiva		
	Orgânico	Rejeito	Reciclável	Orgânico	Rejeito	Reciclável
Água Claras	40,12	34,23	25,65	4,85	19,07	76,08
Asa Norte	55,6	31,1	13,3	13,43	31,06	55,51
Asa Sul	69,9	17,9	12,2	5,5	32,7	61,8
Brazlândia	54,62	32,13	13,25	8,1	60,5	31,4
Ceilândia	6,59	41,12	52,3	6,59	41,12	52,3
Estrutural	34,37	40,36	25,27	19,28	46,95	33,77
Gama	38,42	43,17	18,4	0	46,65	53,35
Guará	72,2	21,3	6,5	10,5	29,6	59,9
Lago Norte	29,07	51,85	19,08	3,8	33,03	63,16
Lago Sul	39,94	41,74	18,32	34,31	35,52	30,17
Planaltina	41,18	23,15	35,67	-	-	-
Riacho Fundo I	18	60,9	21,1	23,92	41,04	35,04
Riacho Fundo II	6,81	52,24	40,95	17,72	39,44	42,84
Samambaia	20,5	33,4	46,1	4,8	33	62,2
Sobradinho	45,35	41,26	13,39	15,48	31,87	52,65
Taguatinga	13,81	64,16	22,02	21,82	22,32	55,86
Média	39,18	39,38	21,44	12,67	36,26	51,07

Conforme os dados do SLU (2019), os destinos da coleta convencional de resíduos são definidos através dos grupos de coleta, como apresenta a (Tabela 5.4) de maneira que o caminhão que realiza a coleta em uma determinada RA destinará a massa coletada na unidade de gerenciamento mais próxima localizada em uma RA pertencente ao seu respectivo lote de coleta.

Tabela 5.4 - Atual destino dos RSU para cada RA.

RA	Destino	RA	Destino
Água Claras	UTMB P Sul	Plano Piloto	UTMB Asa Sul
Brazlândia	Transbordo Brazlândia	Recanto das Emas	Transbordo Gama
Candangolândia	UTMB Asa Sul	Riacho Fundo I	Transbordo Gama
Ceilândia	UTMB P Sul	Riacho Fundo II	Transbordo Gama
Cruzeiro	UTMB Asa Sul	Samambaia	ASB
Fercal	Transbordo Sobradinho	Santa Maria	Transbordo Gama
Gama	Transbordo Gama	São Sebastião	Transbordo Sobradinho
Guará	UTMB Asa Sul	SCIA/Estrutural	UTMB P Sul
Itapoã	Transbordo Sobradinho	SIG	UTMB Asa Sul
Jardim Botânico	UTMB Asa Sul	Sobradinho I	Transbordo Sobradinho
Lago Norte	UTMB Asa Sul	Sobradinho II	Transbordo Sobradinho
Lago Sul	UTMB Asa Sul	Sudoeste/Octogonal	UTMB Asa Sul
Núcleo Bandeirante	UTMB Asa Sul	Taguatinga	UTMB P sul
Paranoá	Transbordo Sobradinho	Varjão	UTMB Asa Sul
Park Way	UTMB Asa Sul	Vicente Pires	UTMB P sul
Planaltina	Transbordo Sobradinho	Grandes Geradores	Aterro de Planaltina

Para o estudo, foram utilizadas as distâncias calculadas no estudo de Silva (2018), em que foi considerado o centro de massa de cada RA. A Figura 5.6 e a Tabela 5.6 apresentam, respectivamente, os centros de massa da RA em conjunto com os atuais destinos e as distâncias de transporte a partir das RA e também de transferência dos resíduos e rejeitos para o ASB.

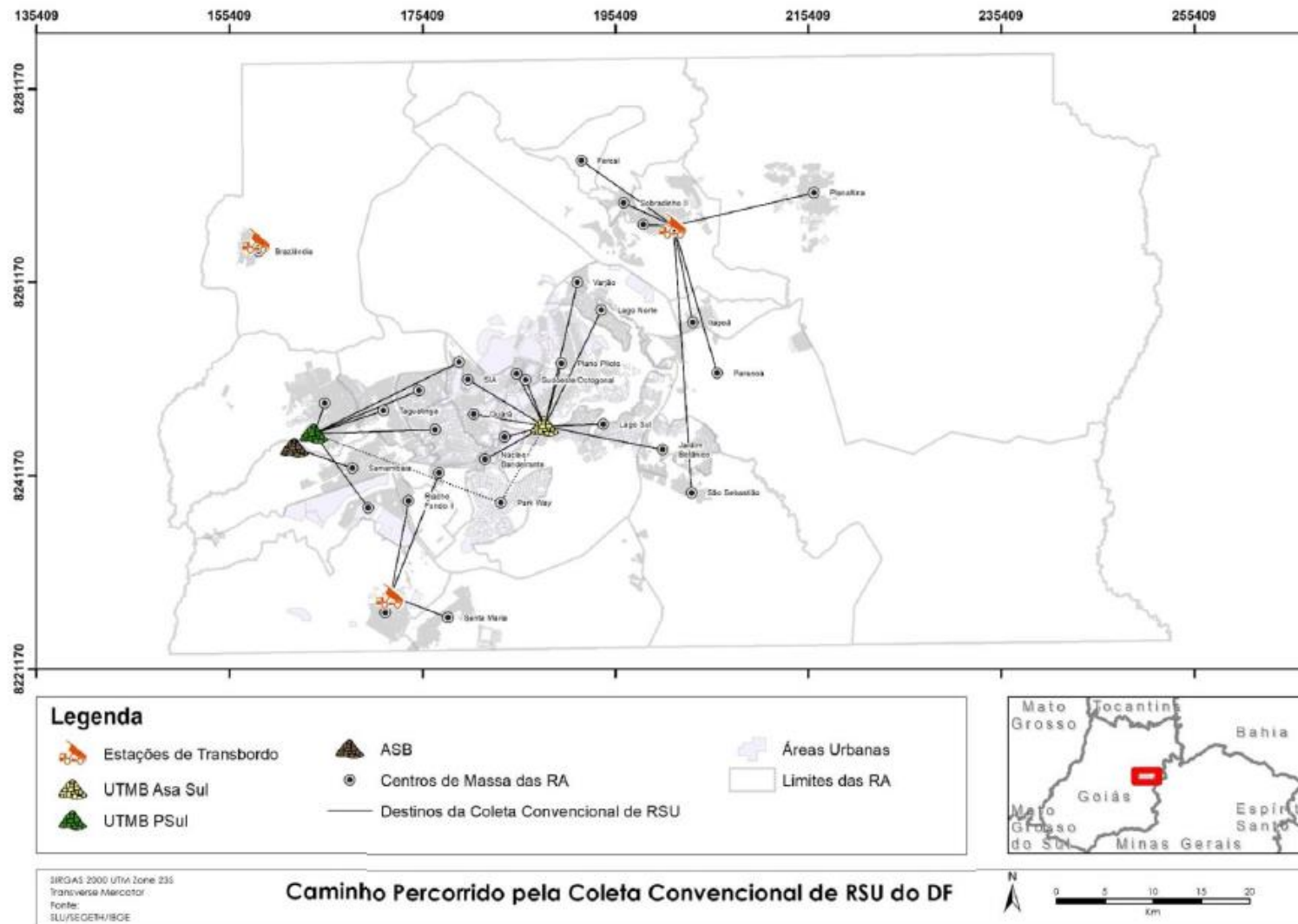


Figura 5.6 - Atuais destinos da coleta convencional de RSU no DF (Silva, 2018).

Tabela 5.4 - Distâncias de transporte e transferência de RSU no DF (Adaptado de Silva, 2018).

Deslocamento	Distância (km)	Deslocamento	Distância (km)
Águas Claras - UTMB P Sul	15,44	Riacho Fundo - Transbordo Gama	18,60
Brazlândia - Transbordo Brazlândia	2,80	Riacho Fundo II - Transbordo Gama	12,96
Candangolândia - UTMB Asa Sul	6,54	Samambaia – ASB	10,66
Ceilândia - UTMB P Sul	4,32	Santa Maria - Transbordo Gama	7,55
Ceilândia – ETE Melchior	11,70	São Sebastião - Transbordo Sobradinho	39,00
Cruzeiro - UTMB Asa Sul	8,66	SCIA/Estrutural - UTMB P Sul	19,02
Fercal - Transbordo Sobradinho	17,69	SIA - UTMB Asa Sul	12,09
Gama - Transbordo Gama	2,35	Sobradinho - Transbordo Sobradinho	2,50
Guará - UTMB Asa Sul	8,25	Sobradinho II - Transbordo Sobradinho	9,27
Itapoã - Transbordo Sobradinho	15,42	Sudoeste/Octogonal - UTMB Asa Sul	8,56
Jardim Botânico - UTMB Asa Sul	19,12	Taguatinga - UTMB P Sul	10,94
Lago Norte - UTMB Asa Sul	20,58	Taguatinga – ETE Melchior	23,80
Lago Sul - UTMB Asa Sul	9,73	Transbordo Brazlândia – ASB	37,85
Núcleo Bandeirante - UTMB Asa Sul	9,21	Transbordo Gama – ASB	25,86
Paranoá - Transbordo Sobradinho	32,25	Transbordo Sobradinho – ASB	57,14
Park Way - UTMB Asa Sul	11,75	UTMB Asa Sul – ASB	34,99
Planaltina - Transbordo Sobradinho	19,21	UTMB P Sul – ASB	14,10
Plano Piloto - UTMB Asa Sul	9,41	Varjão - UTMB Asa Sul	19,69
Recanto das Emas - Transbordo Gama	16,05	Vicente Pires - UTMB P Sul	15,43
Grandes Geradores (total) – UTMB P Sul	19,9	Grandes Geradores (total) – Aterro de Planaltina	74,85

Diante dos cenários propostos foi feita uma caracterização quanto a geração de RSO nas RA de Taguatinga e Ceilândia. De acordo com a Pesquisa Distrital por Amostra de Domicílios (CODEPLAN (a) e (b), 2015) a população estimada para as duas regiões são de 222.598 e 489.351 habitantes respectivamente, tendo um aumento de 1,59% para Taguatinga e 4,06% para Ceilândia nos últimos três anos.

Com relação às distâncias utilizadas no cenário 4, que consiste no envio para o ASB os resíduos das RA que iriam previamente para as UTMB, estão disponíveis no Apêndice.

A Figura 5.7 a seguir apresenta a localização das duas regiões no DF como também a sua área urbana.

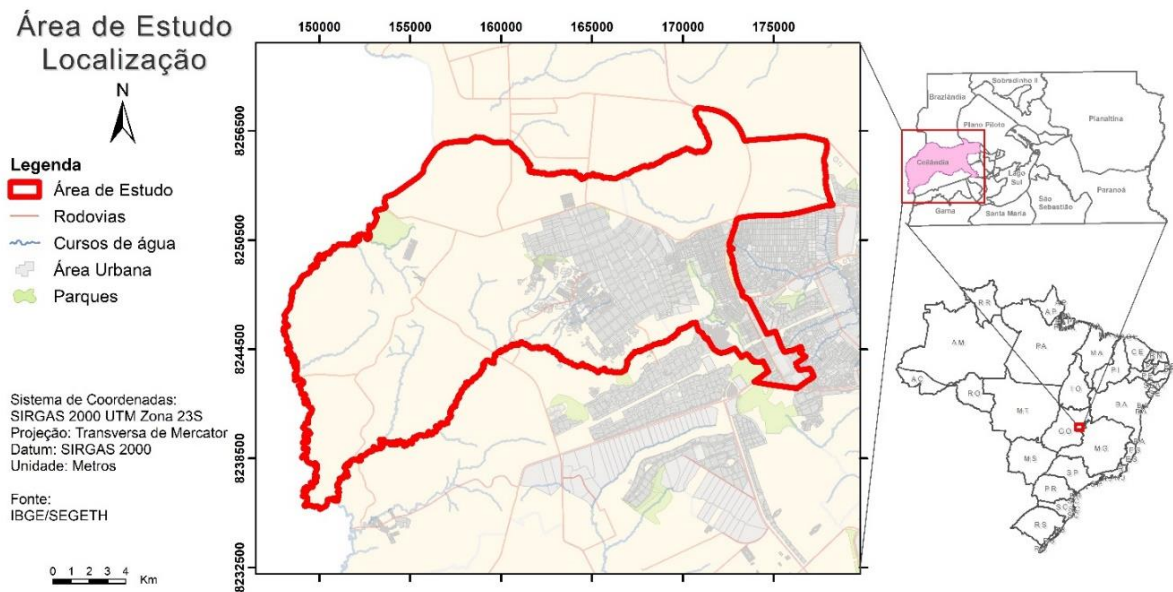


Figura 5.7 - Mapa de Localização das RA Taguatinga e Ceilândia.

A partir da Figura 5.8 foi possível identificar qual área que mais contribui para a geração de RSO nas RA de Ceilândia e Taguatinga, já que a densidade está diretamente relacionada com a geração de resíduos. A geração per capita utilizada para a realização da análise de densidade foi de 0,78 kg/hab.dia para Ceilândia e 1,27 kg/hab.dia para Taguatinga, valores calculados por Silva (2017) através da análise gravimétrica dos resíduos do DF realizada por Jucá (2015).

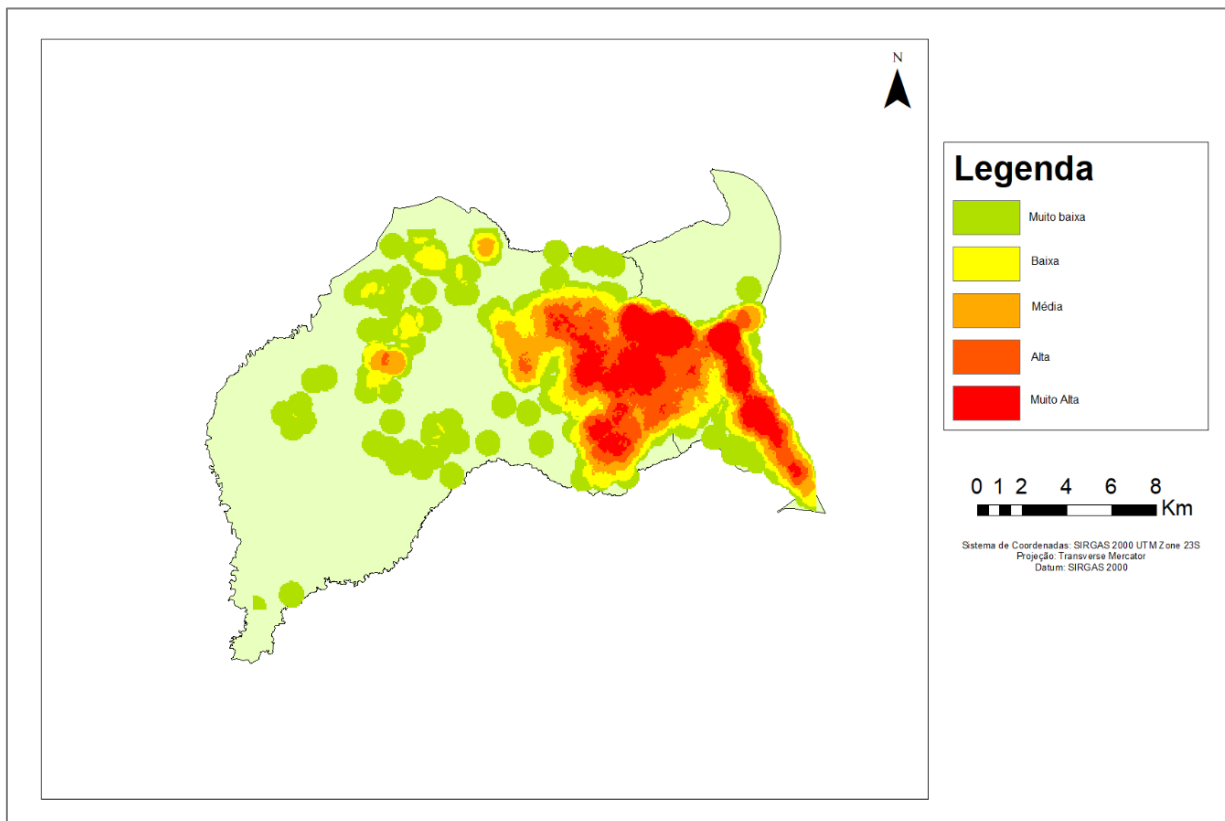


Figura 5.8 - Mapa de densidade de geração de RSO de Ceilândia e Taguatinga.

