

PUCRS

ESCOLA POLITÉCNICA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E TECNOLOGIA DE MATERIAIS
DOUTORADO EM ENGENHARIA E TECNOLOGIA DE MATERIAIS

PÂMELA DE MEDEIROS ENGELMANN

**APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DA CIDADE DE
XANGRI-LÁ**

Porto Alegre
2021

PÓS-GRADUAÇÃO - *STRICTO SENSU*



Pontifícia Universidade Católica
do Rio Grande do Sul

Ficha Catalográfica

E57a Engelmann, Pâmela de Medeiros

Aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Xangri-lá / Pâmela de Medeiros Engelmann. – 2021.

265 p.

Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Tecnologia de Materiais, PUCRS.

Orientador: Prof. Dr. Marçal José Rodrigues Pires.

Co-orientadora: Profa. Dra. Jeane Estela Ayres de Lima.

1. Resíduos sólidos urbanos. 2. Energia renovável. 3. Digestão anaeróbia.
4. Pirólise. 5. Gerenciamento de RSU. I. Pires, Marçal José Rodrigues. II.
Lima, Jeane Estela Ayres de. III. Título.

Elaborada pelo Sistema de Geração Automática de Ficha Catalográfica da PUCRS
com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Bibliotecária responsável: Clarissa Jesinska Selbach CRB-10/2051



**APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS DA CIDADE DE XANGRI-LÁ**

PÂMELA DE MEDEIROS ENGELMANN
ENGENHEIRA AGROINDUSTRIAL AGROQUÍMICA
MESTRE EM ENGENHERIA E TECNOLOGIA DE MATERIAIS

**TESE PARA A OBTENÇÃO DO TÍTULO DE DOUTORA EM ENGENHARIA E
TECNOLOGIA DE MATERIAIS**

Porto Alegre

Março, 2021



APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS DA CIDADE DE XANGRI-LÁ

PÂMELA DE MEDEIROS ENGELMANN

ENGENHEIRA AGROINDUSTRIAL AGROQUÍMICA
MESTRE EM ENGENHERIA E TECNOLOGIA DE MATERIAIS

ORIENTADOR: Prof. Dr. Marçal José Rodrigues Pires
CO-ORIENTADOR: Profa. Dra. Jeane Estela Ayres de Lima

Tese realizada no Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Tecnologia de Materiais (PGETEMA) da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Engenharia e Tecnologia de Materiais.

Trabalho vinculado ao Projeto Energia e Produtos a partir dos Resíduos de Xangri-lá

Porto Alegre

Março, 2021



Aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Xangri-lá

CANDIDATA: PÂMELA DE MEDEIROS ENGELMANN

Esta Tese de Doutorado foi julgada para obtenção do título de DOUTOR EM ENGENHARIA E TECNOLOGIA DE MATERIAIS e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Tecnologia de Materiais da Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.

DR. MARÇAL JOSÉ RODRIGUES PIRES – ORIENTADOR

DRA. JEANE ESTELA AYRES DE LIMA - COORIENTADORA

BANCA EXAMINADORA

**DRA. LUCIANE FERREIRA TRIERWEILER - DO PROGRAMA DE PÓS GRADUAÇÃO
DA ENGENHARIA QUÍMICA - UFRGS**

DRA. RENATA MEDINA DA SILVA - PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA

DRA. ROSANE ANGÉLICA LIGABUE - DO PGETEMA - PUCRS

*Apenas quando somos instruídos
pela realidade é que podemos
mudá-la.*

(Bertold Brecht)

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais, que sempre me motivaram e confiaram no meu potencial e a todos aqueles que estiveram comigo ao longo desta caminhada.

AGRADECIMENTOS

Aos meus orientadores, Prof. Dr. Marçal José Rodrigues Pires e Prof. Dra. Jeane Estela Ayres de Lima, por todos os ensinamentos, confiança depositada no meu trabalho e empenho no desenvolvimento deste trabalho.

Um agradecimento também ao Dr. João Marcelo Medina Ketzer e ao Dr. Rogério Lourega Vescia, que fizeram parte dessa caminhada e que auxiliaram no decorrer do projeto.

Aos meus pais, Conrado e Márcia, por toda dedicação, amor e educação.

Ao meu namorado, João Marcelo, por todo amor e ajuda que me ofereceu nessa etapa da minha vida.

À Prefeitura Municipal de Xangri-lá pelo apoio financeiro e pela confiança depositada para a realização deste trabalho. Um agradecimento especial ao Gustavo Henrique Araújo dos Santos, funcionário da prefeitura, que foi incansável durante a implementação e execução do projeto.

Ao Pedro Rocha da Rocha, bolsista do projeto, o meu agradecimento por ter me auxiliado no desenvolvimento e execução deste trabalho.

Meu agradecimento a Letícia Marconato, Francine Melise e Victor Hugo dos Santos pela disponibilidade em contribuir com conhecimento técnico para o desenvolvimento desse trabalho.

A Fundação ProAmb, Unidade de Blendagem, pela realização das análises de poder calorífico.

Ao grupo GIMSCOP (Grupo de Intensificação, Modelagem, Simulação, Controle e Otimização de Processos) do DEQUI (Departamento de Engenharia Química) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) pelo espaço cedido

para a realização dos testes de pirólise. Em especial gostaria de agradecer ao professor Jorge Otávio Trierweiler e a professora Luciane Ferreira Trierweiler, bem como o doutorando Lucas Raymundo e o bolsista Fernando Zorzi.

Ao Instituto do Petróleo e dos Recursos Naturais (IPR) pelo acolhimento e pelo espaço cedido para realização dos experimentos.

Aos colegas e amigos do IPR que acompanharam o desenvolvimento desse trabalho o meu muito obrigada por todo o apoio. Em especial as meninas: Letícia, Nalini, Letícia e Francine que sempre estiveram presentes, me aconselhando e ajudando sempre que necessário.

À CAPES e à HP pelas bolsas de doutorado. O presente trabalho foi alcançado em cooperação com a Hewlett-Packard Brasil Ltda. e com recursos provenientes da Lei de Informática (Lei nº 8.248, de 1991). E com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

E a todos que direta ou indiretamente fizeram parte desta caminhada, o meu muito obrigada.

SUMÁRIO

DEDICATÓRIA	5
AGRADECIMENTOS	6
SUMÁRIO	8
LISTA DE FIGURAS	11
LISTA DE TABELAS	15
LISTA DE QUADROS	18
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	19
RESUMO.....	22
ABSTRACT.....	23
1. INTRODUÇÃO	24
2. OBJETIVOS	27
2.1. Objetivos Específicos	27
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	28
3.1. Resíduos Sólidos Urbanos (RSUs).....	28
3.1.1. Geração de Resíduos Sólidos Urbanos	28
3.1.2. Composição dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSUs)	29
3.2. Gerenciamento de RSUs.....	31
3.3. Tecnologias para Geração de Energia Através de Resíduos Sólidos Urbanos (RSUs)	33
3.4. Tecnologias Termoquímicas	34
3.4.1. Incineração	35
3.4.2. Gaseificação	39
3.4.3. Pirólise	45
3.5. Tecnologias Bioquímicas	51
3.5.1. Digestão Anaeróbia.....	51
3.5.1.1. Classificação dos Processos de Digestão Anaeróbia	55
3.5.2. Aterro Sanitário com Captura de Gás	57
3.6. Escolha da Tecnologia.....	60
3.7. Panorama Atual do Gerenciamento dos RSUs no Brasil.....	64
3.7.1 Panorama dos RSUs no Rio Grande do Sul	69

3.7.1.1. Município de Xangri-lá, RS	70
4. MATERIAIS E MÉTODOS	73
4.1. Área de Estudo	74
4.2. Amostragem	74
4.3. Determinação da Composição Gravimétrica	76
4.4. Caracterização da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos.....	77
4.4.1. Teor de Sólidos Totais (ST)	77
4.4.2. Teor de Sólidos Voláteis (SV).....	78
4.4.3. Potencial Hidrogeniônico - pH.....	78
4.4.4. Composição Elementar.....	79
4.4.5. Potencial Bioquímico de Metano (PBM).....	79
4.5. Caracterização Térmica dos Resíduos Sólidos Urbanos	86
4.5.1. Determinação do Poder Calorífico Superior (PCS).....	86
4.5.2. Análise Termogravimétrica (TGA).....	87
4.5.3. Pirólise	87
4.5.3.1. Descrição do Aparato Experimental.....	88
4.5.3.2. Procedimento Experimental.....	90
4.5.3.3. Cálculo do Rendimento.....	91
4.5.3.4. Caracterização do Bio-óleo.....	91
4.5.3.5. Caracterização do Carvão	92
4.5.3.6. Caracterização do Gás	93
4.6. Análise Teórica de Dados.....	94
4.6.1. Análise dos Relatórios de RSUs Produzidos em Xangri-lá.....	94
4.6.2. Modelagem dos Dados – Modelo <i>WARM</i>	94
4.6.2.1. Métodos Estatísticos	97
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	99
5.1. Composição Gravimétrica	99
5.2. Caracterização da Fração Orgânica dos Resíduos	100
5.2.1. Potencial Bioquímico de Metano (PBM).....	103
5.2.1.1. Tempo de incubação: 28 dias	103
5.2.1.2. Tempo de incubação: 49 dias	108
5.2.1.3. Identificação da Comunidade Microbiana	120

5.3. Caracterização Térmica dos Resíduos Sólidos Urbanos	134
5.3.1. Poder Calorífico Superior (PCS)	134
5.3.2. Análise Termogravimétrica (TGA).....	135
5.3.3. Pirólise	142
5.3.3.1. Rendimentos dos Processo de Pirólise.....	142
5.3.3.2. Caracterização do Gás	145
5.3.3.3. Caracterização do Bio-óleo.....	149
5.3.3.4. Caracterização do Carvão	161
5.4. Análise de Dados e Cenários de Gerenciamento de RSUs para Xangri-lá	169
5.4.1. Análise dos Relatórios de Geração de RSUs na Cidade de Xangri-lá	169
5.4.2. Modelagem dos Dados – Modelo <i>WARM</i>	175
5.4.2.1. Comparação dos Diferentes Tipos de Tratamentos de RSU	175
5.4.2.2. Análise de Cenário.....	184
5.4.2.3. Situação Atual da Cidade de Xangri-lá e Perspectivas Futuras.....	190
5.4.2.4. Consórcios Intermunicipais	194
6. CONCLUSÕES	199
7. PROPOSTAS PARA TRABALHOS FUTUROS	203
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	204
ANEXO A	245
APÊNDICE A	247
APÊNDICE B	254
APÊNDICE C	260

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1. Composição média dos RSUs no Brasil e no mundo.....	30
Figura 3.2. Técnicas de <i>WTE</i> aplicadas no tratamento de RSUs.....	34
Figura 3.3. Esquema geral dos processos que ocorrem durante a gaseificação de resíduos.....	40
Figura 3.4. Principais formas de utilização do gás de síntese como fonte de energia ou matéria-prima para produção de produtos químicos.	43
Figura 3.5. Etapas do processo de degradação anaeróbia.	53
Figura 3.6. Localização da cidade de Xangri-lá.....	70
Figura 3.7. Escala e localidades de coleta dos RSUs na cidade de Xangri-lá no período de baixa temporada.....	72
Figura 4.1 Fluxograma experimental geral adotado neste estudo.....	73
Figura 4.2. Localização do aterro municipal de Capão da Canoa.	74
Figura 4.3 Processo de amostragem dos resíduos da cidade de Xangri-lá.	75
Figura 4.4 Pesagem das frações de resíduos.	76
Figura 4.5.A) Erlenmeyer utilizado para incubação das amostras; B) Banho úmido com controle de temperatura; e C) Ampola coletora de gás.	80
Figura 4.6. Resumo dos testes de potencial bioquímico de metano.	81
Figura 4.7. Desenho esquemático das análises que foram realizadas durante os testes de PBM.	83
Figura 4.8.A) Reator utilizado para a realização dos experimentos de pirólise; e B) Sistema completo e operante da pirólise.	88
Figura 4.9. Planta esquemática de pirólise.....	89
Figura 5.1. Curva de produção de biogás do teste de PBM utilizando A) FORSU baixa temporada + inóculo; e B) Inóculo.....	106

Figura 5.2. Composição do biogás no teste de PBM da FORSU da baixa temporada A) Concentração de CH ₄ ; e B) Concentração de CO ₂	107
Figura 5.3. Biogás produzido a partir da mistura FORSU AT + lodo, onde A) Curva de produção; e B) Composição em base volumétrica.	112
Figura 5.4. Biogás produzido a partir da mistura FORSU BT + lodo, onde A) Curva de produção; e B) Composição em base volumétrica.	117
Figura 5.5. Volume acumulado de biogás obtido nos testes de potencial bioquímico de metano nos testes com o Lodo (AT), FORSU AT e FORSU BT.	119
Figura 5.6. Filos identificados nas amostras do início e fim do processo de potencial bioquímico de metano.	121
Figura 5.7. Diagrama de Venn demonstrando o número de diferentes OTUs detectáveis exclusivas e comuns nas amostras testadas. A) entre as amostras do início do processo de digestão anaeróbia; B) entre as amostras do fim do processo de digestão anaeróbia (49 dias).	122
Figura 5.8. Resultados dos cultivos bacterianos, em UFC/mL, usando meio nutriente em condição de aerobiose, onde: A) Todas as amostras do experimento de PBM; B) Amostras do início do processo; e C) Amostras do fim do processo.....	124
Figura 5.9. Resultados dos cultivos bacterianos, em UFC/mL, usando meio de cultura Sabouraud, em condição de aerobiose, onde: A) Amostras do início do processo; e B) Amostras do fim do processo.	126
Figura 5.10. Resultados do teste de unidades formadoras de colônias em condição de anaerobiose A) Meio nutriente; e B) Meio sabouraud.	128
Figura 5.11. Domínios encontrados no sequenciamento de DNA das amostras do teste de potencial químico de metano.....	129
Figura 5.12. Espécies microbianas presentes nas amostras utilizadas no processo de DA identificadas por sequenciamento de DNA de alto desempenho. ..	130
Figura 5.13. Gráficos de decomposição térmica dos resíduos coletados na baixa e alta temporada: A) TG resíduos de papel e papelão; (B) DTG resíduos de papel e papelão; C) TG resíduos de tecido; D) DTG resíduos de tecido; E) TG fração orgânica; e F) DTG fração orgânica.	137
Figura 5.14. Gráficos de decomposição térmica dos resíduos plásticos: A) TG; e B) DTG.....	139

Figura 5.15. Gráficos de decomposição térmica dos resíduos coletados na baixa e alta temporada: A) TG fração combustível; B) DTG fração combustível; C) TG RSU; e D) DTG RSU.....	141
Figura 5.16. Composição do gás obtido em experimentos de pirólise com A) <i>Mix</i> de RSU; e B) Fração combustível de RSU.	147
Figura 5.17. Aparência dos bio-óleos produzidos pelo processo de pirólise das frações de RSU de Xangri-lá: A) Fração orgânica; e B) Fração aquosa.....	150
Figura 5.18. Espectros de Infravermelho das amostras da fração orgânica dos bio-óleos obtidas a partir da pirólise das frações de RSU de Xangri-lá. A) <i>Mix</i> de RSU; e B) Fração combustível do RSU.....	151
Figura 5.19. Espectros de Infravermelho das amostras da fração aquosa dos bio-óleos obtidas a partir da pirólise das frações de RSU de Xangri-lá. A) <i>Mix</i> de RSU; e B) Fração combustível do RSU.	152
Figura 5.20. Cromatogramas obtidos na análise da fração orgânica dos bio-óleos na análise por CG-MS. A) <i>Mix</i> 1; B) <i>Mix</i> 2; C) <i>Mix</i> 3; D) FC 1; E) FC 2; e F) FC 3.	154
Figura 5.21. Funções orgânicas associadas aos compostos identificados nos bio-óleos produzidos pelo processo de pirólise das frações de RSU de Xangri-lá. A) <i>Mix</i> 1; B) <i>Mix</i> 2; C) <i>Mix</i> 3; D) FC 1; E) FC 2; e F) FC 3.	155
Figura 5.22. Cromatogramas obtidos na análise da fração aquosa dos bio-óleos na análise por CG-MS. A) <i>Mix</i> 1; B) <i>Mix</i> 2; C) <i>Mix</i> 3; D) FC 1; E) FC 2; e F) FC 3.	159
Figura 5.23. Imagens de MEV das amostras de carvão obtidas a partir da pirólise do <i>mix</i> de RSU de Xangri-lá. A) <i>Mix</i> 1; B) <i>Mix</i> 2; e C) <i>Mix</i> 3.	165
Figura 5.24. Imagens de MEV das amostras de carvão obtidas a partir da pirólise da fração combustível dos RSU de Xangri-lá. A) FC 1; B) FC 2; e C) FC 3.	166
Figura 5.25. Espectros de Infravermelho das amostras de carvão obtidas a partir da pirólise das frações de RSU de Xangri-lá. A) <i>Mix</i> de RSU; e B) Fração combustível do RSU.....	167
Figura 5.26. Gráfico da quantidade mensal de resíduos produzidos na cidade de Xangri-lá. A) 2018; e B) 2019.....	170
Figura 5.27. Ilustração do folder que será distribuído na cidade de Xangri-lá.....	174

- Figura 5.28. Comparativo entre os cenários de aterro sanitário em relação as emissões de carbono, CO₂ e consumo energético. A) toneladas de dióxido de carbono equivalente tCO₂e; B) toneladas de carbono equivalente – tCe; e C) milhões de unidades térmicas britânicas – BTU..... 176
- Figura 5.29. Comparação dos cenários de aterro sanitário e incineração. A) toneladas de dióxido de carbono equivalente tCO₂e; B) toneladas de carbono equivalente – tCe; e C) milhões de unidades térmicas britânicas – BTU. 177
- Figura 5.30. Comparação dos cenários de aterro sem recuperação de energia com diferentes taxas de reciclagem. A) toneladas de dióxido de carbono equivalente tCO₂e; B) toneladas de carbono equivalente – tCe; C) milhões de unidades térmicas britânicas – BTU; D) Hora do trabalho; E) Salários; e F) Impostos. 180
- Figura 5.31. Comparação entre as tecnologias de aterro sanitário, incineração e DA. A) toneladas de dióxido de carbono equivalente - tCO₂e; B) toneladas de carbono equivalente – tCe; C) milhões de unidades térmicas britânicas – BTU; D) Hora do trabalho; E) Salários; e F) Impostos. 182
- Figura 5.32. Análise de correlação entre os parâmetros analisados e as tecnologias de tratamento de resíduos..... 185
- Figura 5.33. Análise de *HCA* dos cenários de gestão de resíduos em Xangri-lá. ... 187
- Figura 5.34. *PCA* dos cenários de gestão de resíduos sólidos urbanos modelados no *WARM*. 189
- Figura 5.35. Localização das cidades potenciais para a realização de consórcio intermunicipal com Xangri-lá e das cidades para as quais são destinados os RSUs das cidades vizinhas a Xangri-lá. 195

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1. Composição dos RSUs de acordo com a renda populacional.....	30
Tabela 3.2. Usinas ativas de geração de energia a partir de biogás oriundo de aterros sanitários de RSU no Brasil.....	67
Tabela 4.1. Dados relativos às quantidades de material incubado nos reatores para análise do potencial bioquímico de metano.	82
Tabela 4.2. Composição das frações utilizadas para a determinação das características de degradação térmica dos RSU da cidade de Xangri-lá.	87
Tabela 4.3. Condições e parâmetros utilizados durante os experimentos de pirólise.	90
Tabela 4.4. Composição gravimétrica considerada para modelagem no <i>software WARM</i>	95
Tabela 5.1. Resultado da composição gravimétrica dos resíduos de Xangri-lá na alta e baixa temporada.....	100
Tabela 5.2. Caracterização inicial da fração orgânica dos resíduos da cidade de Xangri-lá.	101
Tabela 5.3. Resultados do teste de PBM do resíduo da baixa temporada em 28 dias.	104
Tabela 5.4. Resultados do teste de PBM de 49 dias do resíduo coletado na alta temporada.	110
Tabela 5.5. Resultados do teste de PBM no tempo de 49 dias dos resíduos coletados na baixa temporada.....	116
Tabela 5.6. Abundância microbiológica das amostras contendo RSUs no processo de PBM.	123
Tabela 5.7. Média do número absoluto de OTUs de Archaeas presentes nas amostras dos testes de PBM.	132
Tabela 5.8. Poder calorífico do RSUs de Xangri-lá.	134

Tabela 5.9. Os parâmetros característicos da decomposição térmica dos RSUs de Xangri-lá.	136
Tabela 5.10. Rendimentos dos produtos obtidos da pirólise.	142
Tabela 5.11. Estudos encontrados na literatura da pirólise de resíduos sólidos urbanos.	144
Tabela 5.12. Composição dos gases gerados durante os experimentos de pirólise realizados com o <i>mix</i> de RSU da cidade de Xangri-lá.	146
Tabela 5.13. Composição dos gases gerados durante os experimentos de pirólise realizados com a fração combustível dos RSU da cidade de Xangri-lá.	146
Tabela 5.14. Rendimento obtido na fração líquida produzida pelo processo de pirólise das frações de RSU de Xangri-lá.	150
Tabela 5.15. Resumo dos grupos funcionais e compostos associados ao número de onda identificados por FTIR nas amostras de bio-óleo provenientes da pirólise das frações de RSU.	153
Tabela 5.16. Compostos majoritários presentes nos bio-óleos produzidos pela pirólise das frações de RSU de Xangri-lá.	157
Tabela 5.17. Compostos potencialmente presentes na fração aquosa dos bio-óleos produzidos pela pirólise do <i>mix</i> de RSU.	160
Tabela 5.18. Compostos potencialmente presentes na fração aquosa dos bio-óleos produzidos pela pirólise da fração combustível.	160
Tabela 5.19. Composição elementar dos carvões obtidos pelo processo de pirólise das frações de RSU.	162
Tabela 5.20. Características texturais dos carvões obtidos pelo processo de pirólise das frações de RSU.	163
Tabela 5.21. Quantidade de resíduos coletados nos anos de 2018 e 2019 na cidade de Xangri-lá.	169
Tabela 5.22. Dados referentes a quantidade e custos com o gerenciamento de resíduos na cidade de Xangri-lá.	171
Tabela 5.23. Valores atribuídos aos parâmetros de análise por tonelada de resíduos reciclado em cada uma das categorias.	186

Tabela 5.24. Classificação dos cenários pela técnica de *HCA*. 187

Tabela 5.25. Dados populacionais, econômicos e indicadores da gestão de resíduos das cidades vizinhas de Xangri-lá: Torres, Capão da Canoa e Imbé... 196

LISTA DE QUADROS

Quadro 3.1. A maximização de formação de cada produto do processo de pirólise.	46
Quadro 3.2. Critérios para a escolha da tecnologia mais adequada para gerenciamento de RSUs.	61
Quadro 3.3. Parâmetros a serem avaliados nos RSUs.	62
Quadro 4.1. Datas de coleta e as áreas da cidade abrangidas pela amostragem. ...	75
Quadro 4.2. Parâmetros de análise <i>WARM</i>	96

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas
- ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
- ACV – Avaliação de Ciclo de Vida
- ANEEL - Agência Nacional de Energia Elétrica
- AT – Alta temporada
- BET - *Brunauer, Emmett e Teller*
- BT – Baixa temporada
- CIBiogás - Centro Internacional de Energias Renováveis–Biogás
- CNTP - Condições Normais de Temperatura e Pressão
- COT - Carbono Orgânico Total
- DA - Digestão Anaeróbia
- DEQUI - Departamento de Engenharia Química
- DOE - Planejamento de experimentos (do inglês *design of experiments*)
- DP - Desvio Padrão
- EBC - Certificado Europeu de *Biochar* (do inglês *European Biochar Certificate*)
- ETE - Estação de Tratamento de Esgoto
- FID* - Detector por Ionização de Chama (do inglês *Flame Ionization Detector*)
- FORSU - Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos
- CG - Cromatógrafo gasoso
- CG-MS - Cromatografia Gasosa com Espectrometria de Massas
- GEE – Gases de Efeito Estufa
- GIMSCOP - Grupo de Intensificação, Modelagem, Simulação, Controle e Otimização de Processos
- HCA* - Análise Hierárquica de Cluster (do inglês *Hierarchical Cluster Analysis*)

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IDH - Índice de Desenvolvimento Humano

IPR – Instituto do Petróleo e dos Recursos Naturais

LabCEMM - Laboratório Central de Microscopia e Microanálise

LCM - Laboratório de Caracterização de Materiais

MEV-FEG - Microscopia Eletrônica de Varredura por Emissão de Campo

NBR - Norma Brasileira

OTUs - unidades taxonômicas operacionais (do inglês *operational taxonomic unist*)

PBM - Potencial Bioquímico de Metano

PCA - Análise de Componentes Principais (do inglês *Principal Component Analysis*)

PCI - Poder Calorífico Inferior

PCS - Poder Calorífico superior

PCs - Componentes principais (do inglês *principal componentes*)

PET - Politereftalato de etileno

pH – Potencial Hidrogeniônico

PIB - Produto Interno Bruto

PNRS - Política Nacional de Resíduos Sólidos

PUCRS - Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul

RS – Rio Grande do Sul

RSUs - Resíduos Sólidos Urbanos

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

ST - Sólidos Totais

SV – Sólidos Voláteis

TCD - Detector de Condutividade Térmica (do inglês *Thermal Conductivity Detector*)

TGA - Análise Termogravimétrica (do inglês *Thermogravimetric Analysis*)

UATR - (do inglês *Universal Attenuated Total Reflectance*)

UE - União Europeia

UFC – Unidades formadoras de colônias

UFRGS - Universidade Federal do Rio Grande do Sul

USEPA - Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (do inglês *United States Environmental Protection Agency*)

WARM - Modelo de Redução de Resíduos (do inglês *Waste Reduction Model*)

WTE - Resíduos para Energia (do inglês *waste-to-energy*)

RESUMO

ENGELMANN, Pâmela de Medeiros. **Aproveitamento Energético dos Resíduos Sólidos Urbanos da Cidade de Xangri-lá**. Porto Alegre. 2021. Tese. Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Tecnologia de Materiais, PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL.

A produção de energia a partir de resíduos sólidos urbanos (RSU), conhecida como WTE (do inglês *waste-to-energy*), é uma solução com potencial para o gerenciamento e tratamento correto desses resíduos. O presente estudo propõe avaliar as características dos RSUs da cidade de Xangri-lá - RS, Brasil, e avaliar a aplicação de tecnologias de WTE. Para tal, foi realizada a (i) determinação da composição gravimétrica dos resíduos, análise (ii) qualitativa e (iii) quantitativa dos mesmos, somado à (iv) análise teórica dos dados de gerenciamento dos RSUs. Os resíduos foram estudados quanto à aplicabilidade em processos de digestão anaeróbia (DA) (fração orgânica) e termoquímicos (*mix* RSU e fração combustível). A análise da composição gravimétrica mostrou que tais RSUs são compostos majoritariamente por resíduos orgânicos. Resultados do teste de potencial bioquímico de metano sugerem que a técnica de DA pode ser uma opção viável para a cidade. Os melhores resultados foram obtidos com o resíduo da baixa temporada (235,1 mL de biogás/g de sólidos voláteis com concentração máxima de metano 69,8%), possivelmente pela influência da comunidade microbiana presente nesses resíduos. As análises térmicas, por sua vez, demonstram que o resíduo possui potencial para aplicação em processos termoquímicos. Os testes preliminares de pirólise geraram produtos (carvão, bio-óleo e gases) com características combustíveis. O processo com a fração combustível maximizou a produção de bio-óleo e com o *mix* de RSU a produção de gases combustíveis. Além disso, a análise dos dados (pelo modelo de redução de resíduos - WARM) demonstraram que o aumento da taxa de reciclagem é a melhor opção, seguida da incineração e DA, para Xangri-lá. Sendo assim, os resultados indicam que a gestão sustentável dos RSUs pode ser implementada por programas de educação ambiental e a aplicação de tecnologias de WTE.

Palavras-Chaves: Resíduos sólidos urbanos; energia renovável; digestão anaeróbia; pirólise; gerenciamento de RSU.

ABSTRACT

ENGELMANN, Pâmela de Medeiros. **Energy Utilization of Urban Solid Waste in the City of Xangri-la**. Porto Alegre. 2021. PhD Thesis. Graduation Program in Materials Engineering and Technology, PONTIFICAL CATHOLIC UNIVERSITY OF RIO GRANDE DO SUL.

The production of energy from municipal solid waste (MSW), known as waste-to-energy (WTE), is a potential solution for the correct management and treatment of these wastes. Therefore, the present study proposes to evaluate the characteristics of the MSW in Xangri-lá-RS, located in Brazil, and to evaluate the most appropriate WTE for the local reality. For this purpose, (i) determination of the gravimetric composition of the waste was carried out, (ii) analysis qualitative and (iii) analysis quantitative of the same, added to (iv) theoretical analysis of the city's management data. The residues are being studied for their applicability in anaerobic digestion (AD) (organic fraction) and thermochemicals processes (total MSW and fuel fraction). The analysis of the gravimetric composition showed that such MSW are composed mainly of organic residues. Results of biochemical potential of methane suggest that the AD technique may be a viable option for the city. The best results were obtained with the low season residue (235.1 mL of biogas/g of SV with a maximum methane concentration of 69.8%), possibly due to the influence of the microbial community present in these residues. Thermal analyzes, in turn, show that the residue has potential for application in thermochemical processes. Preliminary tests of pyrolysis generate products (biochar, bio-oil and gases) with combustible characteristics. The process with the fuel fraction maximized the production of bio-oil and with the *mix* of MSW the production of combustible gases. In addition, data analysis (using the waste reduction model - WARM) shows that increasing the recycling rate is the best option, followed by incineration and AD, for Xangri-lá. Thus, the results of this study indicate that the sustainable management of the MSW can be implemented through environmental education programs and the application of WTE technologies.

Key-words: Urban solid waste; renewable energy; anaerobic digestion; pyrolysis; MSW management.

1. INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos urbanos (RSUs) são gerados durante as atividades diárias dos seres humanos de forma ininterrupta. O volume de resíduos gerados tem aumentado e a tendência é de aumento contínuo nos próximos anos (CZAJCZYŃSKA et al., 2017; HASSAN; KASMURI; BASRI, 2019). Isso é decorrente do aumento da população mundial nas últimas décadas, bem como dos hábitos de consumo, através dos quais as pessoas estão consumindo mais produtos para satisfazerem suas necessidades (OUDA; RAZA, 2014; SUTHAR; RAYAL; AHADA, 2016). Com isso, a estimativa é de 3,4 bilhões de toneladas de RSUs geradas no ano de 2050, a nível mundial (KAZA et al., 2018).

Os RSUs podem incluir papel, resíduos de alimento, resíduos orgânicos, resíduos de poda, plástico, metais, têxteis, vidro e outros resíduos produzidos em domicílios, estabelecimentos comerciais e pequenas empresas de um município (GUPTA; YADAV; KUMAR, 2015; SHARHOLY et al., 2008). A composição dos RSUs é heterogênea e apresenta uma ampla variação quando se compara um município com outro. Tal heterogeneidade ocorre por fatores como a cultura local, grau de industrialização, padrão de vida da população, da existência de programas de reciclagem e reaproveitamento eficientes, entre outros (CZAJCZYŃSKA et al., 2017; MAYA et al., 2016; SHONHIWA, 2013; TAHERYMOOSAVI et al., 2017). Vale ressaltar que a renda da população é vista como um dos fatores mais relevantes na determinação da composição dos RSUs, uma vez que, em municípios com menor poder econômico, os resíduos são constituídos principalmente por matéria orgânica, enquanto que, em municípios desenvolvidos, por equipamentos elétricos, papéis, plásticos, vidros e metais (MAYA et al., 2016; SHONHIWA, 2013). Com isso, sabendo da heterogeneidade dos resíduos, altamente dependente de diversos fatores, o gerenciamento de tais resíduos não possui uma solução simples e aplicável, de forma

unânime, para todos os municípios (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2018; AHANI et al., 2019).

Neste contexto, o gerenciamento, tratamento e a destinação final ambientalmente adequada desses resíduos constituem alguns dos maiores desafios do setor de saneamento básico, visto que a gestão inadequada pode trazer impacto à qualidade de vida bem como danos ao meio ambiente, principalmente, em virtude da contaminação do ar, da água e do solo (CZAJCZYŃSKA et al., 2017). A gestão inadequada faz com que muitas cidades, descartem seus resíduos diretamente em aterros sanitários e lixões, sem etapas de reciclagem, reuso e aproveitamento energético. Além de fatores ambientais, a disposição em aterros é problemática pela escassez de áreas para deposição (COUTO et al., 2017; FILHO et al., 2011; GENUINO; DE LUNA; CAPAREDA, 2018; RAMOS et al., 2018).

Diante de tal problemática, uma das soluções para reduzir os impactos ambientais da destinação final de RSUs é a implantação e operação de sistemas de gestão eficientes que visem a redução, a reutilização, a reciclagem e o tratamento dos RSUs para produção de energia e, apenas por fim, a disposição em aterros sanitários. Uma parte importante destes modelos de gestão sustentáveis é a implantação de processos alternativos para produção de energia, gerada a partir dos RSUs. Assim, as tecnologias para obtenção de energia a partir de resíduos (*WTE* – do inglês *waste-to-energy*) apresentam-se como alternativa favorável do ponto de vista ambiental, visto que os resíduos podem ser utilizados para a geração de energia térmica e/ou elétrica (RAMOS et al., 2018; SANLISOY; CARPINLIOGLU, 2017). Além disso, a alternativa de aproveitamento energético, com uso desses resíduos, constitui uma fonte de energia renovável, o que pode contribuir para o setor energético e, conseqüentemente, reduzir a dependência de combustíveis fósseis (FERNANDEZ-LOPEZ et al., 2017; RAMOS et al., 2018; ROKNI, 2018).

Os processos de *WTE* são divididos em processos termoquímicos e bioquímicos (BEYENE; WERKNEH; AMBAYE, 2018; ISLAM, 2018; KUMAR; SAMADDER, 2017). Dentre os processos bioquímicos, a digestão anaeróbia (DA) é preferida, por ser um sistema controlado de degradação dos resíduos (TANIGAWA,

2017). Essa tecnologia é mais indicada para tratar frações orgânicas de RSU (APPELS et al., 2011; DONG; ZHENHONG; YONGMING, 2010). Quando se trata dos processos termoquímicos, a incineração é a tecnologia mais madura, com um maior número de plantas em funcionamento (KUMAR; SAMADDER, 2017; SHI et al., 2016). No entanto, a incineração pode gerar emissões de poluentes atmosféricos tóxicos, se esses não forem coletados e tratados adequadamente (BROWN; BROWN, 2014; KOWALSKI; KASINA; MICHALIK, 2016). Por outro lado, a pirólise é um processo termoquímico que tem potencial de expansão no tratamento de resíduos, apesar de atualmente existir poucas plantas instaladas comercialmente (KUMAR; SAMADDER, 2017; SHI et al., 2016). Essa tecnologia vem sendo bastante estudada nos últimos anos, devido ao fato de poder ser otimizada para a produção de combustíveis líquidos de alto conteúdo energético (BROWN; BROWN, 2014; CHEN et al., 2015).

Para o uso dos resíduos com esta finalidade, torna-se relevante caracterizar os RSUs, a fim de determinar soluções adequadas que visam a produção de energia e que sejam ambientalmente corretas para a gestão dos resíduos locais, considerando a heterogeneidade desse tipo de resíduo. Com isso, os gestores de Xangri-lá, cidade do estado do Rio Grande do sul, localizada no litoral norte do estado, demonstraram interesse em avaliar os resíduos da cidade a fim de identificar a potencialidade energética dos RSU produzidos no município. Em 2019 aproximadamente 92,3% dos resíduos coletados na cidade foram destinados ao aterro sanitário de Capão da Canoa, cidade vizinha a Xangri-lá, e o restante (aproximadamente 7,7%) foram destinados a uma cooperativa para reciclagem.

O presente estudo foi realizado em parceria entre a prefeitura da cidade de Xangri-lá, a Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS) e o Instituto do Petróleo e dos Recursos Naturais (IPR), visando novas maneiras de tratar os resíduos da cidade, para resolver o problema de destinação final existente, e pensando em estratégias que possam contribuir de alguma maneira para o setor energético de Xangri-lá. Assim, a partir de uma avaliação do cenário local, é possível iniciar o processo de aplicação prática da tecnologia mais adequada para o contexto regional.

2. OBJETIVOS

Avaliar o potencial energético dos resíduos sólidos urbanos produzidos na cidade de Xangri-lá, apresentando alternativas ao gerenciamento atual dos resíduos na cidade.

2.1. Objetivos Específicos

- Coletar e analisar qualitativa e quantitativamente o RSU de Xangri-lá;
- Avaliar o potencial de degradação e de produção de metano da fração orgânica dos RSUs;
- Determinar o potencial de aplicação dos RSUs em processos termoquímicos a partir de análises térmicas e avaliar o comportamento desses resíduos no processo de pirólise;
- Analisar os dados referentes ao gerenciamento dos RSUs de Xangri-lá para avaliar cenários de gerenciamento e as melhores opções para o contexto local.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1. Resíduos Sólidos Urbanos (RSUs)

A definição legal de RSU pode apresentar divergência entre os países, visto que em alguns locais apenas os resíduos de origem residencial são incluídos nesta definição, enquanto em outros, os resíduos do serviço de limpeza pública e proveniente dos estabelecimentos comerciais também são incluídos (DEMIRBAS, 2011). No Brasil, a Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) através da Norma Brasileira (NBR) 10004/2004 define resíduos sólidos como:

Resíduos nos estados sólido e semi-sólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnica e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (ABNT, 2004a, p.1).

A definição para RSU no Brasil está presente na Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS) que foi estabelecida pela Lei Federal nº 12.305/2010, e os define como resíduos domiciliares, originários de atividades domésticas em residências urbanas, e resíduos de limpeza urbana, originários da varrição, limpeza de logradouros e vias públicas e outros serviços de limpeza urbana (BRASIL, 2010).

3.1.1. Geração de Resíduos Sólidos Urbanos

Nas últimas décadas tem se observado um aumento considerável na geração de RSUs mundialmente e a tendência é que as taxas continuem a aumentar nos

próximos anos. Diversos fatores têm contribuído para esse aumento, mas o crescimento populacional, a urbanização e o aumento do poder de compra da população são considerados as principais causas do crescimento na geração de RSUs (OUDA; RAZA, 2014; SUTHAR; RAYAL; AHADA, 2016).

Estima-se que em 2016 foram produzidos 2,1 bilhão de toneladas de resíduos no mundo, uma média de 0,74 kg diário por habitante (KAZA et al., 2018). A perspectiva é que, em 2050, a geração anual seja de 3,4 bilhões de toneladas, o que significa um crescimento de aproximadamente 60% em um intervalo de 34 anos. Nos países da União Europeia (UE), a média de geração de resíduos sólidos per capita, em 2010, foi de 1,38 kg/habitante.dia enquanto que, nos Estados Unidos, a geração per capita, em 2015, foi de 2,03 kg/habitante.dia (EEA, 2013; USEPA, 2018). No Brasil, em dados divulgados pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais (ABRELPE) foi produzido 78,4 milhões de toneladas de resíduos ao longo no ano de 2017, representando uma geração de resíduos per capita de 1,035 kg/habitante.dia (ABRELPE, 2018). Neste contexto, normalmente, os países industrializados geram uma quantidade maior de resíduos per capita, entretanto, seus resíduos tendem a ser melhor gerenciados, do que nos países em desenvolvimento (CAMPOS, 2014), o que também é dependente da composição dos RSUs.

3.1.2. Composição dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSUs)

De um modo geral, os RSUs são compostos por materiais degradáveis, como papel, papelão, restos de comida, e também por materiais não derivados de biomassa, como plásticos, vidro, metais e eletrodomésticos (SOMORIN; ADESOLA; KOLAWOLE, 2017). A nível global, a fração orgânica constitui a maior parcela dos RSUs, seguida por papel, plástico, vidro e metal. No Brasil, a composição dos RSUs segue o padrão mundial, com a fração orgânica sendo majoritária, conforme demonstrado na Figura 3.1.

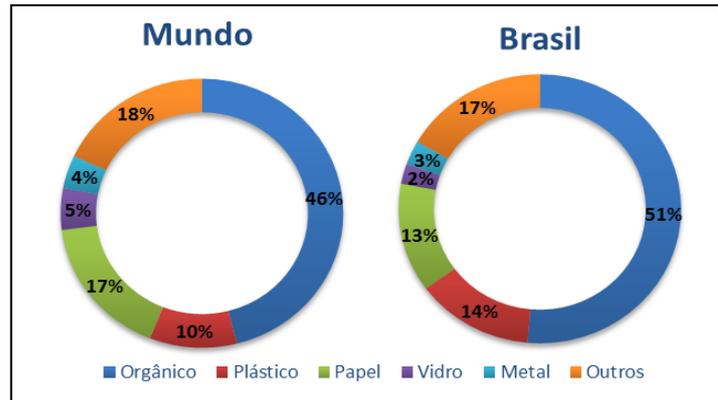


Figura 3.1. Composição média dos RSUs no Brasil e no mundo.
Fonte: CEMPRE, 2018; HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012.

A composição dos RSUs é heterogênea, uma vez que fatores como as diferenças culturais, localização geográfica e o padrão de vida da população local, contribuem para tal característica (TAHERYMOOSAVI et al., 2017). Considerando que essas características estão relacionadas com o nível de desenvolvimento sócio-econômico, a quantidade e a composição dos resíduos locais podem ser utilizadas como um indicador socioeconômico (CAMPOS, 2012). Como demonstrado na Tabela 3.1., países com renda elevada possuem resíduos compostos majoritariamente por materiais recicláveis (como o papel e o plástico), enquanto locais de baixa renda possuem RSUs compostos majoritariamente por resíduos orgânicos (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012; LIMA et al., 2018; MAYA et al., 2016; SHONHIWA, 2013).

Tabela 3.1. Composição dos RSUs de acordo com a renda populacional.

Componente	Renda			
	Baixa	Média Baixa	Média Alta	Alta
Orgânico	64%	59%	54%	28%
Plástico	8%	12%	11%	11%
Papel	5%	9%	14%	31%
Vidro	3%	3%	5%	7%
Metal	3%	2%	3%	6%
Outros	17%	15%	13%	17%

Essa classificação é baseada na renda nacional bruta per capita de 2005, fornecida pelo Banco Mundial. Alta: \$10.726 ou superior; Média alta = \$3.466-10.725; Média baixa = \$876-3.465; e Baixa= \$875 ou menos.

Fonte: HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012.

Tendo em vista (i) o aumento previsto na geração de RSUs ao longo dos próximos anos, (ii) a heterogeneidade dos resíduos e (iii) as diferenças na capacidade de gerenciamento dos resíduos entre os diferentes países, vale ressaltar que este último ponto torna-se extremamente relevante para o aspecto ambiental global.

3.2. Gerenciamento de RSUs

O gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos é, hoje, considerado um dos maiores desafios do mundo moderno por causa do enorme volume produzido, dos impactos que podem trazer ao planeta e dos custos que estão envolvidos em todo o processo (XU; JIN; CHENG, 2017). O descarte incorreto pode trazer impactos à qualidade de vida da população bem como danos ao meio ambiente principalmente em virtude da contaminação do ar, da água e do solo (CZAJCZYŃSKA et al., 2017).

Na hierarquia de gestão e gerenciamento de RSU, deve ser observada a seguinte ordem de prioridade: prevenção (evitando ou reduzindo a produção de resíduos), recuperação (reuso, reciclagem e recuperação de energia) e disposição em aterros sanitários (COUTO et al., 2017; EU, 2008; USEPA, 2009). A prevenção e a recuperação são importantes elementos das estratégias modernas de gerenciamento de resíduos, pois estão fortemente relacionadas com o desenvolvimento sustentável e com a minimização da quantidade de resíduos destinadas para o descarte final (FRICKE; SANTEN; WALLMANN, 2005).

No entanto, o gerenciamento dos RSUs, na maior parte do mundo, é realizado de forma incorreta de modo que grande parte dos resíduos é descartada diretamente em aterros sanitários ou até mesmo em lixões (ROKNI, 2018; SHONHIWA, 2013; YOU et al., 2016). Apesar dos aterros sanitários serem considerados uma forma ambientalmente correta de destinação de resíduos, o mesmo pode trazer impactos ao solo, aos recursos hídricos (vazamento de lixiviado) e ao ar [emissões de metano (CH₄) e outros gases] se não operados de maneira correta (COUTO; SILVA; ROUBOA, 2016a; MANZUR et al., 2016; QIN et al., 2016). Somado a isso, uma

parcela majoritária dos resíduos destinados aos aterros não é biodegradável e o processo de decomposição pode levar anos, resultando na redução da vida útil dessas áreas (AYODELE; ALAO; OGUNJUYIGBE, 2018). Tal fato fomenta outro problema presente nos aterros sanitários, como a demanda por áreas disponíveis para a eliminação dos resíduos, que é acentuado especialmente nos centros urbanos, onde a área de terra para disposição de resíduos é escassa (COUTO; SILVA; ROUBOA, 2016b, 2016a; ROKNI, 2018; YOU et al., 2016).

Como resultado dos problemas existentes na disposição de resíduos em aterros sanitários, da conscientização pública sobre as questões ambientais e da crescente demanda por fontes de energia alternativas ao petróleo surge o interesse por soluções mais modernas e eficientes no gerenciamento dos resíduos (GENUINO; DE LUNA; CAPAREDA, 2018; SANLISOY; CARPINLIOGLU, 2017). Assim, as tecnologias de *WTE* vem ganhando espaço neste cenário, pois permitem que parte da energia empregada na produção dos resíduos seja recuperada (LOPES et al., 2018; RAMOS et al., 2018; SANLISOY; CARPINLIOGLU, 2017).

As tecnologias de *WTE* referem-se a qualquer processo que gera energia na forma de eletricidade, calor ou combustíveis a partir de resíduos (ISLAM, 2018). Algumas das principais vantagens dessas técnicas são: a redução de poluentes e emissões de gases de efeito estufa, redução do volume de resíduos que devem ser destinados ao armazenamento em aterros sanitários, recuperação de minerais e produtos químicos presentes nos resíduos (que podem ser reutilizados ou reciclados), além de destruir possíveis contaminantes presentes nos resíduos (ROKNI, 2018; WHITICAR; RALPH, 2011). Além de solucionar problemas relacionados ao gerenciamento dos resíduos, a aplicação dessas tecnologias contribui para o fornecimento de energia ao planeta (OUDA; RAZA, 2014; SHEHZAD; BASHIR; SETHUPATHI, 2016; YOU et al., 2016).

Especificamente sobre o uso dos resíduos sólidos para obtenção de energia, destaca-se a importância do uso de fontes alternativas, pela crescente demanda

global, e pelas perspectivas de esgotamento das fontes de combustíveis fósseis no mundo (DENG et al., 2017; FAROOQ et al., 2018; OUDA; RAZA, 2014). Adicionalmente ao possível esgotamento, a energia proveniente de fontes não renováveis (combustíveis fósseis) causam problemas ambientais e de saúde pública, relacionados, principalmente, ao agravamento do efeito estufa, enquanto que a utilização de *WTE* pode reduzir tais impactos (FERNANDEZ-LOPEZ et al., 2017; RAMOS et al., 2018; ROKNI, 2018). Para isto, diversas tecnologias/processos podem ser utilizadas para obtenção de energia a partir dos resíduos sólidos.

3.3. Tecnologias para Geração de Energia Através de Resíduos Sólidos Urbanos (RSUs)

A conversão de resíduos sólidos urbanos em energia pode ocorrer através de processos termoquímicos (incineração, pirólise e gaseificação) e bioquímicos (DA e aterro com captura de gás) (BEYENE; WERKNEH; AMBAYE, 2018; ISLAM, 2018; KUMAR; SAMADDER, 2017). A Figura 3.2. apresenta as principais tecnologias de *WTE* aplicadas no gerenciamento de RSUs, os produtos de cada processo bem como suas aplicações.

A principal diferença entre as técnicas de conversão termoquímica de resíduos está na quantidade de oxigênio (O_2) fornecida ao reator do processo e nos produtos formados. Na incineração há um fornecimento em excesso de O_2 que resulta na oxidação completa dos resíduos, enquanto que, na gaseificação, o O_2 é limitado e a combustão completa não ocorre, por outro lado, na pirólise há uma ausência de O_2 (WILLIAMS, 2005). Em seguida, são detalhadas as tecnologias termoquímicas.

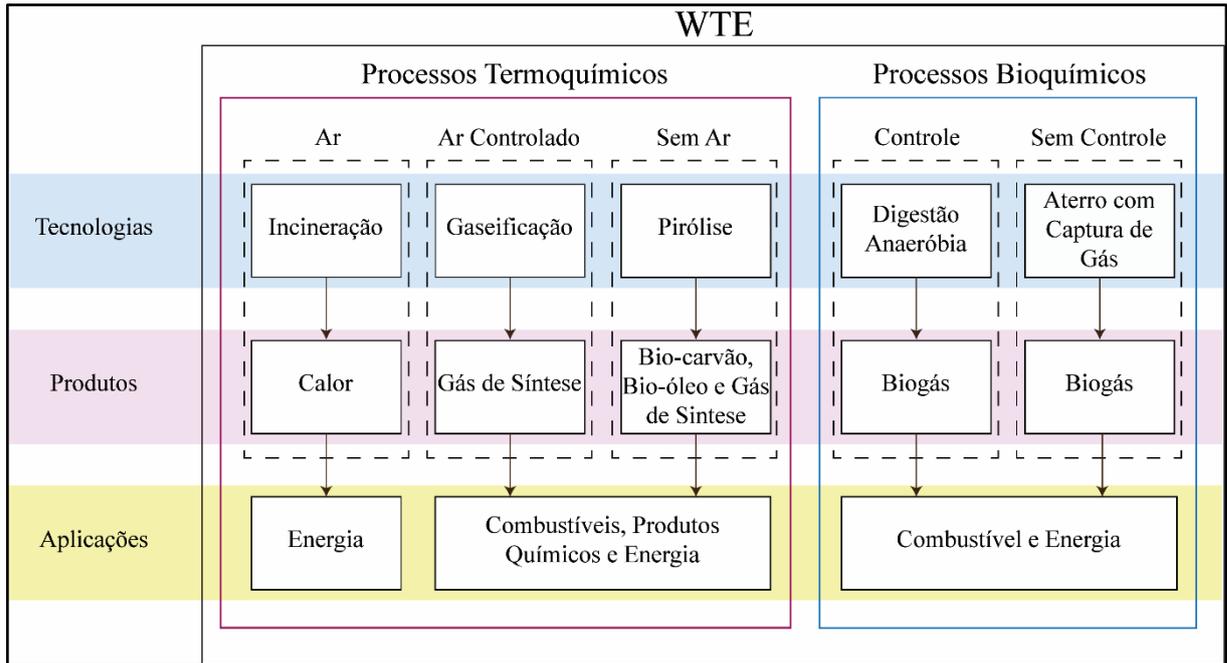


Figura 3.2. Técnicas de *WTE* aplicadas no tratamento de RSUs.

Fonte: WILLIAMS, 2005.

3.4. Tecnologias Termoquímicas

Os processos termoquímicos convertem resíduos em energia através de calor (temperatura elevada) e reações químicas (DHAR; KUMAR; KUMAR, 2017). De um modo geral, podem ser classificados em: incineração, gaseificação e pirólise (DHAR; KUMAR; KUMAR, 2017; MAYA et al., 2016; WHITICAR; RALPH, 2011). A escolha da tecnologia mais adequada irá depender de fatores como: a composição dos resíduos, o custo do processo, a localização geográfica das unidades de processamento e da eficiência requerida (NIZAMIA et al., 2015). A incineração é o método mais maduro, pois já apresenta tecnologia estabelecida e muitas plantas em operação. As tecnologias de gaseificação e pirólise estão, principalmente, na fase de pesquisa, com poucas plantas comercialmente instaladas em todo o mundo para tratar RSU (KUMAR; SAMADDER, 2017; SHI et al., 2016).

3.4.1. Incineração

A incineração pode ser definida como uma reação de oxidação rápida, entre os resíduos e o ar, em elevadas temperaturas (800-1200 °C), promovendo a combustão completa da matéria orgânica e convertendo o material não combustível em matéria inorgânica estável (cinzas) (MAYA et al., 2016; WU; LIN; ZENG, 2014). Assim, essa tecnologia transforma, por combustão, a energia química (presente nos resíduos) em calor. O calor, por sua vez, pode ser convertido em eletricidade, por motores térmicos (BROWN; BROWN, 2014; BRUNNER; RECHBERGER, 2015).

Mais especificamente, os resíduos são inicialmente misturados, a fim de obter uma mistura homogênea para que ocorra a queima de forma uniforme e haja a conversão dos resíduos em gás (MAYA et al., 2016; OUDA; RAZA, 2014). De acordo com Brown e Brown (2014), a combustão dos resíduos ocorre em 4 etapas: aquecimento e secagem, pirólise, combustão flamejante e combustão do carvão. Inicialmente ocorre o aquecimento das partículas com a evaporação da água. Em seguida ocorre a pirólise que resulta na produção de compostos orgânicos e inorgânicos voláteis, tais como, monóxido de carbono (CO), dióxido de carbono (CO₂), CH₄, e um resíduo carbonoso, chamado de carvão (OUDA; RAZA, 2014; YAKUBU et al., 2018).

A combustão flamejante consiste na oxidação dos gases voláteis resultantes da pirólise para formar CO₂ e água (H₂O), embora uma variedade de outros compostos químicos intermediários possam ser formados. O próximo passo é a combustão do carvão, na qual ele reage com o O₂ para formar CO e CO₂. No entanto, se houver O₂ suficiente e temperatura, o CO é oxidado para CO₂; caso contrário este aparece no gás de combustão como um poluente. Com isso, à medida que o processo ocorre, o gás liberado do incinerador, em altas temperaturas, se desloca para cima e aquece a água em um sistema de caldeira, que por sua vez, gera vapores que podem ser utilizados para movimentar uma turbina a vapor e gerar eletricidade (OUDA; RAZA, 2014; YAKUBU et al., 2018).

Com base nisto, torna-se evidente que o processo de incineração, além de gerar energia, é capaz de reduzir significativamente a quantidade de RSUs destinados aos aterros sanitários, diminuindo, assim, a quantidade de áreas adequadas necessárias para a disposição desses resíduos (LI et al., 2015, 2017c; SONG; SUN; JIN, 2017). Os resíduos podem ter uma redução de até 90% do volume e 70% do peso (LYNN; GHATAORA; OBE, 2017). O resíduo remanescente do processo de incineração consiste em matéria mineral amplamente conhecida como cinzas de fundo e cinzas volantes (KOWALSKI; KASINA; MICHALIK, 2016; YAKUBU et al., 2018). Essas cinzas correspondem a aproximadamente 10% em volume ou 20-30% em massa dos RSUs (LINO; ISMAIL, 2017). As cinzas de fundo são as mais importantes, pois compõem de 80-90% dos resíduos produzidos no processo, sendo o restante cinzas volantes e outros poluentes atmosféricos (LYNN; GHATAORA; OBE, 2017). As cinzas de fundo são incombustíveis e constituídas principalmente de óxidos de silício, ferro, cálcio, alumínio, sódio e potássio (OUDA; RAZA, 2014). Essas cinzas, após serem removidas da câmara de combustão principal, são arrefecidas e podem ser manuseadas em estado seco ou úmido e serem utilizadas como fertilizantes agrícolas, misturas para concreto e na indústria siderúrgica (BROWN, 2011; TSAKALOU et al., 2018). Por outro lado, as cinzas volantes, são classificadas como resíduo tóxico, devido ao alto teor de metais pesados e alta concentração de dioxinas (XIONG et al., 2014). Assim, essas cinzas, geralmente, são tratadas em fase seca separadamente das cinzas de fundo proveniente da câmara de combustão (YAKUBU et al., 2018).

Além disso, a incineração gera emissões de poluentes atmosféricos tóxicos que incluem: cinzas, fuligem, CO, hidrocarbonetos, óxidos de nitrogênio [principalmente óxido nítrico (NO) e dióxido de nitrogênio (NO₂)], óxidos de enxofre (SO_x, principalmente, o SO₂) e alguns gases ácidos (por exemplo, HCl) (BROWN, 2011; KOWALSKI; KASINA; MICHALIK, 2016; ZHANG; TAN; GERSBERG, 2010). Essas emissões, se não controlada, podem provocar impactos ambientais. Atualmente, tecnologias avançadas são utilizadas nas plantas de incineração de resíduos com o objetivo de reduzir e tratar as emissões para tornar o processo o mais seguro possível

(LINO; ISMAIL, 2017; OUDA; RAZA, 2014). O alto custo dessas tecnologias de proteção ambiental, que podem representar de 40% a 70% do custo total do projeto, juntamente com outros fatores, como ruído, odores e emissões fugitivas (por exemplo, poeira e detritos) são os fatores limitantes à expansão da técnica para muitas regiões (BROWN, 2011; OUDA; RAZA, 2014).

Alguns fatores influenciam na quantidade e composição dos resíduos (sólidos e gasosos) gerados no processo, como o tipo de incinerador, as condições dentro da câmara de combustão e o tipo de material que está sendo processado (HARRIS et al., 2015; JONES; HARRISON, 2016; KOWALSKI; KASINA; MICHALIK, 2016). No que diz respeito ao tipo de incinerador, esses podem ser categorizados como sistemas de grelha, queimadores de suspensão ou leitos fluidizados. As diferenças nessas unidades, relacionam-se, principalmente, com a velocidade das partículas do combustível (resíduos) e do gás (ar utilizado na combustão), bem como pela presença de um meio intermediário de transferência de calor (como no leito fluidizado) conforme detalhado a seguir (BROWN; BROWN, 2014).

Grelha: O sistema de grelha é o mais comum dos incineradores, nele os resíduos são transportados sobre uma grelha, por agitação mecânica, com o ar passando em fluxo perpendicular, onde ocorre a queima. Esse sistema é robusto em operação, os RSUs não necessitam de pré-tratamento e a maior parte da cinza cai no final da grelha móvel, embora algumas cinzas volantes apareçam nos gases de combustão. No entanto, raramente a eficiência de combustão é superior a 90% (BROWN; BROWN, 2014; WISSING; WIRTZ; SCHERER, 2017).

Queimadores de suspensão: Esse sistema suspende o combustível (resíduos) como pó fino (através de pulverizadores) em uma corrente de ar de elevação vertical. O processo irradia calor para um sistema de caldeiras que, por sua vez, pode ser utilizado na geração de energia. O processo possui eficiência de queima muitas vezes superior a 99% (BROWN; BROWN, 2014).

Leitos fluidizados: Nesse sistema, o ar é injetado pelo fundo do reator de combustão e suspende um leito de areia (ou outro material refratário granular), produzindo uma mistura turbulenta de ar e areia. As altas taxas de transferência de massa e calor permite que o sistema queime eficientemente uma variedade de combustíveis e opere em temperaturas mais baixas (na faixa de 850 °C), o que reduz a emissão de compostos nitrogenados (BROWN; BROWN, 2014).

Os três sistemas citados anteriormente são utilizados em plantas de *WTE*, porém, o sistema de grelha é o mais popular devido à simplicidade de operação (KALOGIROU, 2018). No Japão, por exemplo, 84% das instalações de *WTE* existentes, utilizam a tecnologia de combustão por grelha (KALOGIROU, 2018). No entanto, essa tecnologia requer amplo investimento inicial, o que muitas vezes torna a instalação inviável em países em desenvolvimento (HUANG; CHI; THEMELIS, 2013). Além disso, os resíduos gerados em países em desenvolvimento são diferentes dos produzidos em países desenvolvidos (como o Japão), visto que, geralmente, apresentam menor conteúdo energético (THEMELIS; MUSSCHE, 2013). Nos últimos anos, a tecnologia de leito fluidizado circulante vem sendo utilizada com sucesso no tratamento de RSU, principalmente na China, onde cerca de metade das unidades utilizam essa tecnologia (HUANG; CHI; THEMELIS, 2013).

Globalmente, a incineração de RSU é uma tendência crescente, especialmente em países densamente povoados (JI et al., 2016). Dentre os processos termoquímicos de tratamento de resíduos, a incineração é a opção mais madura, visto que vem sendo empregada no gerenciamento de resíduos de diversas cidades, principalmente em países desenvolvidos, e possui mais de 2000 unidades em operação em todo o mundo (KALOGIROU, 2018; OHNISHI et al., 2018; ROKNI, 2018). Em países como Dinamarca, Suécia e Japão, a incineração é utilizada para tratar cerca de 50, 54 e 79%, respectivamente, dos RSUs, sendo o Japão o país líder na utilização desse processo (MIAN et al., 2017). Na Europa, a incineração de RSU tem uma tradição de 150 anos e durante esse período foi regularmente confrontada com deficiências operacionais e ambientais. No entanto, a última geração de incineradores é

caracterizada por alta conversão química e tecnologias avançadas de controle de poluição (JI et al., 2016; TRINDADE et al., 2018).