Analisando-se o mapa de densidade de geração de RSO (Figura 5.8), percebe-se que há uma área compreendida entre as duas RA que apresenta uma região com alta densidade, ou seja, há uma maior presença de estabelecimentos, conseqüentemente há uma maior geração de RSO naquela área.

Segundo informações do SLU, em novembro de 2019, foram contabilizados 979 estabelecimentos cadastrados como grandes geradores, em contrapartida a 2018 que eram 764 estabelecimentos (Oliveira, 2019). Nascimento em 2016 realizou uma análise da gestão dos resíduos gerados em supermercados da RA de Planaltina, chegando-se em uma geração média de 2t de RSO/dia. O mesmo estudo verificou que todos os supermercados selecionados apresentaram problemas relacionados ao gerenciamento dos seus resíduos.

Para o estudo, foram considerados dez grandes geradores (Hipermercados/Atacados e Restaurantes), localizados nas RA de Ceilândia e Taguatinga. Os resíduos sólidos dos mesmos são destinados para o Aterro Sanitário Norte, localizado em Planaltina, Goiás (Figura 5.9).

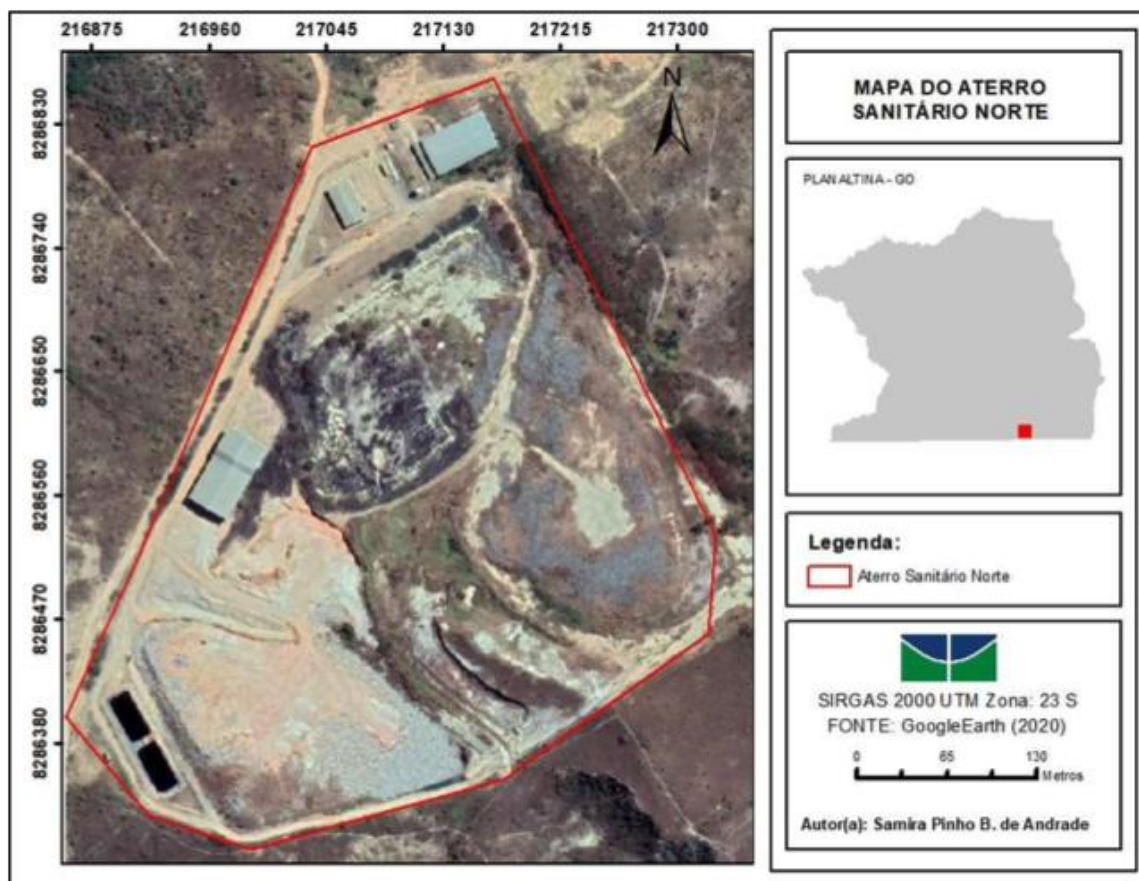


Figura 5.9 - Localização do Aterro Sanitário Norte (de Andrade, 2020).

O aterro sanitário de Planaltina é de propriedade do município e é compartilhado com o município de Formosa que recebe também resíduos de grandes geradores do DF, em 2015, possuía a capacidade de processamento de 148,77 t/dia, cobrando dessa forma o custo de aterramento dos Grandes Geradores (PERS, 2017).

5.3 INVENTÁRIO DE CICLO DE VIDA

Descreve-se a seguir o inventário de ciclo de vida resumido para os cenários propostos que foi necessário para determinar as emissões e contribuições de cada alternativa de gerenciamento para as categorias de impacto ambiental pré-determinadas.

Baseado nas figuras dos limites do sistema, estimados em relação à unidade funcional adotada (1 t de RSO gerenciada) durante a construção do Inventário de Ciclo de Vida (ICV)

são relacionadas na Tabela 5.7. O inventário detalhado com as entradas e saídas e descrições dos processos do Ecoinvent 3.6 utilizados, encontram-se em anexo.

Em todos os cenários, considerou-se o processo “*electricity, high voltage, production mix / electricity, high voltage / Cutoff, U – BR*” para a matriz energética de alta voltagem.

Tabela 5.5 - Inventário de Ciclo de Vida Resumido – Balanço de entradas e saídas no tratamento de 1 tonelada de RSO em cada cenário.

	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Entradas				
<i>Energia</i>				
Eletricidade (kWh)	9,010	7,455	12,245	8,154
Diesel (L)	4,110	5,865	5,37	4,096
Saídas				
<i>Emissões Atmosféricas</i>				
Dióxido de carbono (CO ₂), fóssil (kg)	7,199	10,634	8,982	8,550
Metano – CH ₄ (kg)	4,704	1,941	1,434	6,354
Óxido nitroso – N ₂ O (g)	0,157	0,100	0,167	0,175
<i>Materiais e energia recuperados</i>				
Composto orgânico (kg)	81,85	84,4	100,31	-
Eletricidade (kWh)	-	13,285	29,631	-
Emissões evitadas (kg CH ₄) – coleta seletiva de RSO	-	2,763	-	-
Emissões evitadas (kg CH ₄) – biometanização	-	-	3,27	-

Baseado nos processos descritos no cenário 3 (figura 4.4.), 10% do composto gerado através do tratamento de biometanização é utilizado como material de cobertura no ASB, os 90% restantes são levados para a UTMB para a realização da compostagem em conjunto com a FORSU de acordo com Francini et al. (2020).

Observa-se que o cenário 2, referente a realização de coleta seletiva de RSO nas RA de Taguatinga e Ceilândia representa o maior consumo de combustível, isso se dá em função da realização de um trecho a mais de coleta de resíduos, mas em contrapartida apresenta o menor consumo de eletricidade visto que a realização da coleta faz com que diminua a quantidade de resíduos que passa pela triagem na UTMB, sendo apenas de 125 t por dia. O cenário 3 apresenta o maior consumo de eletricidade dentre os três cenários, isso ocorre

devido ao fato da realização da biometanização que requer um consumo a mais de eletricidade para a realização do tratamento.

Em relação às saídas dos sistemas analisados, observa-se que nos cenários 2 e 3 implicam no aumento das emissões de CO₂ e N₂O, em relação ao cenário atual, quanto ao cenário 4, houve aumento em todas as emissões atmosféricas analisadas. Entretanto, as emissões de CH₄ evitadas com a realização da coleta seletiva de RSO e da biometanização pesam positivamente no balanço de aquecimento global. No que se refere às estimativas de emissões de GEE, as emissões de poluentes atmosféricos da produção de combustíveis fósseis, um ponto relevante a ser incluído em futuras análises de impacto.

No que diz respeito à emissão de gases que estão relacionados com a depleção da camada de ozônio, se destacam os haletos orgânicos como o clorofluorcarbono (CFC-11) e seus derivados, como também os GEE, SO₂, NO_x e N₂O (Kulay, 2000). Portanto, como foi considerado para esta categoria apenas a emissão dos GEE, percebe-se que há a redução apenas no cenário 3 com relação ao cenário atual, isso se deve à redução na emissão de CH₄ e CO₂.

Quanto à recuperação de materiais no gerenciamento de resíduos, representada pela soma das quantidades de composto orgânico e geração de eletricidade, observa-se que o cenário 3 tem maior índice de recuperação, tendo um aumento de aproximadamente 3% no cenário 2 e de 23% no cenário 3 com relação à produção de composto.

Com relação à geração de eletricidade, o cenário 3 apresenta a maior, gerando aproximadamente 123% a mais que no cenário 2, apenas introduzindo a biometanização no cenário.

5.4 AVALIAÇÃO DE IMPACTOS DE CICLO DE VIDA

A partir dos dados obtidos e apresentados no inventário, são apresentados inicialmente os resultados obtidos das categorias de impacto para cada cenário proposto, seguido de uma análise para cada categoria de impacto escolhida e encerrando com uma análise comparativa dos cenários.

5.4.1 Análise dos Cenários Propostos

Cenário 1 (Atual gerenciamento dos RSU)

Como descrito no capítulo anterior, o cenário 1 refere-se ao atual gerenciamento de RSU no DF, não havendo a recuperação de energia e tratamento do lixiviado no ASB. A Tabela 5.8 apresenta os resultados obtidos referentes as categorias de impacto depleção abiótica, depleção da camada de ozônio e mudanças climáticas para o cenário 1.

Tabela 5.6 - Resultados da AICV para o cenário 1.

Categoria de Impacto	Emissões	Unidade
Depleção de Recursos Abióticos	116,95	MJ
Depleção da Camada de Ozônio	1,40E-06	kg CFC-11-eq
Mudanças Climáticas	26,39	kg CO ₂ -eq

Cenário 2

O cenário 2 é equivalente a realização da coleta seletiva de RSO nas RA de Ceilândia e Taguatinga como também a recuperação de metano gerado no ASB. A Tabela 5.9 apresenta a contribuição desse cenário para as categorias de impacto selecionadas. Percebe-se que a categoria de impacto mudanças climáticas, aumenta cerca de 13% comparando com o cenário 1.

Tabela 5.7 - Resultados da AICV para o cenário 2.

Categoria de Impacto	Emissões	Unidade
Depleção de Recursos Abióticos	350,56	MJ
Depleção da Camada de Ozônio	5,35E-06	kg CFC-11-eq
Mudanças Climáticas	29,94	kg CO ₂ -eq

Quanto à depleção de recursos abióticos, há um considerável aumento, cerca de 66%, este que está relacionado tanto quanto ao consumo de diesel e de eletricidade como também a geração de energia através do CH₄ e o aumento da produção de composto orgânico.

Cenário 3

A realização da co-digestão anaeróbia de uma fração de RSO com o lodo e a recuperação energética e tratamento do lixiviado do ASB é realizado nesse cenário. Como dito no capítulo anterior, na realização da biometanização, foi considerada a proporção 1:1, sendo que a quantidade de resíduo coletada pelos grandes geradores é de 20 t/dia (Pátio de Compostagem Pura Vida, 2020). Na Tabela 5.10 são apresentados os valores obtidos com relação as categorias de impacto.

Tabela 5.8 - Resultados da AICV para o cenário 3.

Categoria de Impacto	Emissões	Unidade
Depleção de Recursos Abióticos	480,47	MJ
Depleção da Camada de Ozônio	5,72E-06	kg CFC-11-eq
Mudanças Climáticas	15,26	kg CO ₂ -eq

Nota-se que para as categorias de impacto depleção de recursos abióticos e depleção da camada de ozônio, houveram aumentos, sendo de aproximadamente de 76% para ambas. Quanto a mudanças climáticas, obteve-se uma redução de 83% nas emissões, com relação ao cenário 1.

Cenário 4

Como descrito anteriormente, esse cenário representa a coleta dos RSU por meio da coleta convencional em cada RA até a sua destinação atual, menos os resíduos que seriam destinados primeiramente às UTMB, indo diretamente para o ASB. A Tabela 5.11 apresenta os resultados referentes as categorias de impacto depleção abiótica, depleção da camada de ozônio e mudanças climáticas para o cenário 4.

Tabela 5.9 - Resultados da AICV para o cenário 4.

Categoria de Impacto	Emissões	Unidade
Depleção de Recursos Abióticos	58,67	MJ
Depleção da Camada de Ozônio	9,36E-07	kg CFC-11-eq
Mudanças Climáticas	31,01	kg CO ₂ -eq

Observa-se que há uma redução significativa nas categorias de impacto depleção de recursos abióticos e depleção da camada de ozônio aumentando, com relação ao cenário 1, cerca de 50% e 33% respectivamente. Quanto à categoria de impacto mudanças climáticas, houve apenas um aumento de 7%.

5.4.2 Análise Comparativa dos Cenários

Depleção de Recursos Abióticos

Os resultados da AICV na categoria de impacto depleção de recursos abióticos, apresentando a contribuição, estão representados na Figura 5.10.

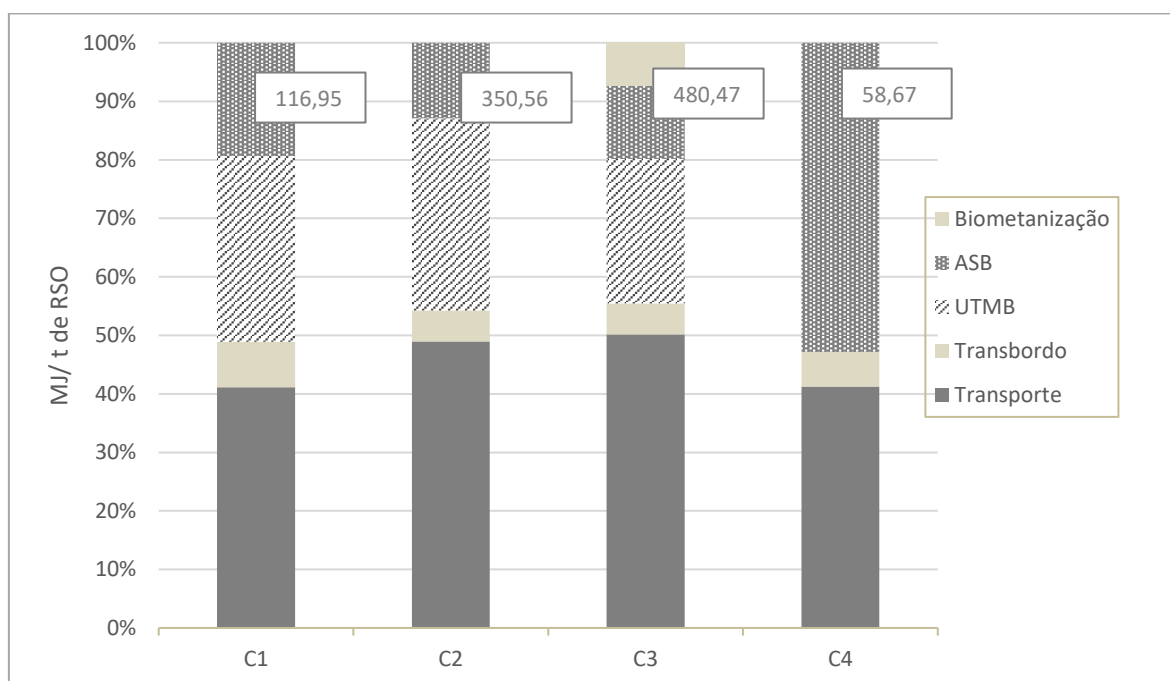


Figura 5.10 - Resultados da AICV na categoria depleção de recursos abióticos (MJ).

Para a avaliação da categoria de impacto, foram consideradas o consumo de diesel proveniente dos transportes e das usinas de tratamento e transbordo de resíduos, o consumo de eletricidade das usinas e do ASB como também a recuperação de eletricidade proveniente do biogás gerado no ASB, realizada nos cenários 2 e 3, e a recuperação de eletricidade proveniente do biogás gerado na biometanização, como também a cobertura do solo no mesmo (cenário 3).

Nota-se, pela Figura 5.9, que o processo de recuperação de eletricidade proveniente da biometanização representa uma parcela significativa na depleção evitada de recursos no cenário 3, representando cerca de 42% da totalidade.

Como no cenário 4 não há nem a produção de composto orgânico e nem a recuperação do CH₄ para geração de energia, o mesmo apresentou a maior contribuição da categoria de impacto.

Depleção da Camada de Ozônio

A avaliação da categoria de impacto depleção da camada de ozônio, apresentando a contribuição de cada etapa dos cenários propostos está representada na Figura 5.11.

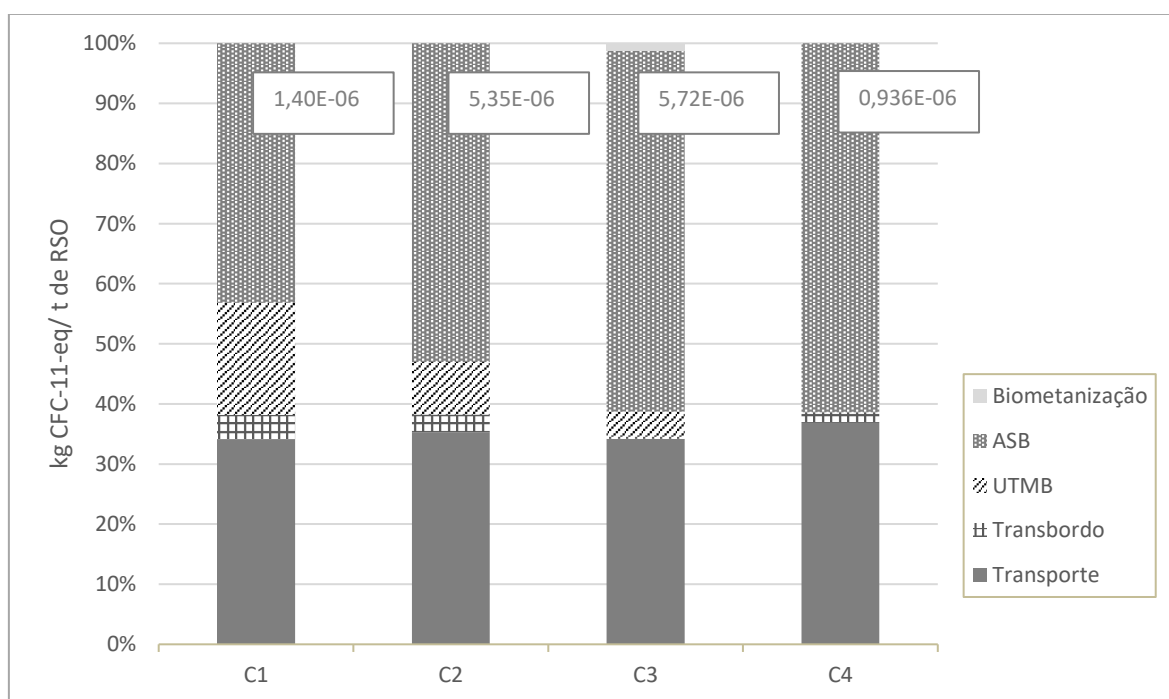


Figura 5.11 - Contribuição de cada cenário avaliado na categoria de impacto de depleção da camada de ozônio (kg CFC-11-eq).

A partir dos resultados apresentados, pode-se observar que os processos que mais contribuíram foram o transporte dos resíduos e o aterro sanitário, tendo praticamente a mesma porcentagem de contribuição. Isso possivelmente se deve por conta da elevada emissão de CH₄ e CO₂ para o ambiente, o mesmo ocorreu no estudo de Martins (2017), onde o transporte dos resíduos teve uma contribuição significativa para a categoria de impacto.

A Tabela 5.12 apresenta em valores totais o potencial de depleção da camada de ozônio em kg de CFC-11 equivalente como também as variações percentuais comparando com o cenário 1.

Tabela 5.10 - Variação nos impactos na categoria de depleção da camada de ozônio (Consolidado).

	Emissões (kg CFC-11-eq)	Diferença (kg CFC-11-eq)	Variação Percentual
Cenário 1	8,64E-04	-	-
Cenário 2	3,30E-03	+ 2,44E-03	+ 73,82%
Cenário 3	3,53E-03	+ 2,67E-03	+ 75,52%
Cenário 4	5,78E-04	- 2,86E-04	- 33,10%

Observa-se que há um aumento nas emissões, em valores totais, nos cenários 2 e 3, apresentando um aumento aproximadamente 73% e 75%, respectivamente. No cenário 4 há uma redução de cerca de 33%.

Mudanças Climáticas

Os resultados de cada cenário para as emissões de GEE, obtidos através da categoria de impacto mudanças climáticas da AICV, são apresentados na Figura 5.12.

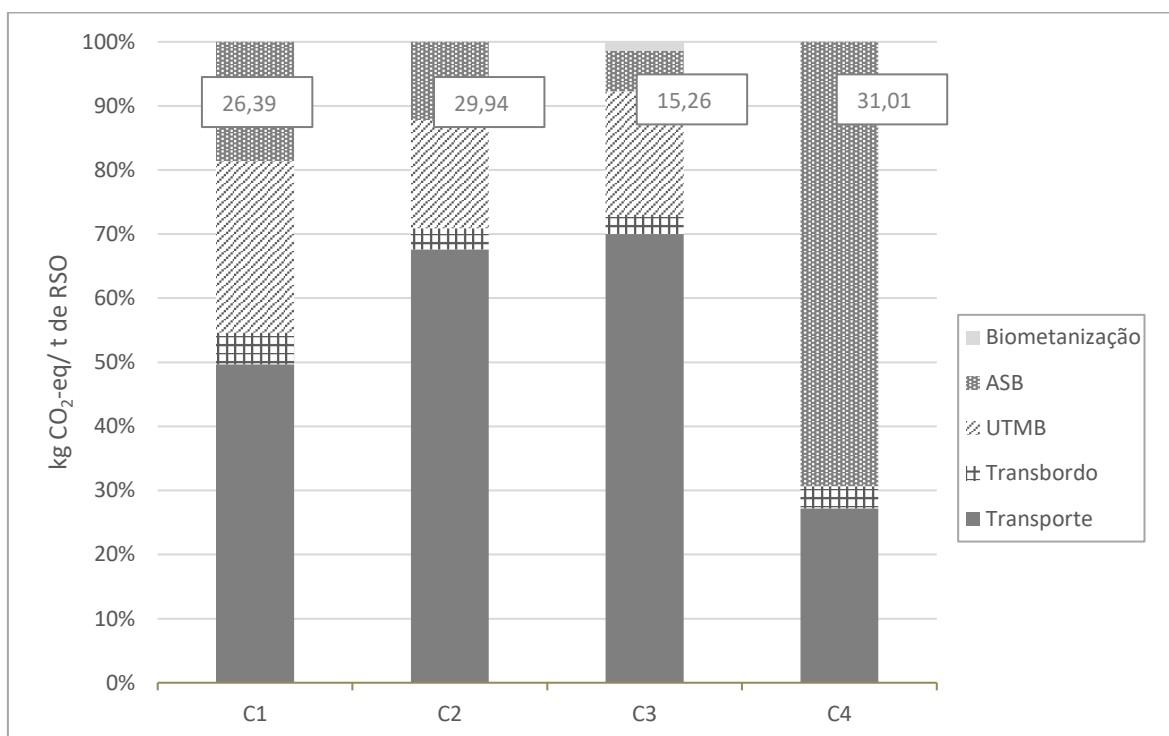


Figura 5.12 - Contribuição de cada cenário avaliado na categoria de impacto de mudanças climáticas (kg CO₂-eq).

O cenário 3, representando a realização da biometanização apresenta melhor resultado comparado com os outros três. Isso se deve ao fato do aproveitamento do gás metano para geração de eletricidade e somente lançar na atmosfera eventuais escapes do mesmo pelo biodigestor ou por meio do sistema de armazenamento do biogás.

No caso da compostagem que é realizada na UTMB, não há o aproveitamento dos gases de efeito estufa, sendo assim eliminados diretamente na atmosfera.

Dado que apenas o cenário 3 emite menos GEE de forma considerável do que o atual gerenciamento de RSU no Distrito Federal, como já foi analisado na seção 5.2, contudo, é preciso observar o balanço entre a quantidade de CO₂ equivalente que está sendo liberado para a atmosfera e as emissões evitadas em cada cenário de gerenciamento de RSU.

O balanço de emissões indica que, em termos de emissões totais de GEE, o pior cenário avaliado é a realização do aterramento direto dos RSU das Regiões Administrativas de que passariam pela UTMB, uma vez que é realizada uma rota completa na região, consumindo mais diesel e emitindo mais CO₂.

O cenário 1, que no caso consiste no atual gerenciamento de RSU, representa o segundo melhor cenário, em termos de balanço de GEE emitidos, enquanto o cenário 3 representa o melhor cenário, em consequência da diminuição na emissão GEE através da biometanização e da utilização do composto como cobertura do solo.

Para uma melhor análise da redução dos impactos proporcionada pelos cenários propostos, é relevante verificar as diferenças percentuais do balanço de emissões entre os cenários propostos em comparação com o cenário-base, que no caso é o atual gerenciamento de RSU, sendo apresentados na Tabela 5.13.

Tabela 5.11 - Variação nos impactos na categoria de aquecimento global (Consolidado).

	Emissões (kg CO₂-eq)	Diferença (kg CO₂-eq)	Variação Percentual
Cenário 1	16.281,08	-	-
Cenário 2	18.475,61	+ 2.194,53	+ 13,48%
Cenário 3	9.414,07	- 6.867,01	- 42,18%
Cenário 4	19.130,96	+ 2.849,88	+ 18,50%

Observa-se que há uma redução nas emissões, em valores totais, no cenário 3, apresentando uma redução aproximadamente de 42%. Nos cenários 2 e 4 há um aumento de cerca de 13 e 18%, respectivamente.

A Figura 5.13 apresenta resumidamente os resultados da caracterização da Avaliação de Impacto de Ciclo de Vida (AICV) para as três categorias de impacto selecionadas. Para as categorias de impacto depleção da camada de ozônio e depleção de abiótica, quanto maior o valor (considerar o módulo), melhor é o seu desempenho, sendo o contrário para mudanças climáticas. Para uma melhor visualização, os dados estão representados em escala logarítmica.

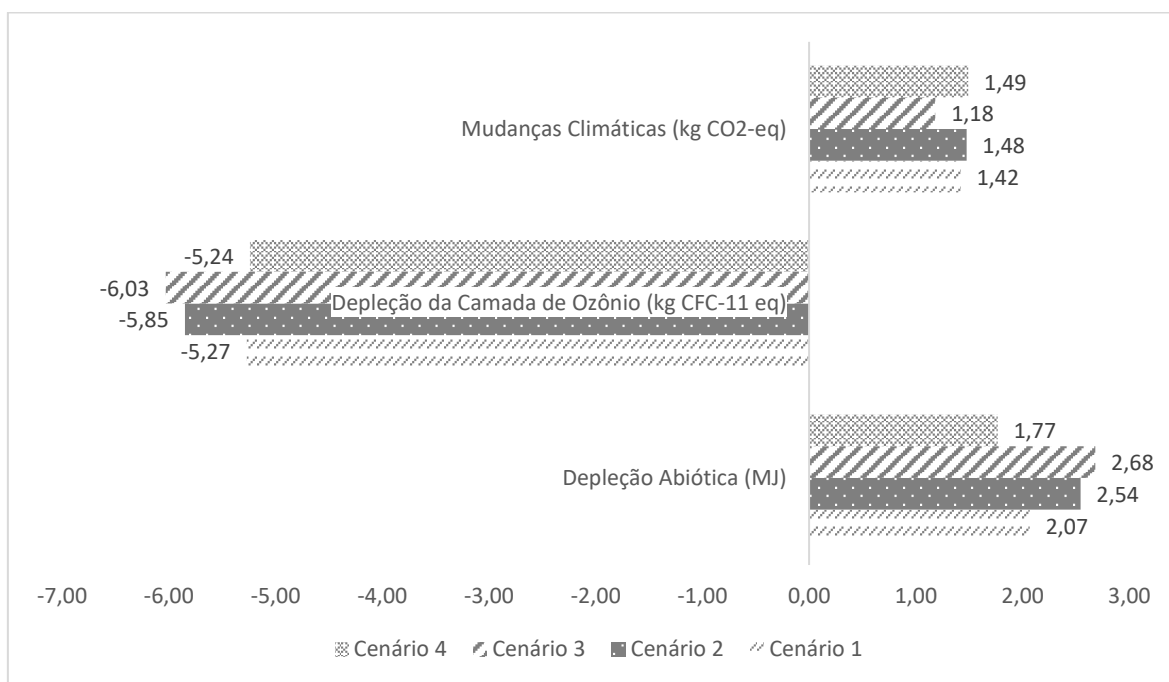


Figura 5.13 - Resultados da caracterização da AICV para 1 tonelada de RSO.

A partir dos resultados apresentados no capítulo e da Figura 5.13, conclui-se que o cenário 3 possibilitaria uma maior mitigação de impactos ambientais, apresentando maiores contribuições categorias de impacto depleção abiótica e depleção da camada de ozônio e menores contribuições para mudanças climáticas.

As principais causas dos resultados obtidos se devem às seguintes razões: um aumento tanto na produção de composto orgânico como também na geração de eletricidade através do biogás gerado no ASB e também através da biometanização.

De maneira oposta ao cenário 3, temos o cenário 4, possibilitando um maior impacto ambiental no ambiente, apresentando as maiores contribuições na categoria de impacto mudanças climáticas. Esses ganhos poderiam ser maiores se fosse considerado o transporte do composto orgânico produzido na UTMB.

A Tabela 5.14 apresenta os resultados das categorias de impacto para os valores totais de gerenciamento de RSO no DF.

Tabela 5.12 - Resultado da caracterização da AICV (Consolidado).