3.4.2. Gaseificação

A gaseificação consiste em um processo de conversão térmica de materiais em um produto gasoso rico energeticamente, conhecido como gás de síntese (PANDEY et al., 2016; SHEHZAD; BASHIR; SETHUPATHI, 2016). Durante esse processo, o carbono, presente na matéria-prima, reage com uma quantidade limitada de um agente oxidante (O_2 puro, ar ou vapor) para produzir gás de síntese, matéria mineral (cinzas), alcatrões e outros compostos voláteis (BASSYOUNI et al., 2014; BURRA; GUPTA, 2018; LOPES et al., 2018; WILLIAMS, 2005). Por tratar-se de uma oxidação parcial dos resíduos, a quantidade de O_2 necessária para realização do processo é aproximadamente um terço da necessária para a combustão completa (PANDEY et al., 2016).

Durante o processo de gaseificação nota-se a ocorrência de quatro estágios sequenciais: secagem, pirólise, oxidação (combustão) e redução (SANSANIWAL et al., 2017; SRIVASTAVA, 2013). No entanto, para ocorrência de todas as etapas citadas anteriormente, o gaseificador deve ser construído com subdivisões que tenham áreas de troca térmica (seja por convecção ou radiação) que permitem que as reações de secagem e pirólise ocorram (LOPES et al., 2018). Um esquema resumido do processo de gaseificação é apresentado na Figura 3.3.

Inicialmente, os resíduos passam por um processo de secagem utilizando o calor proveniente das zonas inferiores do gaseificador (MARTIN et al., 2010; SANSANIWAL et al., 2017). A secagem acontece em temperaturas entre 25 e 110 °C onde ocorre a eliminação da H_2O (Eq. 3.1) (BROWN, 2011; LOPES et al., 2018).



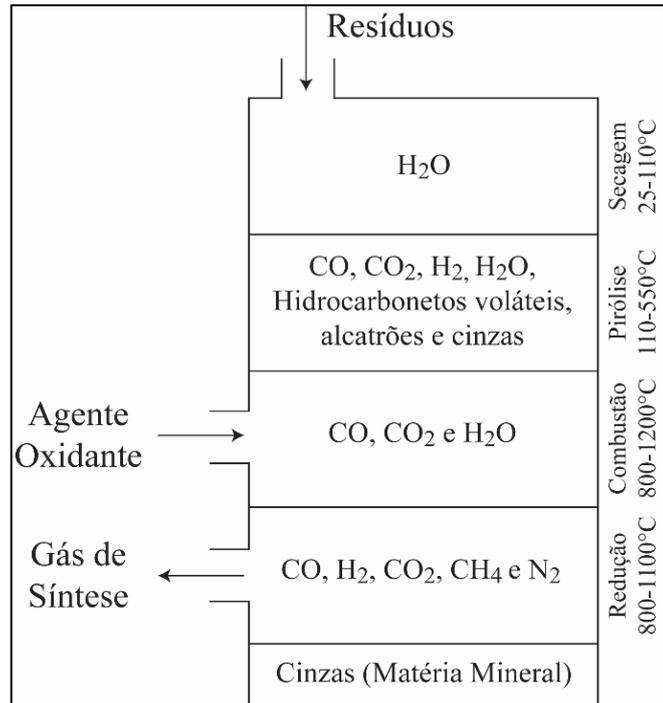
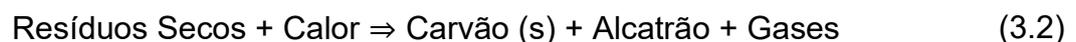


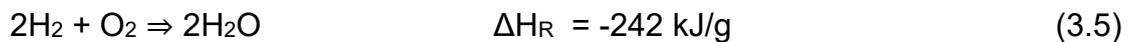
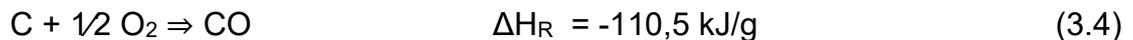
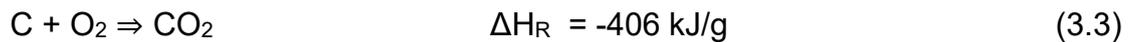
Figura 3.3. Esquema geral dos processos que ocorrem durante a gaseificação de resíduos.

Fonte: SANSANIWAL et al., 2017; SRIVASTAVA, 2013.

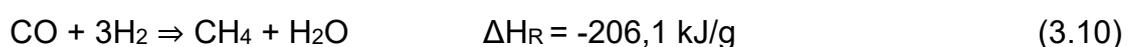
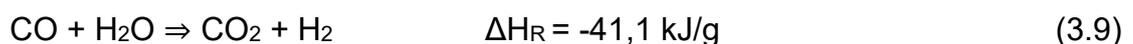
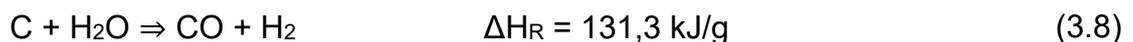
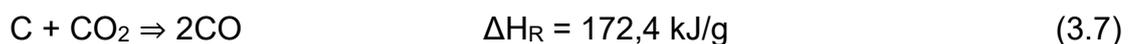
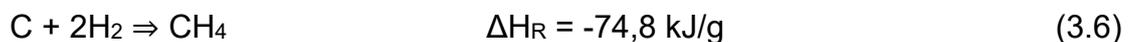
Em seguida ocorre a pirólise, na ausência de O₂, em temperaturas entre 110 e 550 °C, com ápice do processo na faixa entre 400-500 °C (BROWN, 2011; SANSANIWAL et al., 2017). Nessa etapa do processo, até 80% em massa dos resíduos podem ser convertidos em produtos intermediários do gás de síntese (CO, CO₂, hidrogênio (H₂) e hidrocarbonetos leves) e condensáveis leves como a água (BROWN, 2011; BROWN; BROWN, 2014; LOPES et al., 2018). A etapa de pirólise é um processo endotérmico, mostrado na Eq. 3.2, que utiliza a energia gerada na etapa de oxidação (MARTIN et al., 2010; SANSANIWAL et al., 2017; SRIVASTAVA, 2013). O percentual de conversão de cada produto intermediário depende de alguns fatores, como a composição química do combustível (resíduos), a taxa de aquecimento e a temperatura alcançada no reator (BROWN; BROWN, 2014).



O terceiro estágio do processo é a combustão, no qual ocorre a entrada do agente oxidante (MARTIN et al., 2010; SANSANIWAL et al., 2017; SRIVASTAVA, 2013). As reações desta etapa são altamente exotérmicas [possuem entalpia de reação (ΔH_R) negativa, pois a energia final dos produtos é menor que a energia inicial dos reagentes]. Desta forma, essas reações liberam o calor necessário para que as reações endotérmicas [possuem entalpia de reação (ΔH_R) positiva, pois a energia final dos produtos é maior que a energia inicial dos reagentes] presentes nos outros estágios ocorram (MARTIN et al., 2010). Além disso, por tratarem-se de reações exotérmicas, a temperatura do meio aumenta consideravelmente e varia entre 800 e 1200 °C (MARTIN et al., 2010; SANSANIWAL et al., 2017). Nesta faixa, os resíduos reagem com o O₂ para produção de CO₂ (Eq. 3.3) e CO (Eq. 3.4). Além disso, H₂ reage com o O₂, produzindo vapor de H₂O (Eq. 3.5) (BROWN; BROWN, 2014; LORA et al., 2012; SANSANIWAL et al., 2017).



Por fim, ocorre a etapa de redução, caracterizada pela formação dos componentes combustíveis do gás de síntese na ausência de O₂ (MARTIN et al., 2010). Desta forma, os gases quentes, provenientes das etapas anteriores, são reduzidos, produzindo CO, H₂ e CH₄ (SANSANIWAL et al., 2017). As reações típicas para a zona de redução são descritas nas Eq. de 3.6 a 3.10 (BROWN; BROWN, 2014; QUITETE; SOUZA, 2014; SANSANIWAL et al., 2017).



O gás de síntese é o produto final do processo citado acima, composto predominantemente por CO e H₂ e por quantidades menores de CO₂, CH₄, N₂ e traços de outros hidrocarbonetos (ARAFAT; JIJAKLI, 2013; BURRA; GUPTA, 2018; FERNANDEZ-LOPEZ et al., 2017; LI et al., 2017b; MAYA et al., 2016; SHEHZAD; BASHIR; SETHUPATHI, 2016; WILLIAMS, 2005). A presença e o percentual desses compostos no gás de síntese estão relacionados com fatores intrínsecos ao processo, tais como, temperatura, o tipo de resíduo utilizado como matéria-prima e ao agente oxidante utilizado (FERNANDEZ-LOPEZ et al., 2017). A escolha da fonte de O₂, para promover a oxidação dos resíduos, influenciará diretamente no poder calorífico do gás de síntese produzido (BASSYOUNI et al., 2014; BURRA; GUPTA, 2018). Por exemplo, quando o ar é utilizado, observa-se a presença de gás nitrogênio (N₂) e um poder calorífico reduzido no gás de síntese, na região de 4-6 MJ/m³. Enquanto que, na gaseificação com O₂ puro, o poder calorífico do gás é superior e encontra-se na faixa de 10-15 MJ/m³ (WILLIAMS, 2005).

Além dos gases de interesse, o gás de síntese pode conter impurezas como: amônia (NH₃), ácido cianídrico (HCN), ácido sulfídrico (H₂S), ácido clorídrico (HCl), NO_x, SO_x, metais, hidrocarbonetos orgânicos (incluindo o alcatrão) e material particulado (BROWN, 2011). Essas impurezas podem diminuir a eficiência do processo do mesmo modo que podem promover corrosões e incrustações nas tubulações (WOOLCOCK; BROWN, 2013). Desta forma, em aplicações que demandam gás de síntese com determinado grau de pureza, uma ou mais etapas de purificação devem ser adicionadas ao processo (BROWN, 2011; KUMAR; JONES; HANNA, 2009).

O gás de síntese pode ser utilizado diretamente como combustível gasoso ou em caldeiras, para produção de energia (vapor e/ou eletricidade) (KUO; WU; CHEN, 2014; LIU et al., 2016; YOUNG, 2010). Também pode ser utilizado na síntese de combustíveis líquidos, tais como metanol, diesel, dimetil éter, entre outros, bem como na produção de produtos químicos (KUO; WU; CHEN, 2014; YOUNG, 2010). No entanto, a síntese desses combustíveis e produtos químicos, via gás de síntese,

apesar de possível, não é muito explorada. Isto ocorre, principalmente, devido à fácil produção dos mesmos a partir de combustíveis fósseis (MAYA et al., 2016). Na Figura 3.4., são observados os principais produtos que podem ser obtidos utilizando o gás de síntese, produzido nesse processo, como matéria-prima.

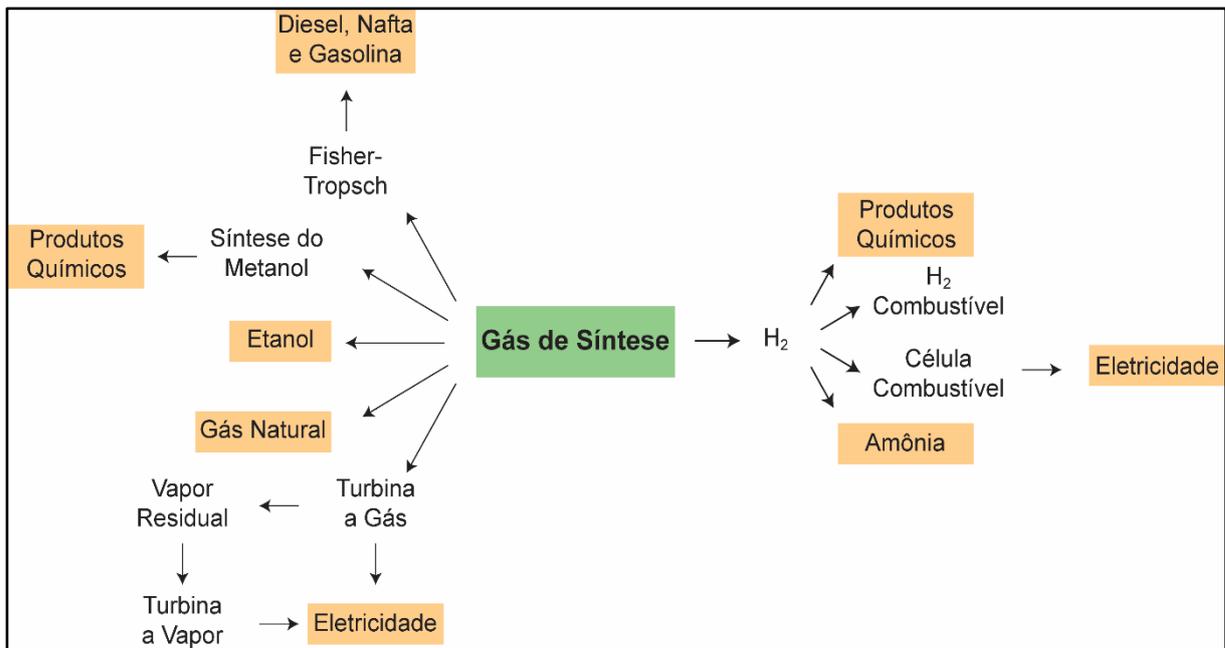


Figura 3.4. Principais formas de utilização do gás de síntese como fonte de energia ou matéria-prima para produção de produtos químicos.

Fonte: YOUNG, 2010.

No fundo do reator de gaseificação podem ficar retidas cinzas e/ou escórias e metais, resíduos que são formados dependendo da temperatura utilizada no processo. Esses resíduos consistem no principal problema ambiental desta técnica de tratamento de resíduos e são normalmente dispostos em aterros sanitários (YOUNG, 2010).

Nos últimos anos, diversos estudos têm sido desenvolvidos com o objetivo de melhorar a eficiência deste processo e produzir um gás de síntese com a composição desejada (LIU et al., 2016). Um processo de maior eficiência pode ocorrer através da alteração de condições operacionais que o torne mais rentável e com melhor desempenho ambiental (COUTO; SILVA; ROUBOA, 2016b). No entanto, estudos são

necessários para investigar o uso final e a produção de energia a partir do gás de síntese (LOMBARDI; CARNEVALE; CORTI, 2015).

A configuração do gaseificador utilizado no processo pode contribuir para um melhor desempenho energético e ambiental. As características do gaseificador, juntamente com a composição dos resíduos e as condições operacionais, podem originar alcatrões, hidrocarbonetos gasosos e carvão, os quais são resultados da gaseificação incompleta dos resíduos (FERNANDEZ-LOPEZ et al., 2017; WILLIAMS, 2005). Desta forma, a aplicação do produto final, assim como as condições requeridas para o gás, são os fatores que determinam o tipo de gaseificador que deve ser empregado (LORA et al., 2012). Embora muitas formas possam ser usadas para classificar os gaseificadores, esses geralmente são classificados em seis tipos: (i) leito fixo concorrente, (ii) leito fixo contracorrente, (iii) leito fixo de fluxo cruzado, (iv) leito fluidizado borbulhante, (v) leito fluidizado circulante e (vi) leito de arraste (BROWN, 2011; BROWN; BROWN, 2014; LORA et al., 2012; SANSANIWAL et al., 2017; SPEIGHT, 2013; SRIVASTAVA, 2013). Tal classificação é baseada na direção do fluxo do agente oxidante em relação ao fluxo dos resíduos, bem como no tipo de fornecimento de energia ao reator (LORA et al., 2012).

Embora a gaseificação ainda esteja nos estágios iniciais de desenvolvimento, a técnica é uma alternativa viável para o tratamento de resíduos sólidos urbanos com recuperação de energia (ARENA, 2012; ROKNI, 2018). O desempenho ambiental é uma das principais vantagens desta tecnologia, visto que os testes de emissões indicam que a gaseificação é capaz de atender aos limites de emissões existentes (ARENA, 2012). No entanto, o processo ainda enfrenta alguns problemas técnicos e econômicos, principalmente relacionados (i) à natureza altamente heterogênea dos resíduos, (ii) ao número relativamente limitado de plantas existentes mundialmente e (iii) aos altos custos (ARENA, 2012; HU et al., 2017; MAYA et al., 2016).

O aspecto econômico é, provavelmente, o fator mais relevante para uma inserção significativa deste processo no mercado de *WTE*, uma vez que os custos

operacionais, e de capital, são maiores que as atuais tecnologias de incineração (na ordem de 10%) (ARENA, 2012; HU et al., 2017; MAYA et al., 2016). Além disso, em relação aos problemas técnicos, o maior desafio é a limpeza do gás de síntese, que deve tornar-se mais eficiente e econômica, a fim de atender às especificações técnicas (ARENA, 2012).

Informações sobre o número atual de plantas de *WTE* baseadas no processo de gaseificação são escassas. Em 2012, Arena (2012) descreveu que existiam, aproximadamente, 100 plantas com operação contínua bem-sucedida, localizadas principalmente no Japão e, em menor número, na Coreia do Sul e na Europa. No entanto, informações detalhadas sobre a operação e desempenho destas unidades não são comumente relatadas, principalmente porque muitas tecnologias de gaseificação estão em fase de desenvolvimento ou piloto (LOMBARDI; CARNEVALE; CORTI, 2015). As empresas que atualmente operam gaseificadores de RSU em escala comercial são principalmente: AlterNRG, Ebara, EnEco, Energos, Entech Hitachi Zosen, JFE, Thermoselect, Kobelco, Mitsui, Nippon Steel Engineering, OE Gasification, Plasco Energy Group e Takuma (ARENA, 2012; KLINGHOFFER; CASTALDI, 2013).

3.4.3. Pirólise

A pirólise consiste na decomposição termoquímica dos resíduos na ausência de O_2 em temperaturas elevadas (entre 300 e 800 °C) (ANSAH; WANG; SHAHBAZI, 2016; BROWN, 2011; CZAJCZYŃSKA et al., 2017; DAS; TIWARI, 2018; MOYA et al., 2017). O processo pode resultar na formação de um resíduo sólido rico em carbono (carvão), um líquido semelhante a um óleo (bio-óleo) e uma mistura de gases (gás de síntese) que são fontes alternativas de geração de energia (ANSAH; WANG; SHAHBAZI, 2016; BALAT et al., 2009; TRIPATHY; PANIGRAHI; PANIGRAHI, 2016).

Os materiais presentes nos resíduos sólidos urbanos são normalmente constituídos por compostos químicos complexos de cadeias longas que, durante o

processo de pirólise, são rompidos e produzem cadeias menores e de baixo peso molecular (WILLIAMS, 2005). Os mecanismos de degradação térmica dos resíduos são complexos mas, de uma forma genérica, o processo de pirólise pode ser expresso pela Eq. 3.11 (CHEN et al., 2015; WILLIAMS, 2005).



Uma das principais vantagens desta técnica é a flexibilidade, visto que modificações operacionais podem produzir combinações distintas de produtos (CZAJCZYŃSKA et al., 2017). Desta forma, a variação de parâmetros, tais como a taxa de aquecimento, a temperatura, o tempo e a maneira como os produtos são resfriados, irá determinar qual será a proporção de carvão, bio-óleo e gás de síntese gerada no processo (BROWN; BROWN, 2014). Os três produtos sempre serão produzidos, o que muda é a proporção dos mesmos, sendo que a temperatura e a taxa de aquecimento são os principais fatores influenciadores (BALAT et al., 2009; BRIDGWATER, 2012; CHEN et al., 2015; WILLIAMS, 2005). A maximização de formação de cada produto está descrita no Quadro 3.1. (BALAT et al., 2009).

Quadro 3.1. A maximização de formação de cada produto do processo de pirólise.

Produto majoritário	Condições
Carvão	<ul style="list-style-type: none"> • Baixa temperatura • Baixa taxa de aquecimento
Bio-óleo	<ul style="list-style-type: none"> • Baixa temperatura • Alta taxa de aquecimento • Curto tempo de residência
Gás de síntese	<ul style="list-style-type: none"> • Alta temperatura • Baixa taxa de aquecimento • Tempo de residência prolongado

Fonte: BALAT et al., 2009.

A pirólise pode receber diferentes denominações, considerando as condições operacionais e os produtos gerados, no entanto, a presente revisão abordará a classificação em quatro classes: pirólise muito lenta, pirólise lenta, pirólise rápida e

pirólise instantânea (BAHNG et al., 2009; BALAT et al., 2009; CZAJCZYŃSKA et al., 2017).

A pirólise muito lenta é caracterizada por baixas taxas de aquecimento (aproximadamente $0,1 - 1 \text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{s}^{-1}$), temperaturas de aproximadamente $400 \text{ }^\circ\text{C}$ e alto tempo de permanência no reator (pode durar dias) (BAHNG et al., 2009; SHARMA; PAREEK; ZHANG, 2015; WILLIAMS, 2005). Estas condições operacionais maximizam a formação de carvão (BAHNG et al., 2009).

A pirólise lenta ocorre sob uma taxa de aquecimento moderada, temperaturas menores que $600 \text{ }^\circ\text{C}$ e tempo médio de permanência no reator de 10 s a 10 min (WILLIAMS, 2005). Estas condições permitem a produção de produtos sólidos, líquidos e gasosos em proporções semelhantes (BALAT et al., 2009; CHHABRA; SHASTRI; BHATTACHARYA, 2016; DEMIRBAS; ARIN, 2002).

O processo de pirólise rápida é o mais utilizado e visa à produção majoritária de produto líquido (bio-óleo) (CHEN et al., 2015). Esse processo requer uma alta taxa de aquecimento (cerca de $10\text{-}200 \text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{s}^{-1}$), temperatura de operação menor ou próxima dos $600 \text{ }^\circ\text{C}$ e tempos de contato curto (BAHNG et al., 2009; CHHABRA; SHASTRI; BHATTACHARYA, 2016; DEMIRBAS; ARIN, 2002; SHARMA; PAREEK; ZHANG, 2015). Nesse tipo de processo, os resíduos se decompõem rapidamente formando gases e vapores que após o arrefecimento e condensação resultam no bio-óleo (BALAT et al., 2009; BRIDGWATER, 2012; CHHABRA; SHASTRI; BHATTACHARYA, 2016). O mesmo processo pode ser utilizado para maximizar a formação de gás, no entanto, deve ocorrer em temperaturas mais elevadas (acima dos $700 \text{ }^\circ\text{C}$) (WILLIAMS, 2005). A pirólise instantânea é considerada um melhoramento do processo rápido. O processo ocorre a altíssimas taxas de aquecimento ($> 1000 \text{ }^\circ\text{C}\cdot\text{s}^{-1}$) e em pouquíssimos segundos (BAHNG et al., 2009). As condições estabelecidas favorecem formação de gás (WILLIAMS, 2005).

Dentre os produtos possíveis de se obter por pirólise, o bio-óleo e o gás de síntese apresentam maior interesse comercial e científico, pois são mais valiosos que o carvão (CHEN et al., 2015). No entanto, o carvão produzido pelo processo de pirólise pode ser utilizado diretamente como combustível, fortificante de solo e como carvão ativado, para aplicações industriais (BALAT et al., 2009; SHARMA; PAREEK; ZHANG, 2015). Entretanto, este produto, obtido a partir de RSU, apresenta poder calorífico em torno de 19 MJ/kg enquanto que, o carvão fóssil (betuminoso), apresenta aproximadamente 30 MJ/kg (WILLIAMS, 2005).

O gás de síntese, resultante deste processo, é constituído principalmente de CO₂, CO, H₂, CH₄ e menores concentrações de outros gases de hidrocarbonetos (WILLIAMS, 2005). Conforme discutido na Figura 3.4., o gás de síntese pode ser utilizado na produção de solventes, tais como acetona e metanol, bem como hidrocarbonetos e na geração de eletricidade (BALAT et al., 2009; SHARMA; PAREEK; ZHANG, 2015). O gás produzido a partir de RSU apresenta poder calorífico de aproximadamente 18 MJ/m³, o que permite que seja utilizado como fonte de energia para o processo de pirólise, no entanto, por comparação, o valor calorífico do gás natural é de cerca de 37 MJ/m³ (WILLIAMS, 2005).

O bio-óleo pode ser utilizado na produção de diferentes produtos químicos, devido à alta gama de compostos encontrados neste produto, como combustível de motor, ou em caldeira para geração de calor e eletricidade (BALAT et al., 2009; SHARMA; PAREEK; ZHANG, 2015; WILLIAMS, 2005). A vantagem deste produto é que, por ser líquido, pode ser facilmente transportado e processado separadamente da planta de pirólise (WILLIAMS, 2005).

A técnica de pirólise é capaz de tratar diferentes tipos de resíduos, incluindo resíduos industriais e domésticos, e de utilizar os produtos (gás ou óleo) para fornecer energia necessária para o processo (CZAJCZYŃSKA et al., 2017; DAS; TIWARI, 2018; WILLIAMS, 2005). Outra vantagem da técnica é a possibilidade de instalação de plantas menores, capazes de suprir a necessidade de tratamento de resíduos de

uma ou mais cidades, o que elimina a necessidade de transporte dos resíduos a longas distâncias (CHEN et al., 2015).

Por outro lado, a maior desvantagem da técnica, no quesito tratamento de resíduos sólidos, é a heterogeneidade dos mesmos, o que dificulta a definição dos parâmetros operacionais e consequente necessidade de pré-tratamento, para adequação da matéria-prima ao processo, como a remoção da umidade (ANSAH; WANG; SHAHBAZI, 2016; MOYA et al., 2017; YOUNAN; GOETHEM; STEFANIDIS, 2016). Estudos sobre o impacto ambiental da técnica aplicada no tratamento de RSU ainda são limitados e dificultam o desenvolvimento da técnica para este fim (CHEN et al., 2015; YOUNAN; GOETHEM; STEFANIDIS, 2016). Além disso, o alto consumo de energia do processo limita a utilização da técnica em grande escala (DAS; TIWARI, 2018).

Desta forma, o sucesso do processo de pirólise depende, principalmente, da escolha correta dos resíduos e da definição das melhores condições operacionais do processo. Além disso, a configuração do reator também deve ser um ponto a ser considerado, pois este consiste no conversor efetivo dos resíduos nos produtos com potencial energético (CHEN et al., 2015; CZAJCZYŃSKA et al., 2017). Inúmeros modelos de reatores foram desenvolvidos com o objetivo de melhorar a eficiência de conversão, sendo que os sistemas mais comuns são os de leito fixo, leito fluidizado, forno rotativo, micro-ondas e plasma (CZAJCZYŃSKA et al., 2017; DEMIRBAS; ARIN, 2002).

Embora o processo de pirólise em uma única etapa seja muito atraente do ponto de vista econômico, a pirólise combinada com a tecnologia de gaseificação pode apresentar bons resultados, aumentando o rendimento e melhorando as características dos gases (CHEN et al., 2014; VESES et al., 2020). Por outro lado, a adição de catalisadores ao processo de pirólise pode melhorar o rendimento do bio-óleo e suas características (MUHAMMAD; ONWUDILI; WILLIAMS, 2015; VESES et al., 2020). A pirólise catalítica normalmente aumenta a estabilidade do bio-óleo, além do

seu conteúdo de hidrocarbonetos, bem como diminui a quantidade de compostos oxigenados (MAYER et al., 2018; VESES et al., 2020). A presença de compostos oxigenados está diretamente relacionado com o poder calorífico do bio-óleo, pois as ligações carbono-oxigênio não liberam energia durante a combustão, além disso, esse compostos diminuem a estabilidade, aumentam a viscosidade e tornam os óleos corrosivos (GANDIDI; SUSILA; PAMBUDI, 2017; MISKOLCZI; ATEŞ; BORSODI, 2013; RAYMUNDO et al., 2019).

Diversos catalisadores têm sido estudados na pirólise catalítica de RSU a fim de melhorar as características e diminuir a quantidade de compostos oxigenados, como: Y-zeólita, β -zeólita, catalisador Ni-Mo, HZSM-5 e $\text{Al}(\text{OH})_3$ (ATEŞ; MISKOLCZI; BORSODI, 2013). As zeólitas estão entre os catalisadores mais comumente usados por causa de sua excelente atividade catalítica, alta estabilidade térmica e química, alta superfície de contato devido à superfície altamente porosa e também por causa da estrutura microporosa de dimensões moleculares que garante uma superfície interna muito maior do que a superfície externa (MAYER et al., 2018; MULLEN et al., 2018). Um reator de duplo estágio pode ser utilizado na pirólise catalítica (MUHAMMAD; ONWUDILI; WILLIAMS, 2015; SERRANO; AGUADO; ESCOLA, 2012). As principais vantagens incluem maior controle e otimização da temperatura para cada estágio do processo, proteção do catalisador contra o transporte de partículas que podem fazer a desativação, e facilidade de reciclagem do catalisador usado (MUHAMMAD; ONWUDILI; WILLIAMS, 2015).

Nos últimos anos o processo de pirólise de RSU tem sido desenvolvido cada vez mais, porém, as instalações ainda estão em nível de pesquisa e escala piloto (LOMBARDI; CARNEVALE; CORTI, 2015). Atualmente, existem algumas plantas que incorporaram o processo de pirólise para degradar especificamente o lixo municipal. Um exemplo é a planta localizada em Burgau, na Alemanha, a qual processa cerca de 38 mil toneladas por ano de RSU e lodo de esgoto. A pirólise ocorre a cerca de 500 °C em um forno rotativo, que é indiretamente aquecido por uma porção do gás de síntese gerado (aproximadamente 20%) (LOMBARDI; CARNEVALE; CORTI, 2015).

3.5. Tecnologias Bioquímicas

Os processos de conversão bioquímica normalmente são preferidos para os resíduos com alta porcentagem de matéria orgânica biodegradável e alto teor de umidade (KUMAR; SAMADDER, 2017; MATSAKAS et al., 2017). Estes processos utilizam micro-organismos diversos e enzimas para decompor os resíduos em substâncias mais simples (BEYENE; WERKNEH; AMBAYE, 2018). Com isto, as principais opções tecnológicas para recuperação de energia por processos bioquímicos são: a DA e os aterros sanitários com recuperação de gás, conforme visto na Figura 3.2. (DHAR; KUMAR; KUMAR, 2017; KUMAR; SAMADDER, 2017). O processo de degradação dos resíduos é semelhante entre os dois processos e a diferença é que o processo de DA ocorre em um reator fechado, com parâmetros de processo controlados e otimizados para a produção de biogás, enquanto que, nos aterros, tal processo ocorre de forma natural e, conseqüentemente, em um tempo mais longo (TANIGAWA, 2017; WILLIAMS, 2005).

3.5.1. Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo de *WTE* utilizado no tratamento de diferentes tipos de resíduos orgânicos como RSU, esgotos e lodos ativados, resíduos agroindustriais, efluentes da pecuária, entre outros (BAREDAR et al., 2016; DA ROS et al., 2017). A utilização desta técnica no tratamento de resíduos orgânicos aumentou consideravelmente nos últimos anos globalmente, com uma taxa de crescimento anual de 25% (APPELS et al., 2011; BAREDAR et al., 2016).

A aplicação desse processo no tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) tem aumentado, principalmente, devido à introdução da coleta seletiva e da instalação de plantas de separação mecânica dos resíduos alimentares (APPELS et al., 2011; DONG; ZHENHONG; YONGMING, 2010). A fração orgânica dos RSU é constituída em grande parte por restos de comida, portanto, possui alto teor de umidade, alta biodegradabilidade e conteúdo de nutrientes

podendo ser facilmente empregada no processo de DA (MAO et al., 2015; ZHANG; LEE; JAHNG, 2011). Atualmente existem muitas tecnologias que utilizam todas as frações de resíduos presentes nos RSUs em processos de DA. Porém, o rendimento destes processos é inferior ao processo que utiliza apenas a fração orgânica em virtude da composição dos resíduos (MAO et al., 2015; MATSAKAS et al., 2017).

A degradação da matéria orgânica biodegradável é realizada por uma rica biodiversidade de micro-organismos. Esse processo resulta numa valiosa mistura de gases de alto valor energético, chamada biogás. O biogás é constituído de 55 a 70% de CH₄, 30 a 45% de CO₂ e traços de outros gases, como ácido sulfídrico (H₂S), H₂ e N₂ (AGUSTINI et al., 2018; APPELS et al., 2011; KUMAR; SAMADDER, 2017; LI; PARK; ZHU, 2011; ZHANG et al., 2018). Além da produção de biogás, o processo de DA resulta na produção de um digestato (sólido ou líquido dependo do substrato utilizado), o qual necessita de tratamento, por incineração ou aterro sanitário (TANIGAWA, 2017; XIN; MA; LIU, 2018). No entanto, estudos têm demonstrado que, dependendo das características do digestato, o mesmo pode ser utilizado como fertilizante ou condicionador de solo, pois normalmente apresenta uma composição rica em nutrientes (FITAMO et al., 2016; LEIVA; KOUPAIE; ESKICIOGLU, 2014; MOODY et al., 2009; PELLERA; GIDARAKOS, 2017).

O biogás produzido consiste em um meio viável de fornecer energia renovável de forma contínua, podendo ser utilizado na geração de calor e eletricidade ou, ainda, como combustível para veículos (DHAR; KUMAR; KUMAR, 2017; LEIVA; KOUPAIE; ESKICIOGLU, 2014; MAO et al., 2015). O biogás produzido normalmente é utilizado em instalações que geram simultaneamente calor e eletricidade, com eficiência elétrica de, aproximadamente, 33% e térmica de 45% (APPELS et al., 2011).

O processo de degradação dos resíduos em biogás ocorre por uma série de etapas subsequentes, cada uma catalisada por diferentes consórcios de micro-organismos, que estão resumidas na Figura 3.5. (DAS NEVES; CONVERTI; PENNA, 2009; KUMAR; SAMADDER, 2017; MATSAKAS et al., 2017; ZHANG et al., 2014).

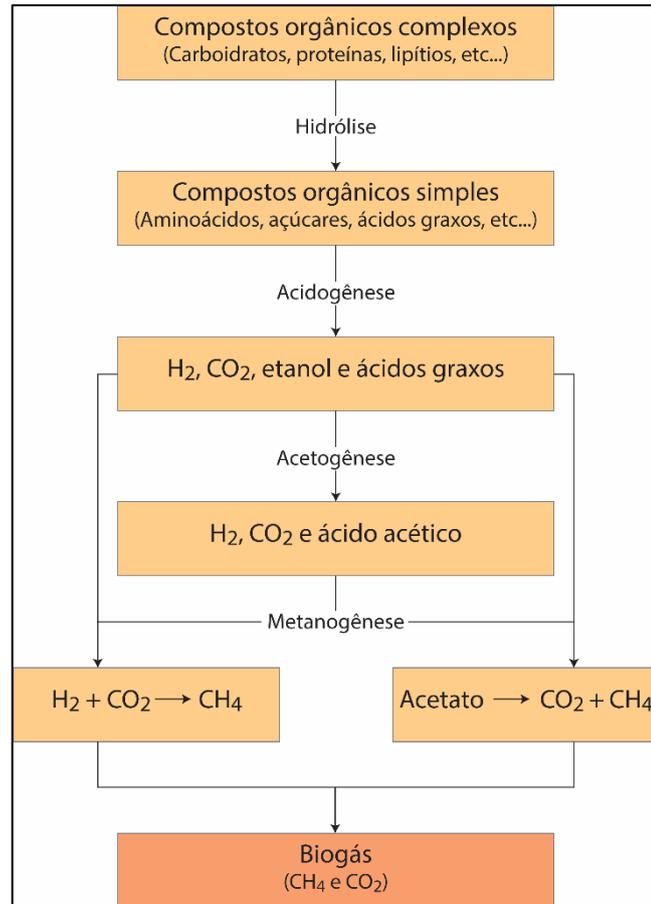


Figura 3.5. Etapas do processo de degradação anaeróbia.

Fonte: ZHANG et al., 2014.

O estágio inicial é conhecido como hidrólise e, nesta etapa, os compostos orgânicos complexos (carboidratos, proteínas e gorduras) são decompostos em moléculas mais simples (ácidos graxos, monossacarídeos, aminoácidos), pela atividade de micro-organismos hidrolíticos aeróbios, anaeróbios ou facultativos. Após, ocorre a etapa de acidogênese, na qual micro-organismos acidogênicos fermentam os compostos solúveis, criados a partir da hidrólise, e produzem H_2 , CO_2 , etanol e ácidos orgânicos voláteis de baixo peso molecular (ácidos acético, propiônico e butírico). O terceiro estágio é a acetogênese, no qual bactérias acetogênicas digerem os produtos da etapa anterior e produzem ácido acético, assim como CO_2 e H_2 . Por fim, o último estágio é a metanogênese, na qual ocorre a formação de CH_4 e CO_2 e outros gases traços a partir dos produtos intermediários (ácido acético, H_2 e CO_2), por

Archaeas metanogênicas (DAS NEVES; CONVERTI; PENNA, 2009; KUMAR; SAMADDER, 2017; WILLIAMS, 2005). Há duas classes predominantes de Archaeas nesta etapa do processo: (i) as acetoclásticas, as quais produzem CH_4 e CO_2 , a partir do ácido acético e (ii) as hidrogenotróficas, responsáveis pela redução do CO_2 , utilizando H_2 com geração de CH_4 (DAS NEVES; CONVERTI; PENNA, 2009).

Dentre as etapas citadas anteriormente, a hidrólise é a etapa mais restritiva do processo da digestão anaeróbia, pois é necessário que a matéria orgânica esteja disponível aos micro-organismos para que haja a otimização na taxa de produção de biogás (BALA; GAUTAM; MONDAL, 2018; BARENDAR et al., 2016). A otimização da fase de hidrólise e, conseqüentemente, da produção de biogás pode ser atingida através de técnicas de pré-tratamento dos resíduos orgânicos, entre elas, a incorporação de aditivos à suspensão, os quais facilitam o processo de digestão pelos micro-organismos, ou a variação dos parâmetros operacionais (BARENDAR et al., 2016; MAO et al., 2015; YADVIKA et al., 2004).

Os métodos de pré-tratamento são de extrema importância na obtenção de taxas elevadas de produção de biogás, pois tornam a matéria orgânica mais acessível aos micro-organismos (APPELS et al., 2011; BARENDAR et al., 2016). Na literatura, são descritas diferentes técnicas térmicas, químicas, biológicas e mecânicas de pré-tratamento, no entanto, as técnicas mecânicas são as mais utilizadas no tratamento da FORSU (BARENDAR et al., 2016).

Além do mais, a composição da comunidade microbiana de todas as etapas é crucial para a geração eficiente de biogás. A comunidade microbiana é influenciada pelo inóculo usado para alimentar o sistema de DA. As características do inóculo influenciam o processo de DA, pois sua composição microbiana contém diferentes grupos tróficos de organismos simbióticos que são responsáveis por cada uma das etapas de processamento. O inóculo também apresenta características físico-químicas (pH, ácidos graxos voláteis, alcalinidade, entre outras), hidrodinâmicas (sedimentabilidade) e microbiológicas (atividade hidrolítica, acidogênica e

metanogênica) distintas e que são importantes para a otimização do processo de produção de biogás por DA (MA et al., 2013; PARRA-OROBIO et al., 2018).

A variação de parâmetros, tais como: temperatura, pH, teor de nutrientes, relação carbono/nitrogênio (C/N), também podem influenciar na eficiência dos sistemas de digestão anaeróbia (PELLERA; GIDARAKOS, 2017). Assim, definir as condições ótimas destes parâmetros é um desafio nestes sistemas, e podem ser determinadas, por exemplo, através de modelos matemáticos (APPELS et al., 2011; PELLERA; GIDARAKOS, 2017).

Atualmente, observa-se um aumento na utilização da codigestão, a qual consiste na combinação de diferentes tipos de resíduos com características distintas, mas complementares, que permite uma digestão simultânea (LEIVA; KOUPAIE; ESKICIOGLU, 2014; PELLERA; GIDARAKOS, 2017). As vantagens deste processo incluem: melhor equilíbrio de nutrientes, diluição de eventuais compostos potencialmente tóxicos, ajuste do teor de umidade e pH, bem como ampliação da faixa de micro-organismos participantes do processo (PELLERA; GIDARAKOS, 2017).

3.5.1.1. Classificação dos Processos de Digestão Anaeróbia

Os processos de DA podem ser classificados de acordo com suas características, conforme apresentado a seguir (DE BAERE; MATTHEEUWS, 2008; JANSEN, 2011; LI; PARK; ZHU, 2011).

Seca versus úmida: Esta classificação é baseada na concentração de sólidos totais (ST) utilizado no processo de digestão e assim, a tecnologia úmida consiste no tratamento de material com quantidade de ST inferior a 15%, enquanto que a seca utiliza substrato com maior percentual de ST (DE BAERE; MATTHEEUWS, 2008; LI; PARK; ZHU, 2011; MOYA et al., 2017). Comparando as duas metodologias observa-se algumas vantagens da DA seca em relação à úmida, tais como: menor energia de entrada para aquecimento e mistura, menor geração de águas residuais e um

digestato com baixo teor de umidade (ANGELONIDI; SMITH, 2015; ARELLI et al., 2018). Por outro lado, esse processo está mais suscetível a ação de compostos inibitórios (como ácidos orgânicos ou amônia) devido ao baixo teor de umidade, visto que em processos úmidos a água (por diluição) diminui a concentração desses compostos (JANSEN, 2011; LI et al., 2018).

Temperatura: Em relação ao efeito da temperatura, o processo pode ocorrer sob condições psicofílicas, com temperaturas que variam entre 15 e 21 °C, mesofílicas, com temperaturas entre 25 e 35 °C ou termofílicas, com faixa de temperatura de 45 a 60 °C (GIONGO et al., 2020; MATSAKAS et al., 2017). Geralmente, as condições termofílicas são consideradas mais favoráveis, pois resultam em digestão mais rápida e maior produção de metano (MAO et al., 2015; MATSAKAS et al., 2017). Porém, o processo termofílico é mais difícil de operar, pois há a necessidade de aquecimento o que resulta em custo extra ao tratamento, e além disso, sob essas condições pode ocorrer a acidificação do processo inibindo a produção de biogás (JANSEN, 2011; MAO et al., 2015). Apesar dos processos mesofílicos e termofílicos serem os mais aplicados, o processo psicofílico é ideal para o tratamento de resíduos em regiões com clima subtropical, onde flutuações de temperatura noturna e entre as estações do ano são comuns (GIONGO et al., 2020).

Continuidade: Os reatores de digestão anaeróbia podem ter um processamento em batelada, onde o substrato é alimentado uma única vez e fica retido por um tempo até que o processo termine, ou contínuo, no qual os resíduos são alimentados continuamente. No processo contínuo a produção de biogás é constante ao longo do tempo enquanto no sistema em batelada isto não ocorre, ou seja, há picos de produção (CHANG; PIRES, 2015).

Estágios: Com relação ao número de estágios, o processo normalmente é classificado em um ou dois estágios. No processo de único estágio todas as etapas ocorrem em um mesmo reator enquanto na DA em dois estágios as etapas de hidrólise/acidogênese ocorrem em um reator, e a acetogênese/metanogênese em

outro. No sistema de dois estágios, há a presença de diferentes micro-organismos e diferentes condições de operação para cada reator (ACHINAS; ACHINAS; EUVERINK, 2017; DE BAERE; MATTHEEUWS, 2008). Esse processo pode aumentar a taxa de conversão de material orgânico em metano, porém o custo desse sistema é uma desvantagem significativa (DE BAERE; MATTHEEUWS, 2008; LI et al., 2018).

Nota-se que o emprego de DA tem muitos benefícios, incluindo a produção de biogás, o qual consiste em uma fonte de energia renovável, a sua capacidade de tratar biomassa com alto teor de umidade, a opção de recuperação de nutrientes e o baixo consumo de energia (APPELS et al., 2011; BEYENE; WERKNEH; AMBAYE, 2018; SHAHRIARI et al., 2012). Além disso, tal tecnologia é viável em instalações de pequena escala e em áreas rurais, nas quais o suprimento de energia é limitado ou não existe (APPELS et al., 2011).

3.5.2. Aterro Sanitário com Captura de Gás

Os aterros sanitários são amplamente utilizados no mundo inteiro para o descarte final de RSUs, principalmente, devido a vantagens econômicas (FAZELI et al., 2016; RENOU et al., 2008). Essa técnica pode ser considerada uma tecnologia de *WTE* quando o biogás, produzido durante o processo de decomposição dos resíduos, é capturado e utilizado para geração de energia (BOLAN et al., 2013; TAN et al., 2015). A utilização dessa técnica é amplamente praticada principalmente em países desenvolvidos. Nos países em desenvolvimento, apesar dos aterros serem a forma predominante de gerenciamento dos resíduos, na maioria dos casos, não há o aproveitamento energético dos mesmos (BOLAN et al., 2013; KASHYAP; CHUGH; NANDAKUMAR, 2016). Esse fato deve-se, principalmente, à falta de legislação para estímulo, bem como exigência, da captura e do aproveitamento energético do biogás. Além disso, deve-se também aos custos elevados e à falta de conhecimento tecnológico nestes países (BOLAN et al., 2013). No entanto, os aterros são normalmente a opção menos desejável, em virtude da grande demanda de áreas

próximas aos centros urbanos para construção dos mesmos, bem como pelos impactos ambientais que a disposição no solo pode causar (BURNLEY, 2014).

A deposição de resíduos em aterros sanitários deve ser realizada de forma controlada no solo, a fim de reduzir os impactos ao meio ambiente (KUMAR; SAMADDER, 2017). Os aterros regulamentados devem ser equipados com elementos de segurança, tais como: (i) revestimento impermeável na parte inferior, para evitar a contaminação do solo e do lençol freático; (ii) sistema de coleta e tratamento do lixiviado; (iii) sistema de coleta e transporte de gás e (iv) revestimento superior com uma camada impermeável de modo a minimizar a entrada de água da chuva (THEMELIS; ULLOA, 2007).

Logo após a deposição dos RSUs no solo, e o contato dos mesmos com a água, inicia-se o processo de decomposição por uma série de transformações físico-químicas e biológicas, por processos aeróbios e anaeróbios (BOLAN et al., 2013; DACE et al., 2015; GHOSH; THAKUR; KAUSHIK, 2017). Inicialmente, os resíduos são degradados sob condições aeróbicas, na presença de ar atmosférico produzindo CO₂ e vapor d'água (BREEZE, 2018; KASHYAP; CHUGH; NANDAKUMAR, 2016; THEMELIS; ULLOA, 2007). Esta fase é de curta duração, pois os resíduos estão sendo despejados continuamente e compactados, assim os resíduos do fundo começam a ficar sujeitos às condições anaeróbias (DACE et al., 2015; KASHYAP; CHUGH; NANDAKUMAR, 2016). As condições anaeróbias são predominantes no processo e ocorrem de forma semelhantes às descritas para a digestão anaeróbia e detalhadas na Figura 3.5. (BEYENE; WERKNEH; AMBAYE, 2018; BREEZE, 2018; THEMELIS; ULLOA, 2007).

Deste processo, assim como na DA, é gerado biogás, constituído majoritariamente por CH₄ e CO₂ (KASHYAP; CHUGH; NANDAKUMAR, 2016; RENDI; HOUSHFAR; ASHJAEI, 2018; SCARLAT et al., 2015). A composição do biogás é afetada principalmente pela disponibilidade de materiais orgânicos biodegradáveis nos resíduos, a idade do aterro, o teor de umidade, o pH e a temperatura (FAZELI et

al., 2016). A taxa de produção do biogás cresce constantemente à medida que os RSUs se acumulam no aterro. Após o fechamento do aterro, quando não há mais disposição de resíduos, a produção de biogás tende a diminuir, bem como a concentração de CH_4 no biogás produzido (LOMBARDI; CARNEVALE, 2016; SCARLAT et al., 2015).

A coleta do biogás torna-se viável tecnicamente para produção de energia a partir de alguns anos após a abertura do aterro (aproximadamente 3 anos) e pode continuar após o fechamento do mesmo (normalmente por um período de 25 anos) (BREEZE, 2018; SCARLAT et al., 2015). O gás produzido é retirado do aterro por uma série de poços que são instalados de forma vertical e direcionam o gás para um ponto central (BOLAN et al., 2013; BREEZE, 2018). A partir deste ponto, o gás pode ser processado para remover vapor d'água, CO_2 , impurezas, gases tóxicos e corrosivos, que podem danificar as unidades que compõem o processo e prejudicar a produção de energia (BREEZE, 2018; SCARLAT et al., 2015). Sendo assim, quanto maior for a concentração de metano no biogás, maior será o seu valor energético (CHANG; PIRES, 2015).

Após a purificação do gás até o grau desejado, o mesmo pode ser usado na geração de eletricidade ou vapor (ou calor e energia combinados), utilizando motores a gás, turbinas a gás, turbinas a vapor, microturbinas e células de combustível ou a combinação desses equipamentos (BOLAN et al., 2013; BREEZE, 2018; CHANG; PIRES, 2015). Os motores de combustão interna e as turbinas são as tecnologias mais utilizadas e são mais eficientes quando a concentração de CH_4 no biogás está entre 40 e 65%, visto que concentrações menores dificultam a combustão (BOLAN et al., 2013; LOMBARDI; CARNEVALE, 2016). O biogás também pode ser purificado e utilizado na substituição de gás natural como combustível veicular, porém, consiste num processo de custo elevado (BOLAN et al., 2013).

Esse biogás pode gerar impactos ao meio ambiente se não for coletado e tratado de forma correta, pois é rico em CH_4 e CO_2 , os principais gases do efeito estufa

(KASHYAP; CHUGH; NANDAKUMAR, 2016). Assim, mesmo em aterros nos quais a recuperação de energia não seja tecnicamente viável, é importante que ocorra a coleta e queima deste gás produzido por processos bioquímicos, a fim de evitar que o metano seja liberado na atmosfera (KUMAR; SAMADDER, 2017). Além disso, o processo de decomposição dos resíduos em aterros sanitários resulta na formação de um líquido de cor escura e odor desagradável (lixiviado) que é formado pela percolação da água da chuva através da massa de resíduos, juntamente com alguns produtos líquidos da decomposição dos resíduos (BURNLEY, 2014). Assim, dentre os danos ambientais dos aterros sanitários, pode-se mencionar também a contaminação das águas superficiais e subterrâneas adjacentes ao aterro sanitário, a partir da infiltração do lixiviado pelo solo (PALADINO; MASSABÒ, 2017).

3.6. Escolha da Tecnologia

Como discutido nos itens anteriores, existe uma variedade de opções tecnológicas aplicadas ao tratamento de RSUs e o interesse por soluções mais eficientes e modernas vem aumentando nos últimos anos. Uma etapa importante do processo de gestão de RSU é a escolha da tecnologia. A seleção de soluções corretas de gestão de RSU deve considerar e avaliar critérios técnicos, ambientais, econômicos, políticos e sociais (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2018). O Quadro 3.2. apresenta de forma resumida a descrição de cada um desses critérios.

Os critérios que estão apresentados no Quadro 3.2. devem ser levados em consideração para escolha da melhor tecnologia, ou conjunto delas, a ser aplicada(s) em determinado local (CAMPOS, 2014). Embora os critérios técnicos, ambientais e econômicos sejam os parâmetros mais importantes, muitas vezes, questões políticas e sociais influenciam na escolha e, por isso, precisam ser consideradas nesse processo.

Quadro 3.2. Critérios para a escolha da tecnologia mais adequada para gerenciamento de RSUs.

Critérios	Descrição
Técnicos	Características quantitativas e qualitativas dos resíduos gerados, geografia da região, geomorfologia, pluviometria, urbanização, distância do centro gerador e aspectos urbanísticos.
Ambientais	Disponibilidade de área adequada, emissões de gases, geração de líquidos e outros que devem atender às legislações específicas.
Econômicos	Capacidade financeira de investimentos e capacidade de operação e manutenção das tecnologias.
Políticos	De fundamental importância no Brasil, em função da descontinuidade administrativa após a mudança periódica de gestão, que tem trazido cenários negativos na consolidação de tecnologias de tratamento de resíduos, tornando-se uma das maiores antipolíticas públicas existentes no país.
Sociais	Geração de emprego e renda e sua relação com a tecnologia a ser utilizada.

Fonte: LIMA et al., 2014.

Os critérios técnicos incluem parâmetros quantitativos e qualitativos dos resíduos, por isso, características como composição, poder calorífico e teor de umidade devem ser conhecidas para selecionar os métodos de manejo adequados (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2018; CAMPOS, 2014). O Quadro 3.3. apresenta de forma resumida os principais parâmetros físico-químicos que devem ser avaliados na gestão de RSUs.

Apesar da dificuldade de caracterizar os RSUs, devido à heterogeneidade dos mesmos, tal ação é de fundamental importância para auxiliar na tomada de decisões quanto à forma adotada de gerenciamento (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2018). Dados precisos e confiáveis sobre a composição de resíduos são cruciais, tanto para o planejamento e avaliação ambiental da gestão de resíduos, quanto na decisão sobre a utilidade na produção de energia (ABDEL-SHAFY; MANSOUR, 2018; EDJABOU et al., 2015).

Quadro 3.3. Parâmetros a serem avaliados nos RSUs.

Parâmetro	Descrição	Importância
Taxa de geração por habitante (kg/habitante.dia)	Quantidade de lixo gerada por habitante num período específico; refere-se aos volumes efetivamente coletados e à população atendida.	Fundamental para o planejamento de todo o sistema de gerenciamento do lixo, principalmente no dimensionamento de instalações e equipamentos.
Composição física	Refere-se às porcentagens das várias frações do lixo, tais como papel, papelão, madeira, trapo, couro, plástico duro, plástico mole, matéria orgânica, metal ferroso, metal não-ferroso, vidro, borracha e outros.	Ponto de partida para estudos de aproveitamento das diversas frações e para a compostagem.
Densidade aparente	Relação entre a massa e o volume do lixo.	Determina a capacidade volumétrica dos meios de coleta, transporte, tratamento e disposição final.
Umidade	Quantidade de água contida na massa de lixo.	Influencia a escolha da tecnologia de tratamento e equipamentos de coleta. Tem influência notável sobre o poder calorífico, densidade e velocidade de decomposição biológica da massa de lixo.
Teor de materiais combustíveis e incombustíveis	Quantidade de materiais que se prestam à incineração e de materiais inertes.	Juntamente com a umidade, informa, de maneira aproximada, sobre as propriedades de combustibilidade dos resíduos.
Poder calorífico	É a quantidade de calor gerada pela combustão de 1 kg de lixo misto (e não somente dos materiais facilmente combustíveis).	Avaliação para instalações de incineração.
Composição química	Normalmente são analisados N, P, K, S, C, relação C/N, pH e sólidos voláteis.	Definição da forma mais adequada de tratamento (sobretudo compostagem) e disposição final. Vários outros elementos que atuam como inibidores/catalisadores nos diversos tipos de tratamento também podem ser analisados.
Teor de matéria orgânica	Quantidade de matéria orgânica contida no lixo. Inclui matéria orgânica não-putrescível (papel, papelão, etc.) e putrescível (verduras, alimentos, etc.).	Avaliação da utilização do processo de compostagem. Avaliação do estágio de estabilização do lixo aterrado.
Potencial bioquímico de metano (PBM)	Quantidade de metano que pode ser potencialmente produzida sob condições anaeróbias.	Avaliação da biodegradabilidade dos resíduos.

Fonte: CEMPRE, 2018; LESTEUR et al., 2010.

Após uma breve contextualização dos critérios relacionados ao processo de gestão de RSU, observa-se que há diversas incertezas inerentes ao processo de tomada de decisão. Assim, como relatado anteriormente, os tomadores de decisão e especialistas devem analisar inúmeros critérios associados à gestão sustentável dos resíduos sólidos (AHANI et al., 2019). Estratégias de gestão sustentável de RSU devem maximizar a recuperação de energia e material e, ao mesmo tempo, reduzir a poluição e a quantidade final de resíduos destinados a aterros sanitários (HASSAN; KASMURI; BASRI, 2019; SOUZA et al., 2019). Vários modelos de otimização foram propostos para o planejamento e gestão de RSU utilizando diferentes técnicas (AHANI et al., 2019). Uma delas é a construção de cenários que lidam com sistemas complexos e dinâmicos, que podem fornecer diretrizes viáveis para os tomadores de decisão (DEUS; BATTISTELLE; SILVA, 2017).

A ferramenta de avaliação de ciclo de vida (ACV) consiste em uma técnica que permite a criação de cenários, nos quais os fluxos de materiais e energia são avaliados em todos os processos de gestão de resíduos. Apesar da ACV avaliar o sistema completo de gestão de RSU, trata-se de uma técnica complexa, intensiva em tempo e recursos, além de difícil aplicação para a maioria dos gestores (DEUS; BEZERRA; BATTISTELLE, 2019; MAHMOUDKHANI; VALIZADEH; KHASTOO, 2014). A técnica de ACV é normalmente utilizada por pesquisadores, pois os gestores públicos precisam de ferramentas mais diretas para realizar as análises e tomar suas decisões (DEUS et al., 2020).

Nesse sentido, a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*USEPA*, do inglês *United States Environmental Protection Agency*) desenvolveu um inventário otimizado de ciclo de vida, chamado de Modelo de Redução de Resíduos (*WARM*, do inglês *Waste Reduction Model*) para ajudar os gestores públicos a modelar cenários e calcular os impactos. O modelo foi projetado para comparar estratégias de linha de base com abordagens alternativas. O *WARM* é uma ferramenta que calcula e totaliza emissões de gases de efeito estufa (GEE) (toneladas de dióxido de carbono equivalente - tCO₂e e toneladas de carbono equivalente - tCe), economia de energia

(milhões de unidades térmicas britânicas - BTU) e impactos econômicos (horas de trabalho, salários - \$, e taxas - \$) de práticas de gestão de materiais de base e alternativas, incluindo redução de origem, reciclagem, combustão, compostagem, digestão anaeróbia e aterro (USEPA, 2020).

Essa ferramenta tem sido utilizada por diversos pesquisadores em todo o mundo para avaliar estratégias de gestão de resíduos, fornecendo informações cruciais, aos formuladores de políticas e gestores de resíduos sólidos, na tomada de decisões (HASSAN; KASMURI; BASRI, 2019; HOBBS et al., 2018; HOTTLE et al., 2015; JOSEPH; PRASAD, 2020; MAHMOUDKHANI; VALIZADEH; KHASTOO, 2014; MOHAREB; MACLEAN; KENNEDY, 2011). Pesquisadores brasileiros também estão utilizando esta ferramenta para obter dados e avaliar diferentes cenários (DEUS et al., 2020; SOUZA et al., 2019). No trabalho desenvolvido por Souza e colaboradores (2019), o *software WARM* é utilizado para analisar emissões de GEE e uso de energia em diferentes cenários hipotéticos para a gestão de RSU na cidade de Varginha (MG) (SOUZA et al., 2019). Em outro estudo, Deus e colaboradores (2020) utilizaram a ferramenta para identificar práticas centrais de gestão de resíduos que possam ser implementadas para melhorar a gestão do RSU, especialmente para municípios pequenos, e para obter dados utilizados na criação de um indicador agregado para medir o impacto ambiental dos RSUs em pequenos municípios do estado de São Paulo (DEUS et al., 2020).

Desta forma, o conhecimento sobre a constituição dos resíduos sólidos urbanos, para a escolha da técnica adequada, é diretamente dependente do gerenciamento dos resíduos da região em estudo.

3.7. Panorama Atual do Gerenciamento dos RSUs no Brasil

No Brasil, a competência e responsabilidade de gestão dos RSUs é delegada aos municípios, desde a Constituição de 1988. Os mesmos são responsáveis pelos serviços de coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final

ambientalmente adequada dos resíduos sólidos (BRASIL, 2010). Atualmente, a gestão de RSU é fundamentada pelo PNRS, que define as bases para o planejamento e implantação de uma gestão estratégica dos resíduos sólidos. O PNRS foi estabelecido pela Lei Federal nº 12.305 em agosto de 2010, e exigia a elaboração de planos de resíduos sólidos em âmbitos nacional, estadual e municipal. Tais planos envolviam a erradicação dos lixões, metas gradativas de redução, reutilização e reciclagem de resíduos sólidos, com o objetivo de reduzir a quantidade de resíduos e rejeitos encaminhados para disposição no solo (BRASIL, 2010). Neste sentido, os governos federal e estadual devem oferecer uma política clara de incentivos e estímulos para os municípios, buscando soluções conjuntas e regionalizadas, através de modelos gerenciais apropriados à realidade de cada região (ABRELPE, 2018). Essa lei pode ser considerada um marco na história do país pois, pela primeira vez, passou-se a ter uma norma voltada à esta problemática.

No Brasil, assim como em outros países, os dados referentes aos RSUs são escassos e, muitas vezes, conflitantes entre si, principalmente em virtude da extensão do território brasileiro e da quantidade de municípios (mais de 5.500). De acordo com dados da ABRELPE, embora o Brasil tenha melhorado significativamente sua situação nos últimos anos, ainda há um longo trabalho a ser desenvolvido. Em 2018, aproximadamente, 40,5% do total dos resíduos gerados ainda possuía destino final inadequado em lixões e aterros controlados, enquanto que a parcela com destinação adequada era predominantemente destinada a aterros sanitários, sem captura de gás (ABRELPE, 2019). Além disso, outras técnicas como compostagem (0,8%), reciclagem (1,4%) e incineração (0,1%) são minimamente utilizadas no tratamento dos RSUs brasileiros (BRASIL, 2012).