Categoria de Impacto	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Depleção de Recursos Abióticos (MJ)	72.160,32	216.292,71	296.447,19 ⁽¹⁾	36.197,49
Depleção da Camada de Ozônio (kg CFC-11-eq)	8,64E-04	3,30E-03	3,53E-03 ⁽¹⁾	5,78E-04
Mudanças Climáticas (kg CO ₂ -eq)	16.281,08	18.475,61	9.414,07	19.130,96 ⁽¹⁾

Diante disso, se observa uma grande contribuição dos cenários 1, 2 e 4 na categoria de mudanças climáticas. Porém, nos cenários 2 e 3 é possível ter uma contribuição significativa no que se refere à depleção de recursos abióticos, apresentando valores de 216.292,71 e 296.447,19 MJ em um dia de gerenciamento de RSO.

Normalização

A normalização dos indicadores de impactos foi realizada com o intuito de determinar a alternativa que promove a minimização de impactos de maneira mais significativa. Esse processo é responsável pela conversão de valores absolutos em valores relativos a uma referência. Apesar de traduzirem um resultado exato e fiel, a leitura de dados absolutos não tem o mérito de ressaltar de imediato as suas conclusões numéricas. Já a presença de dados relativos permite as comparações entre as quantidades.

A Tabela 5.15 e a Figura 5.14 apresentam a normalização dos indicadores e a soma dos mesmos, das categorias de impacto analisadas.

Para a categoria de impacto mudanças climáticas, as emissões para o ambiente são inversamente proporcionais, à medida que aumenta o a emissão, pior sua preferência. O contrário acontece com as emissões evitadas, já que são benéficas.

Tabela 5.13 - Indicadores normalizados para cada categoria de impacto.

Categoria de Impacto	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Depleção de Recursos Abióticos	3,08E-13	1,18E-12	1,26E-12 ⁽¹⁾	2,07E-13
Depleção da Camada de Ozônio	6,17E-15	2,36E-14	2,52E-14 ⁽¹⁾	4,13E-15
Mudanças Climáticas	7,16E-13	7,41E-13	1,26E-13	7,76E-13 ⁽¹⁾

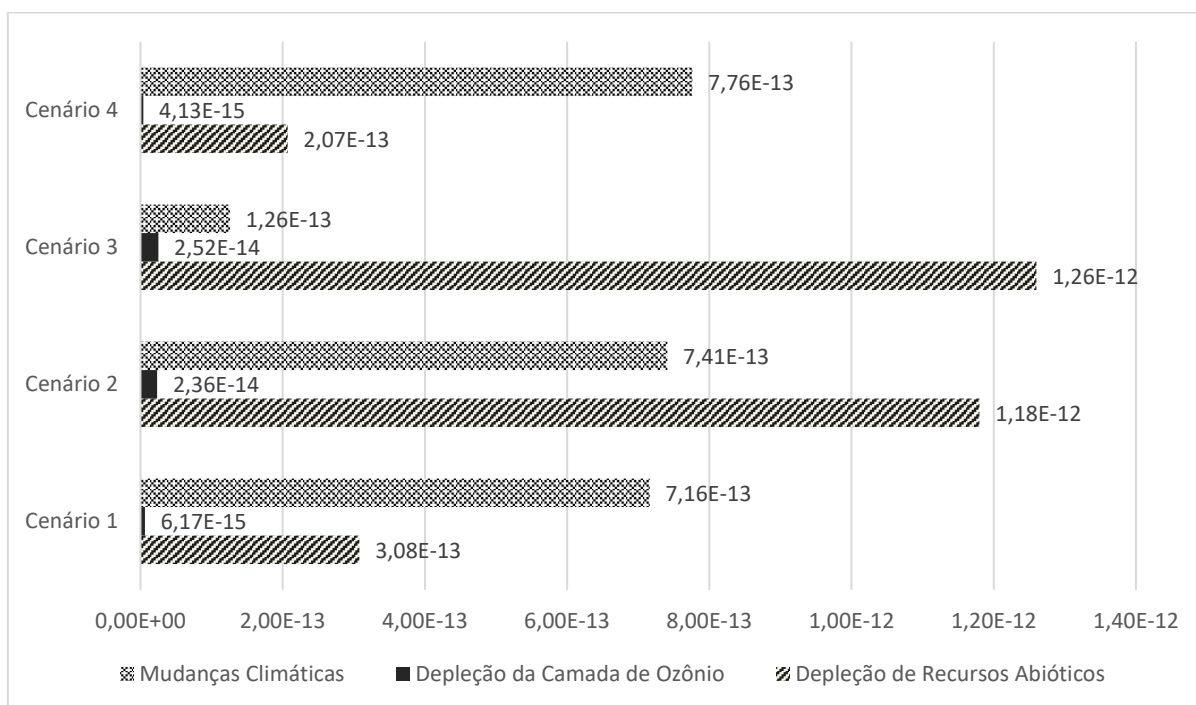


Figura 5.14 - Soma dos indicadores normalizados para cada cenário.

Os resultados normalizados mostram que o cenário 3, conforme os limites dos sistemas e considerações realizadas na definição do escopo da ACV, considera todas as etapas do atual gerenciamento dos resíduos com a adição da realização da biometanização da FORSU de Grandes Geradores com a recuperação de energia tanto do biogás gerado a partir da biometanização como também do ASB, é a melhor opção de gerenciamento e proporciona a minimização dos impactos ambientais em todas as categorias de impacto.

O cenário atual (cenário 1), apresenta valores de depleção de recursos abióticos e de camada de ozônio inferiores aos cenários 2 e 3, mas superiores ao cenário 4. Esse feito ocorre uma vez que no atual gerenciamento de resíduos há a recuperação de materiais através da compostagem, processo que não foi considerado no cenário 4, mas ainda o total é inferior a quantidade de materiais recuperados nos outros cenários, já que neles também foi inserida a geração de energia.

Outro ponto positivo a ser considerado não somente na biometanização, mas também na realização da compostagem, visto que ambos reduzem a quantidade de resíduos orgânicos destinados aos aterros sanitários, esses resíduos, quando dispostos no meio ambiente, acabam gerando lixiviado, este que é responsável pela contaminação tanto dos corpos hídricos como do solo (Okot-Okumu e Nyenje, 2011).

5.5 POTENCIAL DE RECUPERAÇÃO DE ENERGIA

A Figura 5.15 apresenta a estimativa de geração cumulativa de CH₄ no ASB nos próximos 50 anos. Neste estudo apenas foi considerado o potencial de geração de energia, não sendo considerados aspectos como seria realizada a sua aplicação como também aspectos econômicos.

Para a realização da estimativa, utilizou-se os modelos de previsão LandGEM32 (Equação 3.1) desenvolvido pela Agencia de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA, 2005) e Decaimento de Primeira Ordem, desenvolvido pelo Painel Internacional de Mudanças Climáticas das Nações Unidas (IPCC) (IPCC, 2011).

É possível observar que ao longo dos anos, a produção de gás metano vai se estabilizando, isso ocorre provavelmente por conta da capacidade de armazenamento de rejeitos no aterro sanitário, limitando a deposição dos resíduos e conseqüentemente a geração de biogás.

Um fator importante a ser considerado quanto a capacidade de um aterro gerar gás é a composição dos resíduos, quanto maior a porcentagem de matéria orgânica na composição, maior será o potencial de produção de biogás no aterro (Brito Filho, 2005). Seguindo essa premissa, é possível concluir há maior geração de CH₄ no cenário 4 devido ao aumento da quantidade de RSO aterrado no ASB.

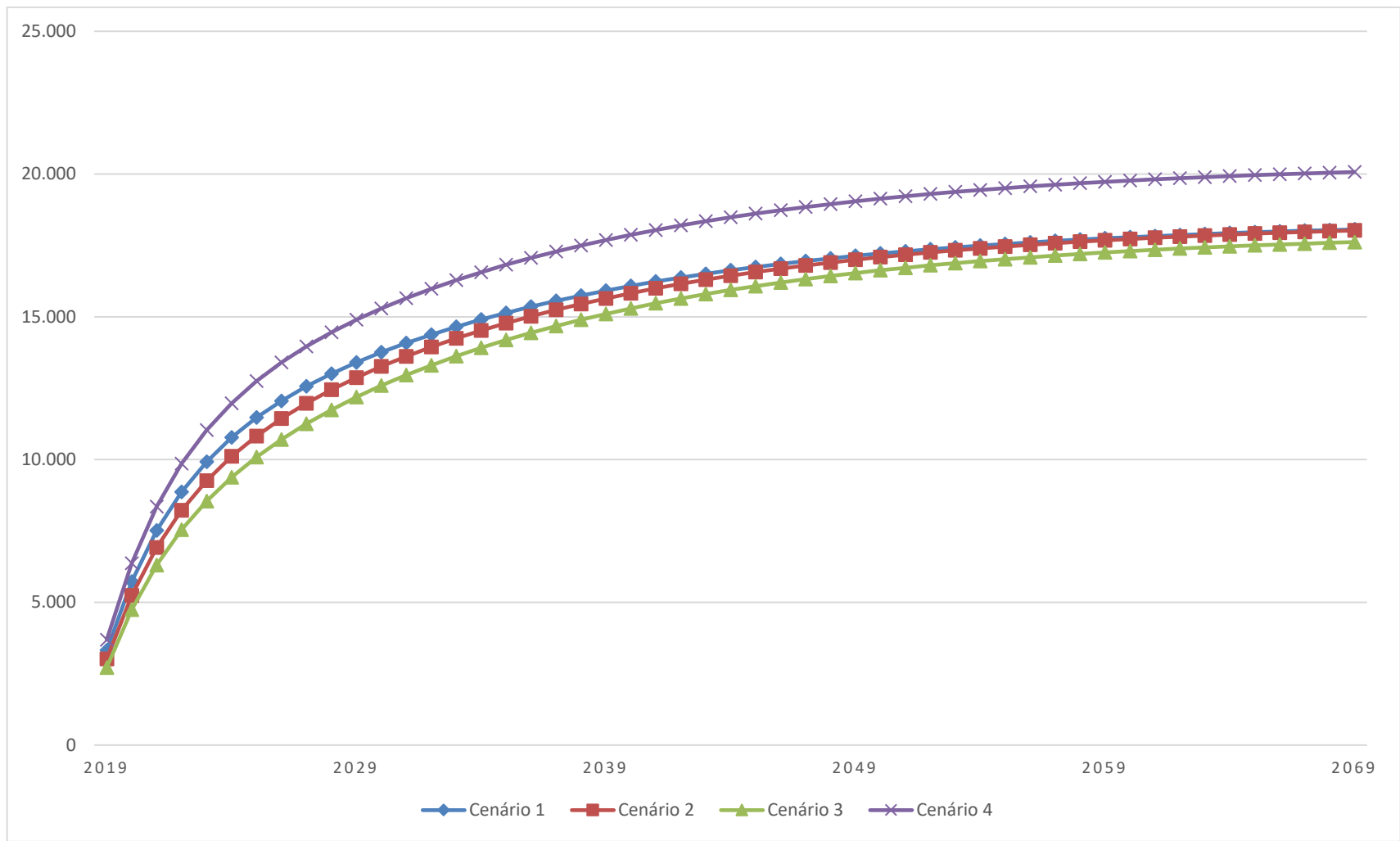


Figura 5.15 - Geração Cumulativa de CH₄ no ASB para cada cenário.

A Tabela 5.16 apresenta o potencial de produção de energia do biogás gerado no ASB por dia, sendo que os valores totais de geração por ano são apresentados no apêndice. No caso foi considerada a proporção de 584 MJ por tonelada de RSU (162,22 kWh/t RSU) (Leme, 2010).

Tabela 5.14 - Potencial de produção de energia através do biogás gerado no ASB.

Ano	Potencial de Produção de Energia (MWh/dia)			
	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
2019	347,65	347,65	347,65	347,65
2020	288,20	258,02	253,47	299,29
2021	291,77	261,22	256,62	303,00
2022	295,27	264,34	259,69	306,63
2023	298,68	267,40	262,69	310,17
2024	302,00	270,37	265,61	313,62
2025	305,22	273,26	268,45	316,97
2026	308,35	276,06	271,20	320,22
2027	311,39	278,77	273,87	323,37
2028	314,32	281,40	276,44	326,41
2029	317,14	283,93	278,93	329,35
2030	319,87	286,37	281,33	332,19
2031	322,51	288,73	283,65	334,92
2032	325,05	291,01	285,89	337,56
2033	327,50	293,20	288,04	340,10
2034	329,85	295,30	290,10	342,54
2035	332,09	297,31	292,08	344,87
2036	334,23	299,23	293,96	347,09
2037	336,26	301,04	295,74	349,20
2038	338,19	302,77	297,44	351,20
2039	340,00	304,39	299,03	353,08
2040	343,27	307,32	301,91	356,48

Como é possível observar para ambos os casos, geração de biogás e potencial de produção de energia, os valores vão se mantendo constantes, visto que são dados diretamente proporcionais.

5.6 VIDA ÚTIL DO ATERRO SANITÁRIO

Os resultados das estimativas de vida útil do Aterro Sanitário de Brasília (ASB) que é de 13 anos, sendo que a sua inauguração foi em janeiro de 2017 (SLU, 2018), considerando os cenários de gerenciamento propostos, baseados nas projeções de coleta de RSU e a capacidade de desvio de cada sistema são apresentados na Figura 5.16.

Primeiramente, verificou-se que as estimativas de vida útil do ASB excederam a projeção que foi realizada pelo SLU (2017). Isso acontece em decorrência das diferenças entre as informações de destinação final média utilizadas pela autarquia e a estimativa média de coleta de resíduos para o ano de 2019.

Além disso, vale ressaltar que após a publicação do Decreto nº 35.568/2016, o SLU não é mais o responsável pela coleta dos resíduos gerados pelos grandes geradores (Distrito Federal, 2016). Portanto, os dados de coleta convencional de resíduos fornecidos e contabilizados pelo SLU não contem a geração nesses estabelecimentos, consequentemente estão defasados em comparação com a quantidade que é encaminhada para o ASB.

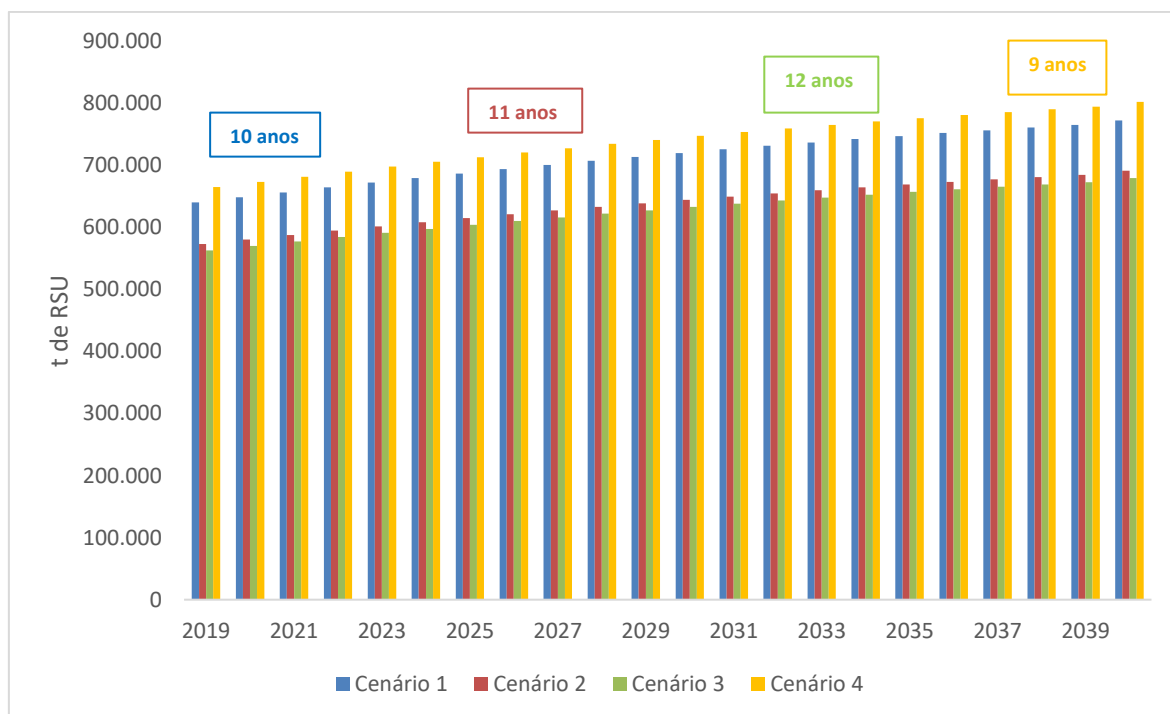


Figura 5.16 - Projeções de coleta e aterramento de RSU e estimativa de vida útil do ASB em cada cenário.

Em relação às alternativas de gerenciamento propostas, o cenário 3 é o que indica maior impacto no aumento da vida útil do aterro, aumentando em 2 anos a duração prevista para o local de disposição final dos rejeitos do DF, conseqüentemente, reduzindo problemas futuros como a falta de novos locais de disposição de resíduos.

Ao contrário do cenário 3, o cenário 4 apresenta uma redução na vida útil do aterro, chegando a diminuir 1 ano comparando com o cenário atual de gerenciamento de RSU.

6. DISCUSSÃO

O objetivo desta pesquisa foi avaliar alternativas de gerenciamento de RSO através da ACV como forma de auxílio do processo de tomada de decisão para a escolha de menor impacto ambiental para RSO produzidos nas Regiões Administrativas de Ceilândia e Taguatinga.

A ACV se mostrou eficiente no cálculo dos impactos ambientais escolhidos para este trabalho, uma vez que consegue mensurar os impactos em todas as etapas dos processos (desde a geração à disposição final). Também se destaca que devido à complexidade intrínseca à ACV, estudos futuros devem inicialmente determinar o seu público alvo, facilitando para uma melhor interpretação dos resultados apresentados.

Considerando-se os resultados específicos do estudo, ao observar os dados de impactos ambientais gerados pela ACV é notória que as opções que dispõem uma maior fração de RSO no aterro sanitário são as menos preferíveis.

Similar a este trabalho, em que os cenários que realizam o tratamento de uma maior fração orgânica de RSU (cenário 2 e 3), o trabalho apresentado por Alencar (2013), verificou que nos cenários de gerenciamento de resíduos em que só existia a coleta, transporte e lixão, a quantidade de CFC emitidos foram superiores aos demais cenários. Já o cenário que tinha a etapa de compostagem e aterro sanitário apresentaram a maior redução do potencial de depleção da camada de ozônio.

Huanhuan Tong et al (2018) analisou quatro cenários de gerenciamento de RSO, sendo a realização da biometanização a melhor opção para tratamento dessa fração de resíduos, tendo como principal desvantagem do seu uso a emissão de NO_x e CO_2 , uma vez que no estudo não foram considerados nenhum tipo de recuperação do biogás gerado. Em Ahamed et al (2016) obteve-se o mesmo resultado, onde a digestão anaeróbia (biometanização) destacou-se positivamente frente as outras opções de tratamento de RSO.

No que se refere aos processos analisados na categoria de impacto mudanças climáticas, constata-se que o transporte representa uma das contribuições mais significativas quanto às emissões de GEE em todos os cenários apresentados, alcançando contribuições de mais de 60%. Isso acontece em decorrência das grandes distâncias entre os centros urbanos das RA e as unidades de gerenciamento (Silva, 2018), no caso, o que faz com que o transporte seja

o maior contribuinte, é o uso de combustíveis fósseis, que chegam a corresponder cerca de 60% do impacto total (Al-Rumaihi et al, 2020).

Como citado anteriormente, a etapa de coleta dos resíduos é a mais crítica, com isso, tanto o aumento da taxa de cobertura quanto a realização da coleta seletiva, seja ela de recicláveis ou até mesmo de orgânicos, como proposto neste trabalho), são primordiais para uma melhora no saneamento básico. Também se constata a realização da coleta seletiva de RSO, apresentado no cenário 2, em termos de impactos nas categorias analisadas, é uma ótima alternativa de gerenciamento de resíduos.

Uma maneira de diminuir essas emissões seria realizar uma otimização da logística de transporte de resíduos no DF, uma vez que os RSU da RA Paranoá são encaminhados à Unidade de Transbordo de Sobradinho, para após ser encaminhado para o ASB, totalizando aproximadamente 89 km percorridos.

Também apresentando grandes contribuições nas categorias de impacto, uma vez que ele contribui para as emissões odoríferas e poluentes atmosféricos, constituídas principalmente de gases de efeito estufa (GEE) (Galvão, 2019 *et al* apud Conte *et al*, 2018).

Rodrigues (2017) em seu estudo de ACV de diversas alternativas de tratamento de RSO concluiu que a escolha da digestão anaeróbia como forma de tratamento possui resultados mais favoráveis para as categorias de impacto de mudanças climáticas e toxicidade humana.

Como no cenário 4 deste estudo, em que não houve nenhum tipo de tratamento prévio dos resíduos, em Anqi Gao et al (2017), o aterro sanitário é o que mais contribui para as mudanças climáticas, uma vez que os resíduos não sofreram nenhum tipo de tratamento prévio. Fernández-Nava et al (2014) e Leme (2010) apresentam, como neste estudo, que a escolha do aterro sanitário como destinação final dos resíduos, sem a recuperação de energia, produz o maior impacto ambiental.

Diante do exposto no ICV resumido, vide Tabela 5.6, o cenário 3, apresenta maior potencial de geração de energia, sendo de 18.282,327 kWh/dia em valores totais, 123% a mais que no cenário 2, que em valores totais, produz 8.196,845 kWh/dia.

Com relação à vida útil do ASB, é possível perceber que a sua vida útil está atrelada a quantidade de resíduos que estão sendo dispostos nele, ou seja, quanto menos resíduos sendo aterrados, maior será a sua duração.

Também cabe destacar da importância de se reduzir a quantidade de RSO que são dispostos no aterro, uma vez que a sua degradação forma lixiviado que acaba contaminando as águas subterrâneas como também produzem gases como o metano que é 28 vezes mais prejudicial em comparação ao gás carbônico (Ecocycle, 2011; Zambon, 2018).

Um ponto que neste estudo não foi considerado, mas que é de extrema importância, são os custos relacionados aos processos considerados em cada cenário. Para os gestores é necessária a ponderação entre os impactos ambientais, financeiros e também sociais. Por exemplo, mesmo que a realização da biometanização seja a melhor opção frente aos aspectos ambientais, a necessidade de capital disponível acaba sendo um fator limitante, uma vez que os custos para instalação ainda são elevados quando comparados com a compostagem.

A relevância deste estudo na área ambiental, particularmente quanto aos resíduos sólidos, refere-se no fornecimento de uma metodologia que se mostrou satisfatória. A pesquisa dispôs de informações sobre as tecnologias de tratamento de RSO, sendo dentro do contexto brasileiro trazendo dados realistas para a aplicação da ACV.

7. CONCLUSÕES

Este trabalho teve como objetivo propor e avaliar alternativas para minimização dos impactos ambientais do atual gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos no Distrito Federal através da avaliação de ciclo de vida (ACV), a fim de realizar uma comparação entre os cenários de gerenciamento propostos. As alternativas propostas foram baseadas em futuros cenários de gerenciamento, com enfoque na produção de energia através da recuperação de biogás no aterro e da biometanização.

Foram analisados quatro cenários, sendo o atual (1) e três cenários alternativos de gerenciamento. Os cenários propostos foram (2): realização da coleta seletiva de RSO e a recuperação de energia do biogás gerado no ASB, (3) realização da biometanização com a recuperação de energia no ASB, (4) o envio direto ao ASB dos resíduos que seriam previamente destinados às UTMB.

Em relação à recuperação de materiais, constatou-se que os cenários 2 e 3, em função da maior quantidade de composto orgânico produzido e potencial de geração de eletricidade em relação aos cenários 1 e 4 apresentou-se como a alternativa que propicia uma maior redução de impactos ambientais.

Outro ponto de destaque, são as emissões de GEE, em que o cenário 3 foi o que menos contribuiu para a emissão dos mesmos, consequentemente, contribuindo com o Acordo de Paris (UNITED NATIONS, 2015), este que tem por objetivo, conter o aumento da temperatura média global, visto que tendo-se um controle das emissões de GEE, tem-se um controle no aumento da temperatura global. O mesmo cenário também se apresenta como melhor opção de tratamento de RSO, visto que contribui com as diretrizes da PNRS, dispondo menos resíduos no aterro.

A partir dos resultados apresentados no estudo, é possível perceber que as opções que tratam o RSO no aterro sanitário, sem nenhum tratamento e/ou recuperação de materiais, são as menos preferíveis conforme os dados de impactos ambientais gerados pela ACV. Sendo o cenário 3 como a opção de melhor compromisso para o tratamento do RSU. É possível perceber que a biometanização é um tratamento que deveria ser incorporado às políticas de gerenciamento de RSO, uma vez que reduz a emissão de GEE e também consegue recuperar recursos através da geração de composto orgânico e a recuperação do CH₄.

Com relação aos impactos dos cenários na vida útil do ASB, os resultados da análise apontam que é possível aumentar a vida útil por meio de alternativas que ocasionem maior desvio de resíduos do aterramento.

Sem embargo considerando as características do problema de decisão tornasse necessário realizar uma análise holístico que incorpore tanto aspetos sociais como econômicos.

Este estudo confirma que as políticas de incentivo ao uso de tecnologias de tratamento de RSO, como a compostagem e digestão anaeróbia (biometanização), devem ser priorizadas, dado que o aterro sanitário não se mostra mais como a solução viável. Outro incentivo que deveria ser realizado seria quanto a realização da compostagem caseira, reduzindo ainda mais a quantidade de orgânicos que seriam dispostos em aterros sanitários.

A ACV é uma ferramenta ambiental que tem mostrado ganhos ambientais em diversas áreas, não sendo diferente em estudos de RSU, avaliando sistemas de disposição e tratamento de resíduos e deve ser incentivada pela política brasileira. A única dificuldade para sua aplicação encontra-se na falta de um banco de dados mais consistente para a construção do ICV, ou seja, com a melhoria dos mesmos haveria resultados mais expressivos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abatzoglou, N. e Boivin, S. (2009). “A review of biogas purification processes”. In: *Biofuels, Bioproducts & Biorefining*, v. 3, n. 1, p. 42-71.
- ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1992). NBR ISO 8419:1992 apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos – Procedimento. ABNT, Rio de Janeiro, Brasil, 7p.
- ABNT. (1996). NBR ISO 13591: 1996: Compostagem. ABNT, Rio de Janeiro, Brasil, 4p.
- ABNT. (2001). NBR ISO 14040: 2001: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. ABNT, 2ª ed, Rio de Janeiro, Brasil, 21p.
- ABRELPE. Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (2020) “Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2019”.
- Adhikari, B.; Barrington, S. e Martinez, J. (2009). “Urban food waste generation: challenges and opportunities”. In: *International Journal of Environmental and Waste Management*, v. 3, p. 4-21.
- Adhikari, S.; Ghosh, L. e Ayyappan, S. (2006). “Combined effects of water pH and alkalinity on the accumulation of lead, cadmium and chromium to *Labeo rohita* (Hamilton)”. In: *International Journal of Environmental Science and Technology*, 3 (3), p. 289-296.
- Ahamed, A. et al. (2016). “Life cycle assessment of the present and proposed food waste management technologies from environmental and economic perspectives”. In: *Journal of Cleaner Production*, 131, p. 607-614.
- Alencar, J. C. (2013). *Diagnóstico e Inventário de Ciclo de Vida do Sistema de Gerenciamento de Resíduos Sólidos de Imperatriz – MA*. Dissertação de Mestrado em Gestão e Tecnologia Ambiental. Universidade Santa Cruz do Sul. 94p.
- Al- Rumaihi, A.; McKay, G.; Mackey, H.R. and Al-Ansari, Tareq. (2020). “Environmental Impact Assessment of Food Waste Management Using Two Composting Techniques.” In: *Sustainability*, 12(4), 1595; <https://doi.org/10.3390/su12041595>.
- Alves, I.R.F.S. (2008). *Análise experimental do potencial de produção de biogás em resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Brasil. 118 p.
- Andrade, Medeiros de R. e Ferreira, Alberto J. (2011). “A Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil frente às Questões da Globalização”. In: REDE – Revista Eletrônica do Prodema. Fortaleza, v.6, n. 1, p. 7-22, mar. 2011.

- ANEEL. (2018) Agência Nacional De Energia Elétrica. *BIG - Banco de Informações de Geração*. Disponível em: <
<http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/CombustivelPorClasse.cfm?Classe=Biomassa>>. Acesso em: 17 set 2018.
- Anqi Gao; Zhenyu Tian; Ziyi Wang; Wennersten, R. and Qie Sun. (2017). “Comparison between the Technologies for Food Waste Treatment.”. In: *Energy Procedia*. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.03.811>.
- Astals, S.; Ariso, M.; Gali, A. e Mata-Alvarez, J. (2011). “Codigestion of pig manure and glycerine: Experimental and modelling study”. In: *Journal of Environmental Management*, v.92, p. 1091-1096.
- Aye, L. e Widjaya, E.R. (2005). “Environmental and economic analyses of waste disposal options for traditional markets in Indonesia”. In: *Waste Management* 26, p. 1180 – 1191.
- Banar, M.; Cokaygil, Z. e Ozkan, A. (2009). “Life Cycle Assessment of solid waste management options for Eskisehir, Turkey”. In: *Waste Management* 29, p. 54–62.
- Banco Mundial. (1994) Libro de consulta para evaluación ambiental – Volume 2: Lineamientos sectoriales. Washington, D. C.: Banco Mundial. p.207-221.
- Batista, L.F. (2015). *Lodos gerados nas estações de tratamento de esgotos no Distrito Federal: um estudo de sua aptidão para o condicionamento, utilização e disposição final*. Dissertação de Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação PTARH.DM-168/2015, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 197p.
- Baumann, H. and Tillman, A. (2004) **The Hitch Hiker’s Guide to LCA: an orientation in life cycle assessment methodology and application**. Lund. Editora: Studentlitteratur AB, 543p. Londres, Studentlitteratur.
- Beigl, P.; Lebersorger, S. e Salhofer, S. P. (2008) “Modelling municipal solid waste generation: A review”. In: *Waste Management*, 28 (1), p. 200-214.
- Beil, M. e Beyrich, W. (2013). Biogas upgrading to biomethane. In: Wellinger, A., Murphy, J., Baxter, D. (Ed.) **The biogas handbook: science, production and applications**. Cambridge: Woodhead Publishing, 2013, p. 342–377.
- Bernstad, A. (2014). “Household food waste separation behavior and the importance of convenience”. In: *Waste Management*, v.34, i. 7, p. 1317-1323.