Essa problemática pode ser explicada pelo fato dos municípios, normalmente com recursos financeiros escassos, serem os responsáveis pela gestão dos RSUs (desde a coleta até a disposição final), resultando no emprego da tecnologia mais barata, no caso os aterros sanitários (ou até mesmo à disposição inadequada dos resíduos). Além disso, a falta de planejamento, pouca capacidade de gestão, corpo

técnico não qualificado e falta de apoio do poder público federal e estadual também auxiliam na criação deste cenário (FUNASA, 2014). No Brasil, o valor médio gasto nos municípios com o manejo dos resíduos sólidos urbanos no ano de 2018 foi de R\$ 130,47/habitante.ano (BRASIL, 2019). Estudos revelam que o valor gasto com o gerenciamento dos RSUs per capita em cidades como Tóquio, Cidade do México, Barcelona, Roma e Paris é superior a R\$ 400,00, significativamente maior que o valor médio gasto nos municípios brasileiros (PWC, 2010).

Recentemente, a gestão de algumas cidades brasileiras começou a demonstrar interesse por outras alternativas, além de aterros sanitários, para destinar os resíduos. Tal interesse está embasado na falta de espaço no entorno das grandes cidades, do elevado preço de áreas próprias e do alto custo do transporte por longas distâncias (LEME et al., 2014), envolvidos nos aterros sanitários. Estudos mostram que, muitas vezes, o baixo custo dos aterros é irreal quando os custos totais (a longo prazo) são computados, principalmente, quando comparados com tecnologias de *WTE*, as quais podem gerar receita ao município, com a comercialização da energia produzida pelos processos (RIBEIRO; TISI, 2017).

O primeiro passo legal para incluir a geração de energia a partir de RSU no Brasil foi dado com a implementação do PNRS, pois esta lei permite a utilização de tecnologias de tratamento dos resíduos sólidos visando à recuperação energética, desde que seja comprovada a viabilidade técnica e ambiental da tecnologia (BRASIL, 2010). A geração de energia a partir do RSU no país é realizada principalmente, a partir de biogás produzido em aterros sanitários. A Tabela 3.2. elaborada a partir de dados compilados da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) e do Centro Internacional de Energias Renováveis–Biogás (CIBiogás) (ANEEL, 2020; CIBIOGAS, 2020) mostra um total de 29 empreendimentos que utilizam biogás produzido pela decomposição de RSU para a geração de energia no Brasil.

Tabela 3.2. Usinas ativas de geração de energia a partir de biogás oriundo de aterros sanitários de RSU no Brasil.

Localização	Tipo de empreendimento	Início da operação	Produção anual de biogás (Nm ³ /ano)	Aplicação do Biogás	Potência Fiscalizada ¹ (kW)
Minas do Leão – RS	Aterro sanitário	2015	52.560.000	Energia elétrica	12.744
Itajaí – SC	Aterro sanitário	2013	4.555.200	Energia elétrica	1.065
Fazenda Rio Grande – PR	Aterro sanitário	2016	34.068.436	Energia elétrica	8.556
Cascavel – PR	Aterro sanitário	2008	597.273	Energia elétrica	-
São José dos Pinhais – PR	Biodigestor	2018	9.548.400	Energia elétrica	-
São Paulo – SP	Aterro sanitário	2008	131.400.000	Energia elétrica e biometano	21.560
São Paulo – SP	Aterro sanitário	2014	41.610.000	Energia elétrica	4.624
Caieiras – SP	Aterro sanitário	2016	117.650.784	Energia elétrica	29.547
Guatapar – SP	Aterro sanitário	2014	21.900.000	Energia elétrica	5.704
Santana de Parnaíba – SP	Aterro sanitário	2016	22.712.290	Energia elétrica	5.704
Tremembé – SP	Aterro sanitário	2018	17.034.218	Energia elétrica	4.278
Barra Mansa – RJ	Aterro sanitário	2012	17.520.000	Energia elétrica	-
Nova Iguaçu – RJ	Aterro sanitário	2019	109.500.000	Energia elétrica	16.932
Seropédica – RJ	Aterro sanitário	2018	52.560.000	Energia térmica	-
São Pedro da Aldeia – RJ	Aterro sanitário	2015	5.475.000	Energia térmica	-
Campos dos Goytacazes – RJ	Aterro sanitário	2019	3.981.818	Energia elétrica e biometano	-
Belo Horizonte – MG	Aterro sanitário	2013	43.800.000	Energia elétrica e biometano	1.425
Uberlândia – MG	Aterro sanitário	2011	16.425.000	Energia elétrica e biometano	4.278
Juiz de Fora – MG	Aterro sanitário	2013	3.737.600	Energia elétrica	4.278
Sabará – MG	Aterro sanitário	2017	26.280.000	Energia elétrica	7.130
Salvador – BA	Aterro sanitário	2010	4.380.000	Energia elétrica e biometano	19.730
Jaboatão dos Guararapes – PE	Aterro sanitário	2019	87.600.000	Energia elétrica	14.260
Petrolina – PE	Aterro sanitário	2019	3.902.182	Energia elétrica	-
Igarassu – PE	Aterro sanitário	2019	9.588.218	Energia elétrica	-
Camaragibe – PE	Biodigestor	2018	812.490	Energia elétrica	-

Continuação Tabela 3.2.

Localização	Tipo de empreendimento	Início da operação	Produção anual de biogás (Nm ³ /ano)	Aplicação do Biogás	Potência Fiscalizada ¹ (kW)
João Pessoa – PB	Aterro sanitário	2019	26.280.000	Energia elétrica	-
Fortaleza – CE	Aterro sanitário	2014	31.025.000	Energia Térmica	-
Rosário – MA	Aterro sanitário	2019	4.204.800	Energia elétrica	-
Manaus – AM	Aterro sanitário	2019	26.280.000	Energia elétrica	3.000

¹ A potência fiscalizada é igual a considerada a partir da operação comercial da primeira unidade geradora.

Fonte: ANEEL, 2020; CIBIOGAS, 2020.

De acordo com dados da ANEEL (2020) usinas de geração de energia a partir de RSU representam 1,22% da matriz energética brasileira que é predominantemente formada por hidrelétricas (ANEEL, 2020). O potencial de geração de energia a partir de RSU é muito grande no Brasil, principalmente em aterros sanitários, considerando que essa é a forma predominante de disposição dos resíduos (LEME et al., 2014). Estima-se que o potencial de geração de energia elétrica a partir dos aterros sanitários já instalados no Brasil é de aproximadamente 660 MW (considerando 30% de eficiência na conversão de energia) (SALOMON; SILVA LORA, 2009). Sendo assim, considerando que 59% dos resíduos do país são destinados a aterros sanitários, a implementação de usinas de recuperação de gás nesses locais melhoraria a situação atual, reduzindo as emissões de CH₄ e contribuindo com o setor energético (DAS NEVES; CONVERTI; PENNA, 2009).

Já os sistemas de aproveitamento energético de resíduos a partir de tecnologias termoquímicas são direcionados principalmente aos resíduos hospitalares, industriais e perigosos (PEDROZA et al., 2017). No passado, o país chegou a utilizar a técnica de incineração como método no gerenciamento dos RSUs, porém, essas instalações contavam com tecnologias que hoje são ultrapassadas, sem o controle de gases liberados no meio ambiente e tinham como finalidade apenas a redução de volume (MENEZES, 2000). Recentemente, surgiram alguns projetos como a Usina Verde, localizado na Cidade Universitária do Rio de Janeiro, e a Natureza Limpa, na cidade de Unaí no estado de Minas Gerais, que utilizam as tecnologias de

incineração e pirólise, respectivamente, no tratamento dos RSUs para geração de energia (NATUREZA LIMPA, 2020; USINAVERDE, 2020).

Em decorrência dos diversos problemas relacionados à disposição final dos RSUs, observa-se um movimento por parte de alguns municípios em encontrar alternativas mais eficientes do ponto de vista ambiental e econômico. Os resultados positivos de projetos como a Usina Verde e Natureza Limpa, citados anteriormente, mostram que as tecnologias termoquímicas podem ser uma alternativa viável, visto que podem trazer receitas aos municípios através da energia produzida. Além disso, observa-se um potencial para aplicação de DA no tratamento dos RSUs no Brasil, pois esses são constituídos majoritariamente por resíduos orgânicos. Desta forma, nota-se que existe uma gama de possibilidade para solucionar os problemas envolvendo o gerenciamento dos RSUs no Brasil, incluindo no estado do Rio Grande do Sul, no entanto, isso só será possível através da utilização das mais variadas tecnologias disponíveis.

3.7.1 Panorama dos RSUs no Rio Grande do Sul

No estado do Rio Grande do Sul (RS), o plano de gestão de resíduos sólidos, implementado em 2014, estabelece que os municípios gaúchos possuem a titularidade sobre os seus RSUs quanto ao manejo, coleta regular, seletiva e serviços de limpeza urbana. É de responsabilidade do município definir a gestão dos serviços e a maneira como deverão ser acondicionados os resíduos para coleta até sua disposição final (SUL, 2014). A média de geração de RSU per capita no RS foi de 0,79 kg/habitante.dia entre os 401 municípios que responderam os questionários do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) (BRASIL, 2019). Quanto à destinação dos resíduos sólidos no RS, em 2018, 79,9% dos municípios destinaram seus resíduos de forma correta em aterros sanitários (ZAGONEL, 2019).

A gestão de resíduos em regiões turísticas sazonais é um desafio, uma vez que a quantidade e composição dos resíduos gerados apresentam uma variabilidade intra-

anual característica (MENDES et al., 2013). Além disso, a sazonalidade do turismo leva ao excesso da capacidade nas instalações de tratamento de RSU, causando altos custos operacionais (ARBULÚ; LOZANO; REY-MAQUIEIRA, 2016). O Litoral Norte do Rio Grande do Sul é uma das regiões do estado com a economia baseada principalmente nas atividades de turismo e lazer. O turismo da região é vinculado principalmente ao turismo de segunda residência, que corresponde à hospedagem de fins de semana e de temporadas de férias (LOPES; RUIZ; ANJOS, 2018).

3.7.1.1. Município de Xangri-lá, RS

Xangri-lá é um município do Rio Grande do Sul, localizado no litoral norte do estado (Figura 3.6.).

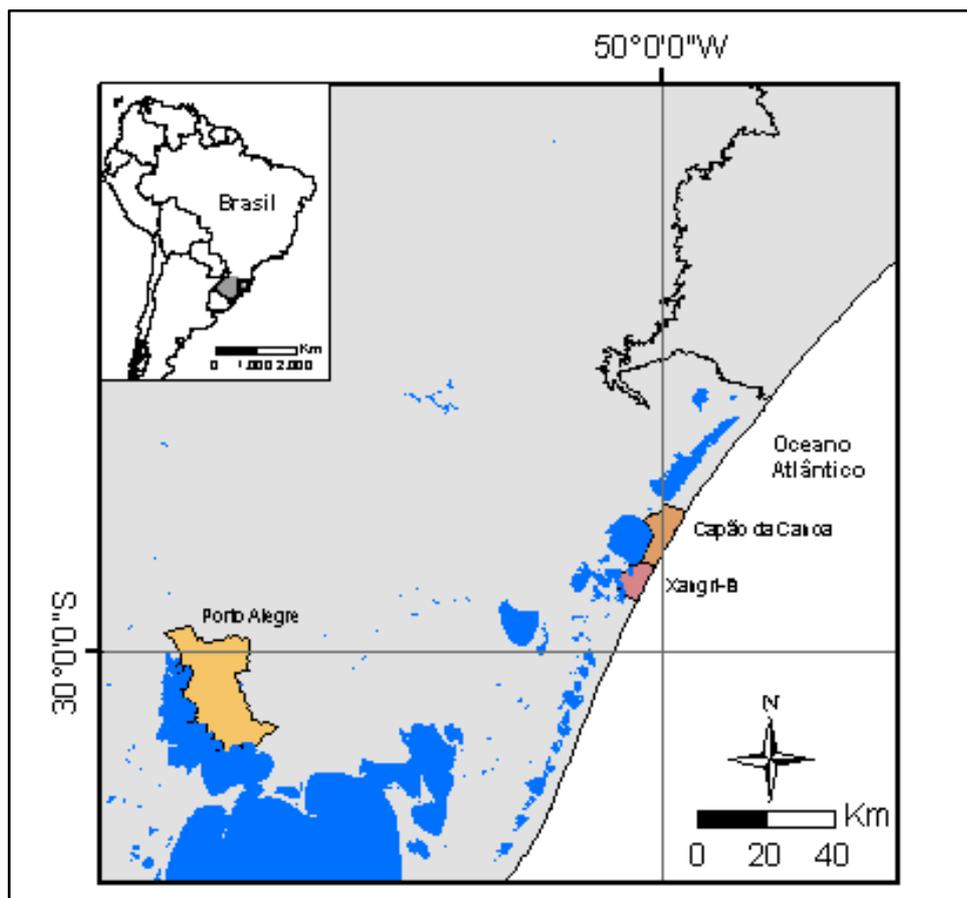


Figura 3.6. Localização da cidade de Xangri-lá.

Fonte: Elaborada pela autora.

Fundada em 1992, a cidade foi emancipada de Capão da Canoa e ocupa uma área de 60,799 km². Atualmente é composta por 9 balneários (Atlântida, Guará, Xangri-Lá, Praia dos Coqueiros, Marina, Maristela, Remanso, Arpoador, Noiva do Mar) e 1 distrito (Rainha do Mar).

De acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2020) a população na cidade no ano de 2019 era de 16.408 habitantes e a densidade demográfica de 204,88 habitantes/km². O Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) municipal correspondente a 0,735, valor semelhante a média do estado do Rio Grande do Sul que foi de 0,746 (IBGE, 2020). O produto interno bruto (PIB) per capita do município é de R\$ 35.716,05, acima da média nacional que é de R\$ 31.833,50.

Por ser uma cidade litorânea, Xangri-lá recebe uma grande quantidade de turistas nos meses de dezembro, janeiro e fevereiro. Estima-se que a população da cidade chegue em aproximadamente 41.218 habitantes nesses meses do ano, com um aumento de aproximadamente 2,5 vezes em relação à população residente (ZUANAZZI; BARTELS, 2016). Desta forma, no período de alta temporada (AT) a coleta de RSU é realizada com uma frequência diária em toda a cidade. Nos demais meses do ano a coleta é realizada 3 vezes na semana de acordo com a escala e localidades apresentada na Figura 3.7.

A escala de coleta de RSU é segmentada pela Avenida Paraguassú, que divide a cidade em dois lados denominados Lado A e Lado B. O Lado A compreende os bairros e condomínios localizados entre a Avenida Paraguassú e o mar, caracterizado por abrigar, principalmente, a população flutuante. O Lado B corresponde aos bairros e condomínios localizados entre a Avenida Paraguassú e o limite oeste do município, em direção a serra continental, identificado como a região onde se concentra a maior parte da população residente da cidade.

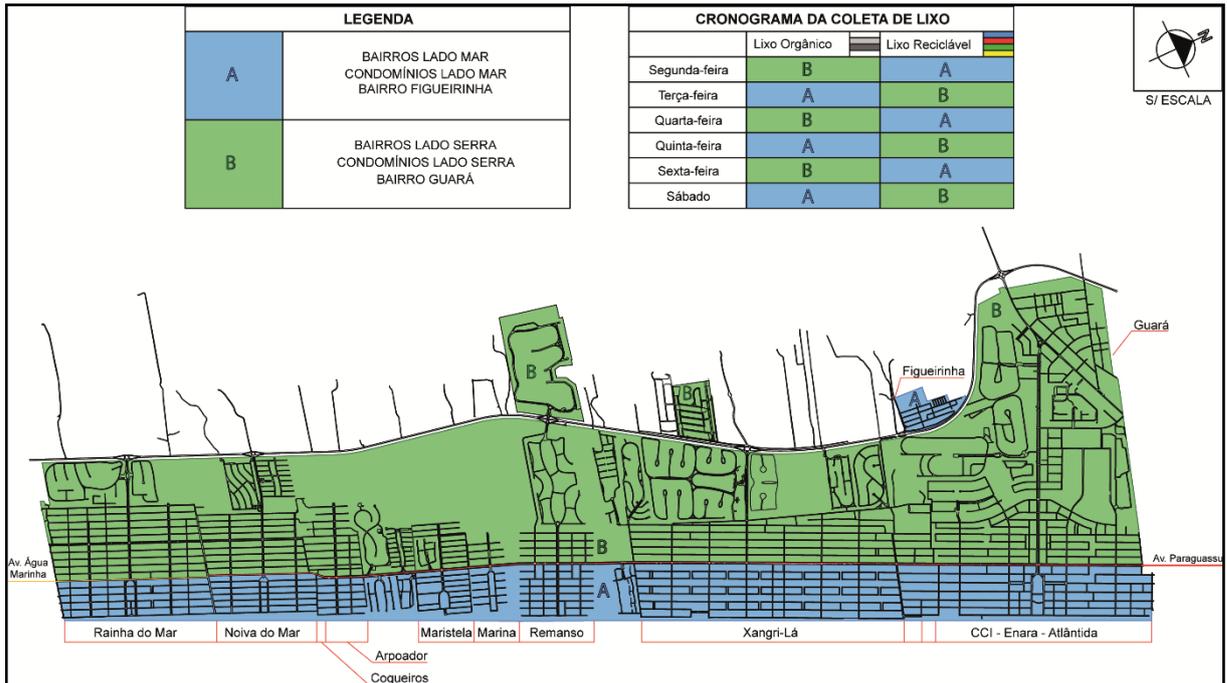


Figura 3.7. Escala e localidades de coleta dos RSUs na cidade de Xangri-lá no período de baixa temporada.

Fonte: Cedida pela prefeitura de Xangri-lá.

Os RSUs da cidade são coletados por caminhões da prefeitura e tem como destino o aterro sanitário da cidade de Capão da Canoa. Além da coleta convencional, o município realiza a coleta dos resíduos recicláveis através da coleta seletiva. Esses resíduos são transportados até a Associação dos Agentes Econômicos Ecológicos de Capão da Canoa, localizada na mesma área do aterro sanitário. A Associação é a responsável pela triagem, separação e venda desses resíduos recicláveis.

Visto a peculiaridade adicional das cidades litorâneas, a implementação de metodologias alternativas no gerenciamento dos RSUs, adequadas a tais regiões, pode trazer diversos benefícios sociais, econômicos e ambientais.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

A metodologia empregada neste estudo segue o fluxograma geral apresentado na Figura 4.1. Cada uma das etapas será detalhada nos itens a seguir.

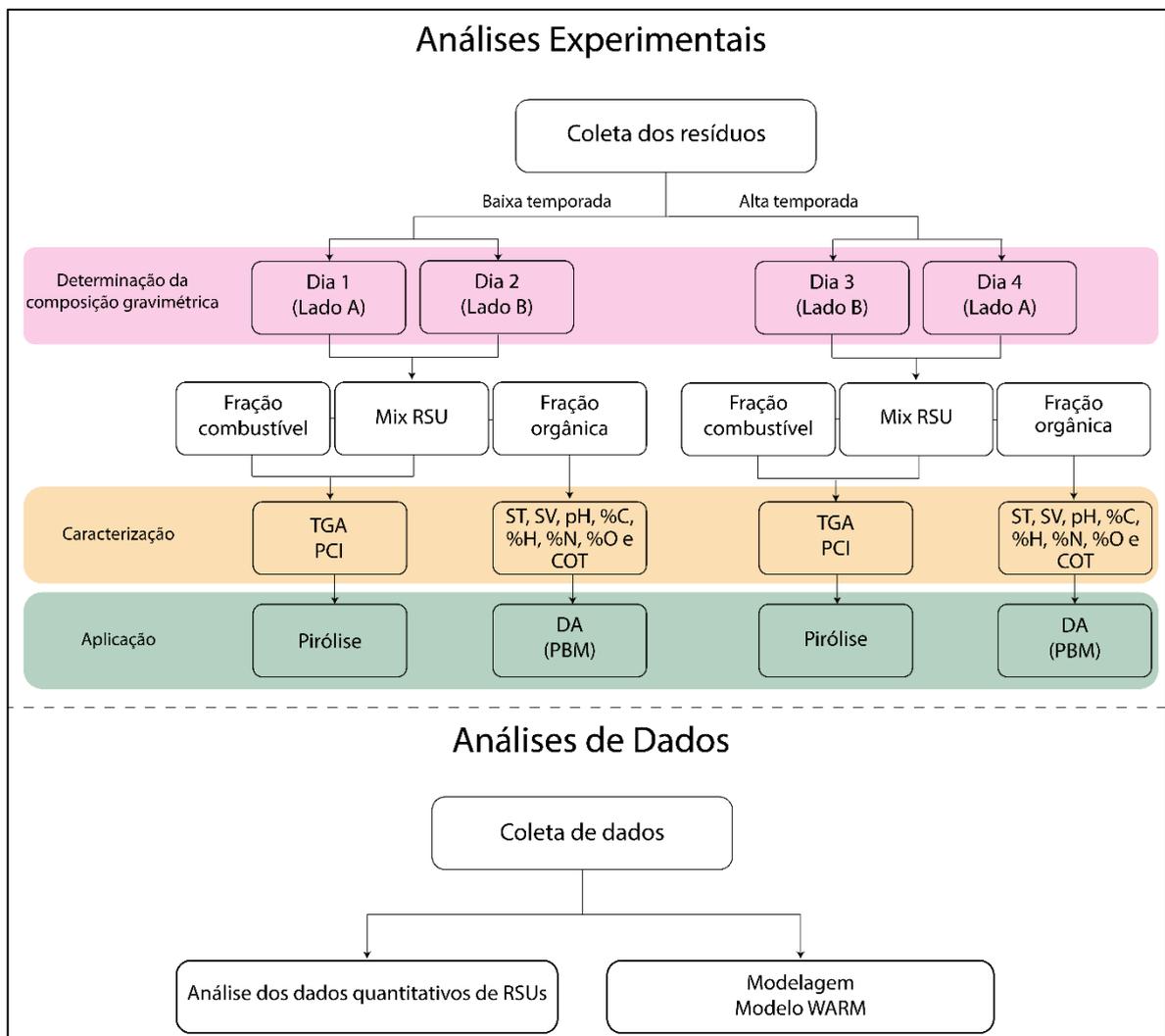


Figura 4.1 Fluxograma experimental geral adotado neste estudo.

Fonte: Elaborada pela autora.

4.1. Área de Estudo

Os resíduos sólidos foram coletados no Aterro Municipal de Capão da Canoa, para o qual são destinados os resíduos da cidade de Xangri-lá, situado na Estrada da Laguna km 05, como mostrado na Figura 4.2.

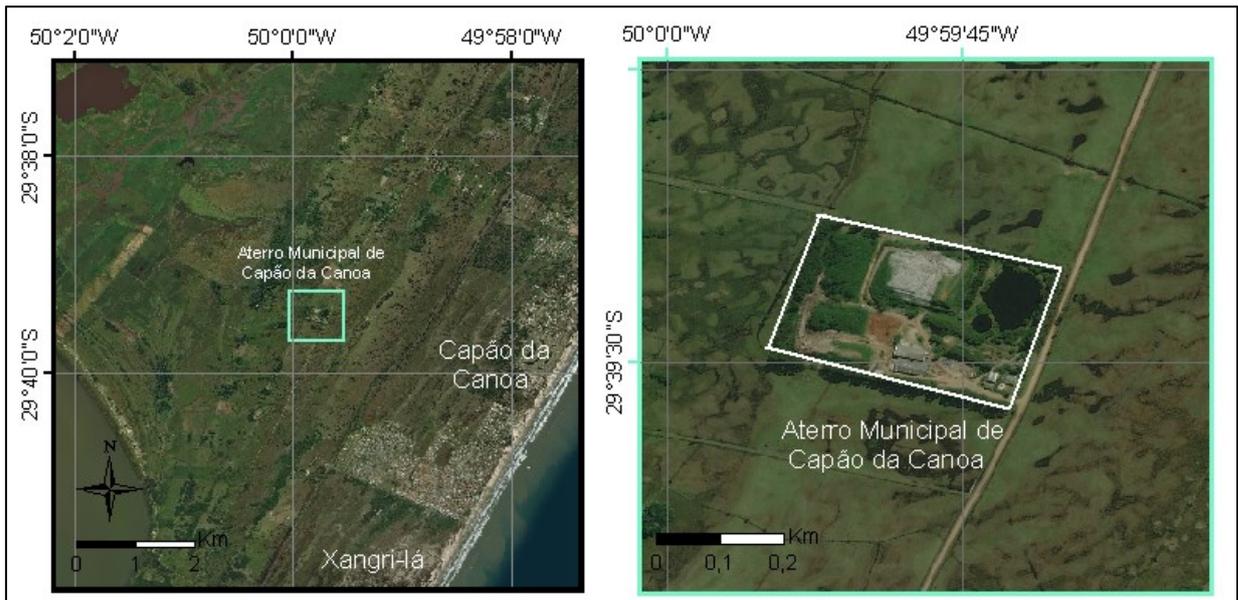


Figura 4.2. Localização do aterro municipal de Capão da Canoa.

Fonte: Elaborada pela autora.

4.2. Amostragem

Além da variação na quantidade de resíduos gerados no decorrer do ano, também foi avaliado se a flutuação na densidade populacional exerce alguma influência na composição desses resíduos. Desta forma, a amostragem dos resíduos da cidade de Xangri-lá foi realizada em duas épocas do ano: baixa temporada (BT) e alta temporada (AT). As datas de coleta e as áreas da cidade abrangidas pela amostragem em cada dia de coleta estão dispostas no Quadro 4.1. Sendo assim, os resíduos nominados de BT correspondem a junção dos resíduos coletados nos dias 13 de setembro e 24 de outubro de 2018. Os resíduos denominados de resíduos de AT equivalem aos resíduos coletados nos dias 10 e 15 de janeiro de 2019.

Quadro 4.1. Datas de coleta e as áreas da cidade abrangidas pela amostragem.

Data		Bairros
Baixa temporada	13.09.2018	Bairros e condomínios lado mar e bairro Figueirinha
	24.10.2018	Bairros e condomínios lado serra e bairro Guará
Alta temporada	10.01.2019	Bairros e condomínios lado serra e bairro Guará
	15.01.2019	Bairros e condomínios lado mar e bairro Figueirinha

O processo de amostragem foi baseado na Norma Brasileira 10007/2004 (ABNT, 2004b). A Figura 4.3. apresenta de forma resumida o procedimento utilizado.

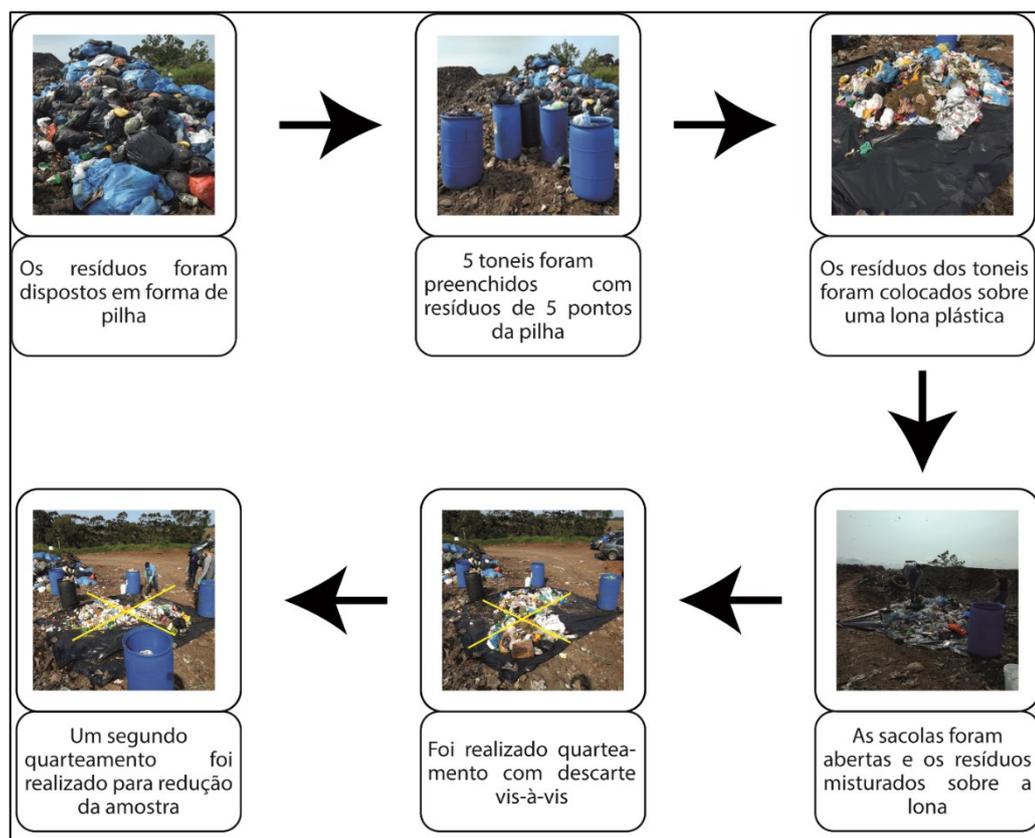


Figura 4.3 Processo de amostragem dos resíduos da cidade de Xangri-l.

Fonte: Elaborada pela autora.

Em cada um dos dias de coleta, os resíduos provenientes da cidade de Xangri-lá foram dispostos na forma de pilha, em cima de uma lona plástica para evitar o contato com o solo. Em seguida, 5 tonéis de 200 litros foram preenchidos com amostras provenientes de cinco pontos (topo e as quatro laterais) do montante de resíduos. Na sequência, o conteúdo dos 5 tonéis foi despejado sobre outra lona plástica, onde os sacos foram abertos e os resíduos misturados com o auxílio de pás e enxadas. Por fim, foram realizados dois quarteamentos (com descarte *vis-à-vis*), com a finalidade de reduzir o tamanho da amostra.

4.3. Determinação da Composição Gravimétrica

Os resíduos resultantes do processo de quarteamento, descritos no item anterior, foram separados manualmente nos seguintes componentes: matéria orgânica, plástico, vidro, papel e papelão, alumínio, metais, eletrônicos, pano, trapo, couro e borracha, madeira e isopor. Após o processo de separação as frações foram pesadas separadamente com o auxílio de uma balança portátil, conforme Figura 4.4., para posterior determinação da porcentagem de cada componente na fração total.



Figura 4.4 Pesagem das frações de resíduos.

As frações separadas foram armazenadas em sacos e transportadas até os laboratórios do IPR, localizado na cidade de Porto Alegre nas dependências da PUCRS. A fração orgânica foi armazenada no freezer, em temperatura de -20 °C, até a realização dos experimentos. As outras frações foram acondicionadas em temperatura ambiente.

4.4. Caracterização da Fração Orgânica dos Resíduos Sólidos Urbanos

Nesta seção estão descritas as análises realizadas para a caracterização das FORSUs cidade de Xangri-lá. As características dessa fração são importantes para avaliar o potencial de utilização em processos de biodigestão anaeróbia. Todas as análises foram realizadas no IPR.

4.4.1. Teor de Sólidos Totais (ST)

O teor de ST foi determinado em conformidade com procedimento 2540G descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Uma alíquota de 30 g de resíduo orgânico foi pesada em cápsulas de porcelana, e colocadas em estufa a 105 °C até atingir massa constante. As cápsulas foram previamente pesadas e identificadas. Conhecendo-se a diferença da massa úmida e da massa seca é possível determinar o teor de ST, de acordo com a Eq. 4.1.

$$\% ST = \frac{(A - B)}{(C - B)} \times 100 \quad (4.1)$$

Onde:

%ST = Teor de sólidos totais na amostra seca a 105 °C, em%

A = Massa do resíduo seco + cápsula, em g;

B = Massa da cápsula, em g;

C = Massa do resíduo molhado + cápsula, em g.

4.4.2. Teor de Sólidos Voláteis (SV)

O teor de sólidos voláteis (SV) foi determinado em conformidade com procedimento 2540G descrito *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Uma alíquota de 30 g de resíduo orgânico foi pesada em cápsulas de porcelana, e colocadas em estufa a 105 °C até atingir massa constante. As cápsulas foram previamente pesadas e identificadas. A amostra resultante foi colocada em uma mufla a 550 °C até massa constante. A diferença entre o peso da amostra seca e a amostra final foi tomada como SV, conforme Eq. 4.2.

$$\% \text{ SV} = \frac{(A - D)}{(A - B)} \times 100 \quad (4.2)$$

Onde:

%SV = Teor de sólidos voláteis na amostra após ignição a 550 °C, em%

A = Massa do resíduo seco + cápsula, em g;

B = Massa da cápsula, em g;

D = Massa resíduo + cápsula após ignição a 550 °C, em g.

4.4.3. Potencial Hidrogeniônico - pH

O pH foi determinado de acordo com o método proposto pela *USEPA* (USEPA, 2004). Uma massa de 20 g de amostra foi suspensa em 40 mL de água deionizada e a suspensão foi continuamente misturada à temperatura ambiente por aproximadamente 5 minutos. Após 15 minutos de repouso, a solução foi submetida à centrifugação (centrifuga Eppendorf®, modelo 5810, com 4000 rpm por 5 minutos), e em seguida o pH da solução foi medido utilizando um pHmetro da Digimed®, modelo DM21.

4.4.4. Composição Elementar

Para a análise de composição elementar as amostras foram secas em estufa a 105 °C, e posteriormente trituradas e peneiradas a fim de obter granulometria mínima de 60 mesh. As amostras destinadas para análise de carbono orgânico total (COT) foram digeridas com uma solução de HCl 10% até a secagem completa e em seguida lavadas 3 vezes com água ultrapura e secas novamente em estufa a 105 °C. As amostras foram então analisadas em um analisador elementar de marca e modelo LECO Truspec CHN equipado com detectores de infravermelho (CO₂ e H₂O) e de condutividade térmica (N₂), a fim de determinar o teor de carbono, hidrogênio e nitrogênio. Para a análise, as amostras são queimadas numa atmosfera de oxigênio (pureza 99,99%) a uma temperatura de 950 °C. O controle e operação do equipamento ocorre através do programa LECO® Truspec CHN v. 2,54, sendo possível a partir dessas análises a determinação da relação C/N.

4.4.5. Potencial Bioquímico de Metano (PBM)

Testes de PBM foram realizados a fim de conhecer a biodegradabilidade das FORSUs da cidade de Xangri-lá e a sua capacidade de produzir biogás. O PBM foi avaliado com base no volume de biogás produzido por grama de SV adicionado e a porcentagem de metano presente.

O protocolo seguido neste estudo é baseado na norma alemã, VDI 4630 (2006), onde resumidamente, quantidades conhecidas de substrato e inóculo anaeróbio ativo são adicionados a frascos hermeticamente fechados. Além dos testes realizados com substrato/inóculo, reatores contendo apenas inóculo foram utilizados como controle. Todos os testes foram realizados em triplicata.

Substrato: O substrato utilizado nesse estudo consiste na fração orgânica dos RSUs de Xangri-lá coletadas na alta e baixa temporada.

Inóculo: Lodo anaeróbio de estação de tratamento de esgoto (ETE) foi utilizado como inóculo nos testes. O lodo para a realização do estudo foi obtido junto a ETE Serraria do município de Porto Alegre. Antes do início dos ensaios, o inóculo é aclimatizado, durante 7 dias, na temperatura de realização do teste (37 °C), com o objetivo de reduzir a produção de gases.

Ensaio: Foram utilizados erlenmeyers com capacidade de 250 mL, envoltos com papel alumínio (Figura 4.5.A.), para impedir a entrada de luz. Os frascos foram mantidos em temperatura mesofílica (37 °C), no interior de um banho úmido conectado a um controlador de temperatura (Figura 4.5.B.). No topo do erlenmeyer foi conectada uma válvula, na qual estava acoplada uma ampola de vidro preenchida com água (Figura 4.5.C.).

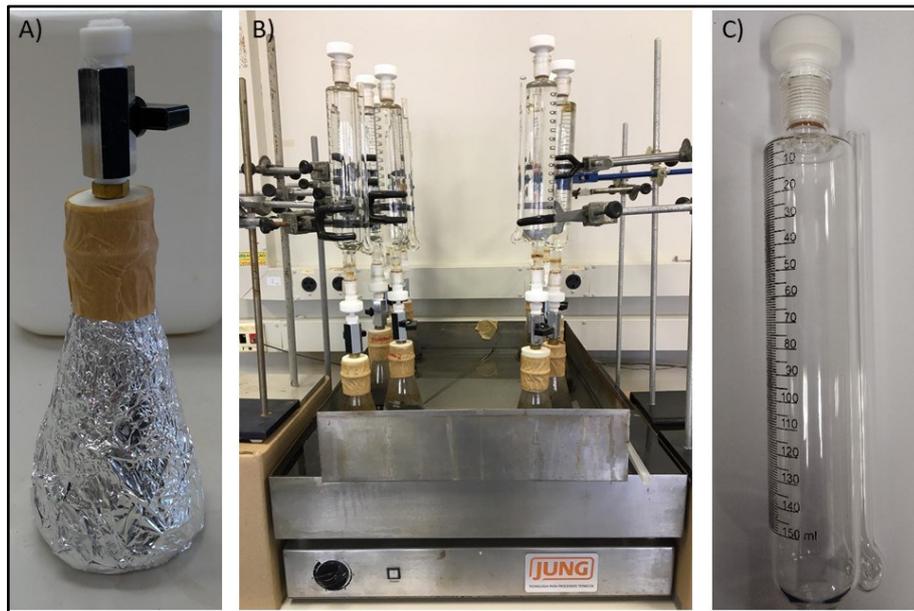


Figura 4.5.A) Erlenmeyer utilizado para incubação das amostras; B) Banho úmido com controle de temperatura; e C) Ampola coletora de gás.

À medida que o gás era produzido e liberado, ocorria o deslocamento da coluna d'água e o volume de gás produzido foi medido através da graduação presente na ampola de vidro. Os testes foram realizados em dois períodos de incubação: 28 e 49

dias. Além disso, os reatores foram incubados considerando os seguintes critérios mencionados na VDI 4630 (2006):

- Diâmetro de partícula da FORSU menor que 10 mm;
- Teor de SV do inóculo maior que 50% do teor de ST;
- Teor de ST do reator menor que 10%;
- Teor de SV do inóculo entre 1,5 a 2,0% do conteúdo total do teste;
- Proporção entre inóculo e substrato igual a 2,0.

No total foram realizados dois lotes de experimentos, conforme visto na Figura 4.6. Em cada lote de experimento foram realizados três testes: inóculo + substrato, substrato (avaliar a produção individual da FORSU) e inóculo (avaliar a contribuição do lodo na produção de biogás). A fim de atender aos critérios mencionados, quantidades específicas de inóculo, substrato e água são adicionados nos reatores, conforme visto na Tabela 4.1. de forma resumida. Os testes de 28 dias foram realizados com 70% de ocupação do volume útil dos frascos e os de 49 dias com 50% de ocupação.

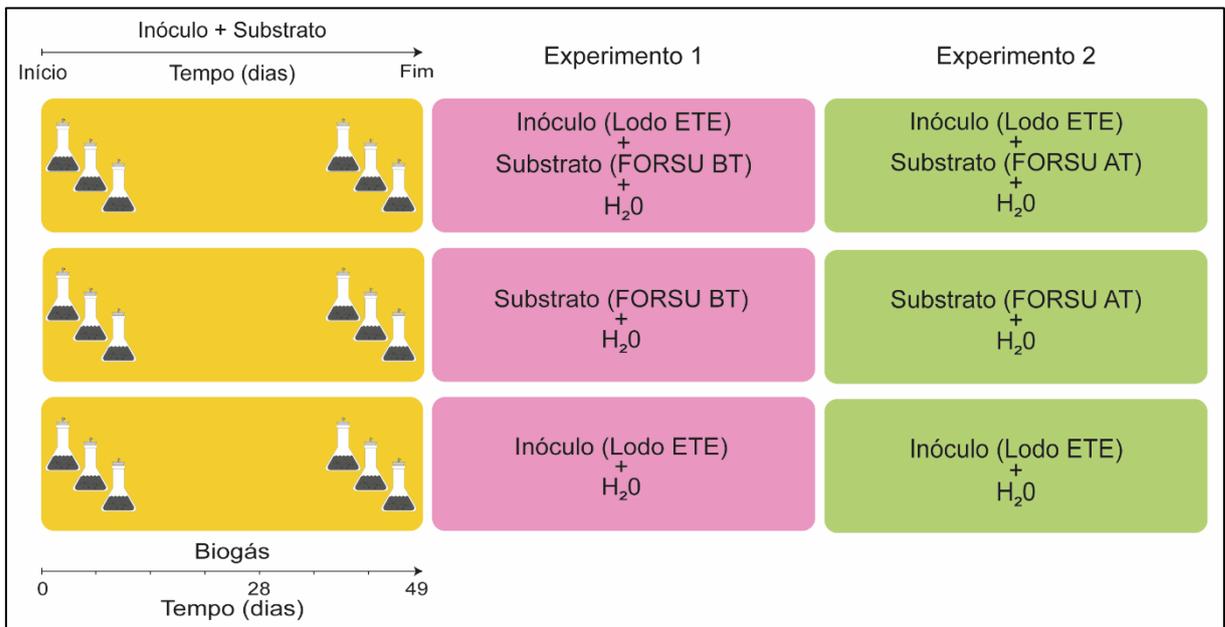


Figura 4.6. Resumo dos testes de potencial bioquímico de metano.

Tabela 4.1. Dados relativos às quantidades de material incubado nos reatores para análise do potencial bioquímico de metano.

Teste 28 dias – FORSU BT	Substrato (g)	Inóculo (mL)	Água (mL)
Teste 1 - Lodo de ETE + FORSU	3,66	139	32
Teste 2 – FORSU	3,66	-	171
Teste 3 – Lodo ETE	-	139	36
Teste 28 dias – FORSU AT	Substrato (g)	Inóculo (mL)	Água (mL)
Teste 1 - Lodo de ETE + FORSU verão	4,7	139	31
Teste 2 – FORSU verão	4,7	-	170
Teste 3 – Lodo ETE	-	139	36
Teste 49 dias – FORSU BT	Substrato (g)	Inóculo (mL)	Água (mL)
Teste 1 - Lodo de ETE + FORSU	2,7	103,1	19,2
Teste 2 – Lodo ETE	-	103,1	21,9
Teste 49 dias – FORSU AT	Substrato (g)	Inóculo (mL)	Água (mL)
Teste 1 - Lodo de ETE + FORSU verão	3,4	103,1	18,5
Teste 2 – Lodo ETE	-	103,1	21,9

Análises: Análises físico-químicas e microbiológicas foram realizadas no início e final do processo, visto que os ensaios são em batelada, conforme Figura 4.7. As análises de ST, SV, pH, teor de carbono, nitrogênio, hidrogênio e oxigênio, foram realizadas de forma semelhante à descrita anteriormente nas seções 4.4.1, 4.4.2, 4.4.3 e 4.4.4. Além disso, também foi realizada a determinação de micro-organismos heterotróficos totais e a identificação da comunidade procariótica dos lotes dos experimentos.

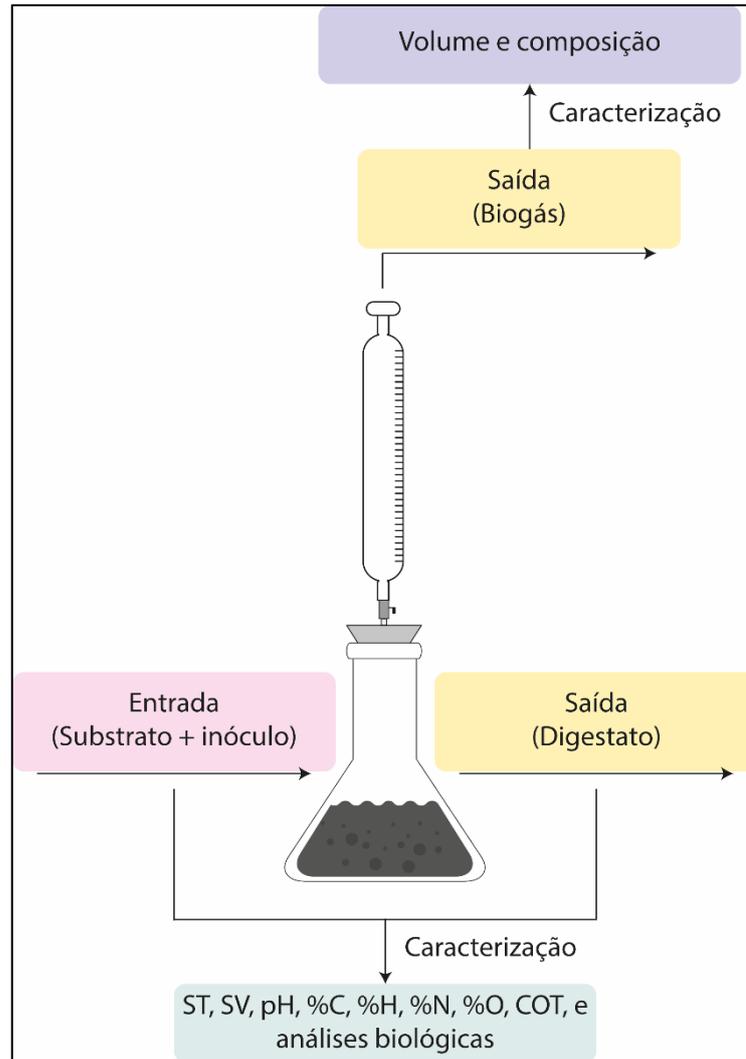


Figura 4.7. Desenho esquemático das análises que foram realizadas durante os testes de PBM.

A detecção de micro-organismos heterotróficos totais foi realizada seguindo o protocolo de Asikong e colaboradores (2016). As amostras foram diluídas em solução salina estéril [água ultrapura contendo 0,9% cloreto de sódio (NaCl)]. A diluição seriada foi realizada adicionando 1 mL de cada mistura a 9 mL de solução salina, de forma sequencial até uma diluição de 10^{-6} . Após, alíquotas de 25 μL das diluições 10^{-3} e 10^{-6} foram semeadas, em triplicata, em dois meios de cultura sólidos: (i) meio ágar-nutriente, para detecção de bactérias, e (ii) meio *Sabouraud* (para detecção de fungos filamentosos e/ou leveduras). As placas foram incubadas em estufa, a 37 °C, em condições de aerobiose e de restrição de O_2 (microaerofilia) até o aparecimento

de colônias microbianas (aproximadamente 72 h). Os testes em condições de microaerofilia foram realizados em sacos *zip lock* com atmosfera de CO₂. Essa metodologia consiste em uma adaptação realizada, a fim de simular as condições existentes em jarras de anaerobiose. Essa adaptação se fez necessária em virtude da estrutura laboratorial existente. O CO₂ foi o gás escolhido considerando que os microorganismos existentes no processo possivelmente são tolerantes a esse gás, visto que durante o processo estão permanentemente em contato com ele. Após detecção de crescimento microbiano, foi realizada a contagem de unidades formadoras de colônias/mL (UFC) e aplicada na Eq. 4.3. Análises estatísticas foram realizadas utilizando GraphPad Prism 8, aplicando o teste One-way ANOVA seguido do pós-teste de multicomparação Tukey.

$$UFC/mL = \frac{VMC \times VFD \times FD}{VP} \quad (4.3)$$

Onde;

UFC/mL = Unidades formadoras de colônia por mL.

VMC = Valor médio da contagem;

VFD = Volume final da diluição (1000 µL);

FD = Fator de diluição;

VP = Volume Plaqueado (25 µL).

Para identificação dos microrganismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia dos resíduos, as amostras do início e do fim do processo (49 dias) foram enviadas para sequenciamento de DNA de alto desempenho na empresa Neopropecta (Neopropecta Microbiome Technologies, Brasil). A identificação de bactérias e Archaeas foi realizada utilizando o sequenciamento de alto desempenho das regiões V3/V4 do gene 16S rRNA. O preparo das bibliotecas seguiu o protocolo padrão da empresa. Foi realizada amplificação com primers para região V3-V4 do gene rRNA 16S, 341F (CCTACGGGRSGCAGCAG) e 806R

(GGACTACHVGGGTWTCTAAT) (CAPORASO et al., 2012; WANG; QIAN, 2009). As bibliotecas foram sequenciadas utilizando o equipamento MiSeq Sequencing System (Illumina Inc., USA) e o *kit* V2, com 300 ciclos e sequenciamento *single-end*. As sequências foram analisadas por meio do *pipeline* Sentinel. No pipeline Sentinel, os arquivos *fastq* foram avaliados quanto à qualidade *Phred* (QP) usando o programa *FastQC* v.0.11.8 (ANDREWS, 2010). A seguir, os arquivos *fastq* são submetidos à trimagem de primers e sequências com baixa qualidade (*Phred* < 20), em *software* da empresa baseado no projeto *BioPython* (COCK et al., 2009). *Clusters* com abundância menor do que 2, são removidos das análises, pois tais estruturas normalmente são relacionadas a sequências quimeras (SMYTH et al., 2010). As identificações taxonômicas são realizadas com *blastn* v.2.6.0+ (ALTSCHUL et al., 1990), usando como referência um banco de dados próprio e/ou público. A similaridades entre as amostradas foi avaliada por diagrama de *Venn*, utilizando o *software* *Venny 2.1*. (OLIVEROS, 2007).

O biogás produzido durante os testes, foi avaliado durante todo o período de forma quantitativa e qualitativa, conforme Figura 4.7. A análise do volume de gás foi feita por deslocamento de coluna d'água, e o volume gerado foi aplicado na Eq. 4.4 com o objetivo de se obter o volume de gás nas condições normais de temperatura e pressão (CNTP).

$$V_0^{tr} = V \cdot \frac{(p - p_w) \cdot T_0}{p_0 \cdot T} \quad (4.4)$$

Onde;

V_0^{tr} = Volume do gás seco no estado normal, em mL;

V = Volume do gás como lido, em mL;

p = Pressão da fase gasosa no momento da leitura, em hPa;

p_w = Pressão de vapor (p_w) da água em função da temperatura do espaço ambiente, em hPa ;

T_0 = Temperatura normal; $T_0 = 273$ K;

p_0 = Pressão normal; $p_0 = 1013$ hPa;

T = Temperatura do gás de fermentação ou do espaço ambiente, em K.

O biogás gerado foi coletado com seringas acopladas a torneiras de três vias pelo septo presente no topo da ampola de vidro e armazenado em *vials* com septo de borracha limpos com gás hélio. Os teores de CH₄ e CO₂ no biogás foram avaliados por cromatografia gasosa, utilizando um cromatógrafo gasoso da *Shimadzu*[®] (CG-2010). Este dispositivo está equipado com detector por ionização de chama (*FID*, do inglês *Flame Ionization Detector*) que foi utilizado para quantificar os compostos de interesse. Hélio foi utilizado como gás de arraste com fluxo constante de 10,5 mL/min. Gás hidrogênio e ar comprimido foram usados como gás de combustão no detector *FID* a 280 °C. Um acessório, conhecido como metanador (MTN-1), foi utilizado para converter o CO₂ em CH₄, usando hidrogênio em excesso, após a separação na coluna cromatográfica para detecção no *FID*. Foi utilizada uma coluna capilar *Carboxen 1006* (30 m de comprimento, 0.53 mm de diâmetro interno). O programa de temperatura do CG começou em 40 °C (mantido por 4 min), foi aumentada para 120 °C a uma taxa de 8 °C/min (mantida por 1 min). Foram utilizados padrões gasosos para quantificação dos compostos.

4.5. Caracterização Térmica dos Resíduos Sólidos Urbanos

Nessa seção estão descritas as análises que foram realizadas para caracterizar os RSUs de Xangri-lá quanto ao seu potencial térmico.

4.5.1. Determinação do Poder Calorífico Superior (PCS)

Para determinação do poder calorífico superior (PCS) dos resíduos da cidade de Xangri-lá, amostras foram preparadas em laboratório, de acordo com a composição gravimétrica. Não foram incluídos nesta análise os resíduos de vidro e alumínio, visto que esses resíduos apresentam grande potencial para reciclagem. Foram avaliadas amostras da fração combustível dos resíduos e do *mix* de RSU, conforme composição

presente na Tabela 4.2. As análises do *mix* de RSU foram realizadas com a fração orgânica in natura e seca em estufa a 105 °C. O poder calorífico das amostras foi determinado no laboratório da Fundação ProAmb, Unidade de Blendagem, localizada na cidade de Nova Santa Rita, RS.

Tabela 4.2. Composição das frações utilizadas para a determinação das características de degradação térmica dos RSU da cidade de Xangri-lá.

Componente (%)	Mix de RSU	Fração combustível do RSU
Matéria orgânica	80,97	-
Plásticos	10,52	55,62
Papel e papelão	5,57	29,14
Panos e trapos	2,04	10,56
Isopor	0,69	3,81
Madeira	0,20	0,88

4.5.2. Análise Termogravimétrica (TGA)

A avaliação do comportamento térmico das amostras foi realizada em equipamento SDT, modelo Q600 (TA Instruments®) do Laboratório de Caracterização de Materiais (LCM) da Escola Politécnica da PUCRS. Utilizou-se taxa de aquecimento de 20 °C/min, da temperatura ambiente até 800 °C, sob atmosfera de gás nitrogênio. Foram analisadas as amostras compostas de *mix* RSUs de Xangri-lá, a fração combustível bem como as frações individuais. As análises foram realizadas em duplicata e a massa utilizada variou entre 1 e 10 mg, pois as densidades das amostras eram diferentes.

4.5.3. Pirólise

A seguir está detalhada a metodologia utilizada para avaliar o comportamento dos RSUs coletados em Xangri-lá em um processo de pirólise, assim como as metodologias utilizadas para caracterizar os produtos (carvão, bio-óleo e gás) gerados pelo processo.

4.5.3.1. Descrição do Aparato Experimental

A avaliação do comportamento dos RSUs coletados em Xangri-lá em um processo de pirólise foi realizada em um reator de batelada. O sistema experimental utilizado pertence ao grupo GIMSCOP (Grupo de Intensificação, Modelagem, Simulação, Controle e Otimização de Processos) do DEQUI (Departamento de Engenharia Química) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS).

O reator de pirólise é do tipo leito fixo construído em aço inox 304, como visto na Figura 4.8.A. O corpo do reator é um tubo de 100 mm de diâmetro interno e 200 mm de altura, com volume interno de aproximadamente 1,6L. O reator é fechado com uma tampa, que é vedada por uma gaxeta de graflex e por uma série de parafusos que proporcionam o isolamento e vedação necessária. A saída de voláteis consiste em um tubo em posição vertical acoplado à tampa. O tubo vertical é então conectado a um condensador de bolas (resfriado à corrente de água).

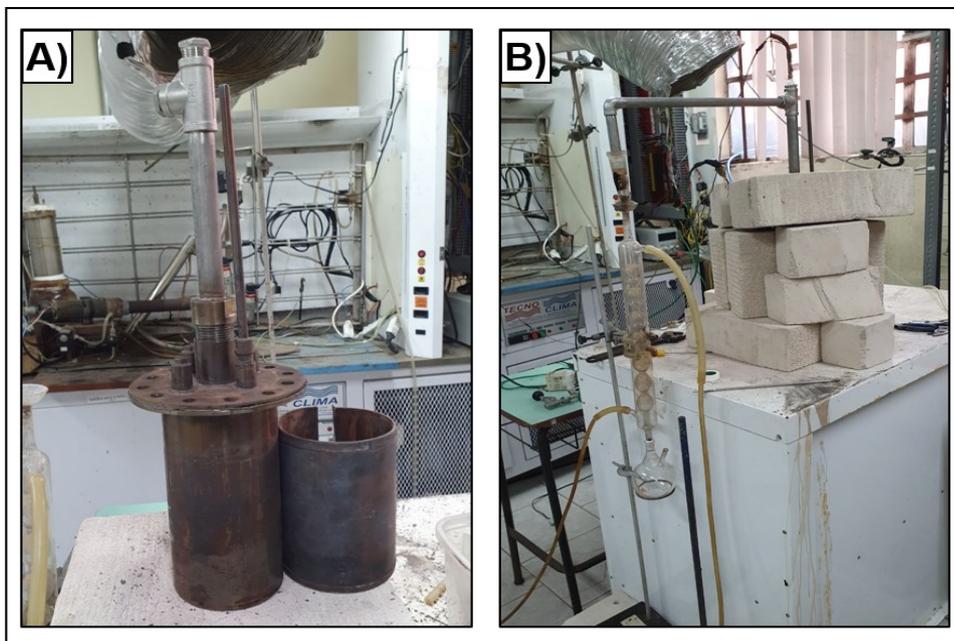


Figura 4.8.A) Reator utilizado para a realização dos experimentos de pirólise; e B) Sistema completo e operante da pirólise.

Fonte: Elaborada pela autora.

Uma visão geral do sistema em operação da planta de pirólise pode ser vista na Figura 4.8.B. Além disso, a Figura 4.9. apresenta uma representação esquemática da planta que permite visualizar com mais clareza os componentes do sistema.

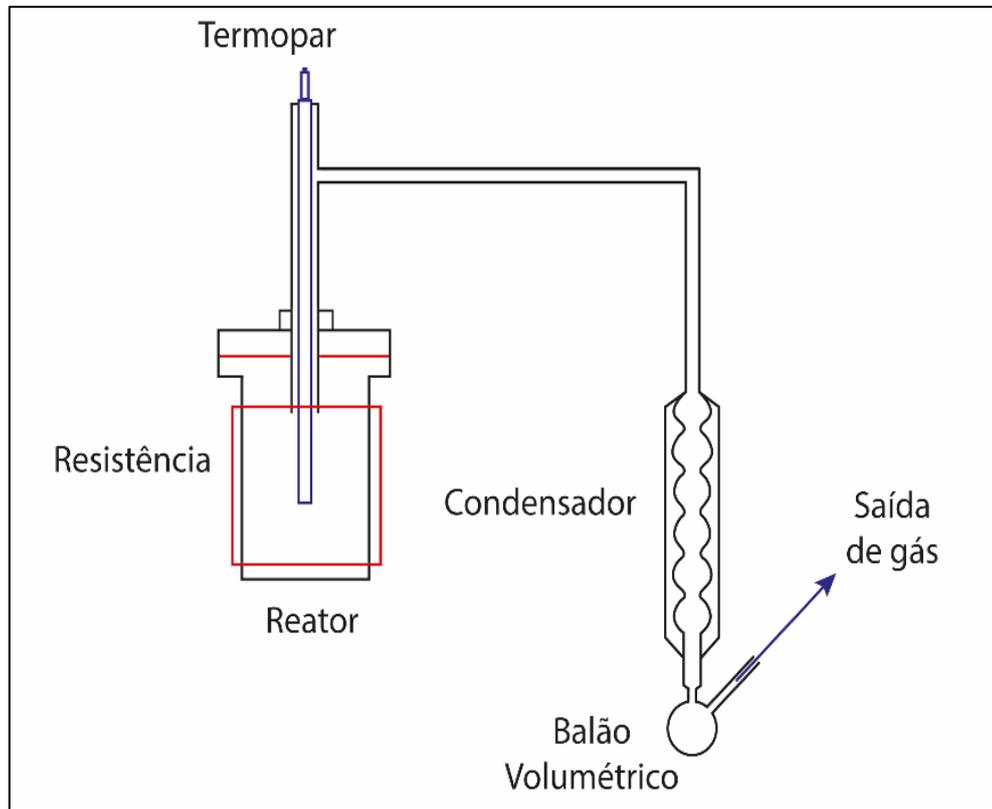


Figura 4.9. Planta esquemática de pirólise.

Fonte: Elaborada pela autora.

O aquecimento do reator é realizado por uma camisa de aquecimento elétrico com 500 W de potência que envolve totalmente a parte externa, tornando o fornecimento de energia uniforme em toda a parede do cilindro. Um relé de potência é vinculado a resistência, proporcionando um controle de aquecimento ao longo das corridas. Um sistema de isolamento térmico, a base de blocos de cerâmica, é utilizado na porção externa do reator a fim de isolar a propagação de calor para o ambiente e proporcionar a manutenção e eficiência da temperatura interna de pirólise. A medida da temperatura é realizada por um termopar tipo K inserido na saída de voláteis com a ponta posicionada no interior do corpo do reator, em contato com a biomassa. O

controle de temperatura é realizado por um sistema baseado em Arduino, com leitura do termopar e atuação na camisa de aquecimento através de um relé de estado sólido. A potência de aquecimento é definida pelo tempo em que a resistência de aquecimento é ligada pelo relé dentro de um período de 10s (exemplo: 5s ligado a cada 10s de período, 50% de potência). Todo processo é controlado por um sistema de aquisição e controle de dados, o qual possibilita o acionamento ou desligamento (automaticamente ou manualmente), das variáveis envolvidas no processo.