- Bernstad, A.; Jansen, J. la C. e Aspegren, A. (2013). “Door-stepping as a strategy for improved food waste recycling behaviour – Evaluation of a full-scale experiment”. In: *Resource Conservation Recycle*, 73, p. 94–103.
- Bidone, F. R. A e Povinelli, J. (1999) Conceitos básicos de resíduos sólidos. São Carlos: EESC/USP. Projeto REENGE. 120p.
- Blengini, G.A. (2008). “Using LCA to evaluate impacts and resources conservation potential of composting: a case study of the Asti District in Italy”. In: *Resources, Conservation and Recycling* 53, p. 1373–1381.
- Börjesson, P. e Berglund, M. (2007). “Environmental systems analysis of biogas systems— Part II: The environmental impact of replacing various reference systems”. In: *Biomass and Bioenergy* 31, p. 326–344.
- Borowski, S. e Kubacki, P. (2015). “Co-digestion of pig slaughterhouse waste with sewage sludge”. In: *Waste Management*, v. 40, p. 119–126.
- Bovea, M.D. e Powell, J.C. (2006). “Alternative scenarios to meet the demands of sustainable waste management”. In: *Journal of Environmental Management* 2, p. 115–132.
- Bovea, M.D.; Ibáñez-Forés, V.; Gallardo, A. e Colomermendonza, F.J. (2010) “Environmental assessment of alternative municipal solid waste management strategies. A Spanish case study”. In: *Waste Management*, v. 30, n. 11, p. 2383-2395.
- Brasil. (2002). Resolução CONAMA nº 316, de 29 de outubro de 2002. Publicada no DOU no 224, de 20 de novembro de 2002, Seção 1, p. 92-95. “Dispõe sobre procedimentos e critérios para o funcionamento de sistemas de tratamento térmico de resíduos”. Brasília, DF.
- Brasil. (2003). Lei no 13.478, de 19 de fevereiro de 2003, 2003.
- Brasil. (2006). Instrução Normativa DAS nº 27, de 5 de junho de 2006 (Alterada pela IN SDA nº 7, de 12/04/2016, republicada em 02/05/2016). “Dispõe sobre os fertilizantes, corretivos, inoculantes e biofertilizantes”. Brasília, DF.
- Brasil. (2009). Resolução CONAMA nº 1, de 15 de dezembro de 2009. Publicado no DOE - DF em 8 janeiro de 2010. “Dispõe sobre Regulamentação da produção, distribuição e aplicação do composto orgânico de lixo na agricultura.” Brasília, DF.
- Brasil. (2010). Lei Federal nº12.305, de 02 de agosto de 2010. “Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos – PNRS. Altera a lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998 e dá outras providências.”. Brasília, DF.

- Brasil. (2011). Ministério do Meio Ambiente Secretaria de Mudanças Climáticas e Qualidade Ambiental Departamento de Mudanças Climáticas Gerência de Qualidade do Ar. p. 114, 2011.
- Brasil. (2015). Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Probiogás. “O estado da arte da tecnologia de metanização seca”. Ministério das Cidades, Brasília. 97p.
- Brasil. (2016). Lei nº 5.610, 16 de fevereiro de 2016. Brasil, 2016b.
- Brasil. (2017). Fatores de emissão da margem de operação pelo método da análise de despacho. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações. Brasília, MCTIC, 2017. Disponível em: <https://www.mctic.gov.br/mctic/opencms/ciencia/SEPED/clima/textogeral/emissao_despacho.html>
- Braun, R. e Wellinger, A. (2002). Potential of Co-digestion.
- Brito Filho, L. F. (2005). *Estudo de gases em aterros de resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia da UFRJ. 218p.
- Cabaraban, M.T.I.; Khire, M.V. e Alocilja, E.C. (2008). “Aerobic in-vessel composting versus bioreactor landfilling using life cycle inventory models”. In: *Clean Technologies and Environmental Policy*, 10 (1), p. 39–52.
- Carneiro, D. S. C. (2009). *Viabilidade técnica e econômica de uma unidade centralizada de co-digestão anaeróbia de resíduos orgânicos*. Dissertação de Mestrado, Universidade do Porto.
- Chaya, W. e Gheewala, S.H. (2007). “Life cycle assessment of MSW-to-energy schemes in Thailand”. In: *Journal of Cleaner Production* 15, p. 1463–1468.
- Chernicharo, C.A.L. (1997). “Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores Anaeróbios”. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG.
- Chernicharo, C. A. L. (2007). “Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico de águas residuárias”. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG.
- Cherubini, F.; Bargigli, S. e Ulgiati, S. (2009). “Life cycle assessment (LCA) of waste management strategies: landfilling, sorting plant and incineration”. In: *Energy* 34, p. 2116–2123.
- Ciambrone, D. F. (1997) *Environmental life cycle analysis*. Boca Raton: Lewis Publishers.
- CODEPLAN. Companhia de Planejamento do Distrito Federal (2015). Pesquisa Distrital por Amostras de Domicílios/DF. Brasília, DF, 151p.

- CODEPLAN (a). Companhia de Planejamento do Distrito Federal (2015). Pesquisa Distrital por Amostras de Domicílios – Ceilândia. Brasília, DF, 76p.
- CODEPLAN (b). Companhia de Planejamento do Distrito Federal (2015). Pesquisa Distrital por Amostras de Domicílios – Taguatinga. Brasília, DF, 53p.
- Coelho, L. M. G. e Lange, L. C. (2016) “Applying life cycle assessment to support environmentally sustainable waste management strategies in Brazil.” In: *Resources, Conservation and Recycling*, v. 128, p. 438-450.
- Coelho, S.T.; Velázquez, S.M.S.G.; Martins, O.S. e Abreu, F.C.A. (2006). “Conversão da fonte renovável biogás em energia”. In: *Congresso Brasileiro de Planejamento Energético*, v.5.
- Costa, M. D.; Mariano, M. O. H.; Araujo, L. B. e Jucá, J. F. T. (2018). “Estudos laboratoriais para avaliação do desempenho de camadas de cobertura de aterros sanitários em relação à redução de emissões de gases e infiltrações. In: *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 23, n. 1, p.77-90.
- De Andrade, S. P. B. (2020). *Escolha de áreas Favoráveis para Implantação de Aterro Sanitário em Planaltina – GO*. Monografia de Projeto Final em Engenharia Ambiental. Universidade de Brasília.
- Decreto-Lei n.º 152/2002, de 23 de maio. Estabelece o regime jurídico a que fica sujeito o procedimento para a emissão de licença, instalação, exploração, encerramento e manutenção pós-encerramento de aterros. 31. Portugal.
- Decreto-Lei n.º 183/2009, de 10 de agosto. Revoga o Decreto-Lei n.º 152/2002, de 23 de maio.
- Del Borghi, A.; Gallo, M.; Del Borghi, M. (2009). “A survey of life cycle approaches in waste management”. In: *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 14, n. 7, p. 597–610.
- Demirekler, E. e Anderson, G. K. (1998). “Effect of Sewage Sludge Addition on the Start-Up of the Anaerobic Digestion of OFMSW”. In: *Environmental Technology*. V. 19 p. 837-843.
- Deublein, D. e Steinhauser, A. (2008). *Biogas from Waste and Renewable Resources*. Weinheim Wiley-VCH. 443p.
- Distrito Federal. (2017). Plano Distrital de Saneamento Básico e de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos.

- Djomo, S. N.; Humbert, S. e Blumberga, D. (2008). “Life cycle assessment of hydrogen produced from potato steam peels”. In: *International Journal of Hydrogen Energy* 33, p. 3067–3072.
- Dmitrijevas, C. (2010). *Análise de ecoeficiência de técnicas para tratamento e disposição de resíduos sólidos urbanos*. Dissertação de Mestrado, Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo. 131p. [doi:10.11606/D.85.2010.tde-02082011-091654](https://doi.org/10.11606/D.85.2010.tde-02082011-091654).
- Durlinger, B.; Reinders, A. e Toxopeus, M. (2012). “A comparative life cycle analysis of low power PV lighting products for rural areas in South East Asia”. In: *Renewable Energy* 41, p. 96-104.
- Ecocycle. (2011). Waste-of-Energy: Why incineration is bad for our economy, environment and community. 20p. Disponível em: <https://www.ecocycle.org/files/pdfs/WTE_wrong_for_environment_economy_community_by_Eco-Cycle.pdf>
- Eriksson, M.; Strid, I. e Hansson, P. (2015). “Carbon footprint of food waste management options in the waste hierarchy – a Swedish case study”. In: *Journal of Cleaner Production*, v. 93, p. 115-125.
- FADE. Fundação Apoio ao Desenvolvimento da Universidade Federal de Pernambuco. (2014). “Análise das diversas tecnologias de tratamento e disposição final de resíduos sólidos urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão”, Jaboaão dos Guararapes.
- Fernandes, F. e Silva, S. M. C. P. (1999) Manual prático para a compostagem de bio-sólidos. Rio de Janeiro: ABES.
- Fernández-Nava, Y.; del Río, J.; Rodríguez-Iglesias, J.; Castrillón, L. e Marañón, E. (2014). “Life Cycle Assessment (LCA) of different municipal solid waste management options: A case study of Asturias (Spain)”. In: *Journal of Cleaner Production*. v. 81 p. 178-189.
- Ferreira, B. O. (2015). *Avaliação de um sistema de metanização de resíduos orgânicos alimentares com vistas ao aproveitamento energético do biogás*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Minas Gerais. 124 p.
- Foster-Carnero, A.t. (2005). “*Digestión Anaerobia Termofílica Seca de Resíduos Urbanos: Estudio de las Variables del Proceso em el Arranque y Estabilización del Bio-Reactor*”. Tese de Doutorado em Engenharia Química. Departamento de Engenharia

Química, Tecnologia de Alimentos e Tecnologias do Meio Ambiente. Universidade de Cádiz. Espanha.

- França Junior, A.T. (2008). *Análise do aproveitamento energético do biogás produzido numa estação de tratamento de esgoto*, Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual Paulista, 151p.
- Francini, G.; Lasagni, M.; Lombardi, L. (2020). “Comparison of Anaerobic Digestion Technologies: an Italian Case Study”. In: *Multidisciplinary Journal for Waste Resources & Residues*. v.9, p. 94-104.
- Franklin, M.A. (2002). *Solid waste stream characteristics*. McGraw-Hill, New York. p. 5.1-5.30.
- Fruergaard, T. e Astrup, T. (2011). “Optimal utilization of waste-to-energy in an LCA perspective”. In: *Waste Management* 31, p. 572–582.
- Galvão, R. G.; Ruiz, M. S. e da Costa. E. G. (2019). Qualidade do Composto de Resíduos Orgânicos de Feiras Livres e Poda de Árvores da Cidade de São Paulo. In: *Brazilian Journal of Development*. v. 5, n. 1, p. 585-605.
- Gandola, M.; Acaia, C. e Fischer, C. (1997). “Formazione, captazione e sfruttamento di biogas in discariche”. In: *Seminario di Aggiornamento, Collana Ambiente*.
- Garcia-Arriaga, V.; Alvarez-Ramirez, J.; Amaya, M. e Sosa, E. (2010). “H₂S and O₂ influence on the corrosion of carbon steel immersed in a solution containing 3M diethanolamine”. In: *Corrosion Science*, v. 52, p. 2268–2279.
- Gentil, E. C.; Gallo, D e Christensen, T. H. (2011). “Environmental evaluation of municipal waste prevention”. In: *Waste Management*, v. 31, n. 12, p. 2371–2379.
- Giannetti, B. F.; Almeida, C.M.V.B. (2006). *Ecologia Industrial*. São Paulo: Edgard Blücher.
- Gil, M. D. M. (2016). *Relações entre fatores socioeconômicos e a geração de resíduos sólidos domiciliares de Vacaria*. Dissertação de Mestrado Universidade de Caxias do Sul. Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais. 142p.
- GIZ. (2018). *Caderno temático Valorização de Resíduos Orgânicos*. 43p.
- Goedkoop, M. and Spriensma, R. (2001). *The Eco-Indicator’99. A Damage Oriented Method for Life Cycle Impact Assessment, Methodology Report*. 3ed. Amersfoort: Pré Consultants.
- Goldemberg, J. e Moreira, J. R. (1999). “The Alcohol Program”. In: *Energy Policy*. 27(4), p. 229-245.

- Golueke, C.G. (1991). “Principles of Composting”. In: *The Staff of Bio Cycle, Ed., The Art and Science of Composting, Journal of Waste Recycling*, p. 14-27.
- Gomes, F. (2010). *Biometanização Seca de Resíduos Sólidos Urbanos: O Estado da Arte e uma Análise Crítica das Principais Tecnologias*. 198p. Dissertação de Mestrado. UFOP.
- Gomes, J. N. C. (2014). Potencial de produção de energia a partir da biometanização de resíduos orgânicos do Câmpus Pampulha da UFMG. Dissertação de mestrado UFMG. 94 p.
- Güereca, L.P.; Gassó, S.; Baldasano, J.M. e Jiménez-Guerrero, P. (2006). “Life cycle assessment of two biowaste management systems for Barcelona, Spain”. In: *Resources, Conservation and Recycling* 49, p. 32–48.
- Guinée, J. B. Handbook on life cycle assessment - Operational guide to the ISO standards. In: *International Journal of Life Cycle Assessment*, 2001.
- Guinée, J.B.; Gorrée, M.; Heijungs, R.; Huppes, G.; Kleijn, R.; Koning, A. de; Oers, L. van; Wegener Sleeswijk, A.; Suh, S.; Udo de Haes, H.A.; Bruijn, H. de; Duin, R. van; Huijbregts, M.A.J. (2002). Handbook on life cycle assessment. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers. 692 p.
- Haibin C.; Yan Y.; Wei J.; Mengjie S.; Ying W. e Tiantian X. (2017) “Source separation of municipal solid waste: The effects of different separation methods and citizens’ inclination—case study of Changsha, China”. In: *Journal of the Air & Waste Management Association*, 67:2, p. 182-195.
- Heijungs, R.; Guinée, J. B.; Huppes, G.; Lankreijer, R. M.; De Haes, H. e Sleeswijk, A. (1992). Environmental Life Cycle Assessment of Products – Backgrounds and Guide LCA. Leiden: CML Centre of Environmental Science.
- Hoornweg, D. e Bhada-Tata, P. (2012). What a waste: a global review of solid waste management. Washington D.C: WorldBank.
- Huanhuan, T.; Ye, S.; Jingxin, Z.; Chi-Hwa, W.; Tian, S. and Yen, W. “A comparative life cycle assessment on four waste-to-energy scenarios for food waste generated in eateries.” In: *Applied Energy*. v. 225. 1143-1157. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2018.05.062>.
- Huijbregts, M.A.J.; Breedveld L.; Huppes, G.; De Koning, A.; Van Oers, L. e Suh, S. (2003). “Normalisation figures for environmental lifecycle assessment: The Netherlands

- (1997/1998), Western Europe (1995) and the World (1990 and 1995)”. In: *Journal of Cleaner Production* 11, p. 737-748.
- Humbert, S.; Margni, M.; Charles, R.; Salazar, O.M; Quiros, A.L. e Jolliet, O. (2007). “Toxicity assessment of the main pesticides used in Costa Rica”. In: *Agriculture Ecosystems & Environment* 118, p. 183-190.
- Hunt, R. G.; Sellers, J.D. e Franklin, W.E. (1992). “Resource and Environmental Profile Analysis: A Life Cycle Environmental Assessments for Products and Procedures”. In: *Environmental Impact Assessment Review*, v. 12, p. 245-269.
- Iacovidou, E.; Ohandja, D. G. e Voulvoulis, N. (2012). “Food waste co-digestion with sewage sludge - Realising its potential in the UK”. In: *Journal of Environmental Management*, v. 112, p. 267-274.
- International, R. (2005). 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.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2018). *Brasil em Síntese, DF*. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/df/brasil/panorama>>. Acesso em 30 set 2018.
- IBGE. (2019). Projeção da população do Brasil e das Unidades da Federação. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/populacao/projecao/>. Acesso em: 12 ago 2019.
- IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. (2012). *Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos*. 82p. Disponível em: <http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf>. Acesso em: 29 set 2018.
- IPCC. (2011). Workshop Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Workshop on Impacts of Ocean Acidification on Marine Biology and Ecosystems. Carnegie Institution, Stanford, CA, EUA, 164p.
- IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. (2006) IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories. Kanagawa: IGES.
- IPCC. (2014). Fifth Assessment Report. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/publications_and_data/ar4/wg1/en/ch2s2-10-2.html>. Acesso em: 26 nov 2018.

- ISO. ISO 14040:2006 International Organization for Standardization, 2006a. Disponível em: <www.iso.org>
- ISO(a). ISO 14044:2006 International Organization for Standardization, 2006b. Disponível em: <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:14044:ed-1:v1:en>
- Jucá, J.F.T. (2011). Curso sobre Novas Alternativas Tecnológicas para Tratamento de Resíduos Sólidos. Ceará: ABES.
- Jucá, J. F. T. (2015). Diagnóstico sobre os serviços de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos urbanos no Distrito Federal. 305p.
- Kawai, K. e Huong, L.T.M. (2017). “Key parameters for behaviour related to source separation of household organic waste: A case study in Hanoi, Vietnam.” In: *Waste Management & Research*, 35(3), p. 246-252.
- Kaza, S.; Yao, L. C.; Bhada-Tata, P. and Van Woerden, F. (2018). What a Waste 2.0: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050. Urban Development, Washington, DC: World Bank.
- Kelleher, M. (2007). “Anaerobic digestion outlook for MSW streams”. In: *BioCycle*, v. 48, n. 8, p. 51.
- Khalid, A.; Arshad, M.; Anjum, M.; Mahmood, T. e Dawson, L. (2011). “The anaerobic digestion of solid organic waste”. In: *Waste Management*, 31(8), p. 1737–1744.
- Khoo, H.H.; Lim, T.Z. e Tan, R.B.H. (2010). “Food waste conversion options in Singapore: environmental impacts based on an LCA perspective”. In: *Science of the Total Environment* 408, p. 1367–1373.
- Kim, H.W.; Han, S.K. e Shin, H.S. (2003). “The optimization of food waste addition as a co-substrate in anaerobic digestion of sewage sludge”. In: *Waste Management Research* 21, p. 515 e 526.
- Kirkeby, J.T.; Birgisdottir, H.; Lund Hansen, T.; Christensen, T.H.; Bhandar, G.S. e Hauschild, M. (2006). “Evaluation of environmental impacts from municipal solid waste management in the municipality of Aarhus, Denmark (EASEWASTE)”. In: *Waste Management and Research* 24, p. 16–26.
- Kosareo, L. e Ries, R. (2007). “Comparative environmental life cycle assessment of Green roofs”. In: *Building and Environment* 42, p. 2606-2613.

- Kulay, L. A. (2000). *Desenvolvimento de Modelo de Análise de Ciclo de Vida adequado às condições brasileiras: Aplicação ao caso do superfosfato simples*. Dissertação de Mestrado em Engenharia Química. Escola Politécnica, Universidade de São Paulo. 143p.
- Latha, K. M. e Badarinath, K. V. S. (2004). “Correlation between black carbon aerosols, carbon monoxide and tropospheric ozone over a tropical urban site”. In: *Atmospheric Research*, v. 71, p. 265–274.
- Laurent, A.; Bakas, I.; Clavreul, J.; Bernstad, A.; Niero, M.; Gentil, E.; Hauschild, M.Z. e Christensen, T. H. (2014). “Review of LCA studies of solid waste management systems – Part I: lessons learned and perspectives.” In: *Waste Management*, v. 34, n. 3, p. 573- 588
- Leal, M.A.A. (2006). *Produção e eficiência agrônômica de compostos obtidos com palhada de gramínea e leguminosa para o cultivo de hortaliças orgânicas*. Tese de Doutorado, UFRRJ, 133p.
- Lee, S.-H.; Choi, K.-I.; Osako, M. e Dong, J.I. (2007). “Evaluation of environmental burdens caused by changes of food waste management systems in Seoul, Korea”. In: *Science of the Total Environment* 387, p. 42–53.
- Leme, M. M. V. Avaliação das opções tecnológicas para geração de energia a partir dos resíduos sólidos urbanos: Estudo de Caso. 2010. 138 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia da Energia). Universidade Federal de Itajubá. Itajubá, 2010.
- Liamsanguan, C.; Liamsanguan, C. e Gheewala, S. H. (2008). “LCA: a decision support tool for environmental assessment of MSW management systems”. In: *Journal Environmental Management*, v. 87, n. 1, p. 132–138.
- Lima, L.M.Q. (1991). Tratamento de Lixo. São Paulo: Hemus, 2^a ed.
- Lima, J. D. (2012) *Modelos de apoio à decisão para alternativas tecnológicas de tratamento de resíduos sólidos urbanos no Brasil*. Tese de Doutorado. UFPE. 400p.
- Linderholm, K.; Tillman, A.-M. e Mattsson, J. E. (2012). “Life cycle assessment of phosphorus alternatives for Swedish agriculture”. In: *Resources, Conservation and Recycling*, v. 66, p. 27–39.
- Löfgren, B.; Tillman, A. e Rinde, B. (2011) “Manufacturing Actor’s LCA”. In: *Journal of Cleaner Production*, v. 19, p. 2025-2033.

- Martins, W. A. (2017). *Avaliação do Ciclo de Vida de Programa de Coleta Seletiva do Município de João Pessoa – PB, Brasil*. Dissertação de Mestrado. Engenharia Ambiental. 112p.
- Martínez-Blanco, J.; Colón, J.; Gabarrell, X.; Font, X.; Sánchez, A.; Artola, A. e Rieradevall, J. (2010). “The use of life cycle assessment for the comparison of biowaste composting at home and full scale”. In: *Waste Management* 30, p. 983–994.
- Mcdougall, F. R.; White, P. R.; Franke, M. e Hindle, P. (2001). “Integrated solid waste management: a Life cycle inventory”. In: *Blackwell Publishing*, v. 2, p. 513.
- MSDS. (1996). Material Safety Data Sheet for Hydrogen Sulfide. New Jersey.
- Merrild, H.; Larsen, A. W. e Christensen, T. H. (2012). “Assessing recycling versus incineration of key materials in municipal waste: The importance of efficient energy recovery and transport distances.” In: *Waste Management*, 2012.
- Mes, T.Z.D. de; Stams, A.J.M.; Reith, J.H. e Zeeman, G. (2003). “Methane production by anaerobic digestion of wastewater and solid wastes”. In: *Bio-methane & Bio-hydrogen and perspectives of biological methane and hydrogen production*, p.58-102.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. (2010). *Manual para implantação de compostagem e de coleta seletiva no âmbito de consórcios públicos*. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/srhu_urbano/arquivos/3_manual_implantao_compostagem_coleta_seletiva_cp_125.pdf>. Acesso em 04 out 2018.
- MME. Ministério de Minas E Energia. Resenha energética brasileira: exercício de 2014. (2015). 32p. Disponível em: <<http://www.mme.gov.br/documents/1138787/1732840/Resenha+Energ%C3%A9tica++Brasil+2015.pdf/4e6b9a34-6b2e-48fa-9ef8-dc7008470bf2>>. Acesso em 17 out 2018.
- Morita, A. M. (2013). *Avaliação de Impactos Ambientais do Setor Têxtil por meio da ACV (Avaliação do Ciclo de Vida) – Estudo de Caso: Calça Jeans*. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química. Universidade Estadual de Maringá. 139p.
- Motta, F. S. da. (1986). *Produza sua energia: biodigestores anaeróbios*. Recife: SETE.
- Mundial, B. (2004). *Handbook for the Preparation of Landfill Gas to Energy Projects in Latin America and the Caribbean*. Tradução. [s.l.] World Bank–ESMAP.
- Muñoz, S. I. S. (2002). *Impacto Ambiental na área do Aterro Sanitário e Incinerados de Resíduos Sólidos de Ribeirão Preto, SP: avaliação dos níveis de metais pesados*. Tese de Doutorado. USP – Ribeirão Preto. 131p.

- Nagao, N.; Tajima, N.; Kawai, M.; Niwa, C.; Kurosawa, N.; Matsuyama, T.; Yusof, F.M. e Toda, T. (2012). “Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste”. In: *Bioresource Technology*, v. 118, p. 210-218.
- Nascimento, T. L. (2016). *Análise da gestão de resíduos sólidos gerados em supermercados de Planaltina/DF*. Monografia. Graduação em Gestão Ambiental. Universidade de Brasília. 51p.
- Neves, M.G.F.P. e Tucci, C.E.M. (2008) Resíduos Sólidos na Drenagem Urbana: Estudo de Caso. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, n. 13, p. 43-53.
- OERS, L. van. CML-IA database, characterisation and normalisation factors for midpoint impact category indicators. Version 4.7, January 2016. Disponível em: <<https://www.universiteitleiden.nl/en/research/research-output/science/cml-ia-characterisation-factors>>. Acesso em: 15 out. 2020.
- Oliveira, R. B. (2019). *Análise do Gerenciamento de Resíduos Sólidos Orgânicos pela Metodologia Avaliação do Ciclo de Vida: Estudo de Caso sobre Restaurantes no Distrito Federal*. Monografia de Projeto Final. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília. 107p.
- Okot-Okumu, J. e Nyenje. R. (2011). "Municipal solid waste management under decentralisation in Uganda". In: *Habitat International* 35, p. 537-543.
- Parravicini, v.; Svardal, K. e Krampe, J. (2016). “Greenhouse Gas Emissions from Wastewater Treatment Plants”. In: *Energy Procedia*, v. 97, p. 246–253.
- PDGIRS. Plano Distrital De Gestão Integrada De Resíduos Sólidos. Disponível em: <http://www.sema.df.gov.br/wpconteudo/uploads/2017/09/Relatorio_S%C3%ADntese.pdf>. Acesso em: 05 nov 2018.
- Pecora, V.; Figueiredo, N. J.V.; Coelho, S.T. e Velázquez, S.M.S.G (2008). “Potencial de produção de energia elétrica e iluminação a gás por meio o aproveitamento de biogás proveniente de aterro sanitário.” In: *7º Congresso Internacional sobre Produção Distribuída e Energia no Meio Rural - AGRENER GD 2008*.
- Pecora, V.; Grisoli, R.; Cortez, C. L.; Moreno, M.; Braune, A.; Lima, A.; Coelho, S.; Nogueira, A. R.; Fernandes, L. E. D.; Silva, G. A.; Bernstad, A. K. E. e Schott, S. (2012). “Comparação do desempenho ambiental de alternativas para a destinação de resíduos sólidos urbanos com aproveitamento energético”. In: *Congresso Brasileiro em Gestão do Ciclo de Vida de Produtos e Serviços*, n. 3.

- Peixoto, R. T. G. (1998). Compostagem: opção para o manejo orgânico do solo. Circular, 57, IAPAR, Paraná, 48p.
- Pereira, C. D. (2014). *Rota Tecnológica para a Gestão Sustentável de Resíduos Sólidos Domiciliares*. Universidade Federal do Paraná. 113p.
- PERS. (2017). Plano Estadual de Resíduos Sólidos de Goiás. Goiânia: [s.n.].
- Pinto, D.M.C.L. (2000). Avaliação da partida da digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos inoculados com percolado. Tese de Doutorado. 192p. - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.
- Pipatti, R. et al. (2006). IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Japan: [s.n.].
- Prefeitura Municipal de Florianópolis. (2016). Plano Municipal de Coleta Seletiva. 193 p.
- Prefeitura Municipal de São Paulo. (2017). Cadastramento de Grandes Geradores. Disponível em: <<https://www.prefeitura.sp.gov.br/cidade/secretarias/subprefeituras/amlurb/formularios/index.php?p=4631>>
- PROBIOGÁS. Projeto Brasil – Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil. **Catálogo de Tecnologias e Empresas de Biogás**. Ed.1. Ministério das Cidades. Brasília. 2015.
- Rajeshwari, K.V.; Balakrishnan, M.; Kansal, A.; Kusum Lata e Kishore, V.V.N. (2000) “Stateof-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. Renewable and Sustainable”. In: *Energy Reviews*, v. 4, p. 135-156.
- Rasi et al. (2011). RASI S. *Biogas composition and upgrading to biomethane*. University of Jyväskylä. Doctoral Thesis: Jyväskylä, studies in Biological and Environmental Science, vol. 202. [S.l.].
- Reichert, G. A. e Mendes, C. A. B. (2014). “Avaliação do ciclo de vida e apoio à decisão em gerenciamento integrado e sustentável de resíduos sólidos urbanos”. In: *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 19, n. 3, p. 301–313.
- Ribeiro, A. K. M. (2015). Método para avaliação do impacto ambiental da implantação de sistemas integrados de aproveitamento de água pluvial e água cinza em residências unifamiliares a partir da análise do ciclo de vida. Tese de Doutorado. UFSC. 276p.
- Rigamonti, L.; Grosso, M. e Giugliano, M. (2009). “Life cycle assessment for optimising the level of separated collection in integrated MSW management systems”. In: *Waste Management* 29, p. 934–944.

- Rodrigues, E. R. (2017). *Aplicação Integrada de ACV E MCDA para a Tomada de Decisão do Sistema de Tratamento do Resíduo Sólido Orgânico dos Restaurantes Universitários da Unicamp*. Dissertação de Mestrado. Campinas. 2017. 354 p.
- Saade, M. R. M.; Silva, M. G. e Gomes, V. (2014) “A Avaliação do Ciclo de Vida (ACV) e a etapa de avaliação de impactos ambientais: considerações sobre o uso de diferentes métodos e seus reflexos nos resultados finais”. In: *Natureza on line 12*, p. 109-116.
- Salomone, R. e Ioppolo, G. (2012). “Environmental impacts of olive oil production: a Life Cycle Assessment case study in the province of Messina (Sicily)”. In: *Journal of Cleaner Production 28*, p. 88- 100.
- Santiago, L. (2005). Projeto Brasileiro de Inventário do Ciclo de Vida para a competitividade da industria brasileira.
- Selur. Sindicato das Empresas de Limpeza Urbana. (2016). Índice de Sustentabilidade da Limpeza Urbana para os municípios brasileiros. 1 ed. 2016.
- SESC. (2015). Guia de Gestão dos Resíduos Sólidos nos Restaurantes do SESC. Rio de Janeiro. 38p.
- Silva, C. R. Urbano da. (2013). Perspectivas de longo prazo sobre o perfil ambiental do etanol de cana-deaçúcar no Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Estadual de Campinas.
- Silva, F. L. Da. (2017). *Hierarquização de Alternativas para o Gerenciamento de Resíduo Sólido Urbano Reciclável no Distrito Federal*. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília. 158 p.
- Silva, M. L. B. e Mezzari, M. P. (2018). Fundamentos da Digestão Anaeróbia, purificação do biogás, uso e tratamento do digestato – Tratamento e Purificação de Biogás. 25p.
- Silva, V. A. O. (2018). *Análise de alternativas para minimização de impactos no gerenciamento de resíduos sólidos urbanos – estudo de caso no Distrito Federal*. Monografia de Projeto Final. Universidade de Brasília. Brasília. 91 p.
- Silva, A. C. Netto da. (2020). *Avaliação do Ciclo de Vida do Resíduo Sólido Orgânico na Usina de Tratamento Mecânico Biológico da Ceilândia no Distrito Federal*. Monografia de Projeto Final. Universidade de Brasília. Brasília. 116p.
- Silverman, B.W. (1986) “Density Estimation for Statistics and Data Analysis”. In: *Chapman & Hall*, London.
- SindiPetróleo. (2015). Teste de Qualidade – Tabela de Conversões de Produtos. 47p.