4.5.3.2. Procedimento Experimental

Os testes de pirólise conduzidos nesse trabalho consistem em um estudo preliminar de aplicação dos RSU de Xangri-lá em processos de tratamento termoquímico de resíduos. Para os testes foram utilizadas duas frações: o *mix* de RSU e a fração combustível, ambas as frações já foram detalhadas na seção 4.5.1., na Tabela 4.2. A fração orgânica, presente no *mix* de RSU, foi previamente seca em estufa a 105 °C para remoção da umidade. As amostras foram diminuídas até tamanho inferior a 5 mm. Foram realizados testes em triplicata para cada uma das frações, totalizando 6 experimentos, como visto a seguir na Tabela 4.3.

Tabela 4.3. Condições e parâmetros utilizados durante os experimentos de pirólise.

Experimento	Temperatura (°C)	Taxa de aquecimento (°C/min)	Resíduo
<i>Mix</i> 1	500	3,4	<i>Mix</i> RSU
<i>Mix</i> 2	500	3,5	<i>Mix</i> RSU
<i>Mix</i> 3	500	3,5	<i>Mix</i> RSU
FC 1	500	3,3	Fração combustível
FC 2	500	2,8	Fração combustível
FC 3	500	3,3	Fração combustível

Inicialmente os resíduos foram carregados no reator, utilizou-se uma massa de 120 g de resíduo. Em seguida o reator foi fechado, o sistema montado e iniciou-se o processo de aquecimento. O reator foi aquecido da temperatura ambiente até temperatura de 500 °C, conforme visto na Tabela 4.3. Os voláteis produzidos durante

o processo foram conduzidos ao condensador onde os gases condensáveis foram liquefeitos. O bio-óleo resultante do processo de condensação foi coletado ao fundo do condensador em um balão volumétrico de 250 mL. Essa fração foi pesada e armazenada em frascos de vidro para posterior caracterização. Os gases não condensáveis foram direcionados à um tubo de exaustão através de uma mangueira de silicone acoplada a saída lateral do balão volumétrico. Parte desses gases foram coletados para caracterização em duas temperaturas: 350 e 500 °C. Os gases foram coletados com uma seringa acoplada a uma torneira de três vias na saída da mangueira de silicone e armazenados em *vials* com septo de borracha limpos com gás hélio. Após atingir a temperatura desejada, o processo foi finalizado, o reator resfriado e o resíduo sólido remanescente no reator, denominado de carvão, foi coletado para análise. As corridas tiveram duração média de 2 horas e 30 minutos.

4.5.3.3. Cálculo do Rendimento

O rendimento e quantificação dos produtos foram realizados por pesagem dos produtos gerados. O carvão correspondeu a massa de resíduo remanescente dentro do reator. O bio-óleo a massa coletada dentro do balão volumétrico do processo de condensação. E por fim, a quantidade de gás gerada foi calculada por diferença, ou seja, a entrada de biomassa foi reduzida das saídas de carvão e bio-óleo. Devido a essa abordagem, quaisquer perdas que tenham ocorrido durante o processo acabaram sendo consideradas como gás, e por isso essa fração será denominada de “gás e perdas”.

4.5.3.4. Caracterização do Bio-óleo

Cromatografia Gasosa com Espectrometria de Massas (CG-MS): A composição química das amostras líquidas foi analisada em um cromatógrafo gasoso acoplado a um espectrômetro de massa Shimadzu (CGMS - QP 2010). A coluna utilizada foi uma DB-5 (30 m × 0,25 mm × 0,25 µm). A temperatura do forno foi programada para iniciar em 45 ° C por 4 min, aumentar para 280 °C a uma taxa de

aquecimento de 3 °C/min e, em seguida, manter a temperatura por 20 min. A temperatura do injetor foi fixada em 250 °C e utilizou-se um split de 15:1. O Hélio foi usado como gás de arraste com um fluxo de 1 mL/min. As amostras foram diluídas em acetona e filtradas com filtro de PTFE de 0,22 µm. Foram injetados 1 µL de amostra. O corte do solvente foi realizado a 8 min de análise. Os resultados foram obtidos por varredura completa do espectro de massas (modo SCAN), dentro da faixa m/z de 50 a 400. Para identificação dos compostos foi realizada uma análise qualitativa, onde os espectros de massa dos compostos foram comparados com os da biblioteca *NIST* (RAYMUNDO et al., 2019).

Espectroscopia no Infravermelho (FTIR): As análises de infravermelho foram realizadas em equipamento *Perkin Elmer Spectrum 100* acoplado ao acessório universal refletância total atenuada (*UATR*, do inglês *Universal Attenuated Total Reflectance*). As amostras foram armazenadas refrigeradas até o momento da análise. Os espectros de infravermelho foram obtidos por transmitância, com 16 scans e resolução de 4cm⁻¹. Antes de analisar as amostras foi realizado um background para remover interferências no espectro. Para essas amostras não foi necessário a utilização de pressão.

4.5.3.5. Caracterização do Carvão

Composição elementar: A determinação do teor de carbono, hidrogênio e nitrogênio foi realizada em um analisador elementar de marca e modelo *LECO Truspec CHN*, de forma semelhante à descrita na seção 4.4.4. O teor de enxofre foi determinado por um analisador elementar de marca e modelo *LECO SC632* equipado com detector de infravermelho de SO₂. Para a análise, 100 mg de amostra foram queimadas numa atmosfera de oxigênio a uma temperatura de 1350 °C. O controle e operação do equipamento ocorreu através do programa *LECO® SC632 Analysis Software v1.53*.

Espectroscopia no Infravermelho (FTIR): As análises de infravermelho foram realizadas de forma semelhante à descrita da seção 4.5.3.4. Deste caso, como se tratava de amostras sólidas, utiliza-se força de 90 Gauge de pressão, conforme orientação do fabricante.

Microscopia eletrônica de varredura: As imagens das amostras de carvão foram obtidas em um Microscópio Eletrônico de Varredura por Emissão de Campo (*MEV-FEG*) *FEI Inspect F50* no modo de elétrons secundários do Laboratório Central de Microscopia e Microanálise (LabCEMM) da PUCRS. As amostras foram metalizadas com ouro em uma metalizadora Quorum, modelo Q 150R ES plus.

Área superficial e volume de poros: A área superficial e o volume total de poros dos carvões produzidos foram avaliados pelo método *Brunauer, Emmett e Teller* (BET). As amostras foram secas em equipamento *Flow prep 060* da *Micromeritics*, com fluxo de N₂ e temperatura de 250 °C. As análises foram conduzidas no equipamento *Tristar II plus*, da *Micromeritics* utilizando vácuo em Hélio.

4.5.3.6. Caracterização do Gás

Cromatografia gasosa: A caracterização da fração gasosa gerada no processo de pirólise foi realizada por um cromatógrafo a gás, *Shimadzu*, modelo CG-2014, mesmo equipamento utilizado e detalhado na seção 4.4.5. O detector *FID* foi utilizado para a quantificação de hidrocarbonetos leves [metano (CH₄), etano, eteno, propano, propeno, butano e buteno], monóxido de carbono (CO) e dióxido de carbono (CO₂). Além do detector *FID*, já detalhado na seção 4.4.5. o equipamento também possui um detector de condutividade térmica (*TCD*, do inglês *Thermal Conductivity Detector*), que permite a quantificação do hidrogênio (H₂), oxigênio (O₂) e nitrogênio (N₂). A análise foi feita simultaneamente nos dois detectores, pois o equipamento é composto por um sistema de loops que permite que a amostra de gás seja distribuída aos detectores em uma única injeção. Foi injetado uma alíquota de 10 mL de amostra do gás. O hélio foi utilizado como gás de arraste com fluxo de 38,5 mL/min e a

temperatura do detector foi de 280 °C. Nesse caso, foram utilizadas uma coluna *Hayesep Q* (2 m de comprimento, 3 mm de diâmetro interno) e uma coluna *Molecular Sieve 5A* (2 m de comprimento, 2 mm de diâmetro interno).

Para quantificação de todos esses compostos o programa de temperatura do CG começou em 40 °C (mantido por 4 min), foi aumentada para 180 °C a uma taxa de 8 °C/min (mantida por 11 min) e na sequência foi aumentada para 220 °C com uma taxa de 8 °C/min (mantida por 22,5 min), totalizando 60 min de corrida. Foram utilizados padrões gasosos para qualificação dos compostos.

4.6. Análise Teórica de Dados

4.6.1. Análise dos Relatórios de RSUs Produzidos em Xangri-lá

Os dados referentes à quantidade de resíduos sólidos urbanos produzidos em Xangri-lá nos anos de 2018 e 2019 foram analisados a fim de identificar o impacto do aumento da população nos meses de AT na geração de resíduos na cidade. Para tal, os dados presentes nos relatórios mensais elaborados pela prefeitura municipal de Capão da Canoa, responsável pelo aterro onde os resíduos de Xangri-lá são dispostos, foram coletados, processados e analisados.

4.6.2. Modelagem dos Dados – Modelo *WARM*

Para analisar e determinar o impacto de diferentes estratégias de gestão de resíduos para a cidade de Xangri-lá, utilizou-se o modelo *WARM* - Versão 15, desenvolvido pela *USEPA*. Os cenários avaliados neste estudo foram baseados na composição gravimétrica dos RSUs de Xangri-lá, pois o *software* requer dados de entrada de cada tipo de material presente no fluxo de resíduos.

A modelagem limitou-se a um ano de geração e tratamento de resíduos. Dessa forma, foi considerada uma entrada de 10 mil toneladas de resíduos. Esse valor

corresponde à média arredondada da quantidade de RSU destinada ao aterro do Capão da Canoa pela cidade de Xangri-lá nos anos de 2018 e 2019. Além disso, para a modelagem, foram feitas algumas considerações: (i) resíduos de madeira foram incluídos na fração de matéria orgânica; (ii) resíduos de alumínio e metais foram agrupados em uma mistura de metais e; (iii) o pano, trapos, couro e borracha não foram considerados, pois não podem ser caracterizados como resíduos recicláveis nem como matéria orgânica biodegradável. Assim, a composição e classes dos materiais utilizados na modelagem são apresentadas na Tabela 4.4.

Tabela 4.4. Composição gravimétrica considerada para modelagem no *software WARM*.

Componente	Porcentagem (%)
<i>Mix</i> de orgânicos	78,41
<i>Mix</i> de plásticos	10,87
Vidro	3,97
<i>Mix</i> de papel (residencial)	5,43
<i>Mix</i> de metais	1,33
Total	100,00

Atualmente, aproximadamente 6,7% dos resíduos produzidos na cidade são enviados para reciclagem. Considerando que a reciclagem é a melhor alternativa de gestão, essa parcela de resíduos não foi considerada na modelagem. Considerou-se apenas a parcela de resíduos destinada ao aterro sanitário. Desta forma, no cenário de base, 0% dos resíduos são reciclados e 100% são destinados ao aterro sanitário. Foram considerados cinco cenários de reciclagem: 0% 25% 50% 75% e 100%. Foi utilizado um desenho de mistura considerando três opções de manejo: aterro sanitário, incineração e digestão anaeróbia.

De acordo com o *USEPA*, é extremamente improvável que RSUs mistos sejam tratados por DA, por isso, essa opção de tratamento só foi incluída na modelagem quando 100% dos resíduos recicláveis são separados na fonte (*USEPA*, 2019). Os modelos consideraram as três opções de aterro: sem recuperação de gás (técnica atual utilizada pela prefeitura na gestão do misto de RSU), recuperação de gás para

energia e queima em *flare*. No total, 114 cenários de gestão de RSU foram modelados para Xangri-lá e estão detalhados no Apêndice A. Em todos os cenários, foram avaliados os seguintes parâmetros: tCO₂e, tCe, BTU, horas de trabalho, salários e impostos. Informações mais detalhada sobre as premissas utilizadas pelo *software WARM* estão detalhadas no Anexo A. Alguns parâmetros utilizados na modelagem são fixos do *software*, e não podem ser alterados. Por outro lado, alguns parâmetros devem ser selecionados no momento da modelagem. O Quadro 4.2. demonstra os parâmetros e escolhas feitas no presente estudo.

Quadro 4.2. Parâmetros de análise *WARM*.

Parâmetro <i>WARM</i>	Opções <i>WARM</i>	Opções utilizadas neste trabalho
Estimativa de redução na fonte	<ul style="list-style-type: none"> • Mistura atual • 100% virgem 	Não considerado
Tipo de aterro	<ul style="list-style-type: none"> • Média nacional • Com recuperação de gás de aterro • Sem recuperação de gás de aterro 	Duas opções foram avaliadas: Com e sem recuperação de gás de aterro
Recuperação de gás de aterro	<ul style="list-style-type: none"> • Recuperação para energia • Queima (<i>flare</i>) 	Ambas as opções foram avaliadas
Tipo de recuperação de gás de aterro	<ul style="list-style-type: none"> • Operação típica – padrão • Coleta no pior cenário • Coleta agressiva de gás • Coleção regulatória da Califórnia 	Operação típica - padrão
Condição de umidade e taxa de decaimento	<ul style="list-style-type: none"> • Média nacional • seco; k = 0,02 • Moderado; k = 0,04 • Úmido; k = 0,06 • Bioreator; k = 0,12 	Moderado; k = 0,04
Digestão anaeróbia	<ul style="list-style-type: none"> • Digestor seco • Digestor úmido 	Digestor seco
Digestato	<ul style="list-style-type: none"> • Seco • Úmido 	Seco
Emissões durante Transporte	<ul style="list-style-type: none"> • Distância padrão (32 km) • Informação fornecida 	32 km

Para os cenários de aterros com recuperação de gás, a eficiência da coleta de gás foi considerada de um aterro típico, que representa uma média dos aterros dos Estados Unidos, uma vez que a eficiência local não é conhecida. As condições de umidade e a taxa de decaimento (k) associada aos RSUs foram selecionadas como sendo moderadas ($k = 0,04$), de acordo com o clima descrito para a região (PESSOA, 2017). Em relação ao processo de DA, foi escolhida a digestão seca, pois essa é o único tipo possível para misto de resíduos orgânicos no *software WARM*. Considerou-se que o digestato resultante dos processos de digestão anaeróbia foi seco, ou seja, desaguado, e os líquidos recuperados e devolvidos ao reator. Além disso, utilizou-se a distância padrão *WARM* (32 km) para todas as tecnologias avaliadas, para que esse parâmetro não influenciasse os resultados.

4.6.2.1. Métodos Estatísticos

Para obter o maior volume de informações possível, foi aplicado o método de planejamento de experimentos (*DOE*, do inglês *design of experiments*) e análise de dados, a fim de otimizar a interpretação dos dados e a tomada de decisão para a elaboração de políticas públicas. Os cenários de gerenciamento de resíduos utilizados como entrada para o programa *WARM* foram delineados utilizando o modelo de design *Simplex Retiice*, realizado no *software Minitab 19*. Ao definir a gama de valores que os diferentes parâmetros podem assumir, o DOE estabelece a combinação de dados de entrada a serem simulados. Dessa forma, é possível garantir que os cenários de gestão de resíduos possuam simetria e que os resultados apresentem uma gama representativa de saídas considerando todos os critérios mencionados.

Após a obtenção das saídas de diferentes cenários simulados no *WARM*, a avaliação estatística do presente trabalho foi realizada pela Análise de Componentes Principais (*PCA* - do inglês *Principal Component Analysis*), Análise Hierárquica de *Cluster* (*HCA* - do inglês *Hierarchical Cluster Analysis*) e Análise de Correlação utilizando o *software Solo+MIA* (Eigenvector Research). *PCA* e *HCA* são ferramentas de análise multivariada aplicadas para facilitar a interpretação de conjuntos de dados,

enquanto a análise de correlação avalia a relação entre os parâmetros avaliados utilizando regressões lineares. Para que todos os parâmetros possuam o mesmo peso na análise do *PCA*, os dados foram previamente auto escalados e centrados na média.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados desse trabalho serão apresentados a seguir e estão divididos em 4 seções: 5.1, 5.2, 5.3 e 5.4. Cada uma desses itens está relacionado com um dos objetivos específicos desse trabalho. Na seção 5.1 são apresentados os resultados da caracterização qualitativa das RSU coletados na cidade de Xangri-lá. A seção 5.2 refere-se aos resultados da avaliação do potencial de degradação da FORSU e da capacidade de produção de metano dessa fração. Na seção 5.3 são detalhados os resultados obtidos para a caracterização térmica do mix de RSU e da fração combustível e da aplicação desses resíduos no processo de pirólise. E por fim, na seção 5.4, são apresentados os dados quantitativos dos RSU coletados na cidade e os resultados referentes a modelagem de cenários realizada no *software WARM*.

5.1. Composição Gravimétrica

A composição gravimétrica dos resíduos da cidade de Xangri-lá está descrita na Tabela 5.1. Os resultados mostram que mais de 75% dos resíduos (em peso) destinados ao aterro sanitário são constituídos por matéria orgânica. O elevado percentual de matéria orgânica pode ser atribuído a grande porcentagem de água presente na composição desses resíduos. Essa característica torna essa fração dos RSUs mais pesada que resíduos como plásticos e papeis. Além disto, à presença da coleta seletiva na cidade, retira uma parcela dos resíduos recicláveis da coleta convencional. O percentual de resíduos coletados pela coleta seletiva correspondeu a 5,6% e 7,7% da quantidade total de resíduos coletados na cidade nos anos de 2018 e 2019, respectivamente. Esses dados serão detalhados e discutidos posteriormente na seção 5.4.1.

Tabela 5.1. Resultado da composição gravimétrica dos resíduos de Xangri-lá na alta e baixa temporada.

Componente	Baixa temporada (%)	Alta temporada (%)	Média Xangri-lá (%)
Matéria Orgânica	77,32	76,05	76,70
Plástico	9,38	10,64	10,00
Vidro	3,21	4,57	3,90
Papel e Papelão	5,94	4,70	5,35
Alumínio	0,58	0,58	0,57
Metais	0,77	0,68	0,72
Tecidos	2,36	1,54	2,00
Madeira	0,00	0,39	0,20
Isopor	0,45	0,86	0,64
Total	100,00	100,00	100,00

Após, foi caracterizada a fração orgânica dos resíduos. Vale ressaltar que, embora a análise gravimétrica tenha indicado a fração orgânica como majoritária nos resíduos de Xangri-lá, visualmente observou-se a presença de muitos materiais, como latinhas de alumínio e garrafas de polietileno tereftalato (PET), que são leves, mas que ocupam maior volume. Esses materiais deveriam ser separados na fonte (residências) pela população e destinados de forma correta para coleta seletiva, visto que a cidade dispõe de tal serviço.

5.2. Caracterização da Fração Orgânica dos Resíduos

Os resultados da caracterização inicial da fração orgânica dos resíduos sólidos da cidade de Xangri-lá são demonstrados na Tabela 5.2. A fração orgânica dos resíduos da cidade de Xangri-lá, da BT, apresentou um teor de ST médio de $44,83 \pm 3,68\%$, enquanto na AT, a média foi de $32,08 \pm 0,82\%$. O teor de ST, está relacionado ao teor de umidade dos resíduos, o qual pode ser influenciado pela localização geográfica, pelo método de classificação e categorização dos resíduos e pela estação do ano em que a amostra foi analisada (RUDRA; TESFAGABER, 2019). Nesse caso, a única variável, possivelmente em questão, é a época do ano em que os resíduos

foram coletados uma vez que, é possível observar que o conteúdo de ST foi distinto entre as estações do ano analisadas neste estudo.

Tabela 5.2. Caracterização inicial da fração orgânica dos resíduos da cidade de Xangri-lá.

Parâmetro	FORSU BT ± DP¹	FORSU AT ± DP¹
Sólidos totais (%)	44,83 ± 3,68	32,08 ± 0,82
Sólidos voláteis (%)	87,40 ± 2,63	88,37 ± 1,01
pH (23,5°C)	5,58 ± 0,05	4,94 ± 0,14
C (%)	44,10 ± 0,68	43,42 ± 2,03
H (%)	6,83 ± 0,22	6,86 ± 0,09
N (%)	1,59 ± 0,53	1,30 ± 0,08
COT (%)	41,52 ± 1,25	41,99 ± 1,68
C/N (%)	27,78	33,48

¹ - Desvio padrão

O valor médio de SV, na BT, foi de $87,40 \pm 2,63$, e na AT, foi de $88,37 \pm 1,01$. Com isso, nota-se que os valores foram semelhantes entres as coletas da AT e BT. Os SV representam a porção orgânica dos resíduos que podem ser digeridas, desta forma, baseado nos resultados obtidos até aqui, as FORSUs coletadas na alta e baixa temporada podem apresentar taxas de biodegradabilidade semelhantes (BERNAT et al., 2019; DHAR et al., 2016). Os testes de PBM, que serão discutidos na sequência desse trabalho, mostrarão se essa hipótese é realmente verdadeira.

Quanto ao valor médio do pH dos resíduos, um valor de $5,58 \pm 0,05$ foi encontrado para aqueles da BT, e de $4,94 \pm 0,14$ para os da AT. A composição de carbono foi de $44,00 \pm 0,60$ e $42,51 \pm 2,97$, de nitrogênio foi de $1,59 \pm 0,53$ e $1,30 \pm 0,08$ e de hidrogênio foi de $6,18 \pm 0,03$ e $6,16 \pm 0,22$ nos resíduos da BT e AT, respectivamente. A concentração de COT foi de $41,52 \pm 1,25$ nos resíduos da BT e de $41,99 \pm 1,68$ nos da AT. Esse parâmetro representa o conteúdo orgânico presente na matéria-prima e que, conseqüentemente, está disponível para ação dos micro-organismos. A proporção entre entradas e saídas, deste parâmetro, é frequentemente usada como indicador do rendimento em processos de DA (LI et al., 2017a). Assim

como os valores de COT também são semelhantes entre as coletas em diferentes épocas, o que pode sugerir uma taxa de biodegradação semelhante entre as amostras.

Outro fator relevante para a DA, é a razão C/N, pois o carbono é a fonte de energia para os micro-organismos, enquanto o nitrogênio desempenha um papel importante no aumento da população microbiana (BERNAT et al., 2019; PANIGRAHI; DUBEY, 2019). Geralmente, um substrato é considerado adequado para a aplicação em processos de DA quando a razão C/N está entre 20:1 e 30:1 (BERNAT et al., 2019; BLASIUS et al., 2020; FAN et al., 2018; IJMKER et al., 2012; PANIGRAHI; DUBEY, 2019).

O processo de DA é sensível à proporção de C/N, pois o processo metabólico dos micro-organismos envolvidos demanda uma proporção adequada de C/N (PANIGRAHI; DUBEY, 2019). Se a proporção for muito alta, pode ocorrer o esgotamento do nitrogênio disponível, para as bactérias, ocasionando a redução na quantidade de biogás produzida, bem como acúmulo de ácidos graxos voláteis, o que também perturba o processo de DA. Por outro lado, se a proporção for muito baixa, o nitrogênio será liberado na forma de amônia, aumentando o pH, que pode interromper o equilíbrio do nitrogênio e ser tóxico aos micro-organismos (BERNAT et al., 2019). Neste contexto, a FORSU de Xangri-lá, coletada na BT, apresenta valores de C/N de 27,78%, dentro da faixa relatado como ótima, enquanto a fração coletada na AT, apresenta valores um pouco acima dos mencionados, 33,48%.

De um modo geral, os RSUs apresentam uma variação em suas características entre países e, até mesmo, entre cidades, portanto, não é possível generalizar as características dos resíduos. Desta forma, o estudo das características dos resíduos, de um determinado local, permite avaliar quais as alternativas de gerenciamento são mais adequadas para a região (TYAGI et al., 2018). Tipicamente, a FORSU é caracterizada por alta concentração de ST (30-50%), SV na faixa de 90%, pH entre 4 e 6, composição de carbono na faixa de 40%, concentração de nitrogênio com valores

entre 1,5 e 3,8% e de H entre 5 e 7% (CAPELA et al., 2008; PANIGRAHI; DUBEY, 2019; TYAGI et al., 2018). Observa-se que as características da fração orgânica dos resíduos de Xangri-lá, apresentadas na Tabela 5.2., corroboram com os dados tipicamente relatados para esse tipo de resíduo (CAPELA et al., 2008; PANIGRAHI; DUBEY, 2019; TYAGI et al., 2018). Adicionalmente, resíduos com características semelhantes são utilizados em processos de digestão anaeróbia, o que sugere que as FORSUs de Xangri-lá apresentam potencial para serem tratadas por essa tecnologia (BEEVI; MADHU; SAHOO, 2015; RUBIA et al., 2018). Somado a isso, quando se analisa os valores da relação C/N, citados anteriormente, isoladamente, nota-se que, possivelmente, os resíduos coletados na BT apresentariam melhor desempenho no processo de DA, apesar de ambos os resíduos (BT e AT) apresentarem valores semelhante de SV e COT. A fim de confirmar tal hipótese, testes de PBM foram realizados.

5.2.1. Potencial Bioquímico de Metano (PBM)

Para avaliar a biodegradabilidade e o potencial da FORSU, da cidade de Xangri-lá, para utilização em processos de DA, testes de PBM foram realizados. Os resíduos coletados, na alta e na baixa temporada, foram avaliados separadamente, a fim de observar se o período do ano, devido ao aumento populacional, interfere na constituição orgânica do resíduo e, conseqüentemente, na produção de biogás e metano. Como observado anteriormente, a composição gravimétrica é semelhante entre as temporadas, no entanto, os materiais presentes na fração orgânica podem sofrer variações e interferir no potencial de produção de metano e biogás. Os resultados obtidos serão apresentados a seguir, e estão divididos em dois períodos de incubação: 28 e 49 dias.

5.2.1.1. Tempo de incubação: 28 dias

Os resultados obtidos nos testes de PBM utilizando o resíduo coletado na BT, com tempo de incubação de 28 dias, estão apresentados na Tabela 5.3.

Tabela 5.3. Resultados do teste de PBM do resíduo da baixa temporada em 28 dias.

Parâmetro	FORSU BT		Lodo		FORSU BT + Lodo	
	0 dias	28 dias	0 dias	28 dias	0 dias	28 dias
ST (g de ST/L) ¹	8,3 ± 1,8	8,2 ± 3,2	24,5 ± 2,3	26,4 ± 6,8	27,3 ± 3,8	28,0 ± 3,1
SV (g de SV/L) ²	5,2 ± 1,8	4,9 ± 3,2	16,0 ± 2,7	18,2 ± 8,0	21,3 ± 3,6	19,7 ± 2,5
pH	6,0 ± 0,1	3,8 ± 0,3	6,9 ± 0,1	6,6 ± 0,0	6,5 ± 0,0	6,7 ± 0,1
Volume de Biogás normalizado acumulado (mL)	-	0,0 ± 0,0	-	164,30 ± 35,74	-	89,3 ± 33,3

¹ g de ST/L = gramas de sólidos totais/litro; ² g de SV/L = gramas de sólidos voláteis/litro.

Observa-se que o teste controle, com a FORSU da BT, não apresentou produção de biogás, em nenhuma das triplicatas. Foi possível observar a acidificação da reação no final do experimento. Tal redução no pH é indesejável para a produção de biogás, pois pH abaixo de 6,2 é considerado inadequado e inibitório ao processo de DA (JIANG et al., 2010; WEILAND, 2010). A redução pode ser decorrente do fato que, durante as fases de acidogênese e acetogênese, há a produção de ácidos graxos voláteis, os quais podem acumular-se, caso não sejam utilizados por Archaeas metanogênicas (BERNAT et al., 2019; KONG et al., 2018; WEILAND, 2010). Desta forma, o desequilíbrio, entre as fases do processo, pode gerar um acúmulo de ácidos, ocasionando uma redução no pH, devido à falta da riqueza microbiana provinda do inóculo (lodo de ETE).

Este resultado demonstra que um dos desafios do processo de DA é a manutenção do pH em uma faixa adequada. A acidificação observada durante o experimento não impossibilita a utilização da FORSU coletada na cidade de Xangri-lá como substrato para DA, pois o pH da reação pode ser corrigido. A correção/manutenção do pH, pode ser alcançado através da adição de sais alcalinos ou codigestão com outros resíduos que apresentem características complementares (PANIGRAHI; DUBEY, 2019). Além disso, tais testes foram realizados sem a presença de um inóculo, o qual pode conter micro-organismos que são capazes de consumir os ácidos graxos produzidos em uma velocidade suficiente para não inibir a produção de biogás. Assim, a ausência do inóculo pode ocasionar desequilíbrio no meio, em função

da baixa riqueza microbiana. O inóculo auxilia no equilíbrio das fases iniciais que por sua vez, constituem as etapas mais críticas do processo (CAMPUZANO, 2020).

Em relação aos testes realizados com FORSU BT + lodo (Tabela 5.3.), os resultados mostraram uma produção inferior àquela observada nos testes realizados apenas com o lodo (inóculo). Ambos os testes apresentaram pH próximo da neutralidade, o que é benéfico para a produção de biogás. Em relação aos valores de ST e SV, a concentração permaneceu praticamente inalterada, quando foram comparados o início e o fim do processo, considerando os desvios padrão. No entanto, tais resultados são contraditórios ao que pode ser encontrado na literatura, visto que produção de biogás é decorrente da degradação da matéria orgânica (PANIGRAHI; DUBEY, 2019). Desta forma, os valores de ST e SV deveriam apresentar uma redução, pois é possível observar a produção de biogás e, conseqüentemente, degradação da matéria orgânica.

Estes resultados podem ser justificados pela limitação causada pelo preparo das amostras, submetidas tanto aos testes de PBM como às análises físico-químicas. Isso porque, para a realização deste lote de experimentos, FORSUs da BT e o lodo foram pesados separadamente para cada finalidade (PBM e ST/SV). Assim, como ponto de melhoria técnica, nos demais testes realizados, a amostra utilizada para PBM foi a mesma utilizada para as análises físico-químicas.

O volume de biogás produzido nestes primeiros testes de PBM do inóculo e do substrato/inóculo pode ser visualizado na Figura 5.1. O volume de biogás produzido apenas pelo inóculo foi superior ao produzido pelo inóculo/substrato, e apresentou reprodutibilidade entre as triplicatas, enquanto, na presença da FORSU, não foi obtida reprodutibilidade significativa. Esse resultado pode ser atribuído à alta heterogeneidade dos resíduos, o que dificulta a padronização dos testes (TAHERYMOOSAVI et al., 2017).

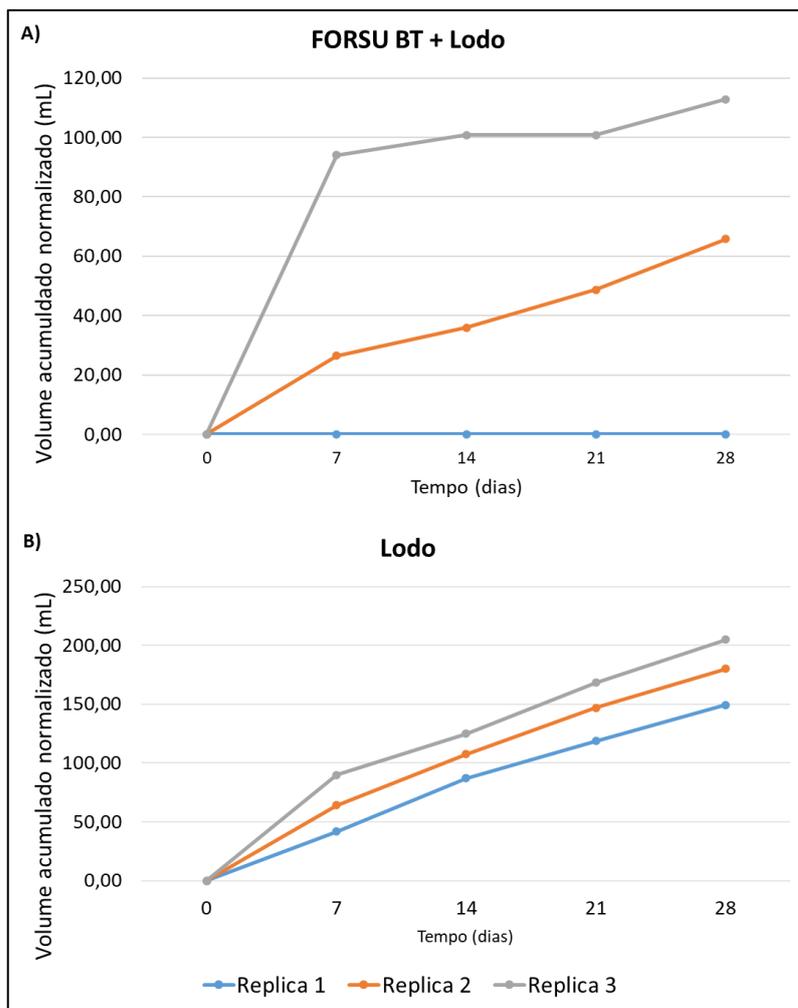


Figura 5.1. Curva de produção de biogás do teste de PBM utilizando A) FORSU baixa temporada + inóculo; e B) Inóculo.

Além disso, o tamanho das partículas, presentes no resíduo, possivelmente também interfere na degradação biológica, pois a decomposição depende da área de superfície acessível para o ataque microbiano (PANIGRAHI; DUBEY, 2019). Por isso, a fim de obter resultados reprodutíveis entre as amostras, nos próximos lotes de experimentos, a FORSU foi triturada e misturada com o inóculo em um liquidificador antes do início do teste para tornar a matéria orgânica mais acessível para a hidrólise, bem como uma melhor homogeneização.

A Figura 5.1., demonstra que nenhuma das curvas atingiu um valor constante, em 28 dias de experimento. Além disso, foi observada uma tendência de aumento no

volume de biogás produzido para os testes de substrato/inóculo a partir do dia 21. Possivelmente, esse comportamento pode ser atribuído à disponibilidade da matéria orgânica no meio. Uma hipótese para isso é que, primeiramente, os micro-organismos presentes na mistura consumiram a matéria orgânica facilmente disponível no inóculo, e em seguida passaram a degradar a matéria orgânica dos RSUs, exigindo um período de adaptação metabólica. Desta forma, para analisar e determinar o processo de degradação, possivelmente é necessário um período maior de incubação do experimento, até uma estabilização na produção de biogás.

A Figura 5.2. apresenta as concentrações de CH₄ e CO₂ presentes no biogás produzido durante os testes de PBM da FORSU coletada na baixa temporada.

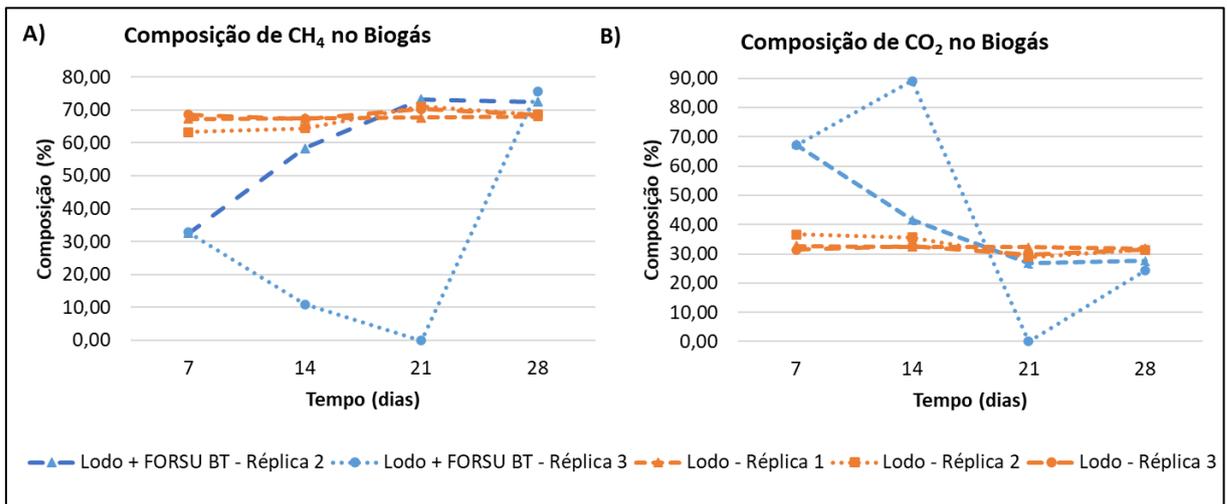


Figura 5.2. Composição do biogás no teste de PBM da FORSU da baixa temporada A) Concentração de CH₄; e B) Concentração de CO₂.

A concentração máxima de metano no teste de PBM do inóculo foi de 71%, em uma das réplicas, com comportamento semelhante entre as réplicas. Além disso, nota-se que a concentração de CO₂ e CH₄ permaneceu praticamente inalterada ao longo do tempo, nos testes realizados com o inóculo. Por outro lado, observa-se que a concentração de metano tem um tendência de crescimento nos testes de Lodo + FORSU, evidenciando o potencial de produção de metano da FORSU de Xangri-lá.

Nesses testes de inóculo/substrato uma das réplicas do teste produziu biogás com aproximadamente 75% de metano, valor superior ao relatado apenas para o inóculo.

É descrito que o biogás produzido, em processos de DA, possui tipicamente concentrações de metano entre 55 e 70% (APPELS et al., 2011; KUMAR; SAMADDER, 2017; ZHANG et al., 2018). No trabalho realizado por Derbal e colaboradores (2012), a concentração máxima de metano observada em testes de PBM da fração orgânica de RSU foi de 62,3%. Em outro estudo realizado por Kumar e colegas (2019) a produção máxima de metano foi de 40%. Desta forma, os valores acima mencionados são inferiores aos observados nesse teste (75% de metano). Sendo assim, os resíduos de Xangri-lá apresentaram capacidade de produção de biogás com alta concentração de metano, fato que aumenta o valor agregado deste biogás.

5.2.1.2. Tempo de incubação: 49 dias

Considerando os problemas observados com o tempo de incubação nos testes realizados com a FORSU da BT, os testes com a FORSU da AT já foram realizados em um tempo de incubação maior. Neste cenário, inicialmente foi escolhido o tempo de 28 dias de incubação, corroborando com o que é observado na literatura (ABAD et al., 2019; BROWNE; ALLEN; MURPHY, 2014; DHAR et al., 2016; ORNELAS-FERREIRA et al., 2020; RUBIA et al., 2018). No entanto, como os resultados obtidos não foram satisfatórios, os testes passaram a ser realizados em um período maior (49 dias). Esta escolha foi baseada em trabalhos de outros grupos, que é descrito que a estabilização da produção de biogás ocorre entre 40 e 60 dias de teste (ABUDI et al., 2016; BEEVI; MADHU; SAHOO, 2015; DONG; ZHENHONG; YONGMING, 2010; HOWELL; BENNETT; MATERIC, 2019; LI et al., 2017a). Assim, foi estabelecido um tempo intermediário à faixa relatada na literatura e que fosse múltiplo de 7, visto que as coletas de gás estavam sendo realizadas a cada 7 dias.

Desta forma, os experimentos com tempo de incubação de 28 dias, foram interrompidos e passou-se a realizar os testes com tempo de incubação de 49 dias. Além disso, os testes foram realizados com as modificações e alterações propostas, de acordo com as limitações observadas no teste com o resíduo da BT: preparo de uma única amostra para análises físico-químicas e incubação, homogeneização do substrato com o inóculo e trituração da FORSU para aumentar a área superficial.

No entanto, nos dois primeiros lotes, houve grande produção de gás, a qual ocasionou o rompimento das rolhas de vedação de alguns frascos. Desta forma, os testes foram encerrados antes do previsto. No primeiro lote de testes, a coleta de gás foi realizada a cada 7 dias, assim como no teste realizado para a FORSU da BT. Entre a coleta do 7º e 14º dia, houve o rompimento de algumas rolhas, possivelmente entre o 10º e 13º dia de experimento. Em virtude deste fato, no segundo experimento, as coletas foram realizadas a cada 3 dias. Porém, novamente, houve o rompimento das rolhas entre os dias 10 e 13.

Nos dois primeiros lotes de testes com o resíduo da AT, o biogás produzido pelos experimentos foi coletado e avaliado, até a interrupção pelo rompimento das rolhas. Da mesma forma que foi observado para os testes realizados com a FORSU da BT sem inóculo, os testes com a FORSU da AT (sem inóculo) não produziram biogás suficiente para ser quantificado. Evidenciando, mais uma vez, que a presença de inóculo é fundamental para a estabilização do processo de DA.

Desta forma, considerando esses resultados, a partir desta etapa não foram realizados experimentos utilizando apenas o resíduo (sem a presença de inóculo). Assim, um terceiro teste foi realizado, com coletas mais frequentes de gás para evitar o rompimento das rolhas, principalmente dentro do período crítico observado. Além disso, o novo teste foi realizado com ocupação de 50% do volume útil do frasco (em comparação a 70%, dos testes anteriores).

Os resultados referentes ao terceiro lote de experimentos, realizado com a FORSU da AT, durante o tempo de 49 dias, podem ser visualizados na Tabela 5.4.

Tabela 5.4. Resultados do teste de PBM de 49 dias do resíduo coletado na alta temporada.

Parâmetro	Lodo		FORSU AT + Lodo	
	0 dias	49 dias	0 dias	49 dias
ST (g de ST/L) ¹	26,6 ± 2,9	21,9 ± 2,3	32,4 ± 0,8	26,1 ± 1,8
SV (g de SV/L) ²	17,7 ± 3,8	13,8 ± 3,5	20,7 ± 0,4	17,4 ± 2,4
pH	6,86 ± 0,02	6,66 ± 0,06	6,59 ± 0,02	6,02 ± 0,04
C (%)	31,90 ± 0,94	29,10 ± 0,26	33,05 ± 0,54	32,55 ± 0,28
H (%)	5,02 ± 0,01	4,87 ± 0,03	5,40 ± 0,11	5,21 ± 0,09
N (%)	3,81 ± 0,02	3,55 ± 0,06	3,12 ± 0,07	3,55 ± 0,04
COT (%)	29,78 ± 0,12	28,72 ± 0,14	32,51 ± 0,32	31,47 ± 0,32
C/N (%)	8,38 ± 0,27	8,20 ± 0,15	10,59 ± 0,43	9,17 ± 0,09
Volume normalizado biogás acumulado (mL)	-	113,0 ± 10,4	-	266,5 ± 8,8

¹ g de ST/L = gramas de sólidos totais/litro; ² g de SV/L = gramas de sólidos voláteis/litro.

O pH do meio permaneceu próximo da neutralidade em todos os testes, potencializando, conseqüentemente, a produção de biogás. Pois como discutido anteriormente, o desequilíbrio do pH do meio pode inibir o processo de produção de biogás (JIANG et al., 2010; WEILAND, 2010; BERNAT et al., 2019)

Diferentemente do que foi observado no lote de teste de 28 dias com a FORSU da BT, neste caso houve redução na concentração de ST e SV, entre o início e o fim do processo de DA. Avaliando os resultados de degradação, houve a redução de, aproximadamente, 15% na quantidade de SV, entre o início e o fim do processo de DA da FORSU da AT. Esse valor está abaixo do relatado por Nielfa e colaboradores (2015), que encontrou porcentagem de remoção superiores a 40% para uma gama de substratos. No estudo realizado por Abudi e colaboradores (2016) foi encontrado uma porcentagem de remoção de 43,3% de SV para DA da FORSU.

Além disso, os valores de COT demonstram uma pequena variação entre o início e o fim do processo, indicando que houve uma baixa eficiência na degradação

na matéria orgânica. O COT e os SV são representações quantitativas da matéria orgânica (LI et al., 2017a; SCHIEVANO et al., 2011). No entanto, a degradação desses parâmetros no processo depende da capacidade da microbiota existente em degradar a fração orgânica disponível. Desta forma, possivelmente os micro-organismos presentes não foram eficazes para degradar algumas frações da matéria orgânica.

Outro dado importante para o processo de DA é a relação C/N, pois conforme mencionado anteriormente, é importante que a relação C/N esteja em um intervalo de 20-30 (BERNAT et al., 2019; BLASIUS et al., 2020; FAN et al., 2018; IJMKER et al., 2012; PANIGRAHI; DUBEY, 2019). Neste trabalho as relações C/N estão abaixo da faixa relatada como ideal, $10,59 \pm 0,43$ para o teste inóculo + substrato e $8,38 \pm 0,27$ para o teste do inóculo. Em virtude de problemas técnicos relacionados ao equipamento de análise, a determinação desse parâmetro só foi possível após a finalização dos testes, o que impediu a identificação precoce desse parâmetro que pode limitar o processo de DA. Razões de C/N baixas podem causar o acúmulo de amônia, aumentando o pH, normalmente acima de 8,5, o que resulta em um meio tóxico para Archaeas metanogênicas (BERNAT et al., 2019; MATHERI et al., 2018). No entanto, o pH do meio permaneceu próximo da neutralidade, o que pode ser um indicativo de que a razão C/N não foi um limitante para o processo de DA. Isso sugere que a relação C/N ideal está relacionada com o tipo de matéria-prima e pode variar com o tipo de substrato e inóculo utilizados (MATHERI et al., 2018).

Os dados da Tabela 5.4. mostram que o volume de biogás produzido pela condição inóculo/substrato foi superior à apenas com inóculo. Esse resultado indica que o pré-tratamento (trituração e mistura), utilizando liquidificador, garantiu a homogeneidade da mistura, tornando a matéria orgânica mais acessível à comunidade microbiana. A Figura 5.3.A. mostra a curva cumulativa de produção de biogás do FORSU da AT.

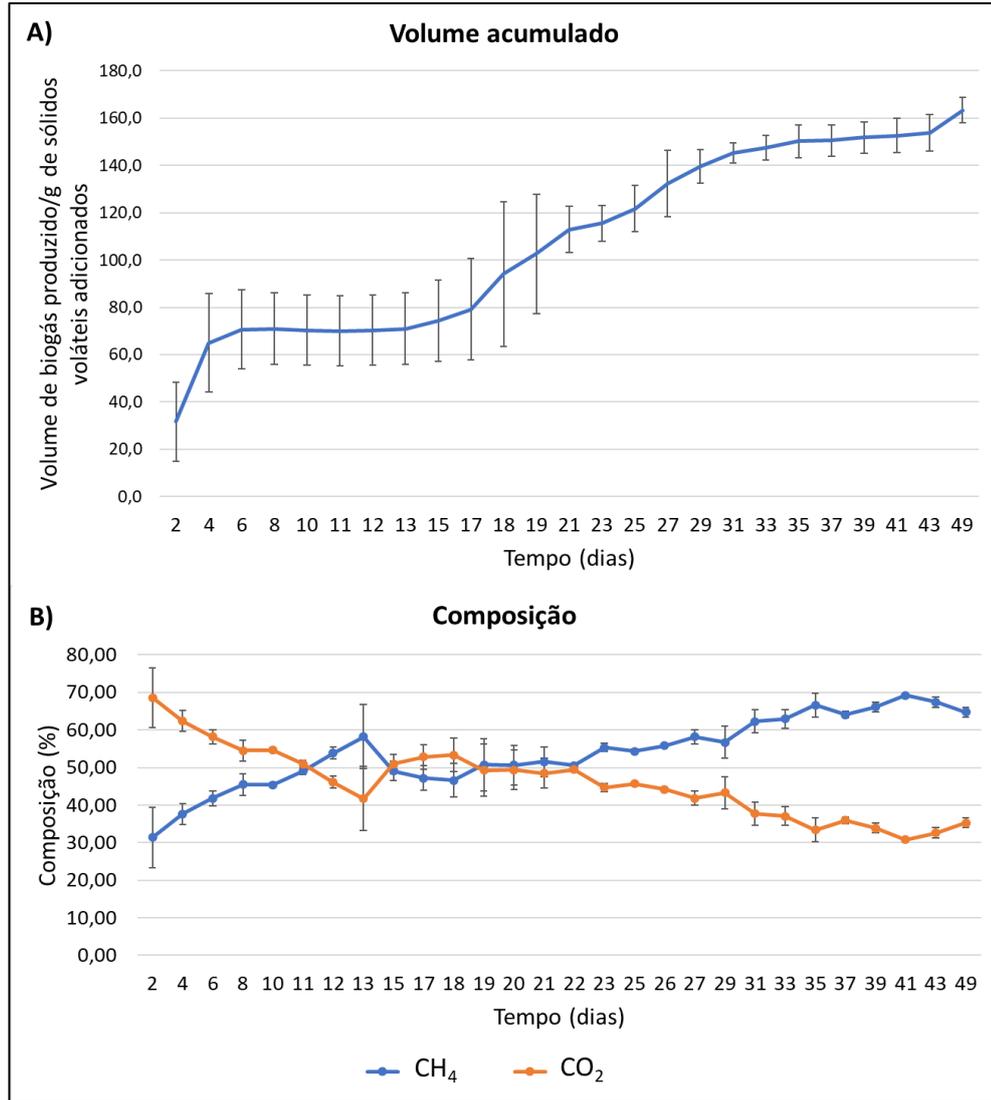


Figura 5.3. Biogás produzido a partir da mistura FORSU AT + lodo, onde A) Curva de produção; e B) Composição em base volumétrica.

O volume foi calculado a partir da Eq. 5.1. Sendo assim, do volume de biogás produzido nos testes inóculo/substrato foi subtraído o volume produzido nos testes apenas com o inóculo. Por fim, o volume foi dividido pela quantidade de sólidos voláteis adicionados. Chegou-se num valor de 163,3 mL de biogás/g de SV para a FORSU coletado na AT na cidade de Xangri-lá.

$$V = \frac{VM_{(I+L)} - VM_{(I)}}{SV} \quad (5.1)$$

Onde;

V = Volume normalizado de biogás acumulado/g de sólido volátil, em mL/g de SV;

$VM_{(I+L)}$ = Volume médio normalizado de biogás acumulado na triplicata dos testes de PBM do inóculo + substrato, em mL;

$VM_{(I)}$ = Volume médio normalizado de biogás acumulado na triplicata dos testes de PBM do inóculo, em mL;

SV = gramas de sólidos voláteis de substrato adicionada, em g de SV.

Existe uma grande variabilidade de resultados em testes PBM de FORSU, visto que o volume de biogás produzido é influenciado pelas condições operacionais, composição dos resíduos utilizados e pelo inóculo aplicado (RUBIA et al., 2018). Estudos encontrados na literatura relatam faixa de produção de 52,9 a 454,3 mL de biogás/g de SV adicionado, neste trabalho o volume produzido (163,3 mL de biogás/g de SV) está mais próximo do limite inferior da faixa relatada na literatura, quando foi utilizado o resíduo coletado na AT (ABAD et al., 2019; ABUDI et al., 2016; BEEVI; MADHU; SAHOO, 2015; DERBAL; BENCHEIKH-LEHOCINE; MENIAI, 2012; LI et al., 2017a; NIELFA et al., 2015; NIELFA; CANO; FDZ-POLANCO, 2015).

Além disso, a composição do substrato utilizado, bem como a sua biodisponibilidade (forma dissolvida e particulada), afeta a etapa de hidrólise e podem limitar a taxa de produção de metano (BERNAT et al., 2019). Para uma digestão anaeróbia equilibrada, a taxa de hidrólise deve ser maior do que a de metanogênese, pois a produção de metano será limitada pelo estágio hidrolítico. Em particular, os resíduos sólidos urbanos que apresentam em sua composição resíduos de jardim e poda, como os da cidade de Xangri-lá, apresentam índice de biodegradabilidade mais baixo (BROWNE; ALLEN; MURPHY, 2014). Os resíduos de jardim e poda são constituídos principalmente de celulose, hemicelulose e lignina. Apesar do conteúdo de celulose ser importante para o processo de DA, a presença de lignina e hemicelulose atuam como barreira física na biodegradação do substrato. Sendo assim, a presença desse tipo de resíduo pode ter resultado na hidrólise incompleta o que resultou em um menor rendimento de metano (PANIGRAHI; DUBEY, 2019).

Desta forma, etapas de pré-tratamento podem gerar maior eficiência no rendimento de metano no processo de DA da fração orgânica dos RSUs de Xangri-lá. O pré-tratamento de trituração dos resíduos em um liquidificador auxiliou no processo de DA, como evidenciou os resultados desse trabalho. No entanto, outros tipos de pré-tratamento, possivelmente seriam necessários aos resíduos de Xangri-lá, a fim de degradar a hemicelulose e a lignina para tornar a celulose acessível para a degradação. Muitos tipos de pré-tratamento tem sido propostos e avaliados para aumentar a DA entre eles a desintegração mecânica, ultrassom, térmicos, químicos e termoquímicos (PANIGRAHI; DUBEY, 2019; PECORINI et al., 2016; RASAPOOR et al., 2016; SHAHRIARI et al., 2012). Estudos mais aprofundados são necessários a fim de identificar qual tipo de pré-tratamento apresentaria melhores resultados com os resíduos de Xangri-lá. Uma alternativa é a separação dos resíduos lignocelulósicos (resíduos de jardim e poda) das demais frações dos resíduos a fim de, talvez, melhorar a taxa de hidrólise e de conseqüentemente de produção de metano.

Além disso, a baixa produção de biogás pode ser resultado da ineficiência do processo de DA em degradar a fração biodegradável, neste caso, o inóculo escolhido pode não ser o mais adequado (SCHIEVANO et al., 2011). Sendo assim, diferentes tipos de inóculos podem ser testados a fim de encontrar o mais adequado ao processo, que seja capaz de otimizar a produção de biogás. O lodo de ETE foi utilizado visto que era o único inóculo anaeróbio disponível para a realização dos testes. Além disso, a escolha também foi embasada no fato de se utilizar outro resíduo presente em grandes quantidades nas cidades. Dessa maneira, lodo de ETE também é um resíduo gerado na cidade de Xangri-lá que poderia ser utilizado em processos de DA. No entanto, o mais indicado seria a utilização de um inóculo que apresente características semelhantes ao do substrato que será utilizado. Um exemplo de inóculo, teoricamente mais adequado, seria FORSU já processada em plantas de DA e já aclimatizada as condições de teste. Desta forma, seria importante a realização de outros testes de PBM utilizando outros tipos de inóculo, além da caracterização do conteúdo de carboidratos, proteínas, gorduras, celulose, hemicelulose e lignina

presente na FORSU, pois o rendimento de metano no processo de DA depende fortemente da presença dessas moléculas (PANIGRAHI; DUBEY, 2019).

Na sequência, analisando os resultados de composição do biogás produzido pela FORSU coletada na AT no teste de 49 dias, Figura 5.3.B, nota-se as concentrações de metano aumentaram à medida que a fase metanogênica avançou, enquanto as concentrações de dióxido de carbono reduziram. Após o 22º dia o metano é o componente principal do biogás até o fim do processo. A concentração de metano variou de 31,5% no dia 2 até 64,7% no dia 49, atingindo seu pico no dia 43, representando 67,3% do biogás em relação ao dióxido de carbono. Os resultados obtidos estão em consonância, com relatos prévios, para a degradação anaeróbica da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (ÇETINKAYA; YETILMEZSOY, 2019; DERBAL; BENCHEIKH-LEHOCINE; MENIAI, 2012). Desta forma, assim como o resíduo coletado na BT, o resíduo da AT, também, apresenta potencial para produção de biogás, com considerável concentração de metano.

Por último, os testes de PBM da fração orgânica dos RSUs de Xangri-lá da BT foram repetidos, utilizando as mesmas condições relatadas acima para a fração da AT num tempo de 49 dias. Os resultados referentes a esse teste podem ser visualizados na Tabela 5.5.

Os resultados da Tabela 5.5. demonstram que o pH permaneceu próximo da neutralidade, e não inibiu a produção de biogás (BERNAT et al., 2019; JIANG et al., 2010; WEILAND, 2010). Os dados mostram que houve uma diminuição entre o conteúdo inicial de ST, SV e COT e o final do processo. Em relação aos SV foi observada a degradação de aproximadamente 23,1%, valor superior ao observado no teste de PBM com a FORSU da AT. Esse valor ainda está abaixo do relatado na literatura, na faixa de 40%, mas demonstra que o processo de degradação foi mais eficiente para a FORSU da baixa temporada do que da alta (ABUDI et al., 2016; NIELFA et al., 2015).

Tabela 5.5. Resultados do teste de PBM no tempo de 49 dias dos resíduos coletados na baixa temporada.

Parâmetro	Lodo		FORSU BT + Lodo	
	0 dias	49 dias	0 dias	49 dias
ST (g de ST/L) ¹	27,6 ± 2,35	21,5 ± 1,35	34,7 ± 1,62	29,6 ± 3,66
SV (g de SV/L) ²	17,30 ± 1,36	12,81 ± 1,36	23,12 ± 2,06	17,44 ± 1,97
pH	6,80 ± 0,09	6,76 ± 0,02	6,62 ± 0,05	6,59 ± 0,18
C (%)	30,05 ± 0,65	29,66 ± 0,19	34,52 ± 2,87	30,94 ± 0,42
H (%)	4,91 ± 0,03	4,94 ± 0,09	5,24 ± 0,07	4,97 ± 0,08
N (%)	3,68 ± 0,04	3,63 ± 0,11	3,12 ± 0,03	3,45 ± 0,17
COT (%)	29,46 ± 0,41	28,61 ± 0,44	32,34 ± 0,43	30,67 ± 0,32
C/N (%)	8,17 ± 0,23	8,18 ± 0,21	11,05 ± 0,81	8,98 ± 0,34
Volume normalizado de biogás acumulado (mL)	-	70,19 ± 8,82	-	291,22 ± 35,37

¹ g de ST/L = gramas de sólidos totais/litro; ² g de SV/L = gramas de sólidos voláteis/litro.

A razão de C/N dos testes substrato/inóculo também está abaixo do relatado na literatura como sendo a faixa ideal (BERNAT et al., 2019; BLASIUS et al., 2020; FAN et al., 2018; IJMKER et al., 2012; PANIGRAHI; DUBEY, 2019). Mas como já discutido anteriormente a razão C/N ótima pode variar dependendo do substrato. E nesse processo em específico, possivelmente esse parâmetro não inibiu a produção de biogás, visto que não houve o aumento do pH do meio (BERNAT et al., 2019; MATHERI et al., 2018). Porém a utilização de outros tipos de inóculo, poderiam favorecer o processo, visto que o substrato (FORSU coletado na baixa temporada), como discutido na seção 5.2, apresenta relação C/N dentro da faixa ótima.

Os dados de volume de biogás produzido nos testes realizados com inóculo/substrato foi superior ao teste apenas com inóculo. Subtraindo o valor de produção de biogás do inóculo do teste com inóculo/substrato e dividindo pela quantidade de sólidos voláteis adicionados, conforme Eq. 5.1., foi obtido o valor de 235,1 mL de biogás/g de SV para a FORSU coletado na baixa temporada. A Figura 5.4.A. mostra a curva cumulativa de produção de biogás da FORSU na baixa temporada em 49 dias de teste.

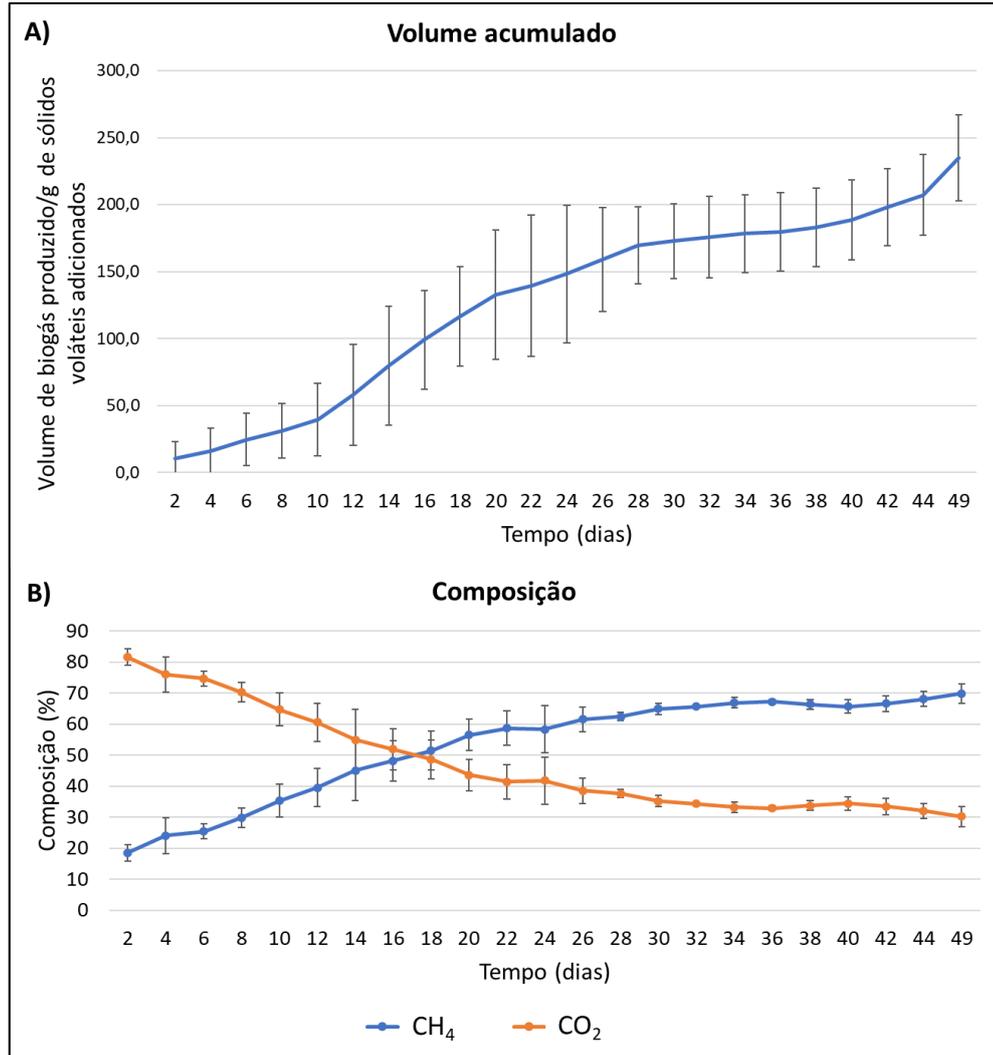


Figura 5.4. Biogás produzido a partir da mistura FORSU BT + lodo, onde A) Curva de produção; e B) Composição em base volumétrica.

Como relatado anteriormente na FORSU da cidade Xangri-lá há a presença de resíduos de poda e jardim. Porém a composição e as características desses resíduos podem variar de forma sazonal e influenciar no processo de degradação de DA (PANIGRAHI; DUBEY, 2019). Uma hipótese para a maior produção de biogás pela FORSU da BT é a presença de uma menor quantidade de resíduos de jardinagem nessa fração, e conseqüentemente, uma maior disponibilidade de matéria orgânica para ação dos micro-organismo. Ainda assim, é possível notar que o volume produzido está abaixo dos maiores volumes relatados em alguns estudos (de 348,1 a 454,3 mL de biogás/g de SV adicionado) (DERBAL; BENCHEIKH-LEHOCINE; MENIAI, 2012;

LI et al., 2017a; RUBIA et al., 2018). Desta forma, a utilização de etapas de pré-tratamento também podem ser necessárias para aumentar o rendimento de biogás dos resíduos da baixa temporada. Embora, possivelmente, apresentem uma menor quantidade de resíduos de jardinagem, ainda assim esses resíduos estão presentes e precisam ser tratados a fim de degradar os compostos lignocelulósicos em moléculas mais simples que sejam acessíveis aos micro-organismos (BERNAT et al., 2019; PANIGRAHI; DUBEY, 2019). Os valores de degradação dos ST, SV e COT encontrados nesse estudo estão abaixo dos valores de degradação relatados na literatura. Sendo assim, esse resultado indica que possivelmente ainda existe matéria orgânica a ser degradada na FORSU da BT de Xangri-lá o que poderia aumentar os rendimentos de biogás (RUBIA et al., 2018).

Analisando os resultados de composição do biogás produzido pela FORSU coletada na baixa temporada no teste de 49 dias, presentes na Figura 5.4.B, é possível observar que o metano se torna o componente principal do biogás após 18º dia de teste. A concentração de metano variou de 18,5% no dia 2 até o pico de 69,8% no dia 49. Os resultados obtidos estão em conformidade com dados da literatura, que mencionam uma variação de 55 a 70% de metano no biogás produzido por degradação anaeróbica da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (APPELS et al., 2011; KUMAR; SAMADDER, 2017; ZHANG et al., 2018).

Comparando os testes de PBM realizados com a FORSU da AT com os da BT no tempo de 49 dias, pode-se notar que a quantidade de biogás produzida foi significativamente maior na presença da FORSU da baixa temporada, quando comparada à da alta temporada ou ao inóculo. O volume de biogás produzido com a FORSU da BT foi aproximadamente 30,5% maior do que o volume obtido nos testes com a FORSU da AT. Tal observação baseia-se nos dados demonstrados na Figura 5.5. As barras verticais significam o desvio padrão da amostra enquanto as barras horizontais indicam que há diferença estatística entre as amostras comparadas pelo teste de Turkey. Os asteriscos estão relacionados com a significância estatística,

quanto maior o número de asteriscos, maior é a significância estatística entre as amostras.

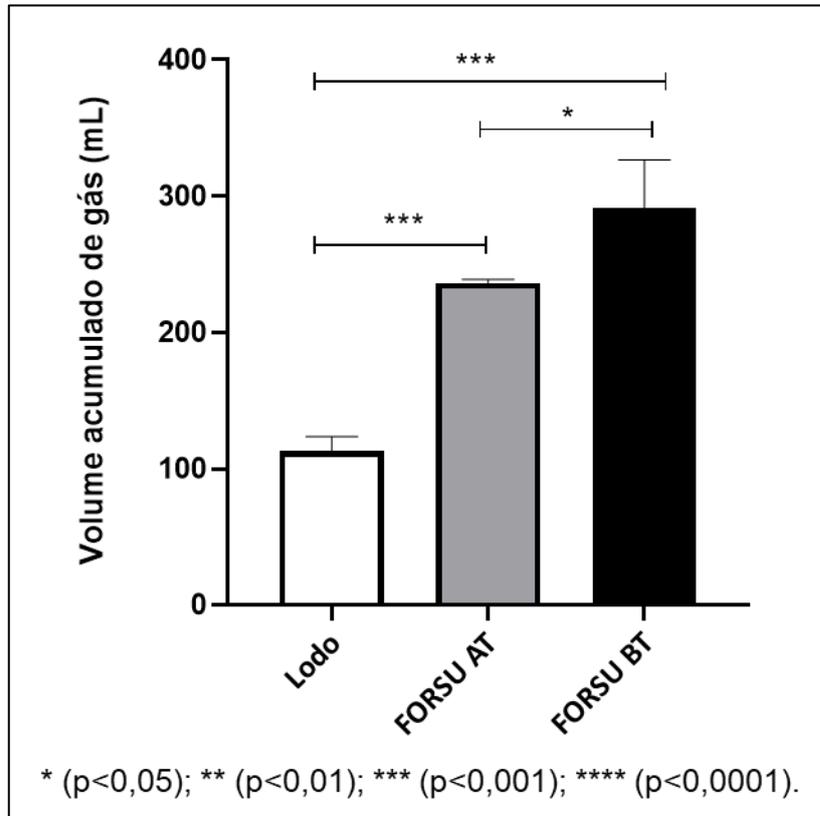


Figura 5.5. Volume acumulado de biogás obtido nos testes de potencial bioquímico de metano nos testes com o Lodo (AT), FORSU AT e FORSU BT.

Em relação a composição do biogás produzido, nota-se que no início do processo a concentração de metano foi menor nos testes realizados utilizando a FORSU da BT. Por outro lado, os testes com a FORSU da AT apresentam uma concentração de CH_4 mais elevada no início e isso corrobora com a hipótese de que a fase metanogênica, pode ter avançado rapidamente em relação à fase de hidrólise, limitando a produção de biogás nesses testes (BERNAT et al., 2019). Entretanto, a concentração de metano, obtida ao final do experimento (49º dia), foi mais elevada para os testes contendo o resíduo da baixa temporada (69,8%) em relação aos testes com resíduo coletado na AT (67,3% pico observado no dia 43).

Desta forma apesar de serem resíduos semelhantes do ponto de vista da composição gravimétrica e apresentarem concentração de SV próximos, possivelmente os materiais presentes na fração orgânica são diferentes e influenciaram no volume de biogás produzido e na concentração de metano. Sendo assim, possivelmente a composição da comunidade microbiana presente, tanto no substrato quanto no inóculo utilizados, influenciaram no processo de produção de biogás (DEMIREL; SCHERER, 2008; GIONGO et al., 2020). Ressalta-se aqui, que o lodo de ETE (utilizado como inóculo nos testes) foi proveniente da mesma amostragem, evidenciando que as diferenças encontradas são provenientes da heterogeneidade das FORSU coletados na BT e AT. Tal influência ocorre pois os micro-organismos, presentes nos digestores anaeróbios, são responsáveis pela conversão dos resíduos em compostos solúveis, os quais, por sua vez, serão utilizados como substrato para produção de CH₄ e CO₂ (WAN et al., 2013).

5.2.1.3. Identificação da Comunidade Microbiana

Para identificação dos micro-organismos potencialmente envolvidos no processo de digestão anaeróbia das FORSUs de Xangri-lá, foi realizada a análise da composição das comunidades microbianas, através do sequenciamento de DNA de alto desempenho. Foram sequenciadas amostras de inóculo e substrato/inóculo da AT e BT do início e fim dos testes de PBM. Ressalta-se que ao longo do texto as amostras de substrato/inóculo foram denominadas de FORSU BT e FORSU AT. Esta análise identificou a presença de 8 filos nas amostras, conforme demonstrado na Figura 5.6. Os filos dominantes em todas as amostras foram Firmicutes e Proteobacteria. A presença de ambos os filos já foi relatada na literatura em processos de digestão anaeróbia (BERNAT et al., 2019; GIONGO et al., 2020; HU; WANG; CHI, 2020; WAN et al., 2013; ZHANG et al., 2019). Além disso foram relatados como filos dominantes em RSU coletado em um aterro sanitário (WANG et al., 2017).

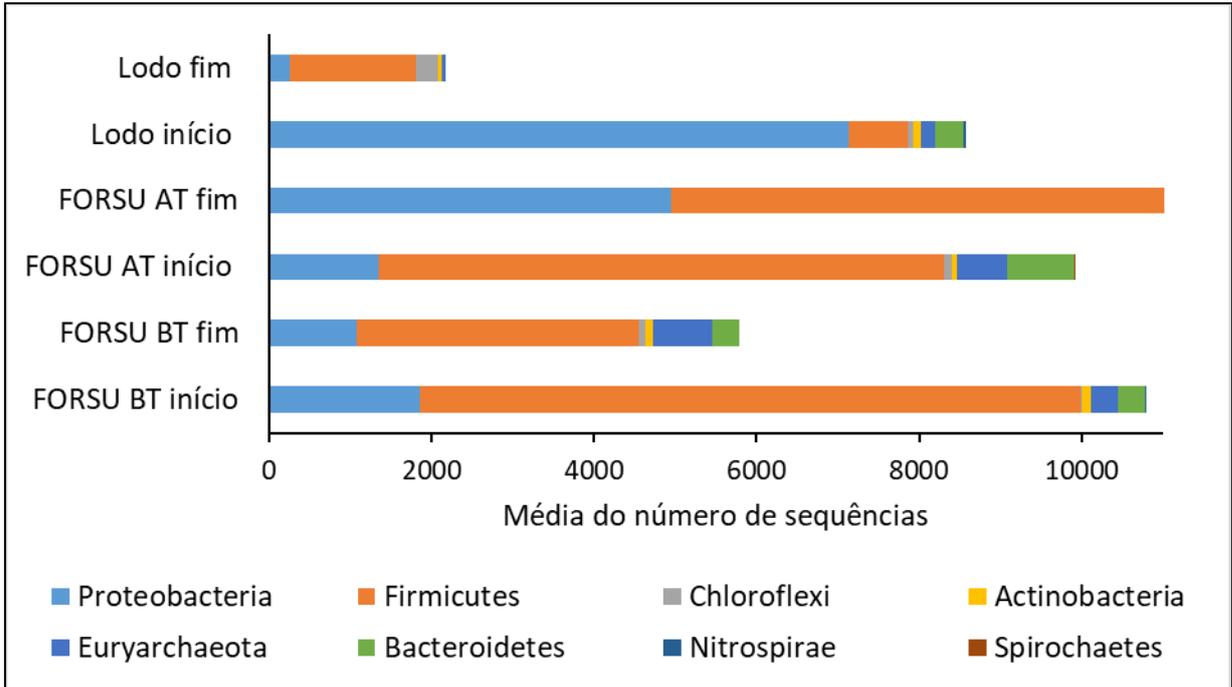


Figura 5.6. Filos identificados nas amostras do início e fim do processo de potencial bioquímico de metano.

No presente estudo, foi observado que o filo Firmicutes está presente em maior quantidade principalmente nas amostras contendo a FORSU, tanto da alta quanto da baixa temporada. Os micro-organismos pertencentes a esse filo são conhecidos por serem extremamente resistentes e capazes de degradar compostos orgânicos complexos (GARCIA-PEÑA et al., 2011; WAN et al., 2013). Normalmente são considerados bactérias fermentadoras e sintróficas (HU; WANG; CHI, 2020). O filo Proteobacteria apresenta uma grande diversidade de bactérias descritas e inúmeras funções metabólicas, incluindo a degradação de matéria orgânica e um papel fundamental no ciclo do carbono (WANG et al., 2017).

Os micro-organismos pertencentes ao filo Euryarchaeota foram relatados como capazes de oxidar metano, fixar nitrogênio, reduzir o nitrato, metabolizar enxofre e ferro, mas principalmente por estarem envolvidos na produção de metano (HU et al., 2013). O metano é formado por Archaeas metanogênicas, pertencentes ao filo Euryarchaeota, na etapa final da fermentação da matéria orgânica em ambientes

anaeróbicos (EVANS et al., 2019). Sendo assim, apesar de as Euryarchaeota não serem um dos filos dominantes encontrados nos testes de PBM, eles são extremamente importantes para o processo de digestão anaeróbia.

Os dados provenientes das espécies detectadas nas amostras dos testes de PBM foram comparados por diagrama de *Venn*, a fim de identificar, preliminarmente, aquelas espécies semelhantes e distintas entre as condições, conforme Figura 5.7.

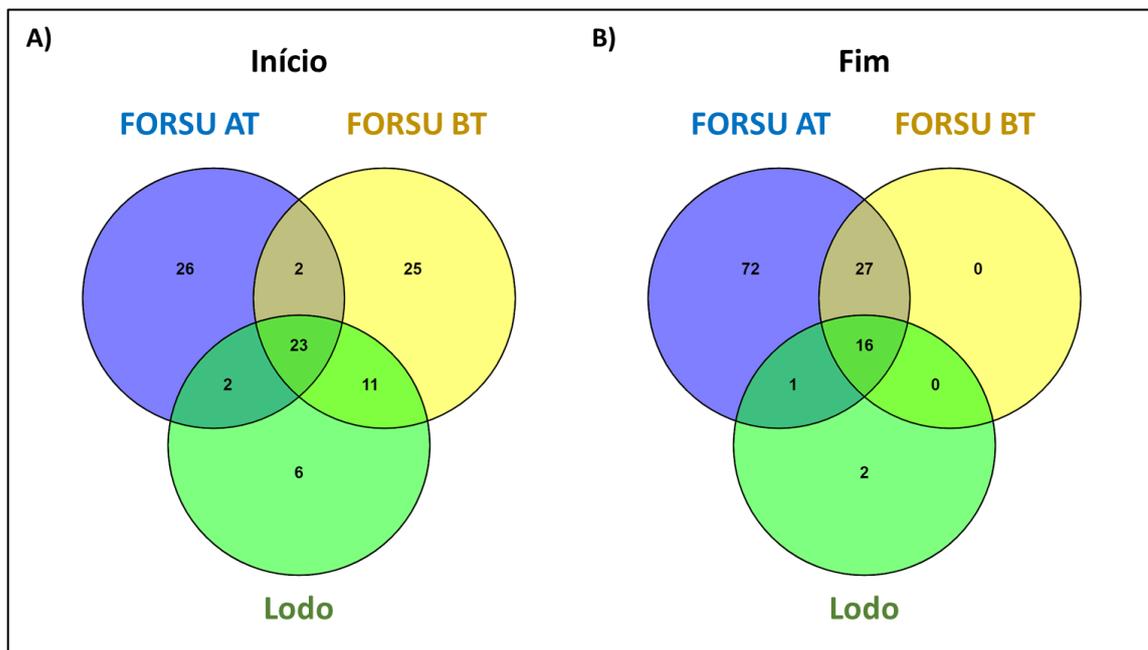


Figura 5.7. Diagrama de Venn demonstrando o número de diferentes OTUs detectáveis exclusivas e comuns nas amostras testadas. A) entre as amostras do início do processo de digestão anaeróbia; B) entre as amostras do fim do processo de digestão anaeróbia (49 dias).

O diagrama mostra que, possivelmente, no início do processo, a microbiota presente nos resíduos era distinta, em mais de 40%, entre si. Assim, para a amostra contendo a FORSU da AT, 47% das espécies encontradas eram únicas para esta condição, enquanto 45% estavam presentes também naquelas com a FORSU da BT. Para a amostra contendo FORSU de baixa temporada, 41% das espécies encontradas eram únicas para esta amostra e, ao mesmo tempo, 41% do total de espécies também estava presente na de AT. Isso possivelmente tenha influenciado na produção de biogás, tendo em vista que as etapas iniciais do processo de DA são

cruciais para o bom desempenho na produção de biogás. Esses dados também justificam as diferenças encontradas na produção de biogás entre as amostras, conforme já visto na Figura 5.5. Por outro lado, no final do processo, nota-se que o resíduo da baixa temporada não apresenta nenhuma comunidade específica para esta amostra, sendo 100% das espécies em comum com a amostra contendo FORSU da AT e 37% destas, em comum também com o lodo. Já a amostra contendo a FORSU da AT teve aumento no número de espécies presentes unicamente nessa fração (62%), e cerca de 37% em comum com a FORSU de baixa temporada. Indicando que essas comunidades microbianas diferentes possivelmente não tiveram influência positiva na digestão anaeróbia no período definido do processo (49 dias). Além disso, uma hipótese possível é de que estas espécies distintas, presentes na amostra contendo a FORSU da AT, podem ter influenciado negativamente o processo.

Neste contexto, através dos dados de sequenciamento das comunidades microbianas, na presença da FORSU da BT foi obtida maior abundância de micro-organismos no início do processo, quando comparado à presença da FORSU da AT (Tabela 5.6). Tal dado foi gerado com base no número total de sequências de DNA obtidas no sequenciamento de cada amostra, levando em consideração a soma das triplicatas e a média das mesmas. Por outro lado, conforme visualizado no diagrama de Venn, possivelmente há maior diversidade de micro-organismos com a adição da FORSU da AT, em relação à adição da FORSU da baixa temporada, no final do processo. Esta observação é reforçada pelo fato de que os dados de sequenciamento de DNA demonstram que a maior diversidade pertence à amostra contendo a FORSU AT.

Tabela 5.6. Abundância microbiológica das amostras contendo RSUs no processo de PBM.

Amostra	Média nº de sequências	Período do teste
FORSU AT	9868	Início
FORSU BT	10675	
FORSU AT	21824	Fim
FORSU BT	6380	

Tal fato indica, possivelmente, que uma ampla diversidade de micro-organismos, no final do processo, não é crucial para a produção de biogás, mas sim, a abundância e presença de espécies particulares, no início do processo, que tornem o mesmo mais eficaz. Os dados de sequenciamento de DNA corroboram com os resultados encontrados nos experimentos de cultivo bacteriano e cálculo de UFC/mL utilizando o meio nutriente, demonstrados na Figura 5.8.

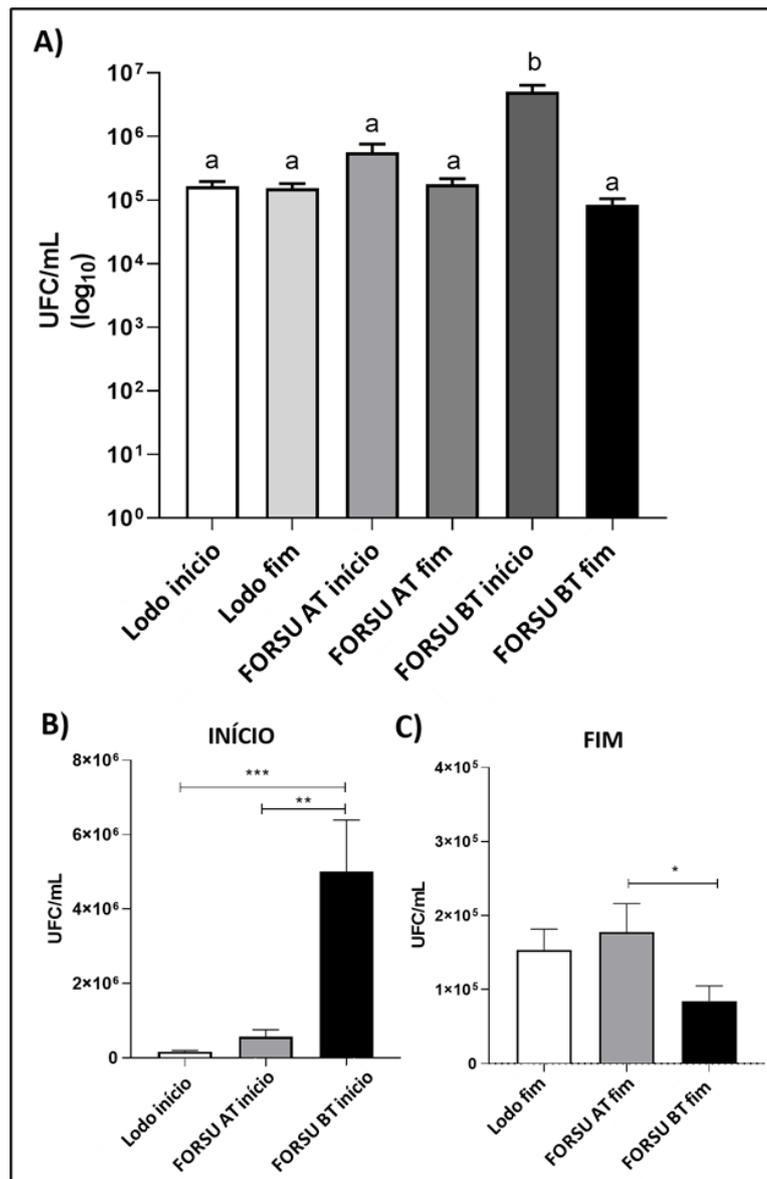


Figura 5.8. Resultados dos cultivos bacterianos, em UFC/mL, usando meio nutriente em condição de aerobiose, onde: A) Todas as amostras do experimento de PBM; B) Amostras do início do processo; e C) Amostras do fim do processo.

Nota-se que houve maior taxa de recuperação de micro-organismos viáveis, nas amostras do início dos testes de PBM, realizados com o resíduo da baixa temporada, em relação àquela contendo resíduo da alta temporada e apenas lodo. Por outro lado, no final do processo houve uma maior recuperação de micro-organismos na amostra contendo a FORSU da AT, resultado que corrobora com os dados apresentados na Tabela 5.6.

Somado a isso, não houve diferença estatística entre a quantidade de microrganismos recuperados no lodo e na amostra contendo a FORSU da AT, tanto no início quanto ao final do experimento. Entretanto, para a amostra contendo a FORSU da baixa temporada, uma quantidade menor de microrganismos foi recuperada ao final do processo, mesmo essa amostra tendo produzido uma maior quantidade de biogás. Levanta-se a hipótese, então, de que a microbiota dominante nesta amostra apresenta, provavelmente, comportamento anaeróbio e, pela metodologia utilizada neste experimento, não foi possível recuperá-la, causando, conseqüentemente, menor taxa de crescimento de micro-organismos cultiváveis no meio nutriente em condições aeróbias na amostra do final do processo de digestão anaeróbia.

Já em meio Sabouraud, as diferenças entre as amostras ficam mais evidentes, conforme Figura 5.9. No início do processo uma maior quantidade de micro-organismo foi recuperada nas amostras contendo FORSUs, com destaque para a amostra da baixa temporada, assim como no meio nutriente. Por outro lado, a amostra da AT apresentou maior recuperação de micro-organismos viáveis ao final do processo, em relação as demais amostras, assim como no meio ágar nutriente. Tal dado evidencia que, possivelmente, uma menor quantidade de micro-organismos, presente na amostra da BT, é tolerante ao oxigênio, e conseqüentemente, apresenta uma população microbiana que é mais adaptada à anaerobiose. Outra hipótese, é a presença de uma menor quantidade total de micro-organismos presentes na amostra da BT, como demonstrado pelos dados do sequenciamento.

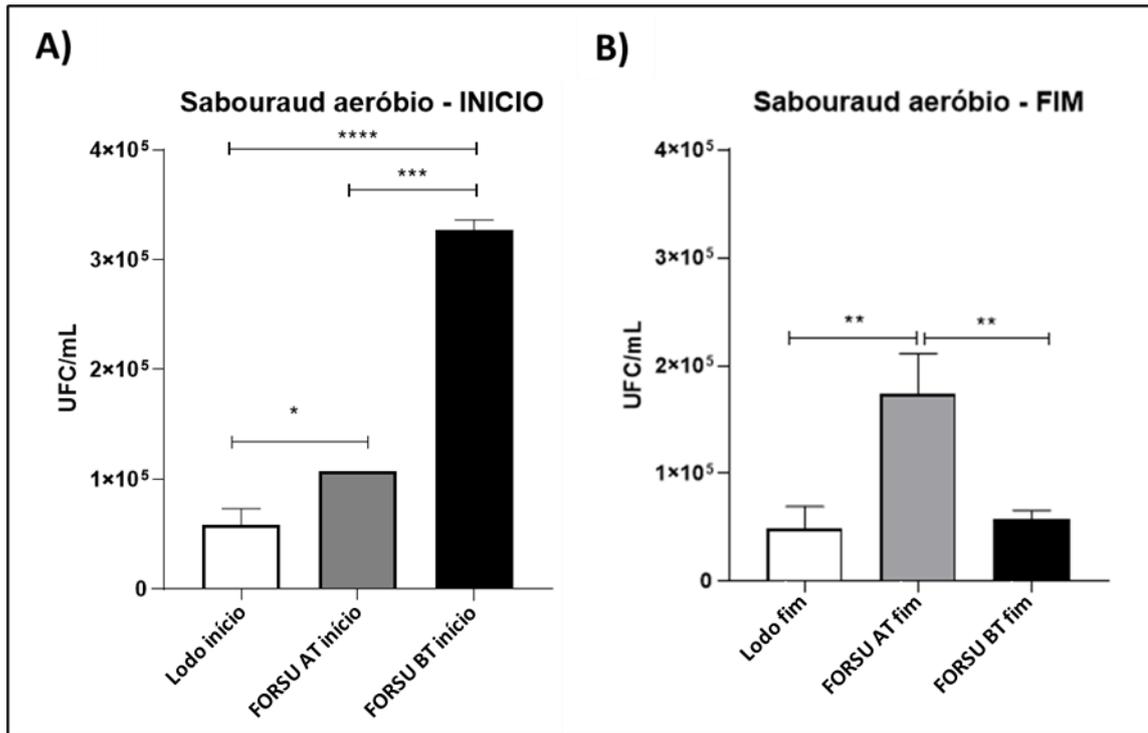


Figura 5.9. Resultados dos cultivos bacterianos, em UFC/mL, usando meio de cultura Sabouraud, em condição de aerobiose, onde: A) Amostras do início do processo; e B) Amostras do fim do processo.

Além disso, vale ressaltar que a variação encontrada na recuperação de micro-organismos, nas amostras finais do teste PBM, com os diferentes meios de cultura, pode ser justificada pelas características de cada meio de cultura em si. Tal hipótese baseia-se na seletividade do meio Sabouraud, que permite a recuperação de fungos filamentosos e leveduras, e também da especificidade do meio nutriente (MENTESE; OTKUN; PALAZ, 2017).

Considerando que houve crescimento de micro-organismos quando se utilizou o meio Sabouraud, há indícios da presença de leveduras e/ou fungos nas amostras em estudo. Sendo assim, provavelmente as necessidades específicas para sua detecção em meio de cultura, foram atendidas, em parte, pelo meio *Sabouraud* em específico. Esta hipótese pode ser confirmada através de outros testes microbiológicos, com maior tempo de incubação das amostras em meio Sabouraud, por exemplo, ou até mesmo por novas análises de sequenciamento de DNA com foco

na população eucariótica, uma vez que o sequenciamento de DNA realizado foi específico para a população de bactérias e Archaeas.

Apesar desta diferença encontrada nas amostras do final do processo de DA, entre o meio de cultura nutriente e Sabouraud, nota-se que, novamente, na amostra contendo a FORSU de BT ocorreu menor recuperação de micro-organismos viáveis ao final do processo de DA. Como já mencionado anteriormente isso pode estar relacionado com a presença de micro-organismos anaeróbios, que não puderam ser recuperados. Essa hipótese seria confirmada pelo teste de recuperação de UFC realizado em condições anaeróbias, porém, não foi detectado crescimento microbiano nas placas contendo as amostras da FORSU da BT. Uma das justificativas encontradas é a limitação da estrutura do laboratório para a realização dos experimentos. As amostras devem ser manipuladas em capelas de anaerobiose e a incubação das placas deve ser realizada em jarras ou estufas de anaerobiose, no entanto, pela limitação dessa infraestrutura, os testes foram realizados em sacos *zip lock* contendo CO₂. O CO₂ pode ser utilizado para diminuir a concentração de O₂ presente no ambiente, e assim fornecer condições de anaerobiose. Porém, possivelmente essas condições não foram eficientes para o processo de crescimento. Além disso, existe a possibilidade de alguns micro-organismos serem intolerantes a presença de CO₂ em altas concentrações.

Apesar das limitações apresentadas acima, alguns micro-organismos foram recuperados nas amostras do lodo e do resíduo da AT do início do processo de PBM, conforme visto na Figura 5.10. No entanto, não foram verificadas diferenças estatísticas no número de microrganismos recuperados nos testes com a FORSU da AT em relação as amostras de lodo, em condições anaeróbias, em ambos os meios utilizados (nutriente e Sabouraud). Nas amostras do fim do processo não foram recuperados micro-organismos. Possivelmente, a metodologia utilizada não foi suficiente para recuperação seletiva apenas dos micro-organismos anaeróbios em si e, conseqüentemente, podem ter sido recuperados microrganismos aeróbios ou anaeróbios facultativos nas amostras do início do processo.

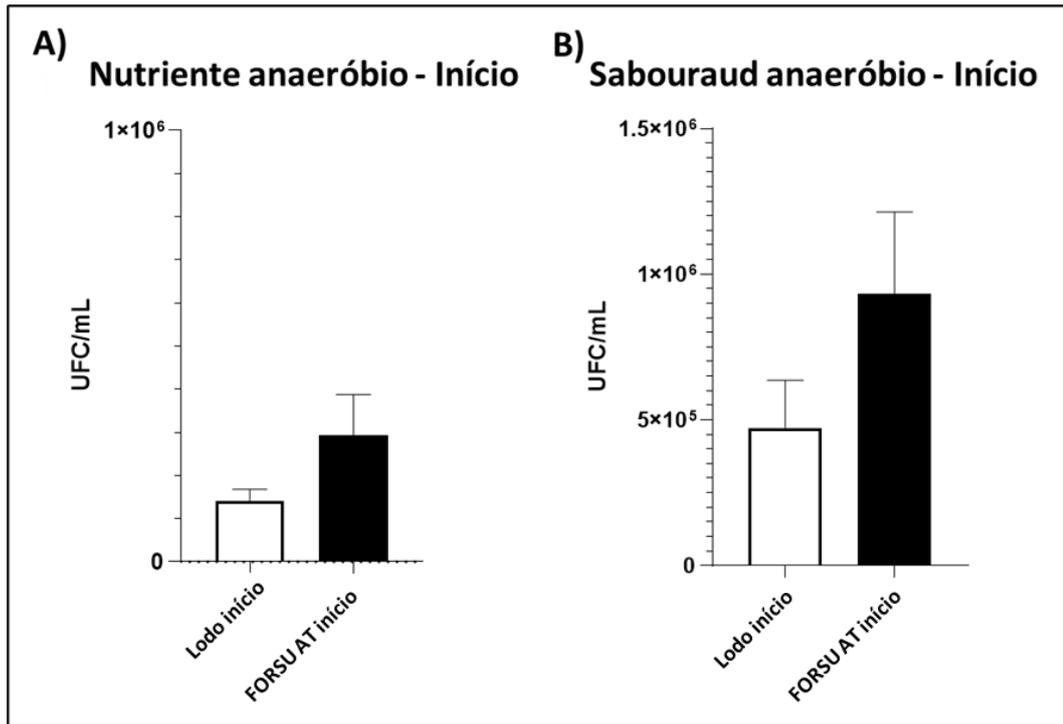


Figura 5.10. Resultados do teste de unidades formadoras de colônias em condição de anaerobiose A) Meio nutriente; e B) Meio sabouraud.

Por outro lado, percebe-se que, as condições de anaerobiose fornecidas foram eficientes em certo grau, visto que não foi possível recuperar a mesma quantidade de microrganismos detectados nos testes realizados em condições aeróbias. Sendo assim, outra hipótese é a necessidade de maior tempo de incubação para que os micro-organismos se adaptem às condições de anaerobiose e ao meio de cultura em si. Isso porque os micro-organismos foram expostos a condições de aerobiose, durante o processo de preparo das amostras para incubação, e, além disso, podem possuir características metabólicas que não permitiram o crescimento nos meios de cultura utilizados. No entanto, após 72 h observou-se uma desidratação dos meios de cultura, inviabilizando a continuidade dos testes por um período maior.

Somado a um tempo maior de incubação, para detectar o crescimento de micro-organismos em todas as amostras, provavelmente, é necessário, uma seleção de meios de cultura distintos, que atendam às necessidades metabólicas destes micro-organismos anaeróbios e aeróbios e, aliado a isso, ao metabolismo de

Archaeas. Isso porque, deve-se levar em consideração que, nas amostras finais do processo de DA, houve detecção de uma maior quantidade de Archaeas, como demonstrado na Figura 5.11. Uma vez que, as Archaeas possuem metabolismo diferente da maioria dos micro-organismos e são mais difíceis de ser isoladas em laboratório (LEWIS et al., 2020).

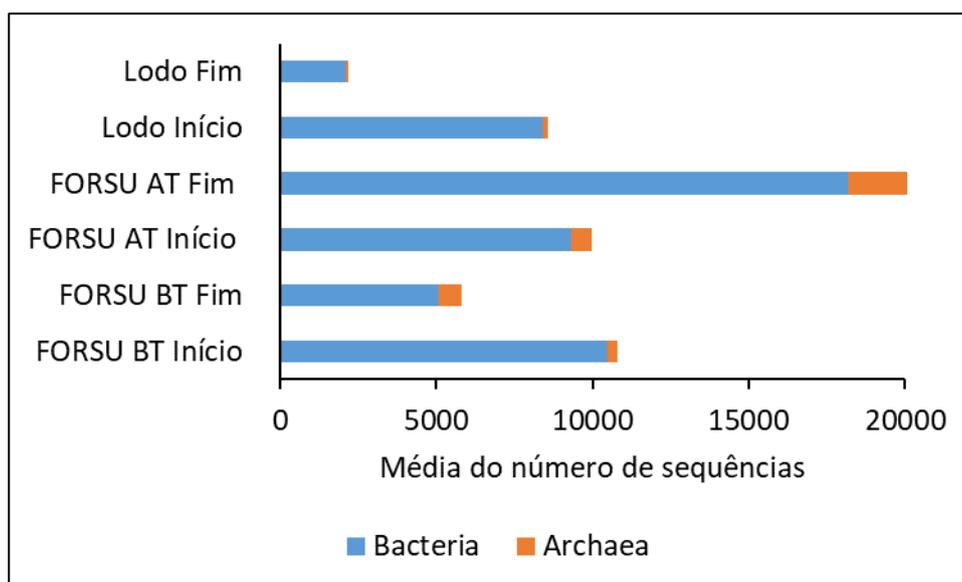


Figura 5.11. Domínios encontrados no sequenciamento de DNA das amostras do teste de potencial químico de metano.

Além das Archaeas, o sequenciamento de DNA da microbiota presente nas amostras permitiu a identificação das espécies presentes nestas comunidades, que podem ser visualizadas na Figura 5.12. Os dados brutos utilizados na construção do gráfico presente na Figura 5.12. estão divulgados no Apêndice B. Os dados representam a média da triplicata de cada amostra. Nota-se que a microbiota da amostra contendo os resíduos da AT é bastante diversa. Já para as amostras contendo os resíduos da BT, foi observada alto padrão de dominância de determinados micro-organismos. Tal fato pode, então, justificar novamente a diferença significativa obtida na produção de biogás, quando utilizando as diferentes FORSUs e o lodo, isoladamente.

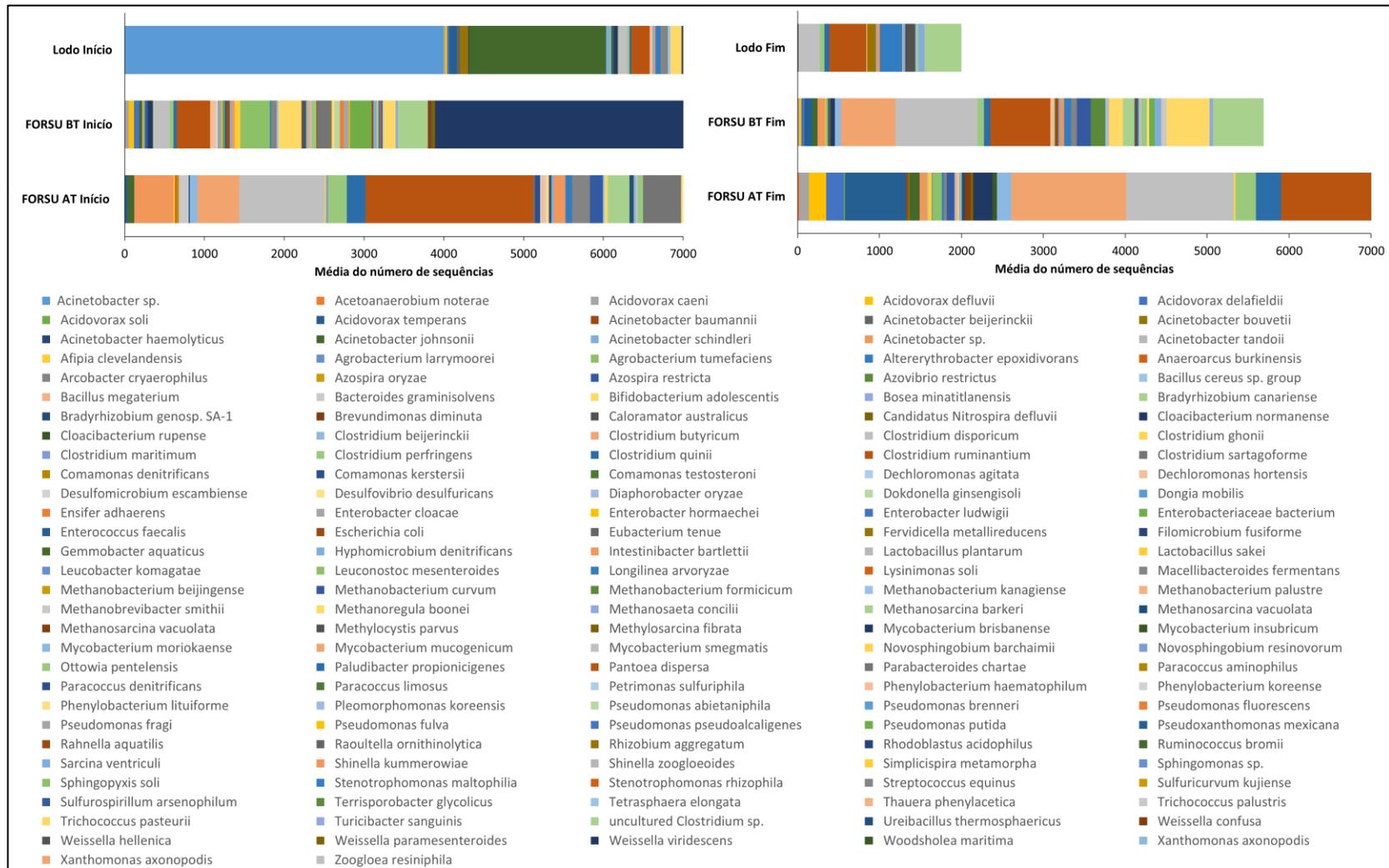


Figura 5.12. Espécies microbianas presentes nas amostras utilizadas no processo de DA identificadas por sequenciamento de DNA de alto desempenho.

A espécie *Weissella viridescens* é o micro-organismo dominante presente nos resíduos da BT do início do processo de digestão anaeróbia, conforme Figura 5.12. As espécies de *Weissella* pertencem ao filo Firmicutes e desempenham um papel importante no processo de fermentação (FESSARD; REMIZE, 2017; FUSCO et al., 2015). São considerados micro-organismos anaeróbios facultativos que fermentam a glicose para produzir ácido lático, CO₂, etanol e ácido acético (FESSARD; REMIZE, 2017). São frequentemente encontrados em alimentos fermentados, animais e fezes humanas (FESSARD; REMIZE, 2017). Sendo assim, a composição da FORSU justifica a presença dessa bactéria no teste de PBM e possivelmente, seu metabolismo tenha contribuído de forma significativa para a etapa de acidogênese e para o processo como um todo. Tendo em vista que nessa etapa são gerados os produtos intermediários para a produção de CH₄ e CO₂ (ZHANG et al., 2014).

Espécies do gênero *Clostridium* foram identificadas em todas as amostras analisadas. Esses micro-organismos são comumente identificados em processo de digestão anaeróbia (BERNAT et al., 2019; FENG et al., 2019; OOSTERKAMP et al., 2019). São bactérias anaeróbias que degradam a celulose e produzem principalmente acetato e butirato (BERNAT et al., 2019). No estudo realizado por Feng e colaboradores (2019), a presença desses micro-organismos foi associada positivamente à produção de metano.

Destaca-se também a presença de micro-organismos dos gêneros *Longilinea*, *Trichococcus* e *Methanosarcina* no final do processo com ambos os resíduos. A presença do gênero *Longilinea* é relatada como benéfica ao processo de digestão anaeróbia e a principal função é metabolizar uma variedade de carboidratos para produzir ácidos orgânicos (BERNAT et al., 2019; HU; WANG; CHI, 2020). O gênero *Trichococcus* é frequentemente detectado em processos de digestão anaeróbia e acredita-se que está envolvido na conversão de carboidratos em lactato, acetato, formato e outros ácidos ou álcoois (PARSHINA et al., 2019; REGUEIRO et al., 2014; ZENG et al., 2018). A alta versatilidade metabólica desses micro-organismos, como a tolerância ao oxigênio e metais aliada à capacidade de adaptação às variações de

temperatura podem favorecer a adaptação destes ao longo do processo (PARSHINA et al., 2019).

Parabacteroides foram identificados no início dos testes de PBM. Os *Parabacteroides* são micro-organismos anaeróbicos obrigatórios, frequentemente descobertos em ambientes anaeróbicos, com capacidade de produzir vários ácidos como ácido láctico, ácido propiônico, ácido fórmico e ácido acético a partir de carboidratos (GHASIMI et al., 2015; TAN et al., 2012). A maioria das espécies desse gênero foram isoladas de fezes humanas e espécimes clínicos, o que justifica a sua presença no processo estudado em virtude da presença de resíduos provenientes de sanitários na FORSU dos resíduos de Xangri-lá e também no inóculo utilizado (lodo ETE) (TAN et al., 2012).

Espécies de Archaeas metanogênicas foram identificadas em todos os testes de PBM. Essas espécies são fundamentais para a produção de biogás e ao todo foram identificados 6 tipos de Archaeas metanogênica, conforme visto na Tabela 5.7.

Tabela 5.7. Média do número absoluto de OTUs de Archaeas presentes nas amostras dos testes de PBM.

Espécie	Amostra					
	FORSU AT Início	FORSU AT Fim	FORSU BT Início	FORSU BT Fim	Lodo Início	Lodo Fim
<i>Methanobrevibacter smithii</i>	ND	9,33	ND	ND	ND	ND
<i>Methanoregula boonei</i>	39,67	1320,00	286,33	169,33	136,33	10,00
<i>Methanosaeta concilii</i>	ND	31,00	ND	ND	ND	27,00
<i>Methanosarcina barkeri</i>	272,33	550,67	ND	139,33	ND	ND
<i>Methanosarcina vacuolata</i>	44,33	ND	ND	ND	ND	ND
<i>Methanosarcina vacuolata</i>	ND	115,67	ND	ND	ND	ND

ND- Não detectado.

Methanosarcina é uma Archaea metanogênica versátil capaz de produzir metano via metanogênese acetoclástica e hidrogenotrófica (GHASIMI et al., 2015; IKE et al., 2010; OOSTERKAMP et al., 2019). Além disso, foram encontradas espécie de

Methanoregula, *Methanobrevibacter* e *Methanosaeta* nas amostras, que também são espécies de Archaeas metanogênicas (ENZMANN et al., 2018). Os dados presentes na Tabela 5.7. evidenciam que as FORSUs contribuiriam microbiologicamente de forma relevante para a DA, pois o lodo teve um número absoluto de unidades taxonômicas operacionais (OTUs, do inglês *operational taxonomic unit*) de Archaeas inferior ao encontrado nas FORSU da AT e BT. Porém a diversidade encontrada na amostra da AT foi maior que a na BT.

Com base nisso, torna-se evidente que, ao longo do processo de DA, houve alteração na microbiota presente nas diferentes amostras, potencializando a produção de biogás, incluindo a fração mais importante, o metano. Com isso, novos testes de isolamento de populações microbianas específicas podem ser realizados futuramente, utilizando meios de cultura seletivos para micro-organismos metanogênicos e anaeróbios. Entretanto, apesar das limitações das técnicas microbiológicas, a ferramenta de sequenciamento de DNA proporcionou a cobertura destas limitações, descrevendo as alterações ocorridas ao longo do processo que podem ter justificado a diferença obtida na produção do biogás.

De modo geral, os resultados dos testes de PBM demonstram que é possível produzir biogás com alta concentração de metano a partir das frações orgânicas de RSUs coletados na cidade de Xangri-lá, tanto da baixa quanto da alta temporada. Além disso, os resultados apresentados evidenciam que a microbiota presente em cada uma das amostras de FORSU de Xangri-lá influenciaram diretamente a produção de biogás, diferenças previamente observadas nos testes de PBM e mostrada na Figura 5.5. Sendo assim, a microbiota presente na FORSU da BT possivelmente tenha influenciado positivamente para maior eficiência de produção de biogás obtida com essa fração.

Sendo assim, estudos adicionais podem ser realizados a fim de otimizar as condições de processo para produção de biogás. Após a realização desses testes adicionais, a aplicação desses resíduos em um processo de DA em biodigestores de

escala piloto seria adequado a fim de ajustes operacionais, antes da aplicação dessa tecnologia em larga escala na cidade.

5.3. Caracterização Térmica dos Resíduos Sólidos Urbanos

5.3.1. Poder Calorífico Superior (PCS)

O poder calorífico é definido como o calor liberado pela combustão estequiométrica do combustível. Existem duas formas de considerar o poder calorífico: PCS e poder calorífico inferior (PCI). O PCS considera a energia liberada pelos resíduos na forma de calor e a energia gasta na vaporização da água que se forma numa reação de oxidação, enquanto, o PCI considera apenas a energia liberada na forma de calor, sem considerar a energia gasta na evaporação da água (BROWN; BROWN, 2014). Neste estudo, foi avaliado o PCS dos sólidos urbanos da cidade de Xangri-lá, dispostos na Tabela 5.8.

Tabela 5.8. Poder calorífico do RSUs de Xangri-lá.

Análise	Poder Calorífico Superior (PCS) (MJ/kg) ¹
Mix RSU BT (<i>in natura</i>)	14,86 ± 0,14
Mix RSU AT (<i>in natura</i>)	12,48 ± 0,47
Mix RSU BT (seco)	18,08 ± 0,12
Mix RSU AT (seco)	19,55 ± 0,29
Fração combustível BT	26,32 ± 0,28
Fração combustível AT	31,57 ± 0,44

¹ Resultados expressos em base seca.

O conteúdo de energia dos *mix* de RSUs *in natura* está na faixa de 12,5-14,9 MJ/kg, valor abaixo do relatado em outros estudos realizados no Brasil, que encontraram valores entre 16,7 e 20,3 MJ/kg de PCS (FERREIRA, 2017; FLECK et al., 2015; GOMES et al., 2017). Porém ressalta-se que os resíduos de Xangri-lá apresentam uma grande quantidade de resíduos orgânicos (em média 76,7%) que contribuem para valores de PCS mais baixos. Isso se deve a presença da coleta

seletiva na cidade, que retira uma parcela dos resíduos recicláveis dos resíduos destinados ao aterro sanitário.

Os resultados mostram que o PCS aumenta consideravelmente quando os resíduos são secos. A remoção da umidade dos resíduos em plantas de tratamento termoquímico ocorre a partir de uma etapa de pré-tratamento de secagem. No entanto, esta etapa extra aumenta os custos do processo, e assim, os ganhos energéticos devem ser avaliados a fim de identificar se é vantajoso secar ou não os resíduos. Além disso, nota-se que a separação dos resíduos combustíveis (papel e papelão, plásticos, isopor, madeiras e tecidos) também aumenta o PCS. Sendo assim, uma possibilidade é a inclusão de uma etapa de triagem, para separação desses resíduos antes do tratamento termoquímico. Essa etapa de separação, desvia a massa de resíduos orgânicos, maiores responsáveis pela umidade dos RSUs, e com menor energia contida (HLA; ROBERTS, 2015).

Considerando que os *mixes* de RSUs (secos) e a fração combustível tem um teor de umidade baixo, possivelmente o PCI é próximo ao valor do poder PCS encontrado nesse estudo. O Banco Mundial sugere que o PCI de RSUs deve ser em média de 7 MJ/kg, e nunca deve cair abaixo de 6 MJ/kg para uso em processos de conversão termoquímicas (RAND; HAUKOHL; MARXEN, 2000). Desta forma, os resíduos analisados apresentam potencial para aplicação em processos de conversão de resíduos em energia.

5.3.2. Análise Termogravimétrica (TGA)

A Tabela 5.9. resume os dados de decomposição térmica de todas as amostras analisadas. Observa-se que os plásticos foram analisados individualmente e, por isso, não há distinção entre as amostras da BT e AT. Todas as análises foram realizadas em atmosfera inerte de N₂ e podem representar o comportamento dos RSU no processo de pirólise.

Tabela 5.9. Os parâmetros característicos da decomposição térmica dos RSUs de Xangri-lá.

Amostra	T_{inicial} (°C)	T_{final} (°C)	m_{resíduo} (%)	T_{pico1} (°C)	m_{pico1} (%)	T_{pico2} (°C)	m_{pico2} (%)	T_{pico3} (°C)	m_{pico3} (%)
Papel e papelão BT	123	753	20,0	364	67,5	665	4,1	-	-
Papel e papelão AT	128	752	10,1	364	76,1	673	1,8	-	-
Tecido BT	152	599	24,5	345	56,0	482	16,0	-	-
Tecido AT	172	599	14,5	363	49,2	478	32,0	-	-
Fração orgânica BT	136	750	22,9	348	72,2	-	-	-	-
Fração orgânica AT	153	754	27,8	339	66,0	-	-	-	-
Plástico rígido	345	523	0,5	480	99,3	-	-	-	-
Isopor	108	486	0,0	430	100	-	-	-	-
Plástico metalizado	210	512	6,4	477	93,1	-	-	-	-
PET	347	677	11,6	446	87,3	-	-	-	-
Sacolas plásticas	286	707	15,1	494	80,0	-	-	-	-
Resíduo combustível BT	247	722	32,5	335	47,1	490	14,0	-	-
Resíduo combustível AT	210	684	9,7	361	34,3	489	50,9	-	-
<i>Mix</i> RSU BT	126	750	26,1	217	3,3	339	56,2	487	10,6
<i>Mix</i> RSU AT	185	696	7,4	336	17,8	433	17,6	495	54,0

T_{inicial} = temperatura de decomposição inicial; T_{final} = temperatura final da decomposição; m_{resíduo} = massa de resíduo ao final do processo; T_{pico1} = temperatura do pico 1; m_{pico1} = porcentagem de massa perdida no pico 1; T_{pico2} = temperatura do pico 2; m_{pico2} = porcentagem de massa perdida no pico 2; T_{pico3} = temperatura do pico 3; m_{pico3} = porcentagem de massa perdida no pico 3;

Os gráficos de decomposição das amostras de papel e papelão estão mostrados na Figura 5.13.A. e 5.13.B. Pode-se observar uma perda de massa inicial (10%- AT; 7%- BT), até uma temperatura de aproximadamente 110 °C que é correspondente à perda de umidade do material. Após a desidratação, o pico de degradação deste material ocorreu em aproximadamente 364 °C, o qual corrobora com a faixa de temperatura relatada para degradação da celulose (240-390 °C) (GUNASEE et al., 2016). Além disso, um pequeno pico próximo aos 670 °C é observado em ambas as amostras, provavelmente devido à decomposição do CaCO₃, utilizado como carga no processo de produção do papel para melhorar suas propriedades (CHHABRA; BHATTACHARYA; SHASTRI, 2019).

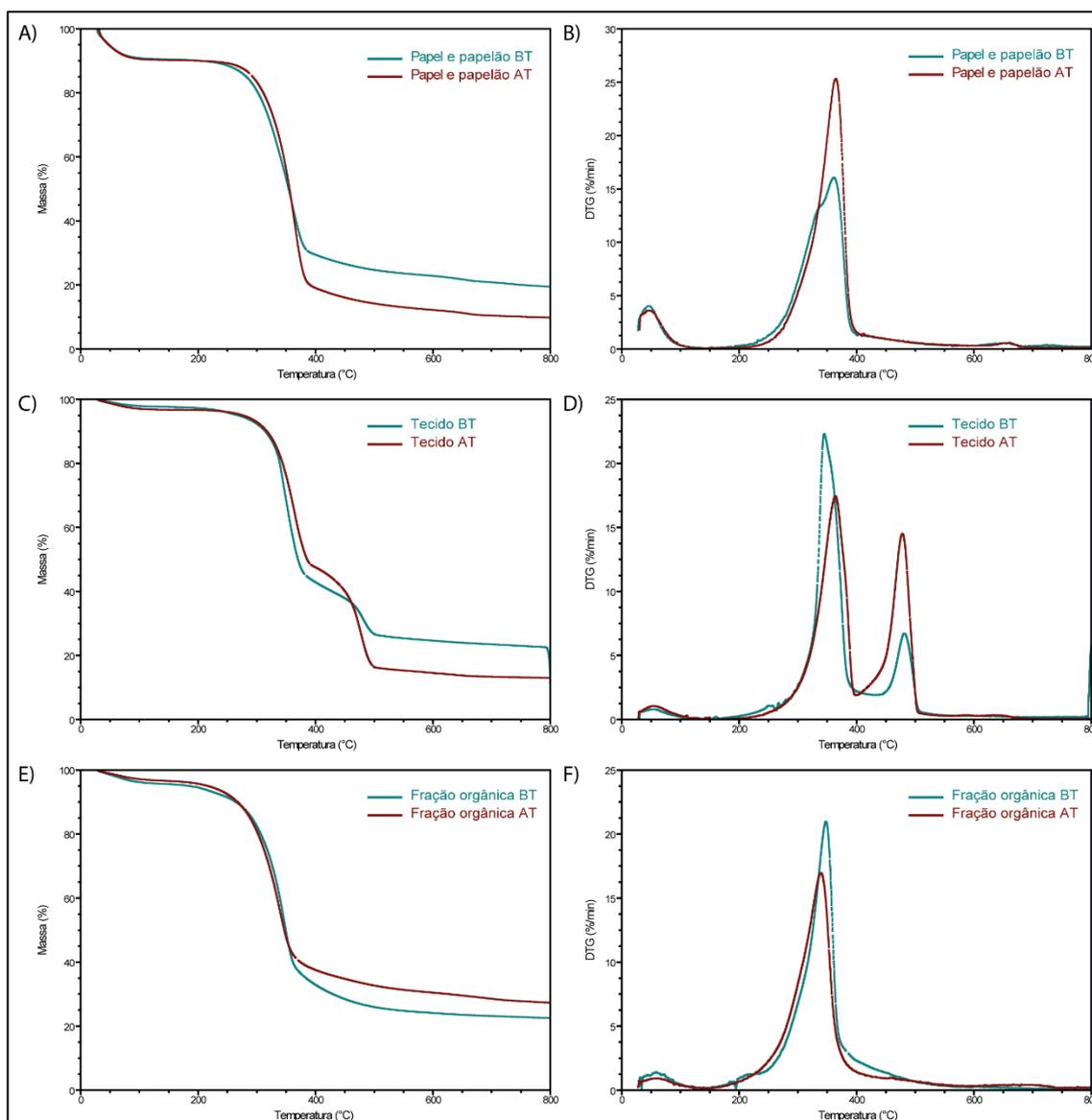


Figura 5.13. Gráficos de decomposição térmica dos resíduos coletados na baixa e alta temporada: A) TG resíduos de papel e papelão; (B) DTG resíduos de papel e papelão; C) TG resíduos de tecido; D) DTG resíduos de tecido; E) TG fração orgânica; e F) DTG fração orgânica.

A decomposição térmica das amostras de tecidos, tanto na BT quanto na AT, pode ser visualizada na Figura 5.13.C. e 5.13.D. Essas amostras apresentaram perda pequena por umidade (aproximadamente 3%). As duas amostras apresentaram dois picos de decomposição acentuados a 345 °C e 482 °C (amostra da BT) e 363 °C e 478 °C (amostra da AT). De acordo com dados da literatura a maior parte dos resíduos têxteis é a base de algodão, fonte praticamente pura de celulose, ou de fibra de

poliéster (GUNASEE et al., 2016; WEN et al., 2017). Desta forma, o primeiro pico mostrado no gráfico de DTG dos resíduos de tecido pode ser atribuído à degradação da celulose, enquanto que o segundo pode estar relacionado à degradação da fibra de poliéster (MIRANDA et al., 2007; WEN et al., 2017). Nota-se que as amostras apresentaram maior perda de massa no primeiro pico, indicando que o algodão (proveniente da celulose) é o composto principal dos tecidos presentes em ambas as amostras. No entanto, percebe-se que a porcentagem de tecidos de algodão é maior na amostra referente a coleta da BT, pois o pico de degradação da celulose é superior ao pico de degradação da fibra de poliéster.

Na amostra coletada na AT, os tecidos de algodão também são majoritários, mas essa amostra apresenta uma maior quantidade de tecidos de fibra poliéster, em relação a amostra da BT. Sendo assim, a amostra da AT apresenta uma relação mais equilibrada entre os tecidos constituídos de algodão e de fibra de poliéster. Ao final do processo de decomposição térmica a amostra da BT resultou em uma maior quantidade de resíduo que a amostra da AT. Com esse dado, sugere-se que o uso da amostra coletada na BT, em um processo termoquímico de tratamento de resíduo, possivelmente resulta em maior quantidade de resíduo gerado ao final do processo, que, por sua vez, necessitaria de destinação complementar.

A fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos apresenta uma perda de peso inicial devido à umidade e, na sequência, um pico de degradação foi observado no gráfico da derivada da perda de massa, em torno de 348 °C para amostra da BT e 339 °C para amostra da AT, mostrados nas Figuras 5.13.E. e 5.13.F. A hemicelulose e a celulose são descritos como os principais constituintes dos resíduos presentes na fração orgânica de RSUs (LI; SANNA; ANDRESEN, 2011; YANG et al., 2018). Após a perda de peso inicial devido à umidade, a estrutura mostrou lenta decomposição, provavelmente relacionada ao seu conteúdo de hemiceluloses. Após o 220 °C, iniciou-se uma degradação mais rápida, provavelmente relacionada ao teor de celulose (LI; SANNA; ANDRESEN, 2011).

Como pode ser observado, nas Figuras 5.14.A. e 5.14.B., os componentes plásticos individuais apresentaram pico de decomposição entre 430 e 495 °C. A decomposição ocorreu em um único estágio com uma grande perda de massa proveniente da decomposição da cadeia hidrocarbônica que apresenta estrutura homogênea (GUNASEE et al., 2016). Os resíduos categorizados como sacolas plásticas, compreenderam basicamente sacos e sacolas utilizados pela população para armazenar os seus resíduos. Esse tipo de material é normalmente produzido a partir de polietileno de baixa densidade. Observou-se pico de degradação de 494 °C, valor semelhante ao encontrado em outros estudos para esse tipo de material (CHHABRA; BHATTACHARYA; SHASTRI, 2019; MUHAMMAD; ONWUDILI; WILLIAMS, 2015).

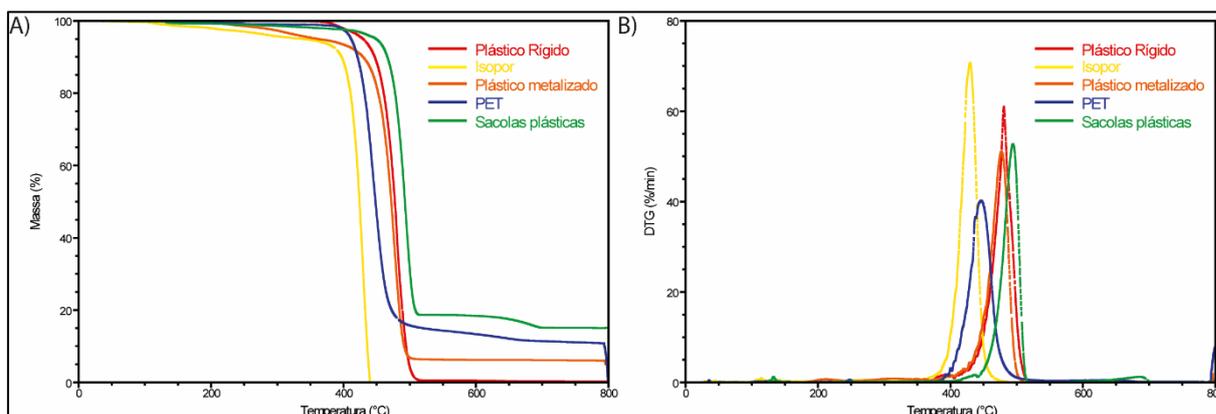


Figura 5.14. Gráficos de decomposição térmica dos resíduos plásticos: A) TG; e B) DTG.