- SLU. Serviço de Limpeza Urbana do DF. (2016). Relatório da Análise Gravimétrica dos Resíduos Sólidos Urbanos no Distrito Federal – 2015. 1 ed., Brasília: Serviço de Limpeza Urbana. 2016.
- SLU(a). (2016). Relatório dos Serviços de Limpeza Urbana e Manejo dos Resíduos Sólidos do Distrito Federal - 2015. 1 ed., Brasília: Serviço de Limpeza Urbana.
- SLU. (2017). Relatório dos Serviços de Limpeza Urbana e Manejo dos Resíduos Sólidos do Distrito Federal - 2016. 1 ed., Brasília: Serviço de Limpeza Urbana.
- SLU. (2018). Relatório dos Serviços de Limpeza Urbana e Manejo dos Resíduos Sólidos do Distrito Federal - 2017. 1 ed., Brasília: Serviço de Limpeza Urbana.
- SLU. (2019). Relatório dos Serviços de Limpeza Urbana e Manejo dos Resíduos Sólidos do Distrito Federal - 2018. 1 ed., Brasília: Serviço de Limpeza Urbana.
- SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. (2016). Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos de 2015. 27p.
- SNIS. (2018). Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos de 2018. 248p.
- Sosnowski, P. et al. (2008). “Kinetic investigations of methane co-fermentation of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes”. In: *Bioresource Technology*, v.99, p. 5731-5737.
- Soto, A. C. J. (2016). *Diagnóstico de geração e gerenciamento de resíduos sólidos em Instituições de Ensino Superior: Estudo de caso da Universidade PUC-Rio*. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Urbana e Ambiental). Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.
- Stafford, F. N. (2016). *Desempenho Ambiental da Indústria de Cimento Portland por Meio da Avaliação de Ciclo de Vida: Três Estudos de Caso*. Tese de Doutorado. UFSC. 153p.
- Stentiford, E. e Bertoldi, M. (2011). *Composting: Process*. New Jersey. John Wiley & Sons. v.2, p.515-532.
- Sun, Q.; Li, H.; Yan, J.; Liu, L.; Yu, X. (2015). “Selection of appropriate biogas upgrading technology – a review of biogas cleaning, upgrading and utilization”. In: *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 51, p. 521-532.
- Tariska, J. R. et al. (2009). *Anaerobic Digestion*. Springer, v. 8, cap 14.
- Tchobanoglous, G., Kreith, F. (2002). “*Handbook of Solid Waste Management*”. McGraw-Hill, New York.

- Tchobanoglous, G.; Theisen, H. e Vinil, S. (1993). *Integrated Solid Waste Management. Engineering principles and management issues*. Irwin MacGraw Hill.
- Themelis, N.J. e Ulloa, P.A. (2007). “Methane generation in landfills”. In: *Journal of Renewable Energy*, 32 (7), p. 1243-1257.
- Thinkstep. (2016). Life cycle impact assessment (LCIA) methods. 2016. Disponível em: <<http://www.gabi-software.com/support/gabi/gabi-5-lcia-documentation/life-cycle-impact-assessment-lcia-methods/>>. Acesso em 10 out 2018.
- Tuomela, M.; Vikman, M.; Hatakka, A. e Itavaara, M. (2000). “Biodegradation of lignin in a compost environment: a review”. In: *Bioresource Technology*, v.72, p.169-183.
- UE. União Européia. Conselho da União Europeia. (1999) Directiva 1999/31/EC - Relativa à deposição de resíduos em aterros, 26 de abril de 1999.
- UNEP. United Nations Environment Programme. (1996). *Environmental impact assessment - Training resource manual*. United Nations Environment Programme, Nairobi. 694 p.
- UNEP. (2011). *Global guidance principles for life cycle assessment databases – A basis for greener processes and products*.
- UNEP. (2015). *Annual Report 2015*. 57p.
- UNITED NATIONS. (2015). *Paris Agreement*. 21st Conference of the Parties, 2015.
- USEPA. United States Environment Protection Agency. (1991). *Air Emissions from Municipal Solid Waste Landfills – Background Information for Proposed Standards and Guidelines*. Emission Standards Division.
- USEPA. (1996). *Turning a liability into an asset: A landfill gas-to-energy project development handbook*.139p.
- USEPA. (2005). *Landfill Gas Emissions Model (LandGEM). version 3.02 EPA-600/R-05/047*.
- Varnero, M.T.; Carú, M. Galleguillos, K. e Achondo, P. (2012). “Tecnologías disponibles para la Purificación de Biogás usado en la Generación Eléctrica”. In: *Información Tecnológica*, v. 23, p. 31-40.
- Victorino, A. (2017). *Potencial da Digestão Anaeróbia na Gestão de Resíduos e Produção de Energia Renovável: Um Estudo de Caso*. Tese de Doutorado, Universidade de Brasília, 154p.
- The World Bank. (2020). *Trends in Solid Waste Management*. Disponível em <<https://datatopics.worldbank.org/what-a-waste/trends-in-solid-waste-management.html>> Acesso em: 26 mai. 2021.

- Xará, S.; Silva, M.; Almeida, M. F. e Costa, C. (2001). *A aplicação da análise do ciclo de vida no planejamento da gestão integrada de resíduos sólidos urbanos*. Repositório Institucional, Universidade Católica Portuguesa, Porto.
- Zambon, M. (2018). *Resíduos Orgânicos Urbanos: Um Olhar Sobre Florianópolis* ISSN : 2359-1048.
- Zilotti, H.A.R. (2012). *Potencial de produção de biogás em uma Estação de tratamento de esgoto de cascavel para a geração de energia elétrica*, Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual do Oeste do Paraná.

ANEXO A - Distâncias das RA até o ASB.

RA	Distância (km)
Águas Claras	26,3
Plano Piloto	41,8
Candangolândia	29,3
Ceilândia	11,1
Cruzeiro	37,4
Guará	35,8
J. Botânico	50,3
Lago Sul	40,1
Lago Norte	50,6
Núcleo Bandeirante	26,4
Park Way	30,9
SIA	36,4
SCIA/Estrutural	37,2
São Sebastião	55,2
Sudoeste/Octogonal	38,0
Taguatinga	29,3
Varjão	49,8
Vicente Pires	32,6

ANEXO B - Estimativas de Emissões de GEE em Cada Etapa do Gerenciamento.

	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
Emissões de GEE (kg CO2-eq)	7,84	6,941	3,08	9,52
Transporte	3,89	5,671	4,98	2,59
Transbordo	0,39	0,276	0,20	0,33
UTMB	2,09	1,415	1,39	0
ASB	1,46	1,025	0,45	6,60
Biometanização	0	0	0,1	0
Composto orgânico (kg)	81,85	84,40	100,31	-
Eletricidade (kWh)	-	13,28	29,63	-

ANEXO C - Estimativas das Quantidades de Rejeito.

Unidade	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
RA direto ao ASB	8.875,08	8.875,08	8.875,08	414.488,05
Transbordo Brazlândia	12.650,75	12.650,75	12.650,75	12.650,75
Transbordo Gama	100.447,13	100.447,13	100.447,13	100.447,13
Transbordo Sobradinho	137.305,67	137.305,67	137.305,67	137.305,67
UTMB	380.972,86	313.917,52	275.671,00	-
Biometanização	-	-	28.155,24	-
Total	640.251,50	573.196,15	563.104,88	664.891,60

ANEXO D - Estimativas de Capacidade Remanescente de Aterramento no ASB.

Ano	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
2019	7.347.775,00	7.347.775,00	7.347.775,00	7.347.775,00
2020	6.699.318,13	6.767.232,85	6.777.453,45	6.674.362,24
2021	6.042.818,23	6.179.490,04	6.200.058,01	5.992.596,92
2022	5.378.455,46	5.584.707,87	5.615.747,13	5.302.666,13
2023	4.706.422,80	4.983.059,09	5.024.690,54	4.604.770,27
2024	4.026.922,22	4.374.724,53	4.427.065,87	3.899.119,09
2025	3.340.161,16	3.759.889,90	3.823.055,57	3.185.928,01
2026	2.646.354,40	3.138.747,48	3.212.848,53	2.465.420,07
2027	1.945.725,74	2.511.497,64	2.596.641,59	1.737.827,69
2028	1.238.503,37	1.878.344,67	1.974.635,45	1.003.387,85
2029	524.918,44	1.239.495,51	1.347.033,39	0,00
2030	0,00	595.146,56	714.028,37	0,00
2031	0,00	0,00	75.805,42	0,00
2032	0,00	0,00	0,00	0,00
2033	0,00	0,00	0,00	0,00
2034	0,00	0,00	0,00	0,00
2035	0,00	0,00	0,00	0,00
2036	0,00	0,00	0,00	0,00
2037	0,00	0,00	0,00	0,00
2038	0,00	0,00	0,00	0,00
2039	0,00	0,00	0,00	0,00
2040	0,00	0,00	0,00	0,00

ANEXO E - Estimativas de Aterramento em cada Cenário para Cálculo da Vida Útil do ASB.

Ano	Pop. IBGE	Estimativa Pop.	Coleta Anual de RSU	Rejeitos Aterrados (t)			
				Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
2018	3.067.359,00	3.067.359,00	685.601,83	-	-	-	-
2019	3.012.718,00	3.012.718,00	782.225,41	640.251,50	573.196,15	563.104,88	664.891,60
2020	3.052.546,00	3.087.952,64	791.425,29	648.456,87	580.542,15	570.321,55	673.412,76
2021	3.091.667,00	3.127.073,64	800.419,09	656.499,90	587.742,81	577.395,44	681.765,32
2022	3.130.014,00	3.165.420,64	809.192,17	664.362,77	594.782,17	584.310,88	689.930,79
2023	3.167.502,00	3.202.908,64	817.734,22	672.032,66	601.648,78	591.056,59	697.895,86
2024	3.204.070,00	3.239.476,64	826.038,99	679.500,58	608.334,56	597.624,67	705.651,18
2025	3.239.675,00	3.275.081,64	834.098,09	686.761,06	614.834,63	604.010,30	713.191,08
2026	3.274.291,00	3.309.697,64	841.901,21	693.806,76	621.142,41	610.207,04	720.507,94
2027	3.307.883,00	3.343.289,64	849.443,31	700.628,66	627.249,84	616.206,94	727.592,38
2028	3.340.408,00	3.375.814,64	856.721,02	707.222,37	633.152,97	622.006,14	734.439,85
2029	3.371.845,00	3.407.251,64	863.747,78	713.584,94	638.849,17	627.602,06	741.047,28
2030	3.402.180,00	3.437.586,64	870.533,92	719.728,11	644.348,95	633.005,02	747.426,87
2031	3.431.469,00	3.466.875,64	877.075,10	725.660,91	649.660,39	638.222,95	753.588,00
2032	3.459.755,00	3.495.161,64	883.368,94	731.379,57	654.780,12	643.252,54	759.526,74
2033	3.487.020,00	3.522.426,64	889.410,38	736.881,98	659.706,24	648.091,94	765.240,91
2034	3.513.254,00	3.548.660,64	895.188,65	742.163,74	664.434,83	652.737,28	770.725,93
2035	3.538.436,00	3.573.842,64	900.693,66	747.215,41	668.957,43	657.180,25	775.972,02
2036	3.562.521,00	3.597.927,64	905.922,05	752.028,18	673.266,14	661.413,11	780.970,01
2037	3.585.467,00	3.620.873,64	910.872,14	756.599,12	677.358,35	665.433,28	785.716,86
2038	3.607.260,00	3.642.666,64	915.540,57	760.926,76	681.232,75	669.239,46	790.211,05
2039	3.627.893,00	3.663.299,64	923.953,36	765.008,16	684.886,69	672.829,07	794.449,52
2040	3.647.352,00	3.682.758,64	924.406,28	772.363,07	691.471,30	679.297,76	802.087,49

ANEXO F - Estimativas de Geração de CH₄ (t/ano)

Ano	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
2019	3.321	3.016	2.711	3.690
2020	5.729	5.241	4.743	6.367
2021	7.513	6.921	6.306	8.350
2022	8.868	8.224	7.540	9.856
2023	9.925	9.262	8.541	11.030
2024	10.771	10.111	9.375	11.970
2025	11.468	10.824	10.086	12.744
2026	12.055	11.435	10.704	13.397
2027	12.561	11.970	11.251	13.959
2028	13.004	12.444	11.740	14.452
2029	13.400	12.871	12.184	14.892
2030	13.756	13.259	12.588	15.288
2031	14.080	13.614	12.959	15.648
2032	14.377	13.939	13.302	15.977
2033	14.650	14.240	13.619	16.281
2034	14.902	14.519	13.912	16.561
2035	15.136	14.778	14.185	16.821
2036	15.353	15.018	14.439	17.062
2037	15.555	15.242	14.676	17.286
2038	15.743	15.450	14.896	17.495
2039	15.917	15.644	15.101	17.690
2040	16.081	15.825	15.293	17.871
2041	16.233	15.994	15.471	18.040
2042	16.375	16.152	15.638	18.198
2043	16.507	16.299	15.793	18.345
2044	16.630	16.436	15.939	18.482
2045	16.746	16.564	16.074	18.610
2046	16.853	16.684	16.201	18.730
2047	16.954	16.795	16.319	18.841
2048	17.048	16.900	16.429	18.946
2049	17.135	16.997	16.532	19.043
2050	17.217	17.088	16.628	19.134
2051	17.294	17.173	16.718	19.219
2052	17.365	17.252	16.802	19.298
2053	17.432	17.326	16.880	19.372
2054	17.494	17.395	16.953	19.441
2055	17.552	17.460	17.021	19.506
2056	17.606	17.520	17.085	19.567
2057	17.657	17.577	17.145	19.623

Ano	Cenário 1	Cenário 2	Cenário 3	Cenário 4
2058	17.705	17.629	17.200	19.676
2059	17.749	17.679	17.252	19.725
2060	17.790	17.725	17.301	19.771
2061	17.829	17.768	17.346	19.814
2062	17.865	17.808	17.389	19.854
2063	17.899	17.845	17.429	19.892
2064	17.931	17.880	17.466	19.927
2065	17.960	17.913	17.500	19.960
2066	17.988	17.944	17.533	19.990
2067	18.014	17.973	17.563	20.019
2068	18.038	17.999	17.591	20.046
2069	18.060	18.025	17.618	20.071

ANEXO G – Lista de Inputs (Entradas) do Ecoinvent 3.6

Flow	Provider	Unit
Biowaste	treatment of biowaste, industrial composting	t
Diesel	diesel, import from unspecified diesel Cutoff, U - BR	l
electricity, high voltage	electricity, high voltage, production mix electricity, high voltage Cutoff, U – BR	kWh
transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3	transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 Cutoff, U - RoW	t*km

ANEXO H – Lista de Outputs (Saídas) do Ecoinvent 3.6

Flow	Description	Unit
Carbon dioxide, non-fossil	Emissions from short-term leachate treatment and incineration of resulting sludge. Uncertainty calculated depending on waste input and uncertainty of transfer coefficients in landfill, wastewater treatment and incineration model.	kg
Compost home		t
Dinitrogen monoxide	Emissions from short-term leachate treatment and incineration of resulting sludge. Uncertainty calculated depending on waste input and uncertainty of transfer coefficients in landfill, wastewater treatment and incineration model.	kg
Methane	Emissions from short-term leachate treatment and incineration of resulting sludge. Uncertainty calculated depending on waste input and uncertainty of transfer coefficients in landfill, wastewater treatment and incineration model.	kg