Já a categoria de plástico rígido é composta basicamente por embalagem feitas de polietileno de alta densidade. Esse material normalmente apresenta valores de degradação máxima na faixa de 480-490 °C (MIANDAD et al., 2017a; SINGH et al., 2019). Esses dois materiais apresentaram valores semelhantes de temperatura de degradação máxima e foram os materiais que exigiram as maiores temperaturas, visto que o polietileno é um plástico de cadeia longa (MIANDAD et al., 2017a).

Para o PET, a temperatura de degradação máxima encontrada foi de 446 °C, valor semelhante ao encontrado na literatura de 452 °C (SINGH et al., 2019). O isopor

e o plástico metalizado apresentaram valores máximos de decomposição em temperaturas de 430 e 477 °C, respectivamente. O alto teor de resíduo, ao fim do processo, em alguns plásticos, como PET e sacolas plásticas, deve-se principalmente à presença de aditivos, mas também ao tipo de reações que promovem a formação de carvão (GUNASEE et al., 2016). Além disso, outros estudos demonstraram que o PET normalmente apresenta um valor de resíduo elevado (entre 10 e 20%) (MIANDAD et al., 2017a; MUHAMMAD; ONWUDILI; WILLIAMS, 2015; SINGH et al., 2019).

A fração combustível dos resíduos sólidos urbanos foi composta por papel e papelão, plásticos, isopor e tecidos de forma proporcional à amostra original, ou seja, a relação entre cada uma das frações, na fração combustível, é idêntica à relação presente no RSU. Observou-se na curva de degradação térmica, Figura 5.15.A. e Figura 5.15.B., que há dois picos de degradação, o primeiro na temperatura de 335 °C (amostra da BT) e de 361 °C (amostra da AT). O segundo pico ocorreu em temperatura de 390 °C para ambas as coletas.

O primeiro pico está na faixa de decomposição do papel e papelão, enquanto o segundo, na dos plásticos, que são os principais constituintes dessa fração. Na amostra da BT, a maior degradação ocorreu no primeiro pico, enquanto na amostra da AT, a maior degradação mostrou-se concentrada na faixa de 390 °C. Isso ocorre pois, na comparação entre as duas amostras, o resíduo da BT é mais rico em papel e papelão, enquanto a amostra da AT apresenta maior quantidade de plásticos. Nota-se também que o resíduo formado pela amostra da BT (32,5%) é superior ao resíduo da AT (9,7%). Esse dado justifica a menor intensidade dos picos de degradação na amostra da BT, pois isso indica que uma quantidade menor de resíduo está sofrendo decomposição térmica, quando comparada à amostra da AT. Além disso, isso significa que a utilização da amostra coletada na BT resultará em maior quantidade de resíduo, caso a mesma seja utilizada em um processo termoquímico de tratamento de RSU, diminuindo a eficiência do processo e aumentando a quantidade de resíduos que precisam ser tratados posteriormente.

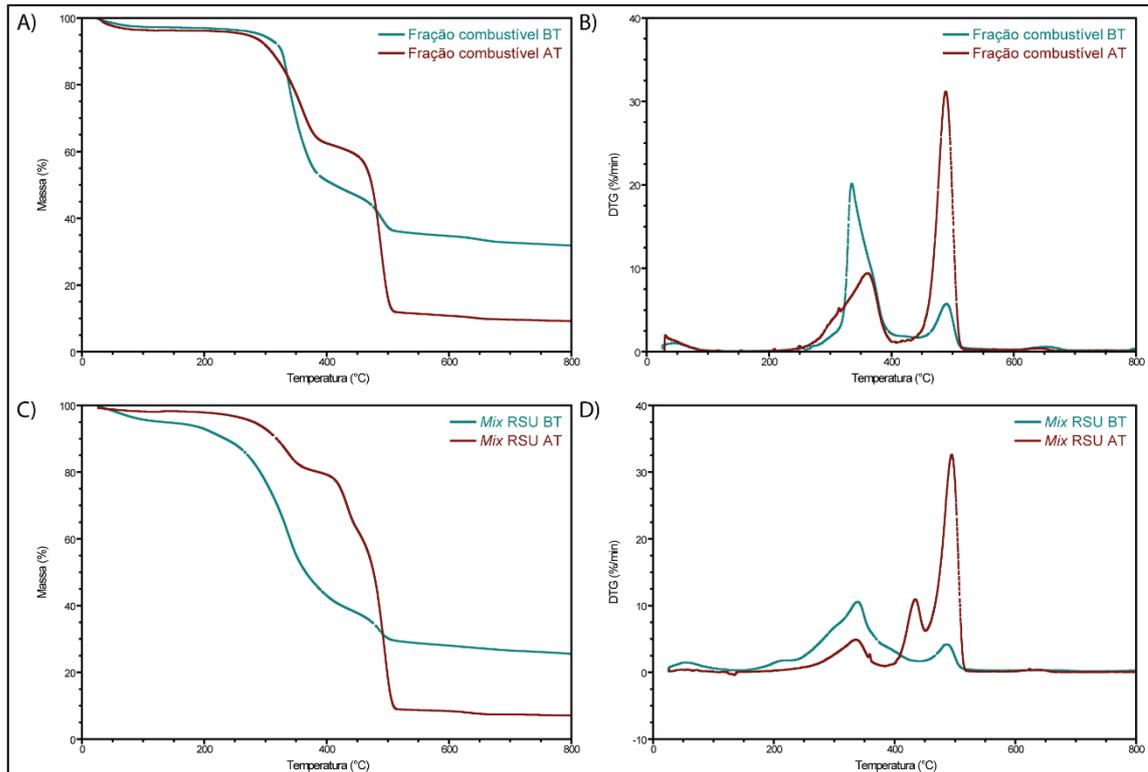


Figura 5.15. Gráficos de decomposição térmica dos resíduos coletados na baixa e alta temporada: A) TG fração combustível; B) DTG fração combustível; C) TG RSU; e D) DTG RSU.

Semelhante ao que ocorreu na amostra da fração combustível, o RSU da BT também apresentou grande quantidade de resíduo (26,1%) ao final do processo, diferentemente do que ocorreu com o RSU da AT (que apresentou 7,4%), Figura 5.15.C. e Figura 5.15.D. Isso pode ser justificado pelo fato de que o resíduo ao fim da queima à 800 °C foi alta para o papel e papelão e tecido da amostra da BT, 20% e 24,5%, respectivamente. Para os RSUs coletados na BT, o processo de degradação iniciou em 126 °C, sendo que o primeiro pico ocorreu em 217 °C, o segundo em 339 °C e o terceiro em 487 °C. Já o processo de degradação do RSU da AT, teve o primeiro pico em temperatura maior, de 336 °C, na sequência, foi detectado um pico em 430 °C e, por fim, um terceiro pico em 495 °C. A diferença encontrada entre os dois resíduos pode ser atribuída à heterogeneidade dos RSU.

5.3.3. Pirólise

5.3.3.1. Rendimentos dos Processo de Pirólise

As distribuições de rendimento dos produtos provenientes do processo de pirólise das frações de RSU da cidade de Xangri-lá são fornecidas na Tabela 5.10. Conforme já detalhado anteriormente, na seção 4.5.3.2. (Tabela 4.3), os *Mix* 1, 2 e 3, correspondem a pirólise utilizando *mix* de RSU, enquanto os processos FC 1, 2 e 3 foram realizados com a fração combustível dos RSU de Xangri-lá. Ressalta-se que a quantidade de gás foi calculada com base na diferença da soma das quantidades de carvão e bio-óleo, sendo assim as perdas são contabilizadas juntamente nessa fração.

Tabela 5.10. Rendimentos dos produtos obtidos da pirólise.

Experimento	Rendimento (%)		
	Bio-óleo	Carvão	Gás e perdas
<i>Mix</i> 1	25,0	33,3	41,7
<i>Mix</i> 2	40,5	32,8	26,7
<i>Mix</i> 3	43,7	32,1	24,2
Média <i>Mix</i>	36,4	32,7	30,9
FC 1	34,0	28,0	38,1
FC 2	35,8	35,1	29,1
FC 3	48,5	22,8	28,7
Média FC	39,4	28,6	32,0

Analisando inicialmente os produtos de pirólise do *mix* de RSU, observa-se que o rendimento de carvão teve repetibilidade entre os processos. Por outro lado, o rendimento do bio-óleo sofreu variabilidade, principalmente na réplica 1, uma vez que a determinação da massa do bio-óleo envolve maior erro experimental do que a determinação da massa de produto sólido. O mesmo comportamento é observado para o produto gasoso, visto que a massa de gás gerado foi calculada a partir das massas de carvão e bio-óleo, logo há a propagação do erro de medida.

Em relação aos processos conduzidos utilizando a fração combustível dos RSU, nota-se que houve variação na distribuição dos produtos entre as triplicatas, até mesmo no rendimento do carvão. Somada ao possível erro experimental na determinação das massas dos produtos, nesse caso, pode haver também a influência da composição dos resíduos utilizados. Inicialmente foram preparadas frações de 150 g de resíduos para cada uma das bateladas, porém, em decorrência do baixo peso específico, o volume ocupado por essa massa foi muito grande e acabou-se por utilizar 120 g de resíduos. Sendo assim, as amostras da fração combustível possivelmente não foram totalmente homogenizadas, o que pode ter influenciado no rendimento da pirólise. Dados da literatura afirmam que o rendimento dos produtos é fortemente influenciado pela composição da matéria-prima (ELKHALIFA et al., 2019). O componente majoritário da fração combustível são os plásticos, que apesar de apresentarem características comuns, apresentam estrutura química diferente com diferentes quantidades de carbono, oxigênio e hidrogênio, que podem influenciar na distribuição dos produtos (WANG et al., 2021).

Analisando as médias dos processos com a FC e *mix* de RSU (Tabela 5.10.), nota-se uma tendência de maior produção de carvão, nos processos utilizando *mix* de RSU, enquanto, o bio-óleo parece ser o produto dominante nos processos com a fração combustível. Essa diferença, provavelmente se deve à presença de resíduos de plástico em maior quantidade na fração combustível. Gandidi e colaboradores (2017) observaram que RSU com maiores percentagens de plásticos são mais valiosos para a produção de bio-óleo. Tokmurzin e colaboradores (2020), pirolisaram a fração orgânica de RSU a 500 °C e encontram maiores rendimentos de carvão. Quando comparado esses dois trabalhos, observa-se uma tendência semelhante a relatada nesse estudo, onde a presença de maior quantidade de plásticos aumenta o rendimento de bio-óleo.

A Tabela 5.11. mostra trabalhos encontrados na literatura que utilizam resíduos sólidos urbanos em processos de pirólise.

Tabela 5.11. Estudos encontrados na literatura da pirólise de resíduos sólidos urbanos.

Autor	Resíduo	Temperatura (°C)	Rendimento (%)		
			Bio-óleo	Carvão	Gás
ATEŞ; MISKOLCZI; BORSODI, 2013	RSU: Plásticos = 58,4% Papeis = 27,5% Resíduos orgânicos = 8,1%	500	30,1	55,4	14,5
	Têxteis = 4,8% Metais = 0,9 %	600	57,8	20,3	21,9
	Resíduos plásticos: Polietileno = 59,1% Polipropileno = 25,0% Poliestireno = 7,2% Outros = 8,7%	500	21,7	72,3	6,0
		600	50,0	35,9	14,1
GANDIDI; SUSILA; PAMBUDI, 2017	RSU: Plásticos = 53% Biomassa = 33% Papel e papelão = 9% Borracha = 3% Têxteis = 2%	400	28,4	32,0	39,6
TOKMURZIN et al., 2020	Fração orgânica de RSU	500	24,8	42,1	33,1
	Fração orgânica de RSU	800	22,3	39,2	38,5
TURSUNOV, 2014	RSU: Madeira Lixo de cozinha Plásticos Têxteis Vidro Materiais ferrosos	750	21,7	38,4	39,9
ZAINI et al., 2019	RSU: Plásticos = 35% Madeira = 16% Papel e papelão = 40% Têxteis = 9%	900	53,1	23,2	23,7

A comparação de dados é dificultada quando se trata de RSU, visto que esses resíduos são altamente heterogêneos e sofrem variações dependendo da localização geográfica e do grau de desenvolvimento. Desta forma, a composição dos resíduos tratados tem impactos significativos sobre os produtos resultantes do processo de

pirólise e suas características associadas (ELKHALIFA et al., 2019). Nota-se que os RSU relatados na Tabela 5.11. apresentam composições diferentes das estudadas nesse trabalho. Além disso, os diferentes trabalhos utilizam temperaturas de processo distintas.

Salienta-se que todos os testes deste estudo foram realizados a 500 °C. De acordo com os dados da TGA, presentes na seção 5.3.2, praticamente todos os constituintes do RSU e da fração combustível dos resíduos de Xangri-lá foram degradados até a temperatura de 500 °C. No entanto, sabe-se que a temperatura influencia na distribuição dos produtos e nas suas características. Sendo assim, novos testes podem ser realizados utilizando as mesmas frações relatadas nesse estudo a fim de identificar a influência da temperatura no processo. De um modo geral, o aumento da temperatura aumenta o rendimento do bio-óleo e de gás, enquanto diminui a fração de carvão (ATEŞ; MISKOLCZI; BORSODI, 2013; NEVES, 2019). No trabalho realizado por Ates e colaboradores (2013), observa-se que o aumento da temperatura diminui consideravelmente o rendimento de carvão e aumenta o rendimento do bio-óleo, tanto para os RSU quanto para os resíduos plásticos. No entanto, no estudo conduzido por Tokmurzin e colaboradores (2020) houve aumento apenas do produto gasoso. A redução no rendimento de sólidos com o aumento da temperatura pode ser atribuída à devolatilização dos compostos orgânicos sólidos (hidrocarbonetos, ácidos húmicos, proteínas) e gaseificação parcial de resíduos carbonosos no carvão em temperaturas mais elevadas (NEVES, 2019).

5.3.3.2. Caracterização do Gás

As composições dos produtos gasosos obtidos durante os experimentos de pirólise em duas temperaturas (350 °C e 500 °C) estão resumidas na Tabela 5.12. e Tabela 5.13. Observa-se que em todos os experimentos realizados o CO₂ seguido do CO são os compostos dominantes dos gases coletados na temperatura de 350 °C. Com o aumento da temperatura para 500 °C nota-se que a concentração desses gases, principalmente do CO₂, diminui consideravelmente. Por outro lado, há um

aumento na quantidade de H₂ e hidrocarbonetos leves (principalmente do CH₄), como pode-se observar nos dados presentes nas Tabela 5.12., Tabela 5.13. e Figura 5.16.

Tabela 5.12. Composição dos gases gerados durante os experimentos de pirólise realizados com o *mix* de RSU da cidade de Xangri-lá.

Composto	<i>Mix 1</i>		<i>Mix 2</i>		<i>Mix 3</i>	
	T = 350 °C	T = 500 °C	T = 350 °C	T = 500 °C	T = 350 °C	T = 500 °C
CO (%)	21,35	8,01	23,65	5,50	21,53	8,25
CO ₂ (%)	65,99	37,54	67,61	15,61	61,42	25,27
H ₂ (%)	5,00	10,80	1,69	15,45	2,38	6,68
CH ₄ (%)	2,64	20,36	2,97	27,23	6,44	39,11
Etano (%)	1,27	9,17	1,22	12,38	2,68	8,18
Eteno (%)	1,05	4,38	0,97	8,39	1,87	4,55
Propano (%)	1,29	2,95	0,90	3,54	1,44	1,64
Propeno (%)	0,77	4,45	0,65	7,95	1,39	4,39
Butano (%)	0,34	0,73	0,13	0,91	0,29	0,48
Buteno (%)	0,29	1,62	0,22	3,01	0,56	1,43

Tabela 5.13. Composição dos gases gerados durante os experimentos de pirólise realizados com a fração combustível dos RSU da cidade de Xangri-lá.

Composto	FC 1		FC 2		FC 3	
	T = 350 °C	T = 500 °C	T = 350 °C	T = 500 °C	T = 350 °C	T = 500 °C
CO (%)	21,07	5,02	20,92	8,74	15,89	9,31
CO ₂ (%)	63,19	14,43	55,28	26,61	32,84	14,51
H ₂ (%)	1,13	6,80	1,72	4,95	4,07	6,82
CH ₄ (%)	3,08	20,36	4,41	16,22	13,12	21,99
Etano (%)	1,29	13,21	2,10	10,43	7,86	13,38
Eteno (%)	4,75	14,41	6,32	11,35	8,11	11,52
Propano (%)	3,31	4,36	4,60	4,51	4,71	4,76
Propeno (%)	1,29	14,00	2,63	11,15	8,14	11,21
Butano (%)	0,20	1,56	0,45	1,21	1,36	1,58
Buteno (%)	0,68	5,86	1,58	4,82	3,90	4,93

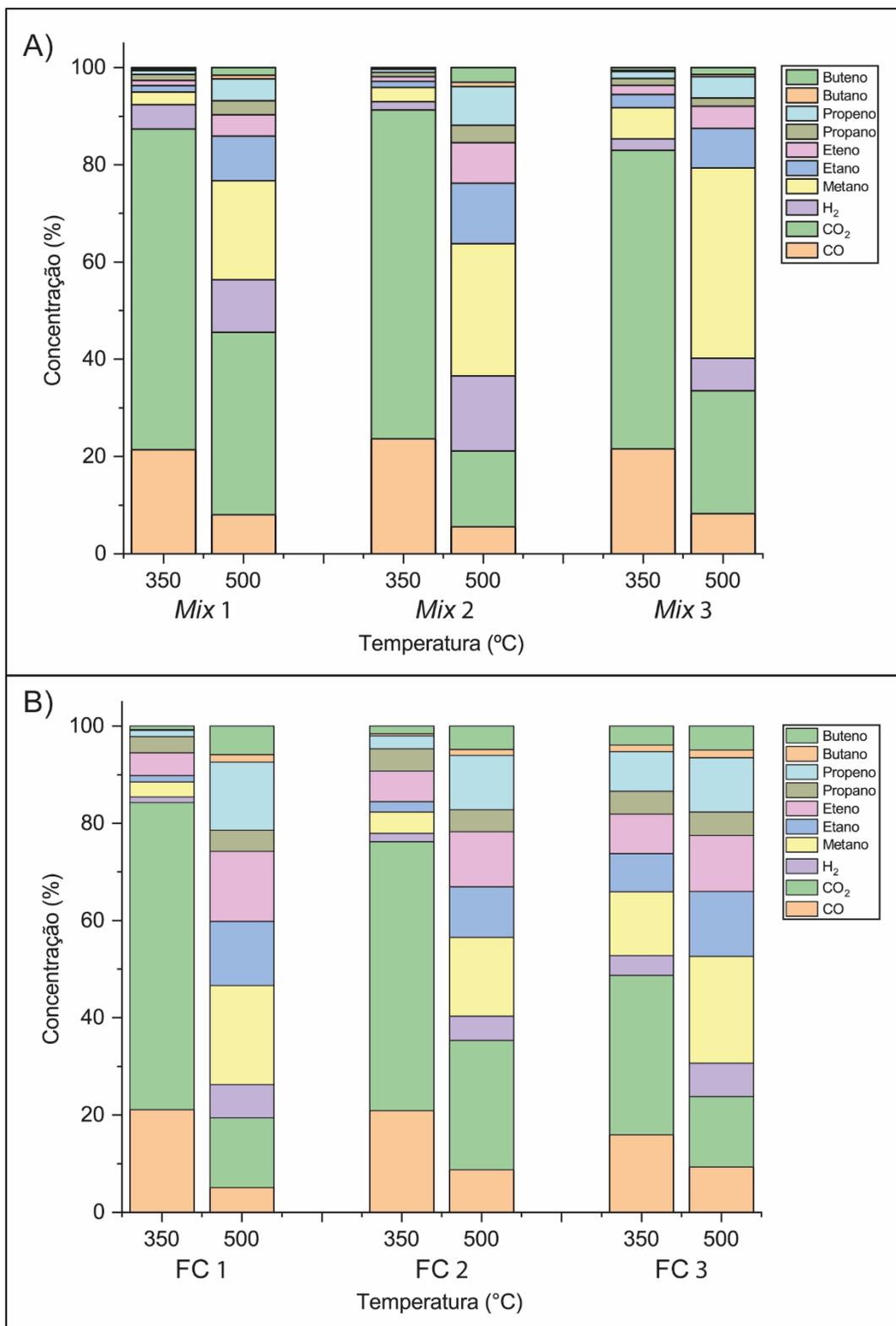


Figura 5.16. Composição do gás obtido em experimentos de pirólise com A) *Mix* de RSU; e B) Fração combustível de RSU.

Resultados similares foram relatados por Moreira e colaboradores (2017) e Phan e colaboradores (2008) onde também foi observado a predominância da formação de CO₂ e CO a temperaturas abaixo de 400 °C e o aumento da quantidade de H₂ e CH₄ formado a partir desta temperatura. Vários estudos que analisaram as características dos produtos obtidos em processos de pirólise mostraram que um resíduo dominado por plásticos tende a resultar em uma maior quantidade de gases de hidrocarbonetos; enquanto a fração dominada por biomassa resulta em mais CO e CO₂ (JUN et al., 2017; SAJDAK; MUZYKA, 2014; SOPHONRAT et al., 2018; ZAINI et al., 2019). Nesse estudo, comportamento semelhante foi observado na Figura 5.16., visto que os processos realizados com a fração combustível, majoritariamente composta por plásticos, apresentaram maior concentração de hidrocarbonetos quando comparados aos realizados com o *mix* de RSU, rico em matéria orgânica. A presença de CO e CO₂ é indicativo da presença de oxigênio na amostra, que no caso da biomassa é derivada da decomposição pirolítica de compostos orgânicos parcialmente oxigenados (celulose, lignina, lipídios e carboidratos) (HE et al., 2010; ZAINI et al., 2019). Yang e colaboradores (2018) estudaram a pirólise da hemicelulose, celulose e lignina e observaram que a hemicelulose degrada a baixas temperaturas (200-400 °C) elevando o rendimento de CO₂, a celulose degrada entre 300-450 °C, aumentando rendimento de CO e acima de 400 °C ocorre a degradação e craqueamento da lignina elevando os rendimentos de H₂ e CH₄.

Salienta-se que resultados da literatura sugerem que o aumento da temperatura do processo aumenta o rendimento de produtos gasosos (DONG et al., 2016; LUO et al., 2010). Veses e colaboradores (2020) aumentaram o rendimento de gás de 25,9% para 35,1% quando houve aumento da temperatura do processo de 700 para 800 °C. Ates e colaboradores também observaram comportamento semelhante, como já mostrado na Tabela 5.11., onde o rendimento gasoso aumentou com o aumento da temperatura de 500 para 600 °C. Também foi relatado por Ates e colaboradores (2013), que o aumento da temperatura aumentou a concentração de hidrocarbonetos leves (C1-C5) e H₂ no gás gerado. O aumento do rendimento do gás pode ser atribuído principalmente à decomposição do carvão e do vapor de alcatrão

com o aumento da temperatura uma vez que mais carvão e alcatrão podem ser convertidos em gás por meio das reações de Boudouard e de craqueamento térmico, respectivamente (HE et al., 2009; LUO et al., 2010; YANG et al., 2018).

Desta forma, a realização de teste em temperaturas mais elevadas, utilizando os resíduos da cidade de Xangri-lá, poderiam confirmar o comportamento relatado na literatura. De qualquer maneira, o gás produzido a temperatura de 500 °C já possui boas características energéticas, e poderia ser utilizado diretamente como combustível gasoso ou em caldeiras, para produção de energia (vapor e/ou eletricidade) (KUO; WU; CHEN, 2014; LIU et al., 2016; YOUNG, 2010). O aumento da temperatura de processo, nesse contexto, pode ser interessante caso o produto de interesse principal seja o gás, visto que possivelmente se aumentaria o volume produzido e o seu valor agregado. A otimização do processo para a produção de gás, possivelmente promoverá o aumento da concentração de H₂, sendo assim o gás também poderia ser utilizado para a obtenção de produtos químicos via reação de Fischer-Tropsch (KUO; WU; CHEN, 2014; VESES et al., 2020; YOUNG, 2010). O foco do processo dependerá do interesse da cidade e das tecnologias disponíveis para o tratamento e beneficiamento desse produto.

5.3.3.3. Caracterização do Bio-óleo

A fração líquida produzida pelos processos de pirólise das frações de RSU apresentou duas fases distintas: uma fração aquosa e uma fração orgânica. O rendimento dessas frações pode ser visto na Tabela 5.14. Nota-se que o rendimento da fração orgânica foi maior nos experimentos realizados com a fração combustível dos RSU. Essas frações foram separadas pela diferença de densidade entre elas.

Tabela 5.14. Rendimento obtido na fração líquida produzida pelo processo de pirólise das frações de RSU de Xangri-lá.

Experimento	Fração orgânica (%)	Fração aquosa (%)
Mix 1	35,6	64,4
Mix 2	40,3	59,7
Mix 3	40,9	59,1
FC 1	69,8	30,2
FC 2	78,1	21,9
FC 3	67,5	32,5

A aparência (cor e forma) dos produtos líquidos era visivelmente diferente entre os bio-óleos produzidos por diferentes frações de RSU, como visto na Figura 5.17. A fração orgânica dos bio-óleos produzidos a partir da pirólise de *mix* de RSU era mais escura e densa, com aspecto sólido, em relação ao bio-óleo da fração combustível dos RSU. Do mesmo modo, a fração aquosa da pirólise do *mix* de RSU também apresentava coloração mais escura, enquanto a da pirólise da fração combustível era mais clara e com tom alaranjado.

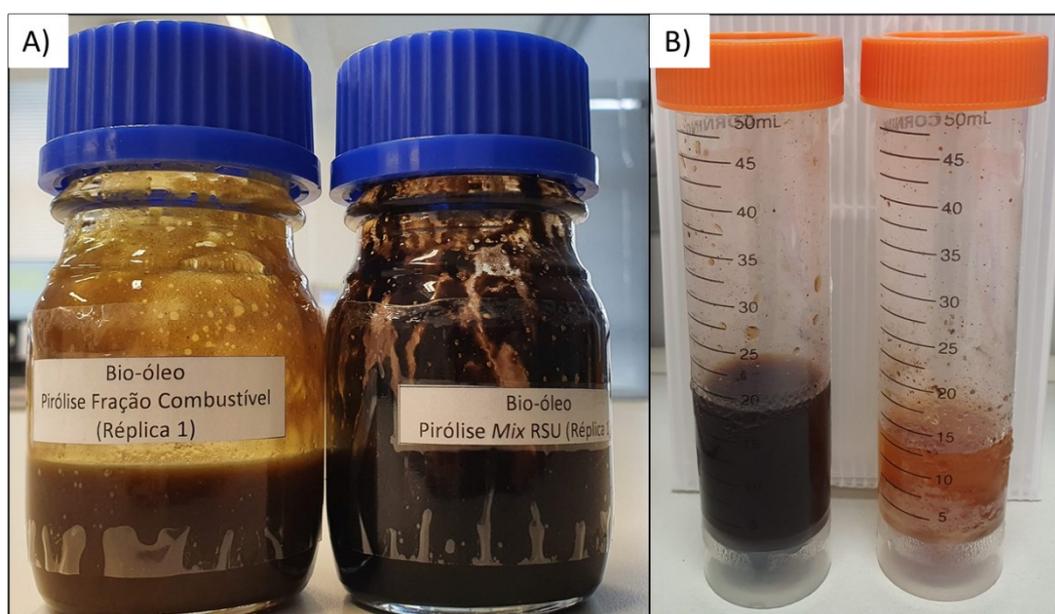


Figura 5.17. Aparência dos bio-óleos produzidos pelo processo de pirólise das frações de RSU de Xangri-lá: A) Fração orgânica; e B) Fração aquosa.

Os espectros de infravermelho dos óleos de pirólise fornecem informações sobre suas ligações químicas. Foram realizadas análises da fração aquosa e orgânicas dos óleos produzidos. Os espectros de infravermelho da fração orgânica estão apresentados na Figura 5.18. e da fração aquosa na Figura 5.19.

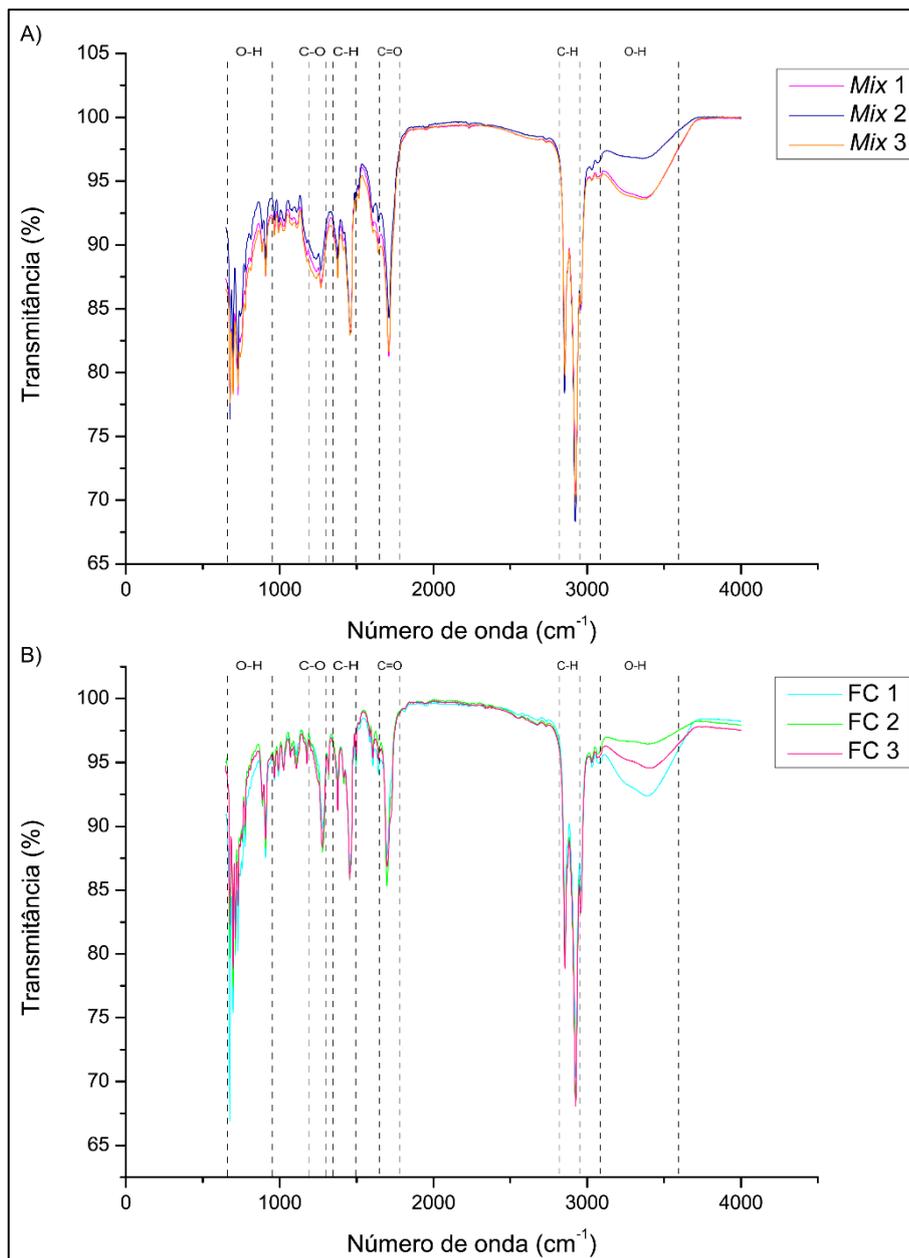


Figura 5.18. Espectros de Infravermelho das amostras da fração orgânica dos bio-óleos obtidas a partir da pirólise das frações de RSU de Xangri-lá. A) *Mix* de RSU; e B) Fração combustível do RSU.

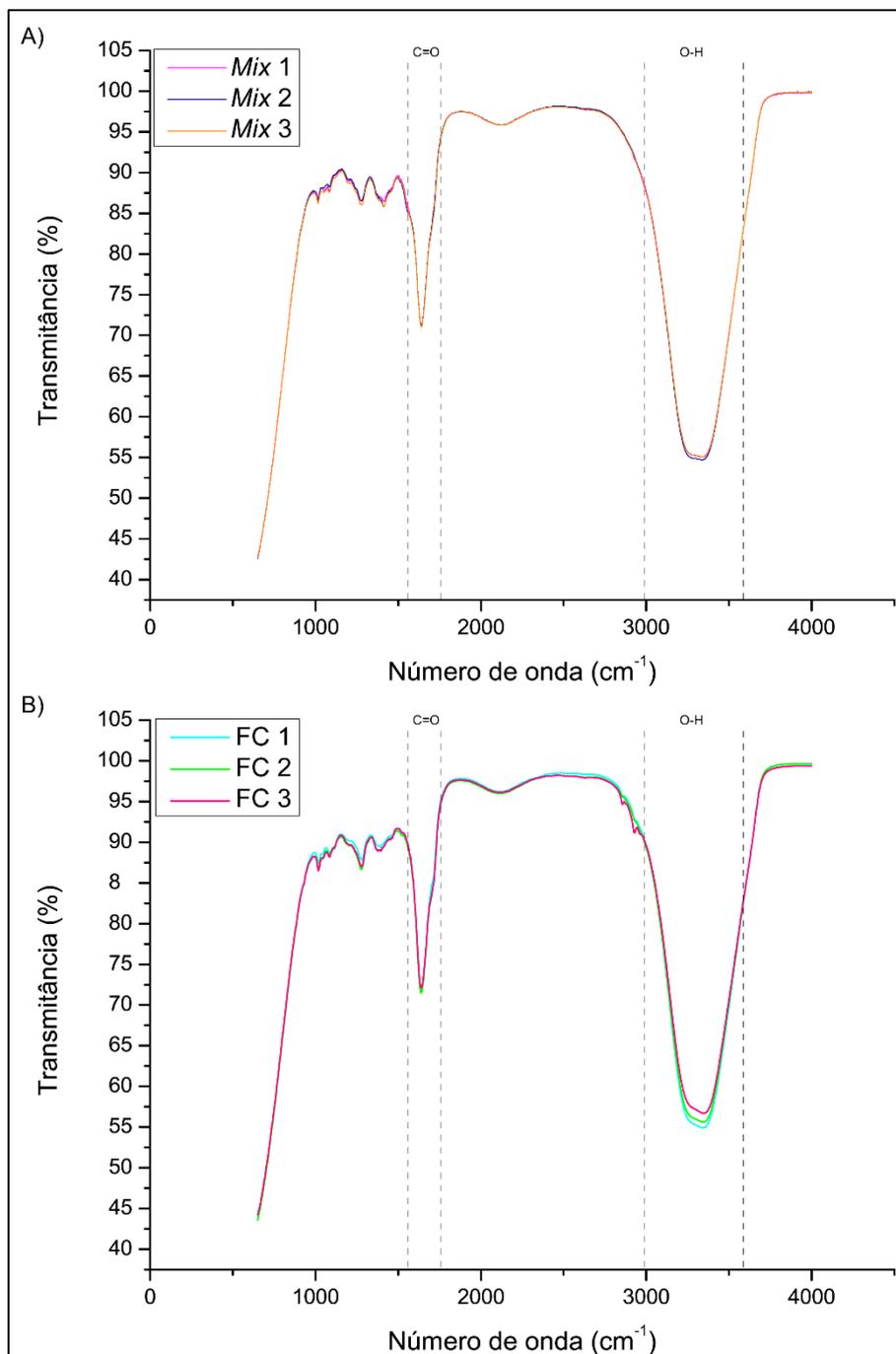


Figura 5.19. Espectros de Infravermelho das amostras da fração aquosa dos bio-óleos obtidas a partir da pirólise das frações de RSU de Xangri-lá. A) *Mix* de RSU; e B) Fração combustível do RSU.

Os resultados mostram que bio-óleos produzidos a partir do mesmo resíduo (*mix* de RSU ou fração combustível) tem espectros semelhantes, com diferenças magnitudinais em algumas abundâncias de grupos funcionais. Os espectros obtidos

foram comparados e analisados através de dados de FTIR presentes na literatura para bio-óleos obtidos pelo processo de pirólise e serão apresentados na sequência (ISLAM et al., 2005; MISKOLCZI; ATEŞ; BORSODI, 2013; SELLIN et al., 2016). Inicialmente uma banda larga entre 3600 e 3000 cm^{-1} foi identificada na fração aquosa dos bio-óleos produzidos e foi atribuída as vibrações de estiramento dos grupos O-H referente à presença de água. Essa mesma banda foi observada na fração orgânica, mas com menor intensidade. A presença de alcanos foi identificada pelos picos intensos entre 2950 e 2850 cm^{-1} provenientes das vibrações de estiramento dos grupos C-H e pelas deformações angulares dos grupos C-H na região entre 1500 e 1350 cm^{-1} . Foi observado um pico entre 1750 e 1650 cm^{-1} atribuído as ligações C=O indicando a presença de cetonas, ácidos carboxílicos e aldeídos. Também foram identificados picos na região entre 1300 e 1200 cm^{-1} referentes à vibração de estiramento da ligação C-O atribuída à presença de álcoois, fenóis, éter e ésteres e picos na região entre 900 e 650 cm^{-1} referente à vibração de deformação de grupos O-H provenientes de grupos aromáticos substituídos como os fenóis. Sendo assim, os grupos funcionais identificados estão resumidos na Tabela 5.15.

Tabela 5.15. Resumo dos grupos funcionais e compostos associados ao número de onda identificados por FTIR nas amostras de bio-óleo provenientes da pirólise das frações de RSU.

Número de onda (cm^{-1})	Grupo	Classe do composto
3600-3000	O-H	Água
2950-2850	C-H	Alcano
1750-1650	C=O	Cetonas, aldeídos, ácidos carboxílicos
1500-1350	C-H	Alcano
1300-1200	C-O	Álcool, fenóis, éter, éster
950-650	O-H	Aromático

A identificação mais detalhada dos compostos presentes na fração orgânica dos bio-óleos produzidos a partir das frações de RSU de Xangri-lá foi realizada através da análise de cromatografia acoplada à espectrometria de massas (CG-MS), permitindo a identificação de mais de 70% dos compostos. Os cromatogramas representativos das análises podem ser vistos na Figura 5.20.

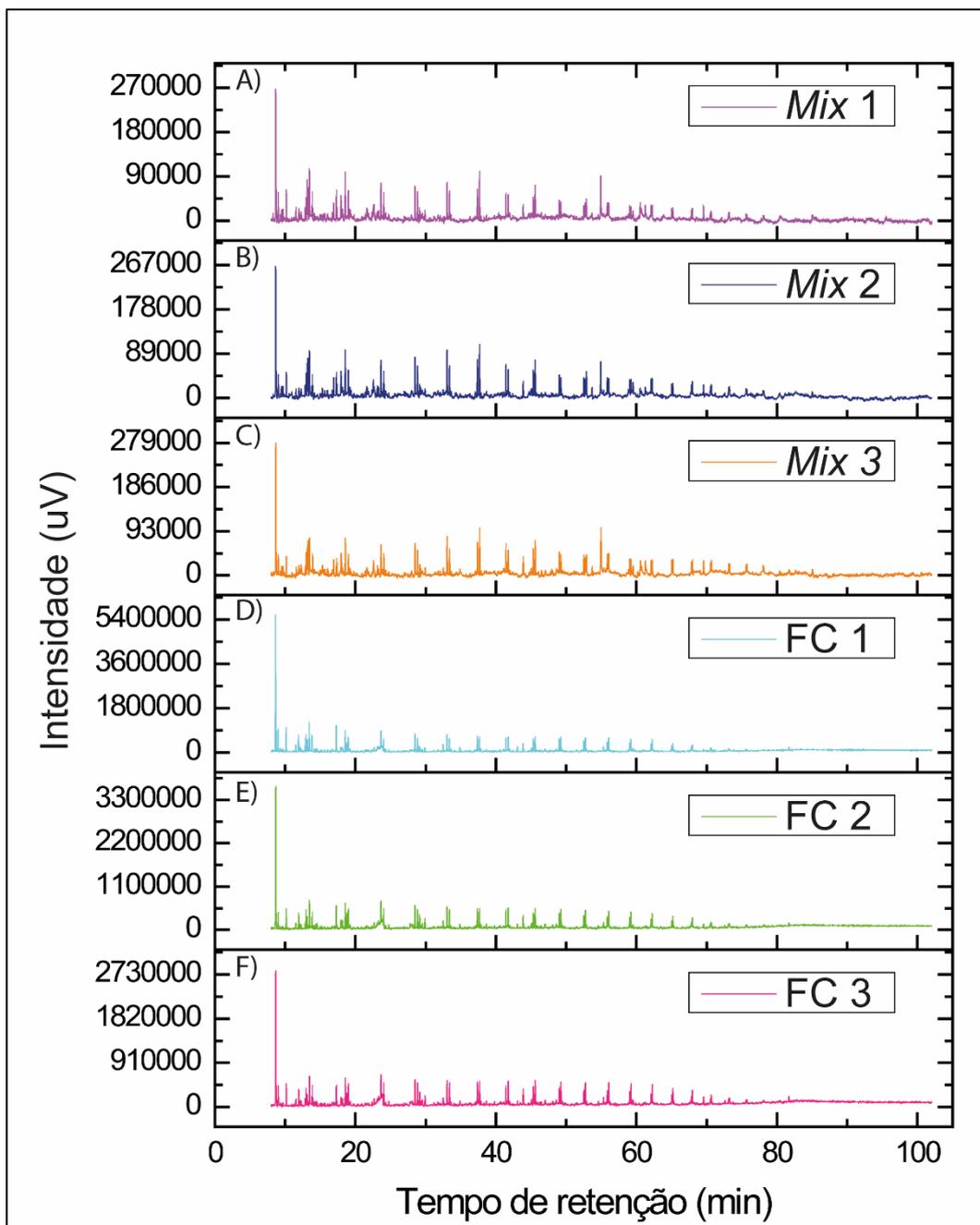


Figura 5.20. Cromatogramas obtidos na análise da fração orgânica dos bio-óleos na análise por CG-MS. A) *Mix 1*; B) *Mix 2*; C) *Mix 3*; D) FC 1; E) FC 2; e F) FC 3.

Foram identificados os compostos para os quais houve uma área relativa superior a 1% em qualquer experimento e a similaridade com a biblioteca fosse superior a 80%. A distribuição dos compostos nos óleos foi determinada por método semiquantitativo por meio da área percentual dos picos cromatográficos. A Figura

5.21. apresenta as funções orgânicas associadas aos compostos identificadas nos bio-óleos obtidos nesse estudo. Tabelas contendo todos os compostos identificados nos bio-óleos com seus respectivos tempos de retenção, número CAS, função orgânica, peso molecular, fórmula molecular e porcentagem em área podem ser vistas no Apêndice C desse trabalho.

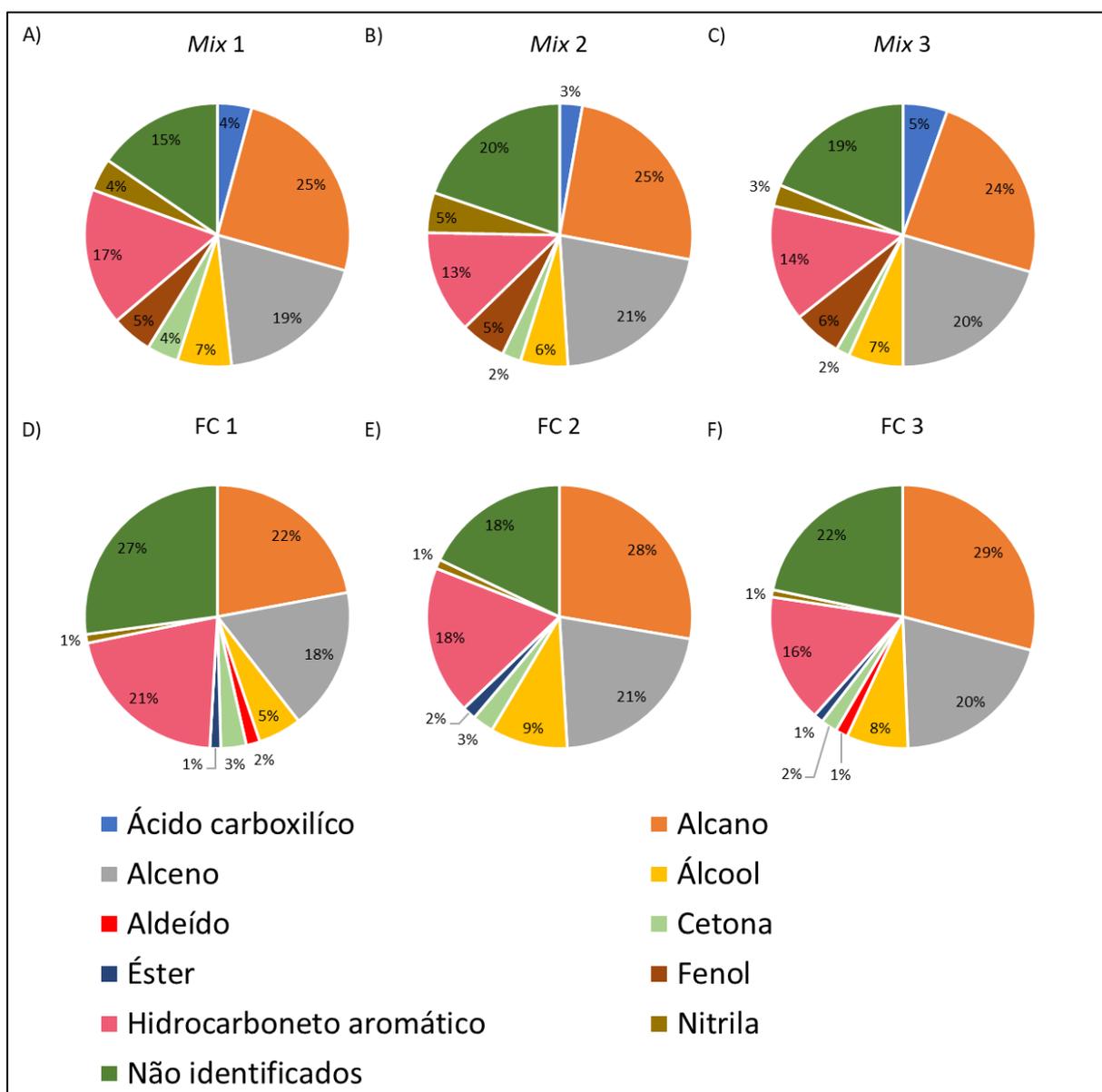


Figura 5.21. Funções orgânicas associadas aos compostos identificados nos bio-óleos produzidos pelo processo de pirólise das frações de RSU de Xangri-lá. A) *Mix 1*; B) *Mix 2*; C) *Mix 3*; D) FC 1; E) FC 2; e F) FC 3.

O bio-óleo produzido a partir da pirólise é geralmente composto de uma ampla variedade de matéria orgânica, incluindo hidrocarbonetos, álcoois, ácidos, ésteres, cetonas, aldeídos e fenóis e é considerado um combustível líquido promissor para produção de energia (KIM et al., 2020). Os bio-óleos produzidos a partir do *mix* de RSU apresentaram em sua composição: ácidos carboxílicos, alcanos, alcenos, álcoois, cetonas, fenóis, hidrocarbonetos aromáticos e nitrilas. Em relação aos bio-óleos produzidos a partir da fração combustível dos RSU foram identificados basicamente as mesmas funções orgânicas. No entanto, nos bio-óleos da fração combustível não foi observada a presença de ácidos carboxílicos e fenóis, mas por outro lado houve a presença de aldeídos e ésteres. Ressalta-se que algumas funções orgânicas podem estar subestimadas em virtude da metodologia utilizada para identificação dos compostos e do percentual de compostos não identificados. Porém se trata de resultados semiquantitativos que apresentam informações relevantes sobre as características dos bio-óleos produzidos.

Nota-se que as principais funções presentes nos bio-óleos são hidrocarbonetos alifáticos (alcanos e alcenos) e aromáticos. Resultados semelhantes foram encontrados na literatura para bio-óleo obtido da pirólise de RSU e de mistura de plásticos (ATEŞ; MISKOLCZI; BORSODI, 2013; SOUSA; SILVA, 2018; VELGHE et al., 2011). Foram identificados alcanos e alcenos de cadeia linear de C9 a C28 e de C10 a C26 para bio-óleos da fração combustível e de C9 a C28 e de C10 a C24 para os bio-óleos do *mix* de RSU, respectivamente. Cadeias um pouco mais longas, até C35 para alcanos e C33 para alcenos foram encontradas por Ates e colaboradores (2013) para pirólise de RSU e resíduos plásticos a 550 °C. Velghe e colaboradores (2011) encontraram cadeias de até C28 para alcanos e alcenos na pirólise de RSU até 550 °C. Sousa e colaboradores (2018) encontraram uma distribuição de carbonos no óleo de pirólise de RSU na faixa C11 a C27. Por outro lado, Zaini e colaboradores (2019) identificaram compostos de hidrocarbonetos alifáticos em uma faixa de carbono mais reduzida de C9 até C19. Esses compostos são encontrados no diesel e na gasolina indicando semelhança entre os bio-óleos produzidos e os combustíveis convencionais (ATEŞ; MISKOLCZI; BORSODI, 2013; GANDIDI; SUSILA; PAMBUDI,

2017). No entanto, os bio-óleos de pirólise apresentam impurezas em sua composição que limitam sua aplicação direta. Processos de purificação precisam ser desenvolvidos antes da sua utilização como combustível limpo (GANDIDI; SUSILA; PAMBUDI, 2017).

Hydrocarbonetos aromáticos são importantes na indústria petroquímica e devido ao esgotamento previsto de combustíveis fósseis a produção alternativa desses compostos é desejada (ATEŞ; MISKOLCZI; BORSODI, 2013). Nesse estudo os bio-óleos gerados apresentaram de 12,5 até 21,5% de hidrocarbonetos aromáticos. As maiores concentrações foram obtidas nos bio-óleos produzidos a partir da fração combustível dos RSU. Analisando a Tabela 5.16., que mostra os principais compostos presentes nos bio-óleos, observa-se que o estireno é o composto majoritário de todos os bio-óleos produzidos.

Tabela 5.16. Compostos majoritários presentes nos bio-óleos produzidos pela pirólise das frações de RSU de Xangri-lá.

<i>Mix 1</i>		<i>Mix 2</i>		<i>Mix 3</i>	
Composto	Area (%)	Composto	Area (%)	Composto	Area (%)
Estireno	7,68	Estireno	7,15	Estireno	7,86
Ácido hexadecanóico	4,18	Pentadecano	3,6	Ácido hexadecanóico	4,14
Pentadecano	4,08	1-tetradeceno	3,34	Pentadecano	3,46
1-undeceno	3,43	1-dodecanol	3,23	Eicosano	3,23
1-deceno	3,19	1-undeceno	3,16	1-tetradeceno	3,19
FC 1		FC 2		FC 3	
Composto	Area (%)	Composto	Area (%)	Composto	Area (%)
Estireno	13,45	Estireno	13,31	Estireno	10,29
1-deceno	3,41	1-dodecanol	3,07	1-dodecanol	2,85
Acetofenona	3,19	1-undeceno	2,94	Eicosano	2,64
Isopropilbenzeno	2,58	1-tetradeceno	2,66	1-undeceno	2,53
1-undeceno	2,52	1-deceno	2,64	Heneicosano	2,47

A presença de estireno em bio-óleo produzido pelo processo de pirólise já foi observada em outros estudos de pirólise de RSU (ATEŞ; MISKOLCZI; BORSODI,

2013; VESES et al., 2020; ZAINI et al., 2019). Esse composto é relatado como componente principal da pirólise de poliestireno (MIANDAD et al., 2017b; ZAINI et al., 2019). Sendo assim esses resultados sugerem uma presença significativa de poliestireno na fração plástica dos RSU de Xangri-lá. Além disso, justifica a presença de maior quantidade desse composto nos bio-óleos produzidos pela fração combustível dos RSU, visto que os plásticos consistem no componente majoritário dessa fração.

Produtos oxigenados são indesejáveis em óleos, pois diminuem o valor de aquecimento uma vez que as ligações carbono-oxigênio não liberam energia durante a combustão (GANDIDI; SUSILA; PAMBUDI, 2017; MISKOLCZI; ATEŞ; BORSODI, 2013; RAYMUNDO et al., 2019). Além disso, diminuem a estabilidade dos óleos, enquanto aumentam a viscosidade, e também tornam os óleos corrosivos (MISKOLCZI; ATEŞ; BORSODI, 2013; NEVES, 2019; RAYMUNDO et al., 2019). Os compostos oxigenados incluem ácidos carboxílicos, álcoois, cetonas, furanos, fenóis e ésteres (CHENG et al., 2020). Em todos os bio-óleos a concentração de compostos oxigenados ficou abaixo de 15,5%, e as menores concentrações foram encontradas nos bio-óleo obtidos da fração combustível. No entanto, os fenóis são de grande importância para a indústria química (NEVES, 2019; PRIMAZ, 2018; SCHENA, 2019). Uma pequena concentração de fenóis foi obtida no bio-óleo do *mix* de RSU, enquanto esses componentes não foram detectados nos bio-óleos da fração combustível dos RSU. Este era um resultado esperado, pois os fenóis são oriundos basicamente da lignina que não está presente nos plásticos, constituinte majoritário da fração combustível dos RSU de Xangri-lá (ATEŞ; MISKOLCZI; BORSODI, 2013; SCHNEIDER, 2018).

A fração aquosa também foi analisada por CG-MS. Apesar dos cromatogramas apresentarem boa resolução, com pouco ruído, como visto na Figura 5.22., a maioria dos compostos detectados apresentaram índice de similaridade com a biblioteca inferior a 80% ou muito próximo desse valor. Desta forma, não foi possível identificar

todos os compostos presentes na fração aquosa dos bio-óleos produzidos na pirólise das frações de RSU.

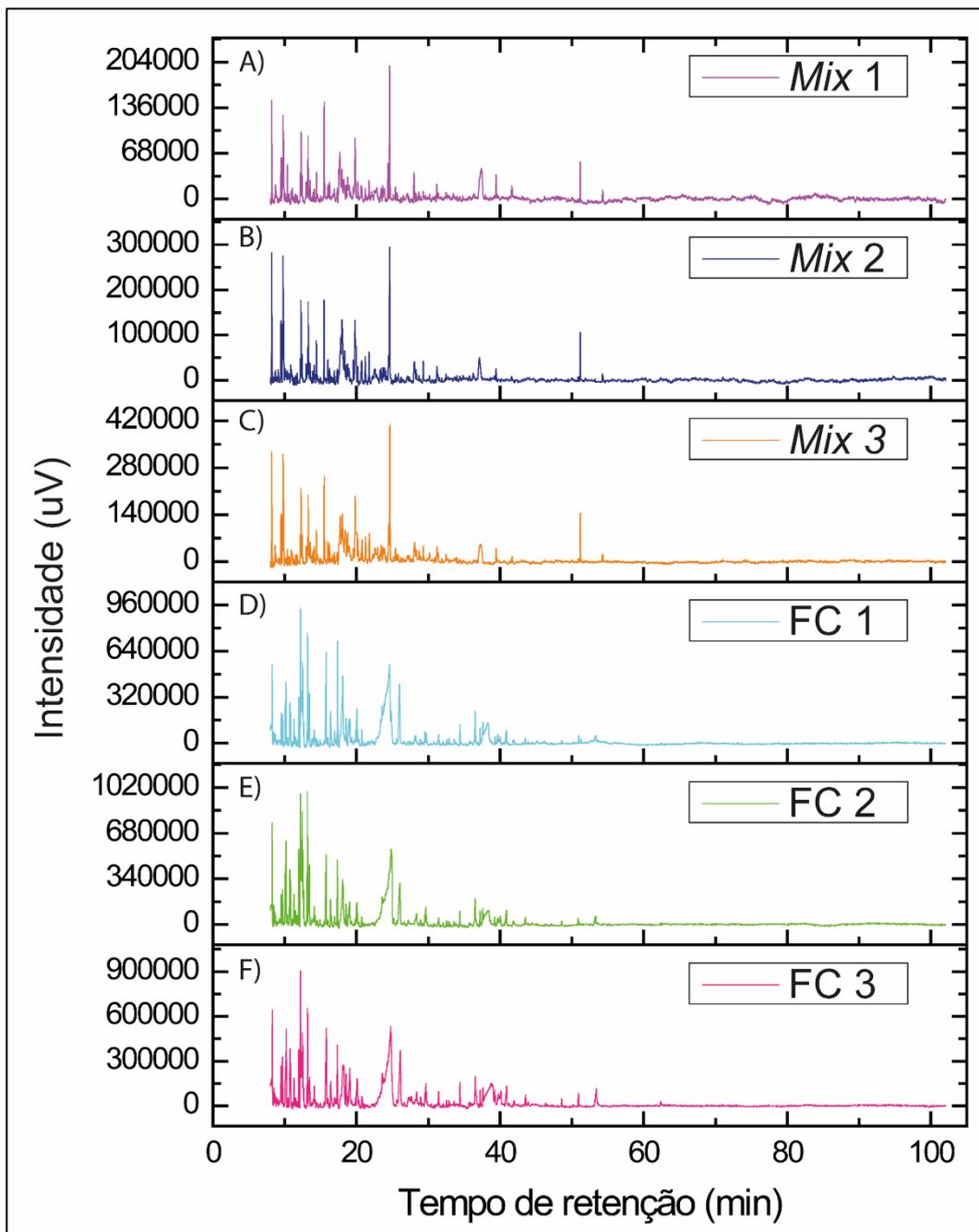


Figura 5.22. Cromatogramas obtidos na análise da fração aquosa dos bio-óleos na análise por CG-MS. A) *Mix 1*; B) *Mix 2*; C) *Mix 3*; D) FC 1; E) FC 2; e F) FC 3.

Todavia, alguns compostos apresentaram índice de similaridade satisfatórios, principalmente aqueles presentes em maior abundância de área. Desta maneira, a Tabela 5.17. e Tabela 5.18. apresentam alguns compostos que potencialmente estão presente na fração aquosa dos bio-óleos produzidos.

Tabela 5.17. Compostos potencialmente presentes na fração aquosa dos bio-óleos produzidos pela pirólise do *mix* de RSU.

Tempo de Retenção (min)	Composto	Número CAS	Fórmula molecular	Área (%)		
				Mix 1	Mix 2	Mix 3
9,773	oxolan-2-ona	96-48-0	C ₄ H ₆ O ₂	2,65	5,01	4,18
12,257	5-metilfuran-2-carbaldeído	620-02-0	C ₆ H ₆ O ₂	3,4	4,04	3,65
13,267	2-metil hex-4-en-3-ol	4798-60-1	C ₇ H ₁₄ O	3,31	4,08	3,56
17,740	prop-2-en-1-il butanoato	2051-78-7	C ₇ H ₁₂ O ₂	2,31	0,76	3,36
19,819	5-(hidroximetil)furan-2-carbaldeído	67-47-0	C ₆ H ₆ O ₃	4,58	0,00	3,28
37,280	(2R,3R,4R,5R)-2,3,4,5,6-pentahidroxihexanal	2595-97-3	C ₆ H ₁₂ O ₆	13,7	5,59	7,32
51,157	1,3,7-trimetilpurina-2,6-diona	58-08-2	C ₈ H ₁₀ N ₄ O ₂	3,57	3,93	3,88

Tabela 5.18. Compostos potencialmente presentes na fração aquosa dos bio-óleos produzidos pela pirólise da fração combustível.

Tempo de Retenção (min)	Composto	Número CAS	Fórmula molecular	Área (%)		
				FC 1	FC 2	FC 3
9,679	oxolan-2-ona	96-48-0	C ₄ H ₆ O ₂	2,60	3,08	3,14
10,222	2H-furan-5-ona	497-23-4	C ₄ H ₆ O ₂	1,72	2,77	3,20
10,758	Ciclopentano-1,2-diona	3008-40-0	C ₅ H ₆ O ₂	2,56	4,23	3,44
11,934	Etil propanoato	105-37-3	C ₅ H ₁₀ O ₂	3,27	5,49	3,30
12,190	5-metilfuran-2-carbaldeído	620-02-0	C ₆ H ₆ O ₂	7,66	7,64	6,87
12,474	propan-2-il propanoato	637-78-5	C ₆ H ₁₂ O ₂	4,22	5,72	3,79
13,165	2-metil hex-4-en-3-ol	4798-60-1	C ₇ H ₁₄ O	7,53	8,77	6,04
15,817	3-metilciclopentano-1,2-diona	765 - 70 - 8	C ₆ H ₈ O ₂	10,68	8,87	9,88
20,077	5-(hidroximetil)furan-2-carbaldeído	67-47-0	C ₆ H ₆ O ₃	3,98	3,09	4,01

Nota-se que todos os compostos relatados são moléculas orgânicas complexas e que apresentam na sua composição o oxigênio. Comportamento semelhante foi relatado na literatura, visto que Sellin e colaboradores (2016) mencionaram a

presença de compostos químicos oxigenados (cetonas, fenóis, álcoois e furfurais) na fração aquosa de bio-óleo obtida a partir de folhas de bananeira. Yang e colaboradores (2018) descreveram que os principais compostos presentes na fração aquosa do bio-óleo de fração orgânica de RSU eram álcoois.

O refinamento da fração aquosa permite a extração desses compostos que tenham interesse comercial (SELLIN et al., 2016). Como por exemplo o 5-hidroximetilfurfural que desempenha um papel importante na síntese de biocombustíveis (como alcanos C9-C18) e outros compostos como: ácido 2,5-furandicarboxílico, 2,5-dihidroximetiltetra-hidrofurano e álcoois lineares (ZHONG et al., 2020). Outro exemplo de composto útil identificado no óleo de pirólise foi a hexose, que é uma forma rara de monossacarídeos que pode ser usada como um antibiótico para lesão de isquemia-reperfusão (BHARATH et al., 2020). Desta forma, estudos futuros podem ser realizados a fim de comprovar a presença desses compostos na fração aquosa e desenvolver metodologia de extração desses produtos.

5.3.3.4. Caracterização do Carvão

A composição elementar dos carvões que foram obtidos durante os processos de pirólise usando *mix* de RSU e a fração combustível dos RSU de Xangri-lá está presente na Tabela 5.19. Segundo Tan e colaboradores (2017) a composição típica de um *biochar* é: C = 67,8-86,8% (m/m), O = 10,6–26,6% (m/m) e H = 1,2–2,9% (m/m), o que sugere que o carvão obtido no presente trabalho apresenta teores de carbono e oxigênio próximos da faixa esperada, mas teor de hidrogênio acima da faixa relatada. Os teores de carbono encontrados nesse trabalho (na faixa de 64-76%) está próximo aos valores de 68,6% e 76,7% encontrados por Taherymoosavi e colaboradores (2017) em carvões da pirólise de RSU à 450 e 550 °C, respectivamente. Por outro lado, os teores de carbono do presente estudo são superiores ao valor de 59,8% relatado por Jin e colaboradores (2014) em carvão obtido da pirólise de RSU à 500 °C, e de 41,9% mencionado por Tokmurzin e colaboradores (2020) para carvão da pirólise da fração orgânica de RSU à 800 °C. Em relação ao teor de hidrogênio os

valores encontrados nesse estudo estão acima do relatado na literatura para a pirólise de RSU (JIN et al., 2014; TAHERYMOOSAVI et al., 2017; TOKMURZIN et al., 2020). Os teores de enxofre presentes nos carvões são baixos e semelhantes aos relatados na literatura (ONOREVOLI et al., 2018; TAHERYMOOSAVI et al., 2017; TOKMURZIN et al., 2020; VESES et al., 2020). Baixos teores de enxofre são importantes para utilização de carvão com combustível, pois altas concentrações geram emissões de óxidos de enxofre, que são tóxicos e corrosivos (CORDERO et al., 2004; SELLIN et al., 2016).

Tabela 5.19. Composição elementar dos carvões obtidos pelo processo de pirólise das frações de RSU.

Amostra	% C (m/m)	% H (m/m)	% N (m/m)	% S (m/m)	% O (m/m) ¹	H/C
Mix 1	64,97 ± 1,27	5,81 ± 0,09	1,45 ± 0,15	0,13 ± 0,02	27,64	1,07
Mix 2	64,51 ± 1,12	3,93 ± 0,11	2,60 ± 0,36	0,12 ± 0,01	28,84	0,73
Mix 3	64,53 ± 0,86	3,99 ± 0,12	1,78 ± 0,11	0,12 ± 0,01	29,58	0,74
FC 1	69,18 ± 1,83	4,68 ± 0,27	1,12 ± 0,13	0,09 ± 0,01	24,93	0,81
FC 2	75,33 ± 0,54	5,93 ± 0,21	0,68 ± 0,09	0,10 ± 0,01	17,96	0,94
FC 3	72,51 ± 1,00	4,18 ± 0,05	3,45 ± 0,32	0,07 ± 0,06	19,79	0,69

¹ – Obtido por diferença.

Porém apenas a análise elementar isolada não é muito conclusiva e a razão atômica entre hidrogênio e carbono tem sido preferencialmente utilizada. Uma vez que quanto maior a proporção de carbono, em comparação com o hidrogênio, maior é o valor energético do material, devido à maior energia contida nas ligações C-C, em relação as ligações C-H (SCHENA, 2019). Razões baixas de H/C indicam um nível de aromaticidade elevado e estrutura bem carbonizada (CARVALHO, 2019; LIU et al., 2021). O Certificado Europeu de *Biochar* (EBC, do inglês *European Biochar Certificate*) considera como *biochars* carvões com fração mássica de carbono superior a 50% e razão H/C menor que 0,7 (EBC, 2012). Apesar de todos os carvões obtidos nesse estudo terem mais de 50% de carvão, a relação H/C está acima da exigida, exceto para o carvão obtido na pirólise da FC 3. Sendo assim, de acordo com as exigências da EBC, apenas o carvão obtido na FC 3, pode ser considerado um *biochar*.

Estudos mostram que carvão com alta porcentagem de carbono, como os obtidos nesse estudo, tem potencial de aplicação como fonte de energia em substituição ao carvão mineral (BRITO et al., 2020; ONOREVOLI et al., 2018). Alto teor de carbono indica a existência de matéria orgânica para decomposição, e que ainda possui potencial para uso como combustível (SELLIN et al., 2016). Portanto, os carvões obtidos poderiam ser utilizados como fonte de energia para cobrir parte das necessidades térmicas do processo (VESES et al., 2020). Além disso, dependendo das características físicas e químicas os carvões produzidos em processos de pirólise podem ser utilizados como catalisadores em processos de craqueamento, como aditivos em processos de DA, aditivos para o solo, bem como adsorvente para remoção de poluentes (KIM et al., 2019; LI et al., 2020; MASEBINU et al., 2019; VESES et al., 2020). A geração de carvão em processos de pirólise também pode ser considerada uma forma de inertizar os RSU (EKE; BRIDGWATER; ONWUDILI, 2020).

O método empírico BET de cálculo de áreas de superfície específicas é amplamente utilizado em estudos de caracterização de materiais carbonosos e permite identificar algumas propriedades físicas dos materiais (GÓMEZ-SERRANO; GONZÁLEZ-GARCÍA; GONZÁLEZ-MARTÍN, 2001). Os parâmetros texturais de área específica e volume total de poros em amostras de carvão são extremamente importantes para possível utilização como adsorventes (CARVALHO, 2019; TAN et al., 2017). A Tabela 5.20. apresenta os parâmetros texturais dos carvões obtidos pela pirólise das frações de RSU da cidade de Xangri-lá.

Tabela 5.20. Características texturais dos carvões obtidos pelo processo de pirólise das frações de RSU.

Experimento	Área superficial BET (m²/g)	Volume de poros (cm³/g)
<i>Mix 1</i>	4,1973	0,0109
<i>Mix 2</i>	4,6354	0,0147
<i>Mix 3</i>	10,5797	0,0233
FC 1	2,6290	0,0054
FC 2	-	0,0014
FC 3	5,4479	0,0110

Os resultados sugerem que os carvões possuem baixa adsorção de nitrogênio, devido a sua baixa área superficial e pequeno volume de poros. Ressalta-se que infelizmente não foi possível determinar a área superficial BET do carvão produzido no experimento FC 2. A análise foi repetida e apresentou o mesmo problema, pois possivelmente a área superficial dessa amostra seja muito pequena, que não foi possível medir pela metodologia aplicada.

Resultados semelhantes, de baixas áreas superficiais, foram relatadas na literatura para carvões produzidos por diferentes tipos de biomassa. Onorevoli e colaboradores (2018) encontram área superficial de $7,8 \text{ m}^2/\text{g}$ para carvão obtido da pirólise de semente de tabaco. Zaini e colaboradores (2019) também encontram área de $7,8 \text{ m}^2/\text{g}$ e volume de poros de $0,035 \text{ cm}^3/\text{g}$ para carvão produzido pela pirólise de RSU. Primaz (2018) relatou áreas superfícies de $0,56 \text{ m}^2/\text{g}$ para o biochar da borra residual do café e $0,53 \text{ m}^2/\text{g}$ para o biochar da semente de algodão. Baixas áreas específicas sugerem que os poros estão parcialmente fechados e que o uso do carvão como um adsorvente não é indicado sem um prévio tratamento (ONOREVOLI et al., 2018; PRIMAZ, 2018). Áreas superficiais entre 100 e $3000 \text{ m}^2/\text{g}$ são recomendadas para o uso do carvão como adsorvente, mas os materiais mais utilizados comercialmente exibem uma área superficial na faixa de 300 até $1200 \text{ m}^2/\text{g}$ (PRIMAZ, 2018).

As características e o rendimento de carvão do processo de pirólise são altamente dependentes das condições do processo, bem como do tipo e composição dos resíduos utilizados (ELKHALIFA et al., 2019; GODWIN et al., 2019). Trabalhos relatam aumento na área superficial do carvão de pirólise com o aumento da temperatura de processo, que é atribuída à remoção de matéria orgânica volátil, levando à abertura de poros e aumentando a área superficial (GOPINATH et al., 2021; LUZ et al., 2018; MASEBINU et al., 2019). Além disso, para melhorar as propriedades do biochar (por exemplo, área de superfície, carga, pH, grupos funcionais e porosidade) processos de ativação podem ser empregados para melhorar essas características (LIU et al., 2021). O processo de ativação consiste em submeter o

material carbonizado a reações secundárias, visando a obtenção de um material poroso e com elevada área superficial (RAMOS et al., 2009).

Em suma, as condições utilizadas nesse estudo produziram carvões com características inadequadas para serem utilizados como adsorventes sem um prévio tratamento. Testes futuros podem ser realizados a fim de melhorar as características do carvão através da ativação do mesmo, visto que trabalhos presentes na literatura relatam essa possibilidade (ONOREVOLI et al., 2018; PRIMAZ, 2018; SCHNEIDER, 2018). Além disso, outras condições operacionais de processo podem ser testadas a fim de identificar as características do carvão produzido e verificar uma possível melhora nas suas propriedades para aplicação com adsorvente.

Os resultados de MEV ajudam a visualizar as propriedades morfológicas dos carvões produzidos pelos processos de pirólise. As Figura 5.23. e Figura 5.24. mostram as imagens obtidas por MEV amplificadas em 500, 1000 e 2000x dos carvões produzidos a partir das frações de RSU de Xangri-lá.

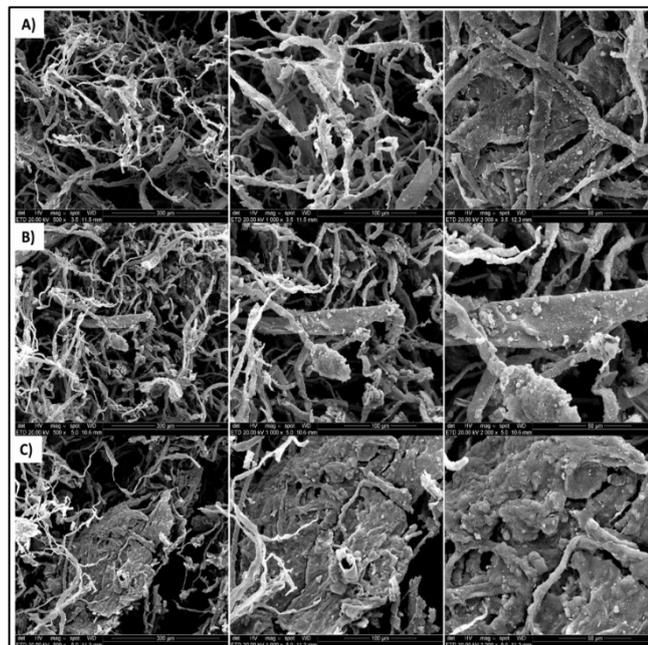


Figura 5.23. Imagens de MEV das amostras de carvão obtidas a partir da pirólise do *mix* de RSU de Xangri-lá. A) *Mix* 1; B) *Mix* 2; e C) *Mix* 3.

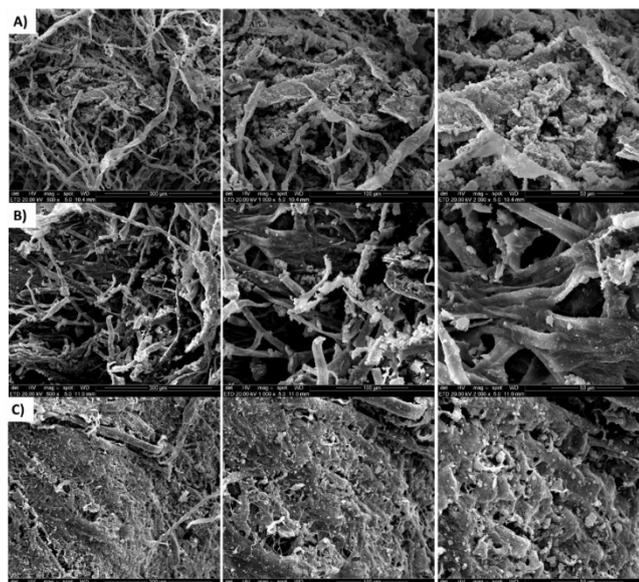


Figura 5.24. Imagens de MEV das amostras de carvão obtidas a partir da pirólise da fração combustível dos RSU de Xangri-lá. A) FC 1; B) FC 2; e C) FC 3.

As imagens de micrografia mostram que os carvões produzidos não apresentaram uma morfologia totalmente definida e há ausência de poros. Esse resultado corrobora com os encontrados na análise de BET, com baixo volume de poros e conseqüentemente baixa área superficial. Nota-se que existem algumas regiões de textura fibrosa nos carvões produzidos, morfologia semelhante foi relatada por Onorevoli e colaboradores (2018). Além disso, nota-se a presença de uma certa rugosidade nas superfícies, mas que não proporciona boas áreas superficiais.

Os grupos funcionais presentes na superfície do carvão também influenciam na sua capacidade de adsorção (YAASHIKAA et al., 2019). As porções funcionais presentes na superfície do biochar podem ser determinadas a partir de espectros de FTIR (GOPINATH et al., 2021). A Figura 5.25. apresenta os espectros de infravermelho no intervalo de número de onda de 4000 a 650 cm^{-1} das amostras de carvão produzidas pelo processo de pirólise das frações de RSU da cidade Xangri-lá.

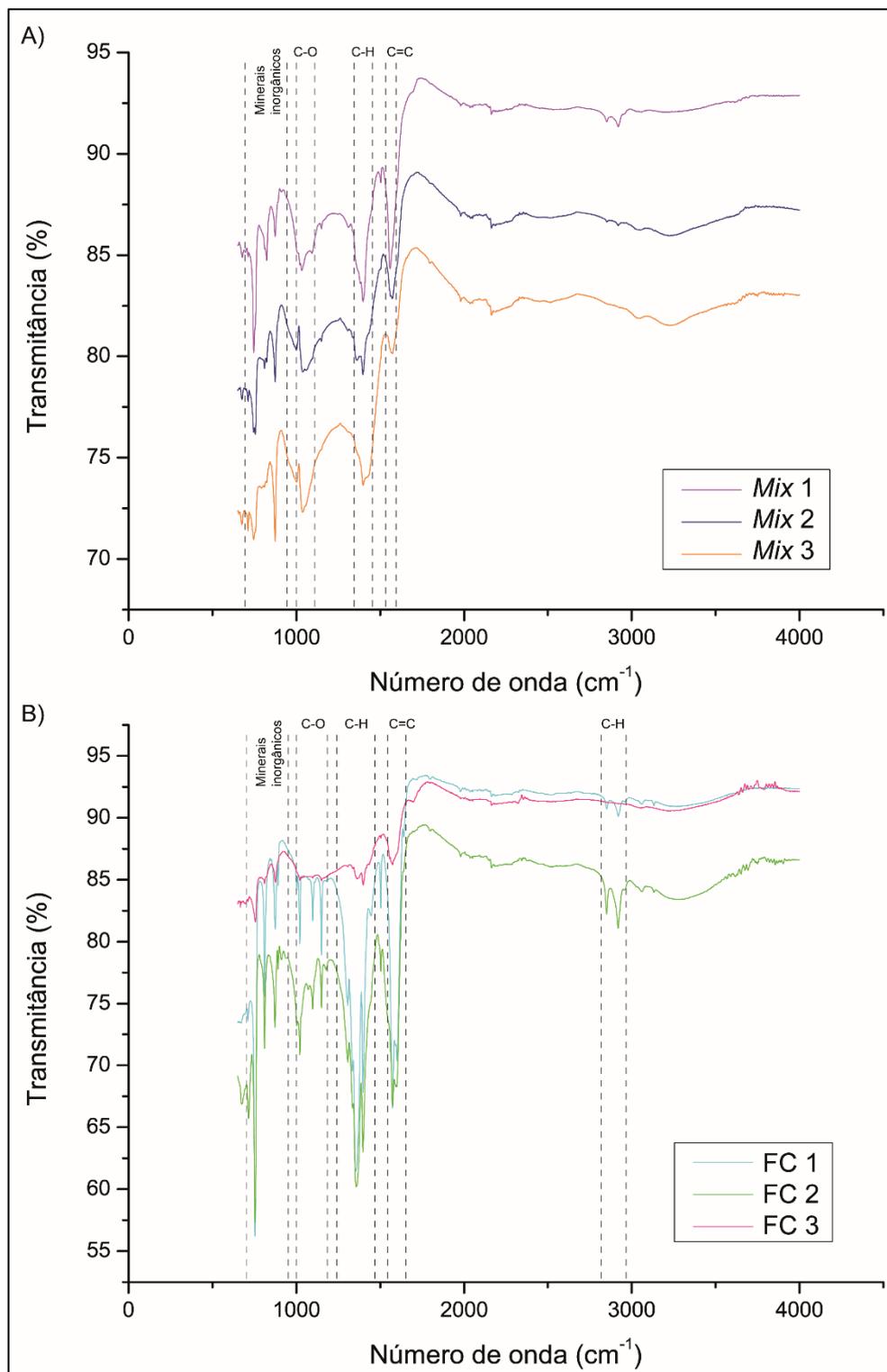


Figura 5.25. Espectros de Infravermelho das amostras de carvão obtidas a partir da pirólise das frações de RSU de Xangri-lá. A) *Mix* de RSU; e B) Fração combustível do RSU.

Os resultados mostram que os carvões produzidos usando o mesmo tipo de resíduo têm espectros semelhantes, com diferenças magnitudinais em algumas abundâncias de grupos funcionais. Por outro lado, comparando os carvões de diferentes tipos de resíduos nota-se algumas diferenças, em relação a intensidade e presença de grupos funcionais. Os carvões produzidos pela pirólise de *mix* de RSU apresenta intensidade de grupos funcionais reduzidas.

Os espectros de FTIR mostram a presença de bandas em 2917 e 2848 cm^{-1} que são atribuídas a vibrações de alongamento C–H alifático e foram observadas principalmente no carvão a partir da fração combustível dos RSU (GOPINATH et al., 2021; JUNG et al., 2019). Na faixa de 1550 e 1600 cm^{-1} foi observado uma banda, tanto no carvão do *mix* de RSU quanto no carvão da fração combustível de RSU, relativa à presença de ligações de alongamento C=C de aromáticos (NEVES, 2019; PETIT; PUSKAR, 2018). A banda próxima aos 1400 cm^{-1} presente em ambos os carvões está relacionada a presença de ligações simples C-H de alcanos (JUNG et al., 2019; TAHERYMOOSAVI et al., 2017). Em um comprimento de onda entre 1000 e 1200 cm^{-1} observa-se a presença de bandas correspondentes ao estiramento de deformação das ligações C-O (GOPINATH et al., 2021; PETIT; PUSKAR, 2018). E por fim, picos presentes na faixa de 650 a 950 cm^{-1} são atribuídas a presença de minerais inorgânicos (GOPINATH et al., 2021; TAHERYMOOSAVI et al., 2017).

De um modo geral, os espectros de carvão apresentaram poucas bandas referentes a presença de grupos funcionais. Isso demonstra que a pirólise provocou a conversão e/ou remoção de grupos funcionais da biomassa (PRIMAZ, 2018). Esse efeito é notado em maior intensidade no carvão produzido pela pirólise de *mix* de RSU. Os dados corroboram com os resultados encontrados na análise de BET, visto que os carvões produzidos não apresentam características essenciais para o uso como adsorvente. Como já relatado anteriormente processos de ativação podem melhorar essas características. O aumento de grupos funcionais (como grupos hidroxila, carboxila e amino) na superfície do carvão podem fornecer mais locais de ligação para poluentes e aumentar a força motriz para a adsorção (YAASHIKAA et al., 2019).

5.4. Análise de Dados e Cenários de Gerenciamento de RSUs para Xangri-lá

5.4.1. Análise dos Relatórios de Geração de RSUs na Cidade de Xangri-lá

Os dados das quantidades de resíduos gerados pela cidade de Xangri-lá, nos anos de 2018 e 2019 são mostrados na Tabela 5.21. e na Figura 5.26.

Tabela 5.21. Quantidade de resíduos coletados nos anos de 2018 e 2019 na cidade de Xangri-lá.

Período	Orgânico (ton)	Reciclado (ton)	Total (ton)	Custo com o Gerenciamento dos Resíduos ¹
jan/18	1914,60	0,50	1915,10	R\$ 667.786,44
fev/18	1499,81	15,53	1515,34	R\$ 559.428,30
mar/18	592,08	51,03	643,11	R\$ 269.343,12
abr/18	394,42	50,54	444,96	R\$ 143.945,49
mai/18	351,70	39,42	391,12	R\$ 120.808,84
jun/18	314,30	30,81	345,11	R\$ 113.241,19
jul/18	380,19	41,38	421,57	R\$ 125.750,76
ago/18	481,51	39,35	520,86	R\$ 137.485,06
set/18	555,87	53,26	609,13	R\$ 157.348,47
out/18	593,28	56,38	649,66	R\$ 169.236,74
nov/18	724,23	62,67	786,90	R\$ 197.363,04
dez/18	1253,50	94,32	1347,82	R\$ 207.926,92
jan/19	2275,78	142,19	2417,97	R\$ 557.666,43
fev/19	1662,79	94,22	1757,01	R\$ 477.785,86
mar/19	1177,41	68,00	1245,41	R\$ 330.905,93
abr/19	662,36	43,88	706,24	R\$ 186.805,52
mai/19	570,68	32,01	602,69	R\$ 160.923,15
jun/19	589,01	54,22	643,23	R\$ 137.314,15
jul/19	616,10	66,07	682,17	R\$ 157.052,02
ago/19	604,58	68,27	672,85	R\$ 212.869,34
set/19	590,37	67,26	657,63	R\$ 207.344,28
out/19	708,22	80,42	788,64	R\$ 241.269,65
nov/19	849,57	95,48	945,05	R\$ 302.567,17
dez/19	1520,07	171,83	1691,90	R\$ 313.893,49

¹ Custo final da Administração com coleta, transporte e destinação final dos resíduos sólidos urbanos domiciliares.

Fonte: Dados cedidos pela prefeitura de Xangri-lá.

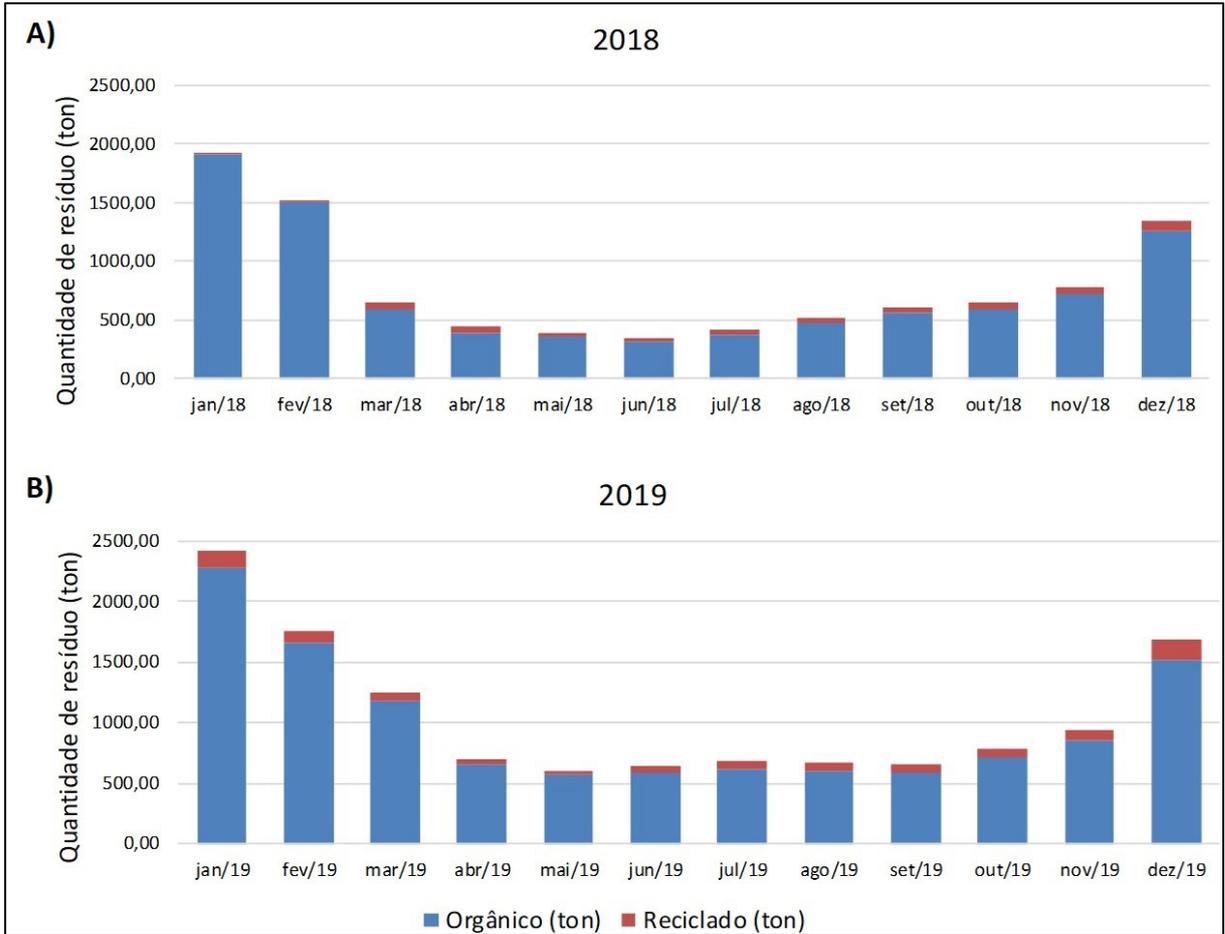


Figura 5.26. Gráfico da quantidade mensal de resíduos produzidos na cidade de Xangri-lá. A) 2018; e B) 2019.

Fonte: Dados cedidos pela prefeitura de Xangri-lá.

Salienta-se que, os dados referentes à coleta seletiva do mês de janeiro de 2018, estão subestimados em virtude da troca de administração da empresa coletora dos resíduos, que gerou um erro no processamento de dados. Os dados mostram um comportamento semelhante entre os anos de 2018 e 2019, com uma grande variação sazonal na quantidade de resíduos produzidos, com um aumento na quantidade de resíduo gerada nos meses de janeiro e fevereiro, pelo grande número de veranistas que permanecem na cidade, em casas próprias ou alugadas. Observa-se também que a quantidade de resíduos produzidos na cidade decresce até o mês de junho/julho e cresce novamente a partir de julho/agosto.

Além disso, nota-se que uma quantidade pequena da fração total anual dos resíduos é destinada para a coleta seletiva (aproximadamente 5,6% em 2018 e 7,7% em 2019 ao ano), resultando em grande parcela de resíduos encaminhados ao aterro sanitário. A análise visual realizada durante a determinação gravimétrica dos resíduos que são destinados ao aterro sanitário corrobora com esses dados, visto que a análise mostrou a presença de muitos materiais recicláveis. Nota-se, que houve um aumento na quantidade de resíduos destinado à coleta seletiva, entre 2018 e 2019, aproximadamente 2%, assinalando que a cultura local de separação de lixo evoluiu, no entanto, o percentual de reciclagem ainda é baixo.

A Tabela 5.22. detalha os dados referentes à quantidade total de resíduos produzidos em cada ano de análise, bem como, a quantidade das frações e o custo total com a coleta.

Tabela 5.22. Dados referentes a quantidade e custos com o gerenciamento de resíduos na cidade de Xangri-lá.

Ano	Quantidade total de RSU coletado (t)	Quantidade total de RSU coletados na coleta convencional (t)	Quantidade total de RSU coletados na coleta seletiva (t)	Custo total com o gerenciamento dos RSU (R\$)	Custo por tonelada de RSU (R\$/t)
2018	9590,69	9055,49	535,19	2.869.664,37	299,21
2019	12810,79	11826,94	983,85	3.286.396,97	256,53

Fonte: Dados cedidos pela prefeitura de Xangri-lá.

Analisando os dados percebe-se que, apesar da quantidade de resíduos destinado à coleta seletiva ter aumentado, de um ano para o outro, houve também aumento na quantidade total de resíduos gerados. Tal aumento, conseqüentemente, causou elevação nos custos totais com o gerenciamento dos resíduos na cidade. O comportamento visto na cidade, vai contra a exigência do PNRS, a qual estabelece que deve ser desenvolvida meta de redução gradativa na quantidade de resíduos gerados, a partir da sua implementação. Por outro lado, nota-se que o custo por tonelada de RSU coletado foi inferior em 2019, apesar da quantidade de resíduos ter aumentado. Isso pode ser justificado pela capacidade do sistema, que com os mesmos recursos (como por exemplo caminhões e funcionários) consegue tratar uma

maior quantidade de resíduos. No entanto, o sistema consegue absorver uma maior quantidade de resíduos até um certo limite. Assim, caso essa quantidade continue a crescer a tendência é que os custos por tonelada voltem a subir, pois será necessário aumentar a quantidade de caminhões e funcionários para realização do gerenciamento da totalidade dos RSUs da cidade de Xangri-lá.

De forma geral, os dados demonstram que a cidade está evoluindo em alguns quesitos relacionados ao gerenciamento de resíduos, mas que outros aspectos precisam ser trabalhados, a fim de atingir as metas do PNRS. Isto demonstra a necessidade de um trabalho intenso de conscientização local sobre a importância da reciclagem e de produzir menos resíduos. Acredita-se que a cidade terá uma evolução maior através da implementação de programas de educação ambiental, a fim de conscientizar a população sobre a importância de separar corretamente os resíduos. Programas de incentivo a reciclagem e a redução das quantidades de resíduos gerados também são importantes ferramentas na busca pelo desenvolvimento sustentável.

Pesquisas mostram que a maioria da população não tem consciência sobre a reciclagem e que programas de educação ambiental são importantes ferramentas para fortalecer essa prática (LIU et al., 2015; WANG et al., 2020). Pois é o consumidor que realiza a separação primária dos resíduos e assim, a conscientização da população é peça crucial no sistema de coleta seletiva para alcançar uma maior taxa de separação (STRUK, 2017). Por esse motivo a população precisa ser educada para saber por que, o que e como reciclar seus resíduos (WILLIAMS; TAYLOR, 2004). Além disso, dados demonstram que com um incentivo adequado, as pessoas participam com maior eficiência e frequência na separação de materiais recicláveis (STRUK, 2017). Desta forma, iniciativas como essas são capazes de criar um círculo virtuoso que convencerá as pessoas a se tornarem mais conscientes e, assim, trazer resultados positivos em relação a coleta seletiva (OTTONI et al., 2018). Portanto, iniciativas políticas por parte do governo de Xangri-lá para promover a educação ambiental, poderiam contribuir com a diminuição dos resíduos dispostos no aterro

sanitário de Capão da Canoa, além de atenuar os impactos ambientais dos resíduos dispostos no solo e a redução dos custos da cidade com o gerenciamento dos resíduos.

Para a implementação de programas de conscientização da população são necessários iniciativas políticas de comunicação entre o governo e os cidadãos (KALA; BOLIA; SUSHIL, 2020). A elaboração de materiais de divulgação, que forneçam informações úteis e relevantes para a população é um canal importante de comunicação que pode ser utilizado como ferramenta de educação ambiental. Desta forma, um folder demonstrativo, apresentado na Figura 5.27., foi criado com o intuito de demonstrar o quão útil pode ser esse tipo de material no processo de levar conhecimento e informações para a população. O folder elaborado fornece informações sobre: a periodicidade das coletas convencionais e seletivas, os tipos de materiais e onde devem ser descartados, os benefícios da separação correta e ainda os custos que a cidade possui com o gerenciamento dos resíduos. Esse material pode ser distribuído de forma ampla entre a população e/ou pode ser utilizado como forma de aprendizado em escolas locais. Porém a conscientização pode se dar a partir de vários canais de informação, utilizando também jornais e rádios locais, a fim de disseminar todos os tipos de informação em todos os lugares para criar uma abordagem abrangente sobre o tema (KALA; BOLIA; SUSHIL, 2020).

Além das questões ambientais e financeiras, a separação e destinação correta dos resíduos recicláveis apresenta um papel social, visto que várias pessoas dependem da venda destes materiais para sobreviver. No caso específico em estudo, a associação de recicladores de Capão da Canoa trabalha em parceria com a prefeitura de Xangri-lá, que recolhe os resíduos e encaminha para o galpão de reciclagem, onde é realizada a separação dos resíduos e a venda deles. Embora o aterro sanitário e o galpão de reciclagem fiquem localizados na mesma área, os trabalhadores não possuem acesso ao material coletado de forma convencional e destinado ao aterro sanitário. Desta forma, quanto maior a quantidade de resíduos destinados à coleta seletiva, maior será a renda desta parcela da população e,

consequentemente, melhor será a qualidade de vida dessas pessoas. A associação é formada por trabalhadores informais, que na maioria dos casos dependem única e exclusivamente da renda obtida pela venda desses resíduos.

FIQUE ATENTO AOS DIAS DE COLETA

SECO

SEG/QUA/SEX

- Bairros lado Mar
- Condomínios lado Mar
- Bairro Guará

TER/QUI/SÁB

- Bairros lado Serra
- Condomínios lado Serra
- Bairro Figueirinha

ORGÂNICO

SEG/QUA/SEX

- Bairros lado Serra
- Condomínios lado Serra
- Bairro Guará

TER/QUI/SÁB

- Bairros lado Mar
- Condomínios lado Mar
- Bairro Figueirinha

Lado Serra: áreas entre Av. Paraguassú, Estr. do Mar e R407

Lado Mar: áreas entre Av. Paraguassú e a Orla Marítima

**Repense suas atitudes!
Recicle seus conceitos!**

Faça você a sua parte!

**Lembre-se: não existe "fora",
tudo fica acumulado
no nosso planeta**

SECO

Plástico

Garrafas, sacos, sacolas, potes, tampas, utensílios domésticos, frascos em geral, tubos, canos, isopor e garrafas PET

Metal

Latas em geral, ferro, cobre, chumbo, bronze, peças em alumínio, fios, painéis, tampinhas, pregos e arames

Vidro

Garrafas, frascos em geral, potes e copos de qualquer cor

Papel

Jornais, revistas, cadernos, papéis de escritório, embalagens, Tetra Pak, caixas de papelão, embalagens de ovos

ORGÂNICO

Orgânicos

Restos de comida, cascas de frutas e verduras, cascas de ovos, guardanapos sujos, saquinhos de chá, borra de café, erva-mate, palitos de madeira, papel higiênico, fraldas descartáveis, fio dental e absorventes

Lembre-se ...

Roupas usadas, brinquedos, livros e jogos podem ser doados a outras pessoas

Óleo de cozinha, resíduos de poda, da construção civil e eletrônicos não devem ser colocados no lixo comum

BENEFÍCIOS

- Aumenta a vida útil dos aterros
- Reduz os impactos ambientais
- Preserva os recursos naturais
- Contribui para o desenvolvimento das cooperativas de reciclagem

INFORMATIVO

De 3 a 4 milhões de reais são gastos na cidade de Xangri-lá com o gerenciamento dos resíduos. Se cada um fizer a sua parte, esse valor pode reduzir consideravelmente e ser revertido em outros benefícios para a população.

Figura 5.27. Ilustração do folder que será distribuído na cidade de Xangri-lá.

No entanto, apesar da importância desses trabalhadores no sistema de gerenciamento de resíduos e para o meio ambiente, pesquisas relatam que eles sofrem com a falta de acesso à educação, moradia adequada e desvalorização do trabalho pela comunidade em geral (BOTELLO-ÁLVAREZ et al., 2018). Por esses motivos, mais uma vez, é importante salientar a conscientização da população, a fim de, contribuir para que esses trabalhadores possam ter uma renda digna. Além disso, se faz necessário que durante o trabalho de conscientização dos cidadãos haja a demonstração da importância desses trabalhadores para o sistema. Desse modo, a população passará a enxergar esses trabalhadores como peça-chave no sistema de gerenciamento de resíduos e para o meio ambiente, e então a valorização deste trabalho ocorrerá de forma natural.

5.4.2. Modelagem dos Dados – Modelo *WARM*

5.4.2.1. Comparação dos Diferentes Tipos de Tratamentos de RSU

A comparação entre os tipos de tratamento foi realizada a partir da simulação no *software WARM* baseada na geração de 10.000 t por ano de resíduos com composição típica de Xangri-lá. Inicialmente, foi realizada uma análise a fim de identificar os principais ganhos e perdas com a escolha da tecnologia de tratamento do biogás gerado no aterro sanitário. Para isto, foram comparadas as três formas de gestão de resíduos em aterros sanitários em relação as emissões de carbono, CO₂ e consumo energético: (i) sem recuperação de gás; (ii) recuperação de gás para queima em flare, e; (iii) recuperação de gás para energia. Foram considerados os cenários em que 0% dos resíduos foram reciclados e 100% foram destinados ao aterro sanitário (cenário 1, 8 e 15 – Apêndice A). Os resultados dessa análise estão apresentados na Figura 5.28. e evidência que a implementação de tratamento ao biogás do aterro (recuperação para queima ou para geração de energia) reduz gradativamente as emissões de tCe e tCO₂e. Além disso, observa-se que a energia consumida, no cenário sem recuperação de energia e com recuperação para queima em *flare*, são

iguais. No cenário com recuperação de energia o BTU negativo indica produção de energia no processo, ou seja, economia no consumo energético.

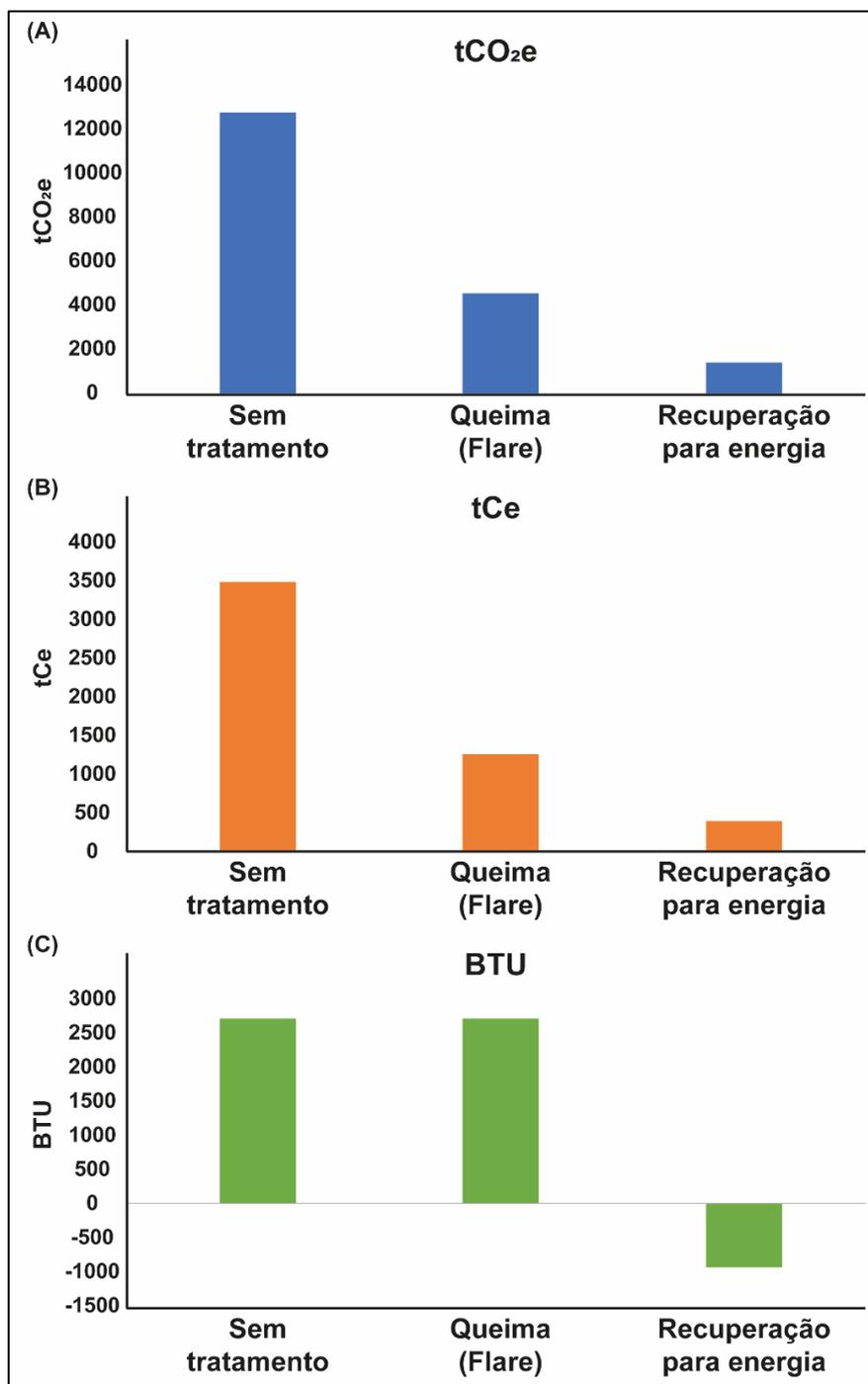


Figura 5.28. Comparativo entre os cenários de aterro sanitário em relação as emissões de carbono, CO₂ e consumo energético. A) toneladas de dióxido de carbono equivalente tCO_{2e}; B) toneladas de carbono equivalente – tCe; e C) milhões de unidades térmicas britânicas – BTU.

Nesse estudo, as tecnologias de incineração e aterro sanitário foram avaliadas em maior número de cenários, visto que a DA foi incluída apenas nos cenários com 100% de reciclagem dos resíduos recicláveis. A Figura 5.29. apresenta uma comparação entre a tecnologia de incineração e as três opções de aterro sanitário.

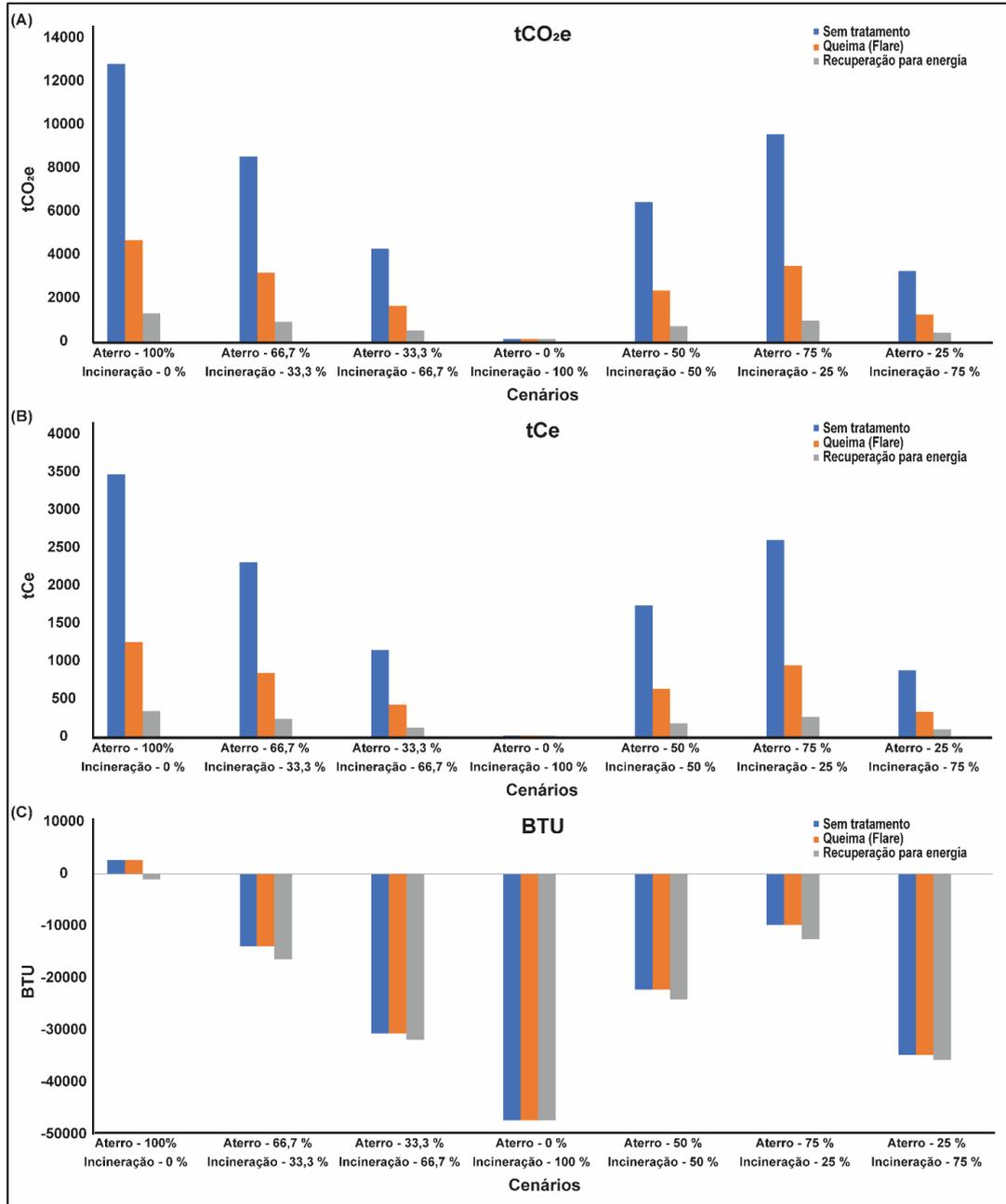


Figura 5.29. Comparação dos cenários de aterro sanitário e incineração. A) toneladas de dióxido de carbono equivalente tCO_{2e}; B) toneladas de carbono equivalente – tCe; e C) milhões de unidades térmicas britânicas – BTU.

Observa-se que quanto maior a contribuição do aterro para o gerenciamento dos resíduos, pior é o desempenho ambiental e energético. A incineração de 100% dos resíduos apresenta os melhores resultados, sendo o cenário mais adequado quando comparado ao aterro sanitário. No entanto, assim como visto na Figura 5.28, o desempenho ambiental e energético dos cenários de aterro melhora à medida que o biogás é coletado e utilizado para a geração de energia. A diferença entre a incineração e o aterro sanitários é minimizada, quando o aterro com recuperação de energia é utilizado. Em relação aos indicadores ambientais, a diferença entre os cenários de incineração e aterro sanitário com recuperação de energia não é muito expressiva. No entanto, o desempenho energético da incineração é muito superior aos aterros sanitários.

Os impactos econômicos calculados pela *WARM* para ambas as tecnologias são idênticos. No entanto, na prática, os custos relacionados à incineração de resíduos são elevados, especialmente o custo inicial de aquisição de equipamentos (PIN et al., 2018). De acordo com o Banco Mundial, os custos de incineração variam de 40 a 150 US\$/t de resíduos sólidos em países de renda média, enquanto os custos de aterro são em torno de 15-65 US\$/t (HOORNWEG; BHADA-TATA, 2012). Em Xangri-lá, o custo com o gerenciamento de resíduos entre os anos avaliados (2018 e 2019), variou entre 256,53 e 299,21 R\$/t. Estes valores, na cotação atual do dólar¹, equivalem a 48,4-56,4 US\$/t e estão dentro da faixa relatada por Hoornweg and Bhadatata (2012) para tratamento de RSU em aterro sanitário.

¹ Cotação do Dólar americano no dia 04 de setembro de 2020. 1 Dólar americano (US\$) igual a 5,30 Real brasileiro (R\$).

Portanto, o aterro sanitário geralmente é opção mais barata em comparação com outras técnicas de gestão de resíduos. Assim, o gestor municipal deve realizar uma avaliação mais aprofundada dos custos de instalação das tecnologias e das receitas geradas a partir da energia produzida, para avaliar com mais clareza qual a melhor alternativa para a cidade. O gestor depois de conhecer os impactos econômicos, ambientais e energéticos poderá tomar a melhor decisão para a gestão sustentável dos RSUs.

Além disso, é importante destacar que os resultados ambientais gerados pelo *software WARM* se concentram nas mudanças climáticas geradas pelo tratamento dos RSUs, sem considerar outros impactos ambientais (BURNLEY, 2014; SOUZA et al., 2019). O processo de decomposição de resíduos em aterros sanitários resulta em biogás e lixiviado (BURNLEY, 2014; MEEGODA; HETTIARACHCHI; HETTIARATCHI, 2016). O lixiviado pode contaminar o solo e as águas superficiais e subterrâneas adjacentes ao aterro sanitário, a partir da infiltração pelo solo (PALADINO; MASSABÒ, 2017). Esses impactos podem ser minimizados se os resíduos forem descartados em aterros sanitários de forma controlada e com características de segurança como (i) forros e tampas impermeáveis para evitar a contaminação do solo e das águas subterrâneas; (ii) sistemas de coleta e tratamento de lixiviação e; (iii) o sistema de coletas de gás (KUMAR; SAMADDER, 2017; THEMELIS; ULLOA, 2007). Normalmente, os aterros sanitários são considerados a opção menos desejável, devido à alta demanda por áreas próximas aos centros urbanos para sua construção e impactos ambientais (BURNLEY, 2014). No caso do tratamento de RSU por incineração, o processo gera cinzas e emissões atmosféricas que devem ser tratadas a fim de mitigar os impactos ambientais (KOWALSKI; KASINA; MICHALIK, 2016; YAKUBU et al., 2018). O *software WARM* não contabiliza os impactos das cinzas, visto que se concentra nas emissões gasosas causadoras do efeito estufa.

Outro ponto importante a ser considerado é a expansão e melhoria da reciclagem na gestão de RSUs. Para muitos pesquisadores, a reciclagem é a melhor opção para reduzir os resíduos sólidos no aterro sanitário e as emissões ambientais

(DEUS; BATTISTELLE; SILVA, 2017; HASSAN; KASMURI; BASRI, 2019; HOTTLE et al., 2015). Como mencionado anteriormente, aproximadamente 7% dos RSUs de Xangri-lá são reciclados, porém, dentro do *mix* de RSU enviado ao aterro sanitário ainda há aproximadamente 23% de recicláveis. Para medir a importância da reciclagem de resíduos, a Figura 5.30. apresenta uma comparação entre os cenários em que 100% dos resíduos são enviados para o aterro sem recuperação de energia, mas com um aumento gradual da taxa de reciclagem.

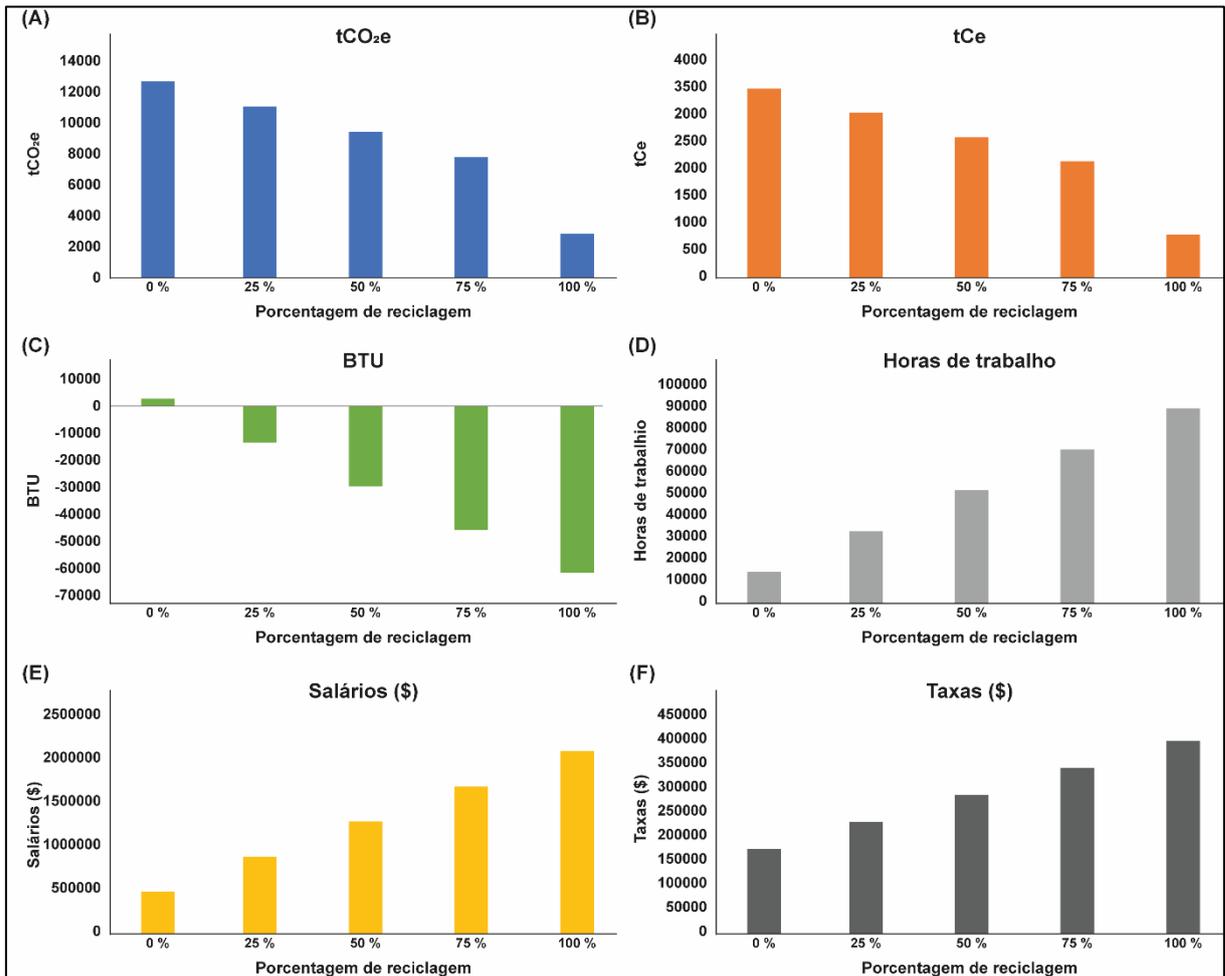


Figura 5.30. Comparação dos cenários de aterro sem recuperação de energia com diferentes taxas de reciclagem. A) toneladas de dióxido de carbono equivalente tCO₂e; B) toneladas de carbono equivalente – tCe; C) milhões de unidades térmicas britânicas – BTU; D) Hora do trabalho; E) Salários; e F) Impostos.

O aumento da taxa de reciclagem, diminui gradualmente as emissões de tCO_{2e} e tCe e o consumo de energia, uma vez que evita o processamento de materiais virgens. Em comparação com o cenário base (reciclagem de 0%) a reciclagem de resíduos 100% reduz emissões de tCO_{2e} em mais de 75%. Em relação ao uso de energia, o desempenho da reciclagem é ainda melhor, pois a reciclagem de 25% dos resíduos recicláveis do *mix* de RSU já gera uma economia de aproximadamente 13.000 BTU. Desta forma, o aumento da taxa de reciclagem representa maior economia de energia.

Por outro lado, o desempenho econômico da reciclagem piora à medida que a taxa de reciclagem aumenta. O aumento dos custos está relacionado à quantidade de resíduos reciclados, uma vez que taxas mais elevadas representam maiores quantidades recicladas. No entanto, o modelo WARM não leva em consideração nenhum ganho econômico para os diferentes cenários (venda de energia gerada e venda de reciclados). No Brasil, a reciclagem tende a ter um custo menor com salários, visto que esse setor é um dos piores remunerados no país (ANCAT, 2019; RIBEIRO et al., 2014). Além disso, cabe salientar que na maioria dos casos a reciclagem é realizada por cooperativas, que realizam a separação dos resíduos coletados pelos municípios, e a renda dos cooperados é decorrente da venda dos materiais recicláveis (FIDELIS et al., 2020; SILVA, 2017).

No caso de Xangri-lá, os custos efetivos da reciclagem são menores do que outras tecnologias, uma vez que o modelo considera a cadeia completa de reciclagem, abrangendo custos diretos e indiretos. Os custos diretos correspondem à transformação de materiais recicláveis em produtos comercializáveis e os custos indiretos vêm da coleta, triagem e transporte de resíduos. Mas, no caso de Xangri-lá, o único custo da cidade é fazer a coleta desses resíduos já que, posteriormente, eles são enviados para a cooperativa. Por sua vez, a cooperativa realiza a triagem e lucra com a venda desses materiais. Em outras tecnologias, além do custo de transporte, a cidade precisa arcar com os custos inerentes à tecnologia, o que não acontece com a reciclagem. A atividade de reciclagem pode economizar às autoridades locais cerca

de 20% ou mais do que outras alternativas de gestão (MAVROPOULOS, 2012). Assim, a reciclagem é a melhor alternativa para economizar energia, melhorar o desempenho ambiental e reduzir os custos de gestão de resíduos.

Para complementar as discussões, foram comparados os cenários em que 100% dos resíduos recicláveis são reciclados e 100% do *mix* orgânico é tratado por aterro sem recuperação de energia, incineração ou DA (cenários 85, 88 e 90 – Apêndice A), como demonstrado na Figura 5.31. Ressalta-se que a quantidade de resíduos destinados para cada tecnologia de tratamento foi a mesma, visto que os impactos são calculados por tonelada.

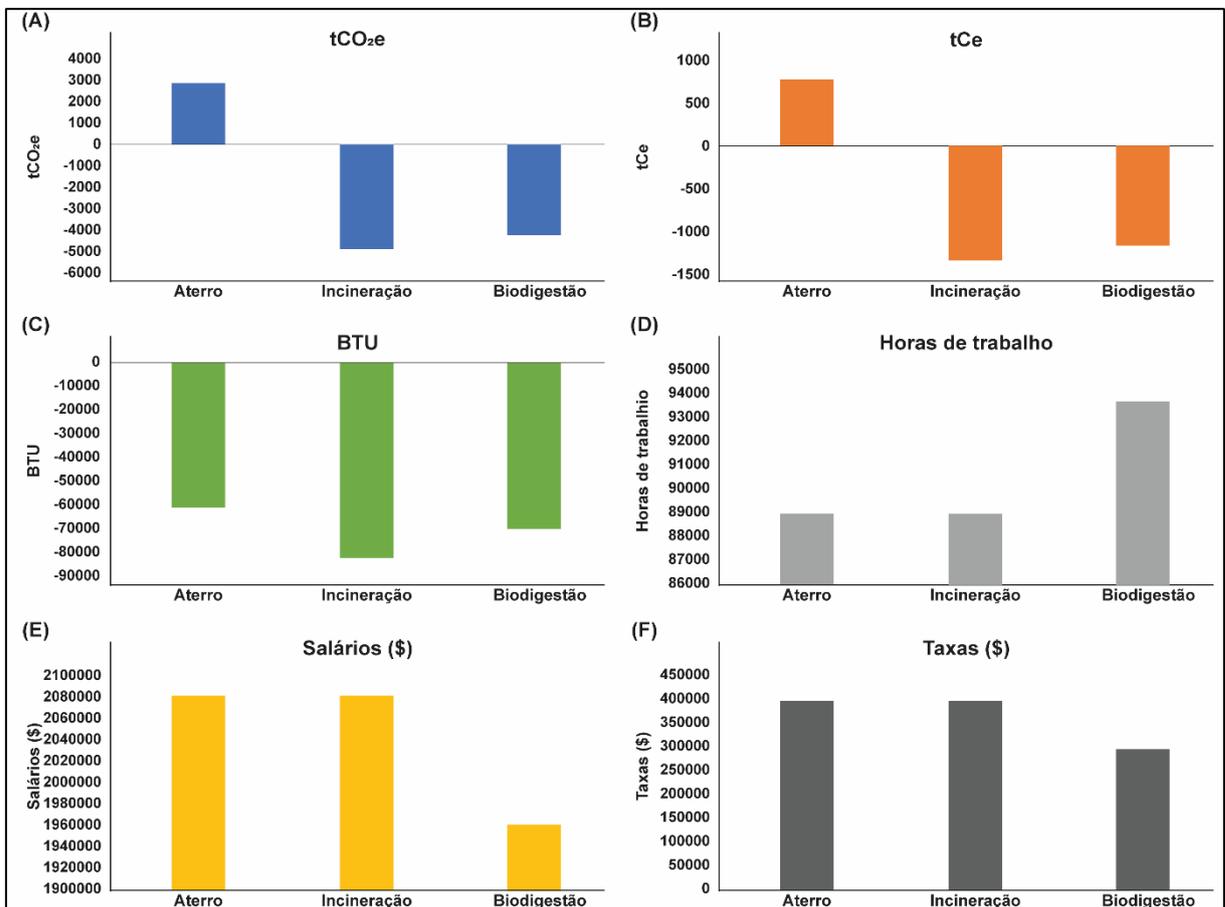


Figura 5.31. Comparação entre as tecnologias de aterro sanitário, incineração e DA. A) toneladas de dióxido de carbono equivalente - tCO₂e; B) toneladas de carbono equivalente – tCe; C) milhões de unidades térmicas britânicas – BTU; D) Hora do trabalho; E) Salários; e F) Impostos.

Inicialmente chama a atenção os resultados apresentados para o aterro sanitário, pois o desempenho energético, apesar de ser o pior em comparação com as outras tecnologias, ainda assim apresentam resultados de economia de energia. Esse resultado é justificado, pois nesses cenários há a reciclagem de 100% dos resíduos recicláveis, o que contribui de forma significativa para a economia de energia. No entanto, avaliando os valores isolados de cada tecnologia, o aterro consome energia, enquanto a incineração e a DA economizam. O desempenho ambiental do aterro sanitário também é o pior entre as tecnologias, principalmente porque nesta análise o aterro sanitário sem recuperação de energia foi considerado. No entanto, mesmo em cenários onde se considera a recuperação de gás para geração de energia, o aterro apresenta o pior desempenho entre todas as tecnologias.

Comparando a DA com a incineração, nota-se um desempenho ambiental e energético semelhante, com uma vantagem para a técnica de incineração. Em relação ao desempenho econômico, a incineração e o aterro possuem melhor desempenho em horas de trabalho pois, segundo a *USEPA* utilizam grandes equipamentos (intensivos em capital) para manipular com grandes quantidades de resíduos, porém, demandam um número menor de funcionários (*USEPA*, 2019). Por outro lado, os custos com salários e impostos são menores para a digestão anaeróbia. Salienta-se que os valores calculados pelo modelo *WARM* são baseados em dados dos EUA, e precisam ser analisados pela óptica da realidade brasileira.

Em 2019, o custo com a disposição de RSU da cidade de Xangri-lá foi de aproximadamente 3,3 milhões de reais. De acordo com dados calculado pelo *software WARM* para disposição de resíduos em aterro sanitário sem recuperação de energia o custo total, considerando taxas, salários e impostos foi de aproximadamente US\$ 645.928,00. Considerado o câmbio atual de 5,30 reais, o valor calculado equivale a R\$ 3.423.418,00. Percebe-se que os valores são muito semelhantes, e valida a utilização do *software* como ferramenta de avaliação de cenários de disposição de resíduos, apesar de ter sido desenvolvido para a realidade americana.

Além disso, estudos estão sendo realizados em outros países, utilizando o modelo *WARM* como ferramenta para auxílio na tomada de decisão. Esses estudos evidenciam mais uma vez o potencial de aplicação do *software* desenvolvido pela USEPA. Em um desses estudos, o modelo foi utilizado para avaliação de cenários de gestão de resíduos em pequenas ilhas do Pacífico, onde fica evidente que os cenários que utilizam a incineração e a DA são os mais viáveis do ponto de vista técnico, econômico e ambiental (JOSEPH; PRASAD, 2020). Outro estudo, realizado no Irã, mostra que as menores emissões de GEE e consumo de energia são obtidos a partir da reciclagem em comparação com aterro sanitário e incineração (MAHMOUDKHANI; VALIZADEH; KHASTOO, 2014). Os resultados desses estudos corroboram com os encontrados nesse trabalho, evidenciando que a reciclagem é a técnica com maior potencial de mitigação de emissões de gases de efeito estufa e economia de energia, seguida da incineração e DA.

5.4.2.2. Análise de Cenário

Inicialmente, foi realizada uma análise de correlação, demonstrada na Figura 5.32., para avaliar a relação existente entre os parâmetros analisados e as tecnologias de tratamento de resíduos. Observa-se que a técnica de reciclagem tem uma correlação inversa com BTU, tCO_{2e} e tCe, pois valores negativos para esses parâmetros representam economia de energia e emissões evitadas, respectivamente. Assim, quanto maior a taxa de reciclagem, melhor o desempenho ambiental e econômico. As técnicas de incineração e DA também contribuem positivamente para a economia de energia e evitam emissões de tCO_{2e} e tCe. Por outro lado, os aterros estão altamente correlacionados com o mal desempenho ambiental e energético. Em relação aos indicadores econômicos, a reciclagem é a técnica que tem a maior correlação com esses parâmetros, seguida pela DA. Desta forma, a quantidade de resíduos tratados por essas duas tecnologias aumenta os custos de gerenciamento. A incineração e aterro sanitário são as tecnologias que apresentam os melhores indicadores econômicos.

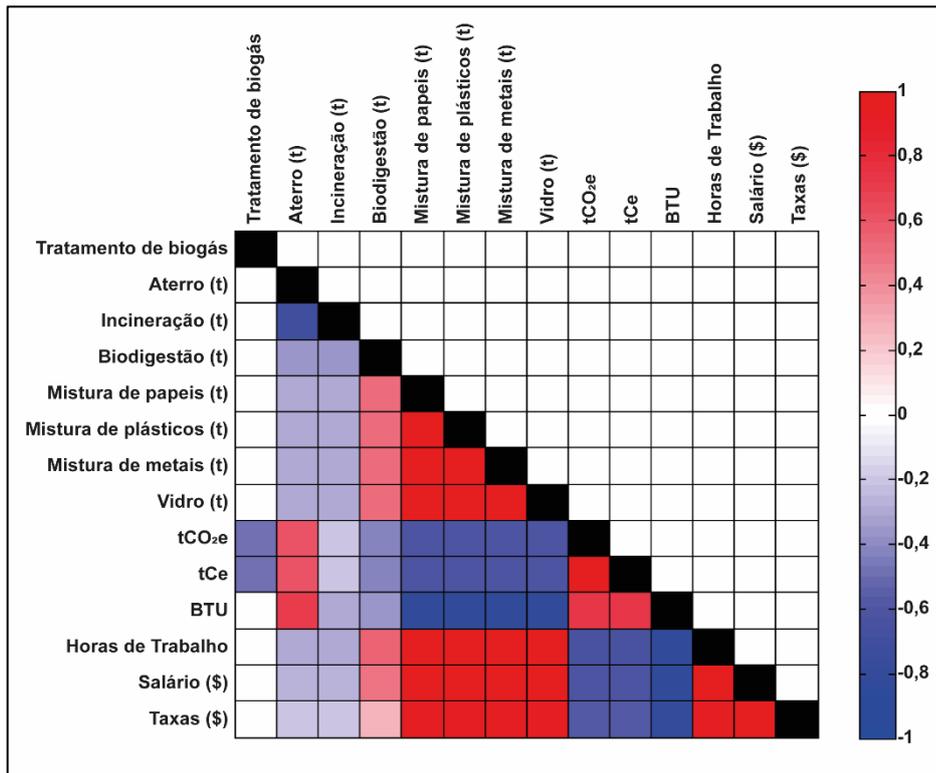


Figura 5.32. Análise de correlação entre os parâmetros analisados e as tecnologias de tratamento de resíduos.

Nas análises feitas anteriormente a reciclagem foi incluída em uma mesma categoria, mesmo que no momento da modelagem tenha sido considerado a reciclagem discriminada de 4 tipos de materiais: *mix* de papel, *mix* de plásticos, *mix* de metais e vidro. Desta forma, nos itens anteriores foi analisado o impacto total da reciclagem, considerando a composição gravimétrica dos resíduos de Xangri-lá. Na análise de correlação, essas categorias foram analisadas separadamente a fim de visualizar a relação da reciclagem de cada tipo de material com os parâmetros analisados (tCO₂e, tCe, BTU, horas de trabalho, salários e taxas). A partir da Figura 5.32. observa-se que o modelo apresentou correlação igual entre as 4 categorias de materiais recicláveis e os parâmetros de análise. No entanto, avaliando os dados brutos nota-se que as diferentes categorias de materiais reciclados apresentam valores distintos atribuídos aos parâmetros de análise por tonelada reciclada, como visto na Tabela 5.23.

Tabela 5.23. Valores atribuídos aos parâmetros de análise por tonelada de resíduos reciclado em cada uma das categorias.

Parâmetro	Tipo de material reciclado			
	Mix de papéis	Mix de plásticos	Mix de metais	Vidro
tCO ₂ e/t	-3,54	-1,03	-4,39	-0,28
tCe/t	-0,97	-0,28	-1,19	-0,07
BTU/t	-20,56	-39,20	-66,55	-2,12
Horas de trabalho/t	3,24	55,7	60,55	19,66
Salários/t	82,67	1194,37	1381,54	485,47
Taxas/t	16,21	169,66	306,14	70,07

Os dados presentes na Tabela 5.23. mostram que a reciclagem de metais é a mais vantajosa do ponto de vista ambiental e energético, pois entre as categorias analisadas apresentam as maiores quantidades evitadas de tCO₂e, tCe e BTU por tonelada de resíduo. Por outro lado, a reciclagem de metais, apresenta os maiores custos relacionados a horas de trabalho, salários e taxas. A reciclagem de *mix* de papéis apresentam os menores impactos econômicos e bom desempenho ambiental. A reciclagem de *mix* de plásticos apresenta bom desempenho energético, ficando atrás apenas da reciclagem de *mix* de metais.

Na sequência, foi realizada uma análise hierárquica de *cluster* (Figura 5.33.), considerando todos os cenários avaliados neste estudo. O dendrograma *HCA* mostra os cenários de acordo com suas similaridades entre si em função da distância relativa entre elas, ou seja, cenários mais distintos apresentam uma distância relativa maior enquanto os cenários similares apresentam valores menores. A análise do *HCA* dividiu os cenários em 6 classes distintas, o que pode ser visto com mais detalhes na Tabela 5.24.

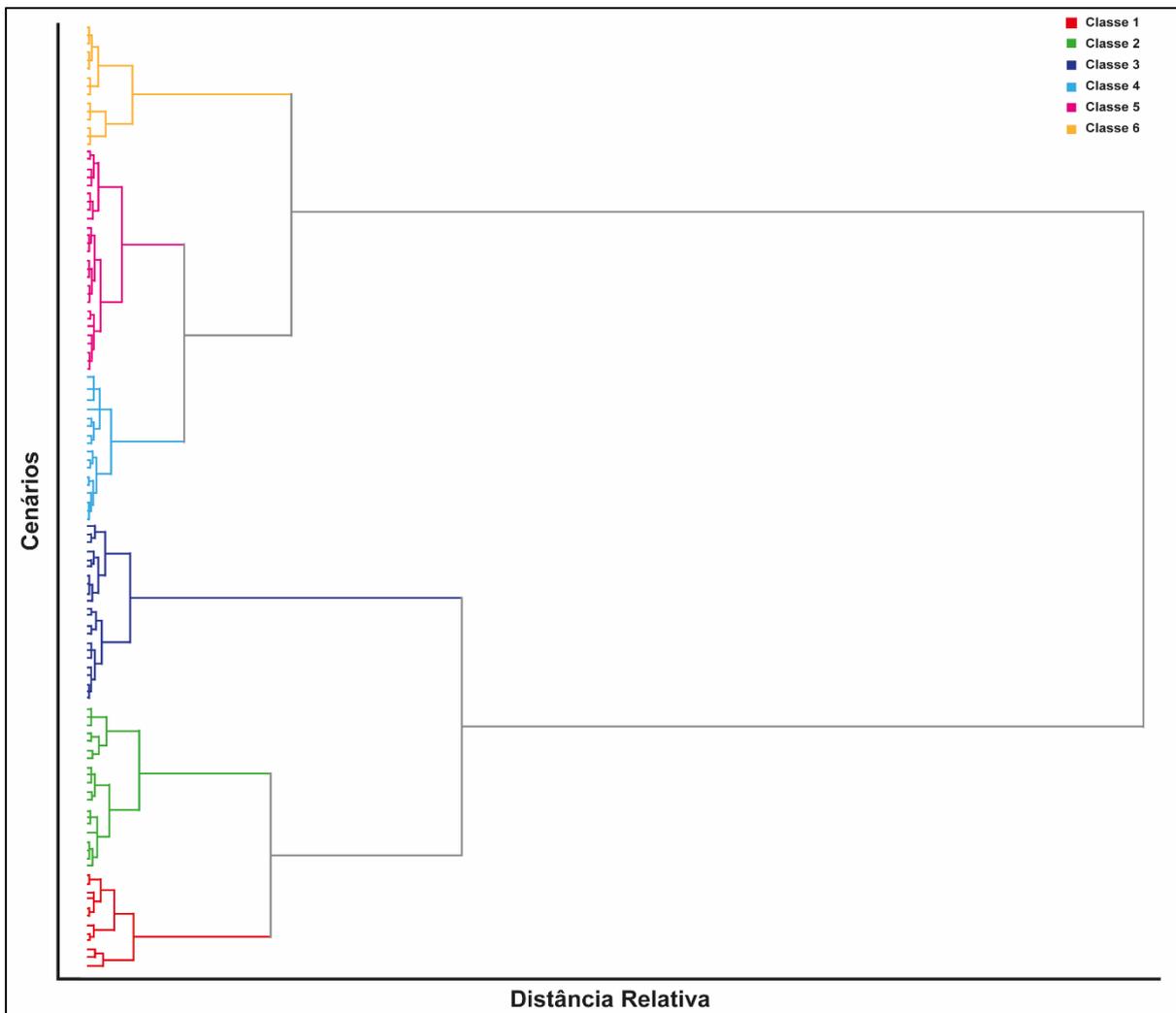


Figura 5.33. Análise de *HCA* dos cenários de gestão de resíduos em Xangri-lá.

Tabela 5.24. Classificação dos cenários pela técnica de *HCA*.

Classes <i>HCA</i>	Cenários
Classe 1	1; 2; 6; 8; 9; 13; 15; 16; 20; 22; 29; 36
Classe 2	3; 5; 7; 10; 12; 14; 17; 19; 21; 23; 26; 27; 30; 33; 34; 37; 41; 43; 50; 57
Classe 3	4; 11; 18; 24; 28; 31; 35; 38; 40; 42; 44; 47; 48; 51; 54; 55; 58; 61; 62; 64; 71; 78
Classe 4	25; 32; 39; 45; 49; 52; 56; 59; 63; 65; 69; 72; 76; 79; 83; 85; 95; 105
Classe 5	46; 53; 60; 66; 68; 73; 75; 80; 82; 86; 87; 90; 91; 92; 94; 96; 97; 100; 101; 102; 104; 106; 107; 110; 111; 112; 114
Classe 6	67; 70; 74; 77; 81; 84; 88; 89; 93; 98; 99; 103; 108; 109; 113

As Classes foram agrupadas em dois grandes grupos. O primeiro grupo é composto pelas Classes 1, 2 e 3. As classes 1 e 2 têm alto grau de similaridade e ambas as classes também são semelhantes à Classe 3. Essas classes têm taxas de reciclagem de até 50%. O segundo grupo é composto pelas Classes 4, 5 e 6, com as Classes 4 e 5 sendo mais semelhantes entre si, e possuem as maiores taxas de reciclagem.

Observa-se que a taxa de reciclagem é o parâmetro que possui maior influência nesta classificação. A forma de tratamento no aterro sanitário não contribuiu para essa classificação, visto que, cenários semelhantes, mas com a forma de tratamento no aterro diferente (aterro sem recuperação de gás, recuperação para queima e recuperação para energia), foram agrupados na mesma classe.

De uma maneira geral, os cenários em que a incineração era a tecnologia dominante foram agrupados com cenários onde a tecnologia principal era o aterro sanitário, mas que apresentava uma taxa maior de reciclagem. Esse resultado demonstra que o aumento da taxa de reciclagem compensa algumas perdas ambientais e energéticas dos aterros sanitários em relação à incineração, uma vez que os impactos econômicos não diferem entre essas tecnologias.

O modelo *PCA*, Figura 5.34. também foi aplicado para avaliar com mais precisão as diferenças e semelhanças entre os cenários de gestão de resíduos. Nessa análise foram comprados todos os cenários de gestão avaliados através dos parâmetros de tCO₂e, tCe e BTU. O gráfico de *loading* (Figura 5.34.A.) mostra que o PC1 está fortemente associado ao desempenho ambiental e energéticos dos cenários de gestão de resíduos. Valores negativos de BTU significam economia de energia, assim como valores negativos de tCO₂e e tCe representam toneladas evitadas de carbono e CO₂ para o meio ambiente. Dessa forma, os cenários de gestão de resíduos localizados no lado negativo do eixo X (PC1) apresentam os melhores desempenhos ambientais e energéticos. Por outro lado, o PC2 tem uma relação com o tipo de contribuição do cenário, ou seja, cenários localizados no lado positivo do eixo Y (PC2)

têm melhores resultados energéticos e aqueles localizados no eixo negativo têm melhores desempenhos ambientais.

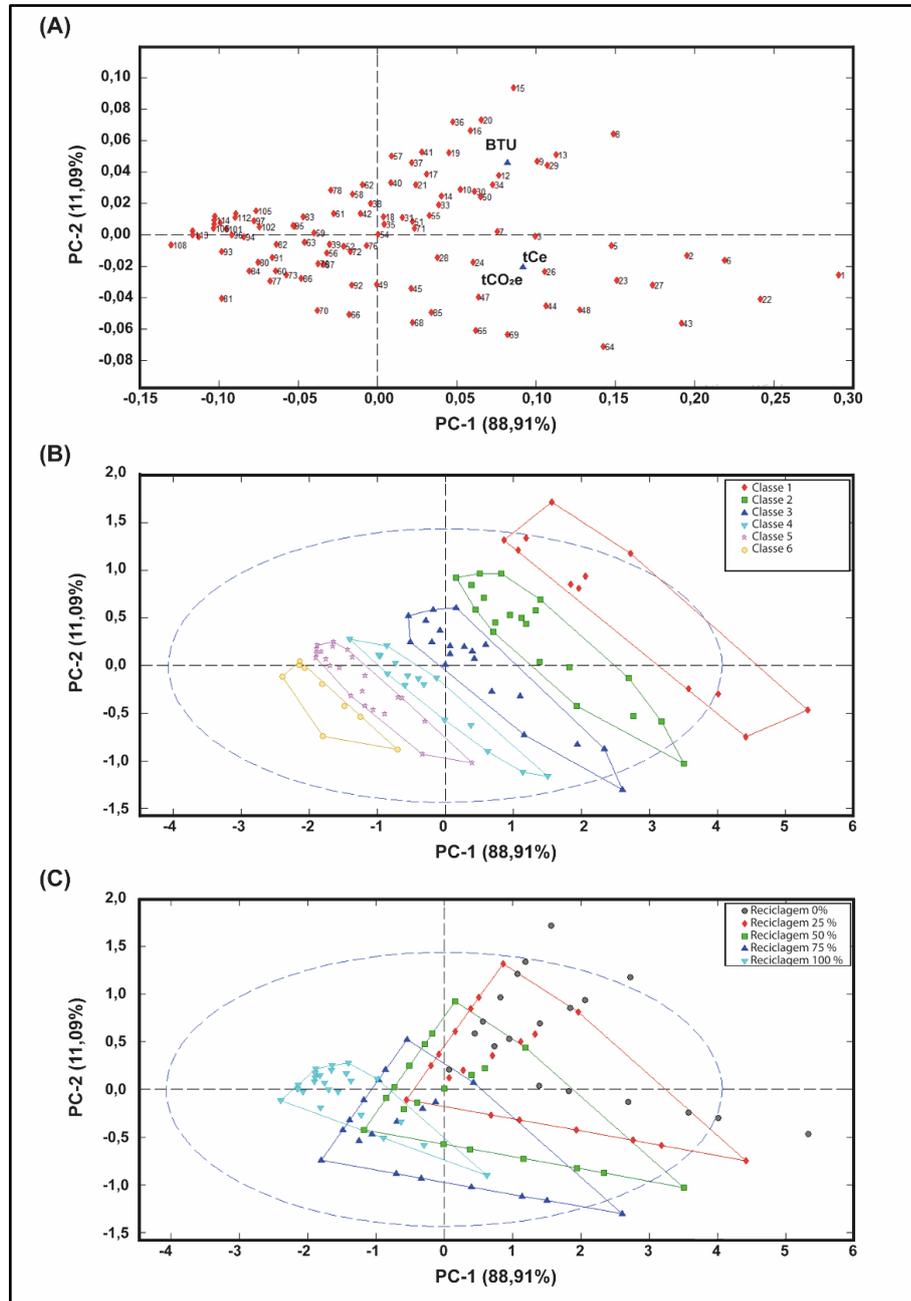


Figura 5.34. PCA dos cenários de gestão de resíduos sólidos urbanos modelados no WARM.

Dois PCs (componentes principais, do inglês *principal components*) foram suficientes para explicar 100% da variância, PC1 (88,91 %) e PC2 (11,09 %). Nesta

análise, tCO_{2e}, tCe, BTU foram considerados como parâmetros de saída, mostrados na Figura 5.34.A., no gráfico de *loading*.

De acordo com o gráfico de score, Figura 5.34.A., o cenário 1 consiste no pior cenário analisado e compreende a situação atual na cidade de Xangri-lá, na qual 100% dos resíduos são enviados para o aterro sem recuperação de biogás. Assim, qualquer mudança no cenário atual atuará positivamente para melhorar a produção energética e ambiental da cidade. No outro extremo do gráfico estão os cenários 108, 109 e 113. Todas as tecnologias aplicadas nestes cenários (aterro sanitário com recuperação de gás, incineração e AD) produzem energia para o sistema. Nos três cenários (108, 109 e 113), a tecnologia dominante é a incineração, mostrando que, nas condições avaliadas, essa técnica apresenta os melhores desempenhos ambientais e energéticos.

Através da análise do *PCA* também foi possível observar a separação dos cenários em classes, Figura 5.34.B., assim como vista na análise de *HCA*. Este gráfico mostra claramente que os melhores cenários estão dentro da Classe 6. Esta classe é composta principalmente por cenários onde a incineração é a técnica de gestão dominante, mostrando mais uma vez que os melhores resultados estão relacionados a essa tecnologia. Na Figura 5.34.C., a análise do *PCA* destaca a separação dos cenários pela taxa de reciclagem. É possível observar que quanto maior a taxa de reciclagem, melhor o desempenho ambiental e energético dos cenários. Por outro lado, os piores cenários incluem a separação de 0% dos resíduos recicláveis. Assim, quanto maior for a porcentagem de reciclagem e a contribuição da incineração para o tratamento dos resíduos, melhor será o desempenho energético do sistema e menor serão as emissões atmosféricas.

5.4.2.3. Situação Atual da Cidade de Xangri-lá e Perspectivas Futuras

De acordo com os dados apresentados (nos itens 5.4.2.1 e 5.4.2.2), a reciclagem foi a técnica que apresentou os maiores ganhos energéticos e contribuiu

para a remoção das emissões de GEE, entre as práticas de gestão de cenários hipotéticos. Portanto, a reciclagem e a coleta seletiva são extremamente fundamentais em uma estratégia sustentável para a gestão de resíduos.

A recuperação de materiais recicláveis pode ser realizada de duas formas: (i) com base na separação na fonte (em domicílios individuais) e em sistemas de coleta separados; e (ii) recuperação por processamento mecânico e triagem de resíduos residuais mistos nas instalações centrais que recebem maior fluxo de resíduos (CIMPAN et al., 2015). No entanto, a triagem de resíduos recicláveis do *mix* de RSU muitas vezes compromete a qualidade dos materiais, principalmente devido à incrustação de resíduos alimentares. Neste caso, são necessários esforços significativos dos gestores para investir em infraestrutura e educação ambiental para implementar de forma mais eficiente a separação de materiais recicláveis na fonte (HOTTLE et al., 2015; SOUZA et al., 2019).

Assim como discutido na seção 5.4.1., a cidade de Xangri-lá recicla apenas uma pequena parcela dos resíduos gerados na cidade. A modelagem *WARM* salienta a importância dos programas de educação ambiental, para aumentar essa taxa e contribuir para o desenvolvimento sustentável. Portanto, iniciativas políticas por parte do governo de Xangri-lá para promover a educação ambiental, podem contribuir para o aumento da taxa de reciclagem, e, conseqüentemente, mitigar os impactos ambientais decorrentes da gestão de RSU.

Além da reciclagem, para a recuperação de materiais, os municípios precisam implementar alternativas para tratar o restante dos RSUs. Dessa forma, os projetos do *WTE* são métodos complementares à reciclagem para reduzir as emissões de GEE e melhorar o desempenho energético (LINO; ISMAIL, 2018). Após a separação dos resíduos recicláveis, a incineração e DA são as tecnologias que apresentam os melhores desempenhos. Comparando os cenários em que 100% dos resíduos recicláveis são reciclados e 100% do *mix* orgânico são tratados por incineração ou DA (cenários 108 e 110 – Apêndice A), observa-se que o desempenho ambiental e

energético da incineração é melhor. Neste contexto, entretanto, o método DA apresenta os menores custos relacionados a taxas e salários. Como descrito nas seções anteriores desse trabalho, estudos experimentais foram realizados para determinar o potencial energético dos RSUs de Xangri-lá, conforme descrito nas seções 5.2. e 5.3.

No entanto, apesar de apresentar vantagens como redução de volume, recuperação de energia, esterilização e estabilização de resíduos, a incineração ainda é fortemente criticada pela emissão de poluentes. Embora a modelagem *WARM* considere apenas a incineração como uma técnica de tratamento termoquímico, outras técnicas, como gaseificação e pirólise, podem ser apresentadas como alternativas (KUMAR; SAMADDER, 2017; SHI et al., 2016). Neste trabalho, optou-se em avaliar a técnica de pirólise, pois muitos estudos demonstram que esta tecnologia apresenta o melhor desempenho ambiental comparado a outras tecnologias termoquímicas. Embora existam poucas plantas instaladas comercialmente em todo o mundo, estudos devem continuar sendo realizados para melhorar o processo e tornar a tecnologia mais difundida.

A prática da digestão anaeróbia possui inúmeras vantagens, como a capacidade de tratar a biomassa com alto teor de umidade, a opção de recuperação de nutrientes e baixo consumo de energia (BEYENE; WERKNEH; AMBAYE, 2018). Durante a modelagem *WARM*, foi selecionada a opção de secagem do digestato, o que representa um custo adicional de energia, mas que possibilita o uso do mesmo como fertilizante. Embora diversos benefícios sejam descritos, há também desafios com a DA, principalmente pela falta de conhecimento técnico, o que pode acarretar no mau funcionamento e na falha do biodigestor (HOBBS et al., 2018). A avaliação da capacidade de produção de biogás em plantas de DA da FORSUs de Xangri-lá foi realizada neste estudo, pois os resíduos orgânicos apresentam alto teor de umidade e podem ser utilizados nesse processo.

Avaliando o DOE, o cenário em que 50% dos resíduos são incinerados e 50% é tratado por DA é o que mostrou os melhores resultados. A aplicação simultânea destas duas tecnologias pode apresentar muitas vantagens, visto que poderia haver uma segregação do misto de resíduos e assim cada tecnologia trataria tipos específicos de resíduos. Como por exemplo, os restos de comida, apresentam alto teor de umidade e maior potencial energético, quando tratados por digestão anaeróbia. Por outro lado, os resíduos de papeis sujos, fraldas, tecidos poderiam ser incinerados, visto que poderiam prejudicar o funcionamento correto do biodigestor.

No contexto geral, entre os cenários estudados, vale destacar que o aterro causa maiores emissões de GEE e consumo de energia entre todas as técnicas. Como esse cenário representa a situação atual de gerenciamento dos RSUs em Xangri-lá, isso indica a urgência de implementar novas estratégias para um sistema mais sustentável. Uma forma de mitigar os impactos dessas estruturas é utilizar biogás de aterro para produção de energia.

Considerando a realidade brasileira, onde a maioria dos resíduos é depositada em aterros sanitários sem recuperação de biogás, a implantação da recuperação do biogás para a produção de energia representará um considerável ganho ambiental e energético. Outros estudos, como o realizado por Ayodele e colaboradores (2020), também demonstram que a implementação da recuperação do biogás para a produção de energia representa um ganho ambiental significativo. Assim, o aterro com recuperação de energia, se mostra como uma alternativa viável para a cidade de Xangri-lá minimizar os impactos causados pela forma atual de descarte, aterro sem recuperação de energia, e contribuir como fonte de energia para a cidade. Além disso, a implantação do aterro pode ser a melhor opção no curto prazo, pois esta é a opção mais barata em comparação com outras opções (JOSEPH; PRASAD, 2020; PIN et al., 2018).

No entanto, pequenos municípios como Xangri-lá, apresentam limitações econômicas ao desenvolver um programa de gestão ambientalmente correto (DEUS

et al., 2020). Por esse motivo, normalmente os aterros são o destino da maioria dos RSU dos municípios brasileiros. A implementação de tecnologias de WTE, normalmente é inviável para a maioria dos municípios. Sendo assim, a implementação de duas tecnologias é ainda mais complexa e normalmente não se enquadra para os padrões brasileiros de escolha. Como forma de viabilizar o investimento em tecnologias de WTE, as parcerias intermunicipais constituem uma alternativa viável para solucionar esse problema (DEUS et al., 2020).

5.4.2.4. Consórcios Intermunicipais

Os consórcios têm sido vistos como um caminho no campo da gestão integrada de RSU, pois permite que os municípios busquem alternativas ambientalmente adequadas, proporcione um ganho de escala, otimize o uso dos recursos, possibilite o rateio de custos operacionais e administrativos e possibilite uma gestão eficiente para todos (DEUS; BATTISTELLE; SILVA, 2017; FERREIRA; JUCÁ, 2017). Além disso, os consórcios públicos de gestão de resíduos são incentivados pelo PNRS, pois permite a descentralização da tomada de decisão e aumenta as chances de obtenção de incentivos fiscais junto ao governo brasileiro (BRASIL, 2010).

No caso da cidade de Xangri-lá, a necessidade de considerar soluções conjuntas é evidente, pois trata-se de município de pequeno porte e que sofre com a variação sazonal da população nos meses de AT. Nessas condições, o consórcio intermunicipal permitirá que o município invista em tecnologias mais avançadas para o gerenciamento dos seus resíduos, o que seria inviável do ponto de vista técnico e econômico para o município sozinho. Torres, Capão da Canoa e Imbé são cidades potenciais para a formação de um consórcio intermunicipal com Xangri-lá, pois estão localizadas na mesma região, conforme ilustrado na Figura 5.35.

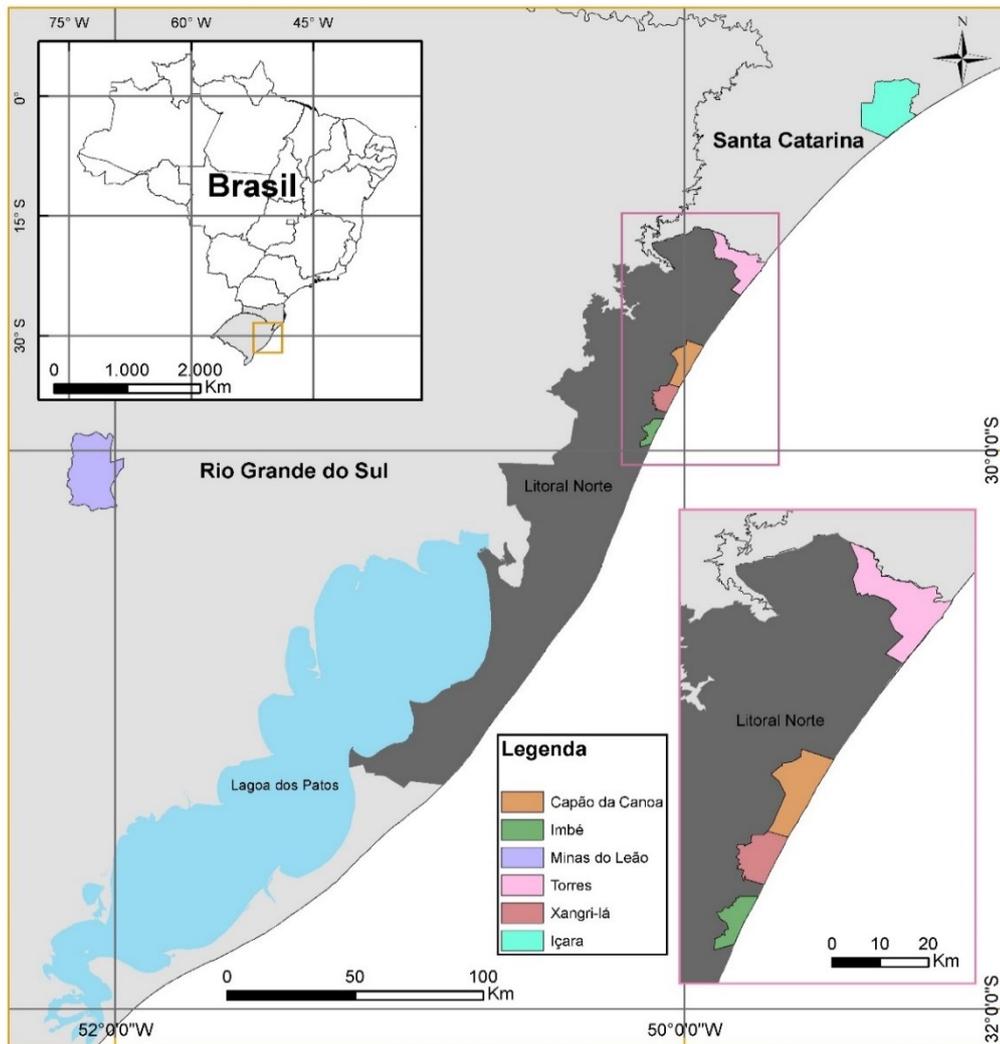


Figura 5.35. Localização das cidades potenciais para a realização de consórcio intermunicipal com Xangri-lá e das cidades para as quais são destinados os RSUs das cidades vizinhas a Xangri-lá.

Além disso, as cidades mencionadas estão sob influência das mesmas condições geográficas, climáticas e mudanças sazonais da população, apresentam IDH semelhantes e PIB per capita comparáveis. Essas cidades foram selecionadas, pois apresentam informações sobre a gestão de resíduos disponíveis no Relatório do SNIS denominado Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos, tendo 2018 como ano base (BRASIL, 2019). Assim, apesar da composição dos RSUs ser heterogênea e poder ser influenciada por diferentes fatores, supõem-se que os resultados desse estudo podem ser aplicados nas cidades vizinhas estudadas, pois

as mesmas apresentam características semelhantes (TAHERYMOOSAVI et al., 2017). No entanto, diante da grande importância do tema, faz-se necessário posteriormente um aprofundamento na dinâmica de produção de resíduos desses municípios, possibilitando um planejamento adequado para o consorcio (FRANCA et al., 2013).

Assim como Xangri-lá, as demais cidades estão localizadas no litoral norte do Rio Grande do Sul e sofrem grande influência populacional nos meses de AT, principalmente janeiro e fevereiro. Os dados relativos a população, economia e gestão de resíduos dessas cidades estão detalhados na Tabela 5.25. A cidade de Xangri-lá não possui dados disponíveis no Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos (BRASIL, 2019).

Tabela 5.25. Dados populacionais, econômicos e indicadores da gestão de resíduos das cidades vizinhas de Xangri-lá: Torres, Capão da Canoa e Imbé.

Indicador	Cidades		
	Torres	Capão da Canoa	Imbé
População estimada em 2019 (Habitantes)	38.732	53.049	22.800
Densidade demográfica (Habitantes/km ²)	215,84	432,96	448,53
PIB Per Capita (R\$)	30.954,27	29.783,96	23.398,58
Índice de Desenvolvimento Humano (IDH)	0,762	0,743	0,764
Despesas per capita com RSU (R\$/habitantes)	162,44	124,27	245,82
Taxa de cobertura da coleta de resíduo domiciliar (%)	100	100	99,96
Massa de resíduo domiciliar coletada per capita (kg/habitante.dia)	1,07	0,97	2,24
Cobrança pelo serviço de gerenciamento dos resíduos	Taxa no IPTU	Taxa no IPTU	Taxa no IPTU
Existência de coleta seletiva	Sim	Sim	Sim
Taxa de cobertura da coleta Seletiva em relação a população Urbana (%)	81,94	100	-
Taxa de recuperação de recicláveis em relação à quantidade de RSU (%)	3,84	10,71	0,36

Fonte: BRASIL, 2019; IBGE, 2020.

As cidades de Capão da Canoa e Torres apresentam PIB per capita e IDH semelhantes, sendo que Torres apresenta valores minimamente mais elevados. Por outro lado, o que chama mais atenção nos dados da Tabela 5.25. é a quantidade de RSU gerado per capita na cidade de Imbé, pois o valor de 2,24 kg/habitante.dia é mais do que o dobro da geração per capita média do Brasil de 1,035 kg/habitante.dia e maior que a média dos Estados Unidos, que produz 2,03 kg/habitante.dia (ABRELPE, 2018; USEPA, 2018). De um modo geral, a quantidade de resíduos produzidos em uma cidade está relacionada com os seus indicadores socioeconômicos, no entanto, entre os municípios listados na Tabela 5.25. a cidade de Imbé é a que apresenta o menor PIB per capita e um IDH semelhante aos outros municípios (CAMPOS, 2014). Assim um estudo mais detalhado da situação da cidade precisaria ser realizado a fim de entender os motivos para que a poluição local gere uma quantidade tão elevada de resíduo.

Observa-se que os municípios selecionados apresentam iniciativas de coleta seletiva. No entanto, a coleta seletiva visa remover os materiais recicláveis da coleta convencional, evitando que esses materiais se tornem contaminados, mas assim como foi observado na cidade de Xangri-lá, é possível que as cidades vizinhas também destinem grande quantidade de resíduos passíveis de reciclagem para os aterros sanitários. Portanto, os municípios além de se organizarem na formação de um consórcio, para buscar uma alternativa eficiente para o gerenciamento de seus resíduos, devem desenvolver planos integrados para melhorar a coleta seletiva atual. Isso será possível através da implementação de programas de conscientização e educação ambiental da população, a fim de instruir sobre a segregação correta dos resíduos dentro das residências e mostrar a importância desses atos para a comunidade e o meio ambiente.

A cidade de Capão da Canoa, destina os respectivos resíduos para o aterro municipal da cidade, o mesmo aterro utilizado pela cidade de Xangri-lá. Porém, as cidades de Torres e Imbé enviam seus resíduos para o município de Içara, Santa Catarina, e para o aterro da cidade de Minas do Leão, respectivamente (localização

detalhada na Figura 5.35.). Além do problema ambiental dos RSU estarem sendo armazenados em aterros sanitários, o consumo de combustível (de origem fóssil), gasto durante o transporte desses resíduos é um fator preocupante. Assim, um consórcio entre esses municípios, com a instalação de alguma tecnologia de *waste-to-energy*, além de gerenciar os resíduos de forma ambientalmente adequada, iria reduzir consideravelmente os valores referentes ao transporte dos resíduos.

Considerando que os municípios de Xangri-lá e Capão da Canoa estão localizados em uma região mais central entre os locais de estudo, essas cidades apresentam maior potencial como possíveis pontos para instalações futuras de tecnologias de *WTE*. Considerando que Torres envia seus resíduos para a cidade de Içara, localizada a aproximadamente 100 km de distância e que a cidade de Xangri-lá (mais distante que Capão da Canoa) fica a aproximadamente 60 Km, a redução no custo de transporte seria em torno de 40%. O mesmo é aplicado para a cidade de Imbé, pois a distância diminuiria consideravelmente, visto que a distância atual é de 200 km e com a implementação de um consórcio entre os municípios a distância diminuiria para cerca de 30 km (distância de Capão da Canoa, cidade mais distante), reduzindo os custos com transporte em aproximadamente 80%. A cidade de Imbé é a que apresenta os maiores custos com destinação de resíduos, provavelmente pelo alto custo de transporte dos resíduos até Minas do Leão. Para fazer frente a esses custos, as prefeituras cobram uma taxa no IPTU, mas normalmente esse valor não é suficiente e o restante precisa ser custeado pelo município.

Outras cidades da região como Tramandaí, Terra de Areia, Arroio do Sal também são cidades vizinhas e poderão ser incluídas em um consórcio com os demais municípios. No entanto, não foram incluídas nesta discussão, uma vez que não foram encontrados dados, no SNIS, referentes a gestão de resíduos em tais municípios.

6. CONCLUSÕES

O trabalho desenvolvido buscou caracterizar e encontrar alternativas de *waste-to-energy* para os resíduos gerados na cidade de Xangri-lá. A caracterização dos resíduos mostrou que a matéria orgânica é a principal fração presente nos resíduos encaminhados para o aterro sanitário. Além disso evidenciou que mesmo com a presença da coleta seletiva, um grande volume de resíduos recicláveis é destinado ao aterro.

A fim de determinar o potencial energético dos resíduos da cidade foram avaliadas a aplicação de tecnologias bioquímicas e termoquímicas. O comportamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos em um processo de digestão anaeróbia foi avaliado em testes de potencial bioquímico de metano. Apesar das limitações estruturais para realização dos experimentos, foi possível observar a produção de biogás nas frações orgânicas coletadas na baixa e na alta temporada. O desempenho do processo foi superior quando o resíduo da baixa temporada foi testado. Um total de 235,1 mL de biogás/g de SV foi produzido nos testes contendo o resíduo da baixa temporada com concentração de metano máxima de 69,8%. Nos testes da alta temporada a produção de biogás observada foi de 163,3 mL/g de SV com concentração máxima de metano de 67,3%.

As análises da microbiota presente nos testes, evidenciou que a comunidade microbiana influenciou na produção de biogás, uma vez que possuíam características próprias. Os testes realizados com a FORSU da BT juntamente com o lodo de ETE apresentaram uma maior abundância de micro-organismos específicos o que possivelmente tenha contribuído para a maior produção de biogás. Os resultados

demonstram a potencialidade de utilização do processo de DA para tratar a FORSU e produzir biogás com alta concentração de metano.

Os testes realizados em processos de pirólise apresentaram rendimento máximo de bio-óleo de 48,47% utilizando a fração combustível dos RSU. A maximização de produto gasoso foi obtida na pirólise do *mix* de RSU com rendimento máximo de 41,67%. A caracterização do carvão mostrou uma área superficial relativamente reduzida ($<10,6 \text{ m}^2/\text{g}$ para todos os carvões produzidos), o que limita sua capacidade de utilização como adsorvente. Mas, por outro lado, os carvões apresentaram concentrações relativamente altas de carbono (entre 64,5 e 75,3%), indicando que podem ser utilizados como combustível. A fase aquosa do bio-óleo possivelmente tem uma grande quantidade de compostos oxigenados, que podem ser extraídos para aplicação comercial. Em contrapartida, a fase orgânica dos bio-óleos continha menores concentração de compostos oxigenados e grandes quantidades de hidrocarbonetos alifáticos e aromáticos o que possibilita a sua utilização para produção de energia. Além disso, os gases gerados no processo apresentaram composição com boas características energéticas, demonstrando que podem ser empregados diretamente como combustível gasoso ou em caldeiras, para produção de energia (vapor e/ou eletricidade). Embora os resultados apresentados representem testes preliminares, o processo de pirólise mostrou potencial para conversão dos RSU em energia.

A partir dos resultados obtidos, pode-se concluir que os RSU de Xangri-lá apresentam potencial para serem aproveitados em processos de *WTE*. Esses processos direcionam os resíduos que seriam depositados em aterro sanitário para serem utilizados como insumos para produção de energia. Ambos os processos aplicados nesse trabalho, precisam ser otimizados, a fim de potencializar a aplicação desses resíduos em tecnologias de *WTE*. Desta forma, enfatiza-se mais uma vez que consistem em resultados preliminares e que estudos mais aprofundados precisam ser realizados até a aplicação em escala real. Mas destaca-se que essa pesquisa foi o

primeiro passo dado pela cidade de Xangri-lá, em busca de tecnologias mais eficientes e adequadas para tratar os resíduos produzidos no município.

A escolha da melhor tecnologia para o tratamento dos RSU de Xangri-lá irá depender dos resultados dos testes adicionais que devem ser realizados. Esses testes irão fornecer dados importante que devem ser avaliados durante o processo de definição da melhor alternativa para a cidade. Além dos aspectos técnicos, fatores econômicos, ambientais e políticos também precisarão ser considerados. Pensando nisso, esse estudo apresentou a utilização do *software WARM* para avaliar os impactos ambientais, energéticos e econômicos inerentes a escolha de cada tecnologia. A utilização de *softwares* como esse, podem auxiliar na definição de estratégias de gestão mais sustentáveis e orientar o desenvolvimento de políticas públicas para reduzir os impactos ambientais.

Com base nos resultados obtidos pelo modelo, a estratégia imediata, mais sustentável e de baixo custo para a cidade de Xangri-lá é incentivar e promover o aumento gradativo da taxa de reciclagem. Na sequência, a coleta de biogás do aterro para geração de energia se apresenta como uma alternativa viável, principalmente em um curto espaço de tempo. Por fim, após a implantação consistente da reciclagem no município, a implantação de tecnologias mais complexas, como a digestão anaeróbia e a incineração, devem ser colocadas em prática. A instalação dessas tecnologias a partir de consórcios intermunicipais pode tornar os projetos mais viáveis do ponto de vista técnico e econômico. Além disso, a possibilidade de operar unidades de processos bioquímicos e termoquímicos simultaneamente pode trazer ganhos consideráveis, uma vez que os resíduos serão tratados na tecnologia que melhor atenda às suas características.

Os resultados apresentados nesse trabalho consistem em um estudo de caso da cidade de Xangri-lá. No entanto, considerando a região na qual a cidade de Xangri-lá está inserida, possivelmente os resultados podem ser utilizados por cidades vizinhas do litoral norte do estado do Rio Grande do Sul. Esses resultados podem

guiar o futuro do gerenciamento de RSU na região e incentivar a realização desse tipo de estudo em cidades vizinhas. Esses estudos são fundamentais na implementação de tecnologias alternativas aos aterros sanitários e também na realização de consórcios intermunicipais. Além do mais, esse trabalho pode servir de referência para outras cidades brasileira, que tenham interesse em estudar, caracterizar e gerenciar de forma eficiente os RSU.

7. PROPOSTAS PARA TRABALHOS FUTUROS

- Executar novas coletas de RSU em Xangri-lá, a fim de verificar se houver variação na composição dos resíduos ao longo do tempo;
- Realizar ensaios adicionais de PBM das amostras de fração orgânica dos RSU de Xangri-lá até que haja a estabilização da produção de biogás a fim de confirmar o potencial de geração de biogás obtido e testar outros tipos de inóculos e possíveis substratos para a co-digestão;
- Testar a fração orgânica dos resíduos de Xangri-lá em uma planta piloto de digestão anaeróbia a fim de avaliar o comportamento desses resíduos em um processo real;
- Otimizar os parâmetros de processo da pirólise usando os RSU da cidade de Xangri-lá, bem como realizar pesquisas voltadas para a aplicação de catalisadores.
- Aprimorar a técnica de caracterização do bio-óleo e quantificar os compostos presentes utilizando padrões de calibração.
- Aplicar ferramentas de análise de cenários mais complexas, como por exemplo fazer uma análise de ciclo de vida dos RSUs de Xangri-lá, a fim de comparar com os resultados obtidos pelo *software WARM*.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABAD, V. et al. Promoting circular economy in the surroundings of an organic fraction of municipal solid waste anaerobic digestion treatment plant: Biogas production impact and economic factors. **Bioresource Technology**, v. 283, p. 10–17, 2019.

ABDEL-SHAFY, H. I.; MANSOUR, M. S. M. Solid waste issue: Sources, composition, disposal, recycling, and valorization. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 27, p. 1275–1290, 2018.

ABNT. **Resíduos sólidos – Classificação**, 2004a.

ABNT. **Amostragem de resíduos sólidos**. p. 25, 2004b.

ABRELPE. **Panorama 2017: Resíduos Sólidos Urbanos**, 2018.

ABRELPE. **Panorama Resíduos Sólidos no Brasil 2018/2019**, 2019.

ABUDI, Z. N. et al. Batch anaerobic co-digestion of OFMSW (organic fraction of municipal solid waste), TWAS (thickened waste activated sludge) and RS (rice straw): Influence of TWAS and RS pretreatment and mixing ratio. **Energy**, v. 107, p. 131–140, 2016.

ACHINAS, S.; ACHINAS, V.; EUVERINK, G. J. W. A Technological Overview of Biogas Production from Biowaste. **Engineering**, v. 3, p. 299–307, 2017.

AGUSTINI, C. B. et al. Biogas production for anaerobic co-digestion of tannery solid wastes under presence and absence of the tanning agent. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 130, p. 51–59, 2018.

AHANI, M. et al. A multi-objective optimization model for municipal waste management system in Tehran city, Iran. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, n. 10, p. 5447–5462, 2019.

ALTSCHUL, S. F. et al. Basic local alignment search tool. **Journal of Molecular Biology**, v. 215, n. 3, p. 403–410, 1990.

ANCAT. Anuário da reciclagem 2017-2018. **Associação Nacional dos Catadores e Catadoras de Materiais Recicláveis**, 2019.

ANDREWS, S. **Babraham Bioinformatics - FastQC A Quality Control tool for High Throughput Sequence DataSoil**, 2010. Disponível em: <<http://www.bioinformatics.babraham.ac.uk/projects/fastqc/>%0Ahttps://www.bioinformatics.babraham.ac.uk/projects/fastqc/>. Acesso em: 29 jan. 2021.

ANEEL. **Sistema de Informações de Geração da ANEEL - SIGA**. Disponível em: <<https://app.powerbi.com/view?r=eyJrljoiNjc4OGYyYjQtYWM2ZC00YjllLWJlYmEtYzdkNTQ1MTc1NjM2liwidCI6IjQwZDZmOWI4LWVjYTctNDZhMi05MmQ0LWVhNGU5YzAxNzBIMSIsImMiOjR9>>. Acesso em: 21 ago. 2020.

ANGELONIDI, E.; SMITH, S. R. A comparison of wet and dry anaerobic digestion processes for the treatment of municipal solid waste and food waste. **Water and Environment Journal**, v. 29, n. 4, p. 549–557, 2015.

ANSAH, E.; WANG, L.; SHAHBAZI, A. Thermogravimetric and calorimetric characteristics during co-pyrolysis of municipal solid waste components. **Waste Management**, v. 56, p. 196–206, 2016.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington DC: 1998.

APPELS, L. et al. Anaerobic digestion in global bio-energy production: Potential and research challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 9, p. 4295–4301, 2011.

ARAFAT, H. A.; JIJAKLI, K. Modeling and comparative assessment of municipal solid waste gasification for energy production. **Waste Management**, v. 33, n. 8, p. 1704–1713, 2013.

ARBULÚ, I.; LOZANO, J.; REY-MAQUIEIRA, J. The challenges of municipal solid waste management systems provided by public-private partnerships in mature tourist destinations: The case of Mallorca. **Waste Management**, v. 51, n. 2016, p. 252–258, 2016.

ARELLI, V. et al. Dry anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure: Impact of total solids, substrate ratio and thermal pre treatment on methane yield and quality of biomanure. **Bioresource Technology**, v. 253, p. 273–280, 2018.

ARENA, U. Process and technological aspects of municipal solid waste gasification. A review. **Waste Management**, v. 32, n. 4, p. 625–639, 2012.

ASIKONG, B. E.; IDIRE, S. O.; TIKU, D. R. Microorganisms Associated with Biogas Production Using Vegetable (*Telfairia occidentalis*) Wastes, Banana Peel and Pig Dung as Substrates. **British Microbiology Research Journal**, v. 16, n. 3, p. 1–12, 2016.

ATEŞ, F.; MISKOLCZI, N.; BORSODI, N. Comparision of real waste (MSW and MPW) pyrolysis in batch reactor over different catalysts. Part I: Product yields, gas and pyrolysis oil properties. **Bioresource Technology**, v. 133, p. 443–454, 2013.

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

BAHNG, M. et al. Current technologies for analysis of biomass thermochemical processing: A review. **Analytica Chimica Acta journal**, v. 651, p. 117–138, 2009.

BALA, R.; GAUTAM, V.; MONDAL, M. K. Improved biogas yield from organic fraction of municipal solid waste as preliminary step for fuel cell technology and hydrogen generation. **International Journal of Hydrogen Energy**, p. 1–10, 2018.

BALAT, M. et al. Main routes for the thermo-conversion of biomass into fuels and chemicals. Part 1: Pyrolysis systems. **Energy Conversion and Management**, v. 50, p. 3147–3157, 2009.

BARENDAR, P. et al. A Review on Enhancement of Biogas Yield by Pre-treatment and addition of Additives. **MATEC Web of Conferences**, v. 62, p. 1–5, 2016.

BASSYOUNI, M. et al. Date palm waste gasification in downdraft gasifier and simulation using ASPEN HYSYS. **Energy Conversion and Management**, v. 88, p. 693–699, 2014.

BEEVI, B. S.; MADHU, G.; SAHOO, D. K. Performance and kinetic study of semi-dry thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 36, p. 93–97, 2015.

BERNAT, K. et al. Valorisation of the selectively collected organic fractions of municipal solid waste in anaerobic digestion. **Biochemical Engineering Journal**, v. 148, p. 87–96, 2019.

BEYENE, H. D.; WERKNEH, A. A.; AMBAYE, T. G. Current updates on waste to

energy (WtE) technologies: a review. **Renewable Energy Focus**, v. 24, p. 1–11, 2018.

BHARATH, G. et al. Systematic production and characterization of pyrolysis-oil from date tree wastes for bio-fuel applications. **Biomass and Bioenergy**, v. 135, p. 105523, 2020.

BLASIUS, J. P. et al. Effects of temperature, proportion and organic loading rate on the performance of anaerobic digestion of food waste. **Biotechnology Reports**, v. 27, p. e00503, 2020.

BOLAN, N. S. et al. Landfills as a biorefinery to produce biomass and capture biogas. **Bioresource Technology**, v. 135, p. 578–587, 2013.

BOTELLO-ÁLVAREZ, J. E. et al. Informal collection, recycling and export of valuable waste as transcendent factor in the municipal solid waste management: A Latin-American reality. **Journal of Cleaner Production journal**, v. 182, p. 485–495, 2018.

BRASIL. **Lei no 12.305/2010, de 2 de agosto de 2010**, 2010. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm>. Acesso em: 21 ago. 2020.

BRASIL. **Plano Nacional de Resíduos sólidos**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2012. Disponível em: <https://sinir.gov.br/images/sinir/Arquivos_diversos_do_portal/PNRS_Revisao_Decreto_280812.pdf>. Acesso em: 21 ago. 2020.

BRASIL. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos - 2018**. Brasília: Ministério da cidades, 2019.

BREEZE, P. Landfill Waste Disposal, Anaerobic Digestion, and Energy Production. In: BREEZE, P. (Ed.). **Energy from Waste**. Londres: Elsevier, 2018. p. 39–47.

BRIDGWATER, A. V. Review of fast pyrolysis of biomass and product upgrading. **Biomass and Bioenergy**, v. 38, p. 68–94, 2012.

BRITO, M. R. et al. Utilization of pequi Residual Biomass from the Brazilian cerrado for obtaining raw and activated biochars and bio-oil. **International Journal of Advanced Engineering Research and Science**, v. 7, n. 9, p. 251–259, 2020.

BROWN, R. C. **Thermochemical Processing of Biomass Conversion: Conversion into Fuels, Chemicals and Power**. 1st. ed. Chippenham: John Wiley & Sons Ltd, 2011.

BROWN, R. C.; BROWN, T. R. **Biorenewable Resources: Engineering New Products from Agriculture**. 2nd ed. Hoboken: John Wiley & Sons Inc., 2014.

BROWNE, J. D.; ALLEN, E.; MURPHY, J. D. Assessing the variability in biomethane production from the organic fraction of municipal solid waste in batch and continuous operation. **Applied Energy**, v. 128, p. 307–314, 2014.

BRUNNER, P. H.; RECHBERGER, H. Waste to energy – key element for sustainable waste management. **Waste Management**, v. 37, p. 3–12, 2015.

BURNLEY, S. Waste management technologies. In: BURNLEY, S. (Ed.). **Solid Wastes Management**. Chichester: John Wiley & Sons Ltd, 2014. p. 16–100.

BURRA, K. G.; GUPTA, A. K. Synergistic effects in steam gasification of combined biomass and plastic waste mixtures. **Applied Energy**, v. 211, p. 230–236, 2018.

CAMPOS, H. K. T. Renda e evolução da geração per capita de resíduos sólidos no Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 17, n. 2, p. 171–180, 2012.

CAMPOS, H. K. T. Recycling in Brazil: Challenges and prospects. **Resources**,

Conservation and Recycling, v. 85, p. 130–138, 2014.

CAMPUZANO, R. Start-up of dry semi-continuous OFMSW fermentation for methane production. **Biomass and Bioenergy journal**, v. 136, 2020.

CAPELA, I. et al. Impact of industrial sludge and cattle manure on anaerobic digestion of the OFMSW under mesophilic conditions. **Biomass and Bioenergy**, v. 32, n. 3, p. 245–251, 2008.

CAPORASO, J. G. et al. Ultra-high-throughput microbial community analysis on the Illumina HiSeq and MiSeq platforms. **ISME Journal**, v. 6, n. 8, p. 1621–1624, 2012.

CARVALHO, R. L. F. DE. **Efeito da adição de biochar na produção de biogás e biometano**. Lisboa. 2019. 104p. Dissertação (Mestrado em Engenharia das Energias Renováveis). Faculdade de Ciências e Tecnologias, Universidade Nova de Lisboa. Portugal.

CEMPRE. **Lixo municipal: manual de gerenciamento integrado**. São Paulo, 2018.

ÇETINKAYA, A. Y.; YETILMEZSOY, K. Evaluation of anaerobic biodegradability potential and comparative kinetics of different agro-industrial substrates using a new hybrid computational coding scheme. **Journal of Cleaner Production**, v. 238, p. 117921, 2019.

CHANG, N.; PIRES, A. Technology Matrix for Solid Waste Management. In: CHANG, N.-B.; PIRES, A. (Eds.). **Sustainable Solid Waste Management: A Systems Engineering Approach**. Hoboken: JohnWiley & Sons, Inc., 2015. p. 19–97.

CHEN, D. et al. Pyrolysis technologies for municipal solid waste: A review. **Waste Management**, v. 34, n. 12, p. 2466–2486, 2014.

CHEN, D. et al. Reprint of: Pyrolysis technologies for municipal solid waste: A review. **Waste Management**, v. 37, n. 12, p. 116–136, 2015.

CHENG, F. et al. Impact of feedstock composition on pyrolysis of low-cost, protein- and lignin-rich biomass: A review. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 147, p. 104780, 2020.

CHHABRA, V.; BHATTACHARYA, S.; SHASTRI, Y. Pyrolysis of mixed municipal solid waste: Characterisation, interaction effect and kinetic modelling using the thermogravimetric approach. **Waste Management**, v. 90, p. 152–167, 2019.

CHHABRA, V.; SHASTRI, Y.; BHATTACHARYA, S. Kinetics of Pyrolysis of Mixed Municipal Solid Waste- A Review. **Procedia Environmental Sciences**, v. 35, p. 513–527, 2016.

CIBIOGAS. **BiogasMap**. Disponível em: <<http://mapbiogas.cibiogas.org/>>. Acesso em: 23 maio. 2018.

CIMPAN, C. et al. Central sorting and recovery of MSW recyclable materials: A review of technological state-of-the-art, cases, practice and implications for materials recycling. **Journal of Environmental Management**, v. 156, p. 181–199, 2015.

COCK, P. J. A. et al. Biopython: freely available Python tools for computational molecular biology and bioinformatics. **Bioinformatics (Oxford, England)**, v. 25, n. 11, p. 1422–1423, jun. 2009.

CORDERO, T. et al. Improved solid fuels from co-pyrolysis of a high-sulphur content coal and different lignocellulosic wastes. **Fuel**, v. 83, n. 11–12, p. 1585–1590, 2004.

COUTO, N. et al. 2nd law analysis of Portuguese municipal solid waste gasification using CO₂/air mixtures. **Journal of CO₂ Utilization**, v. 20, p. 347–356, 2017.

COUTO, N. D.; SILVA, V. B.; ROUBOA, A. Thermodynamic Evaluation of Portuguese municipal solid waste gasification. **Journal of Cleaner Production**, v. 139, p. 622–635, 2016a.

COUTO, N. D.; SILVA, V. B.; ROUBOA, A. Assessment on steam gasification of municipal solid waste against biomass substrates. **Energy Conversion and Management**, v. 124, p. 92–103, 2016b.

CZAJCZYŃSKA, D. et al. Potential of pyrolysis processes in the waste management sector. **Thermal Science and Engineering Progress**, v. 3, p. 171–197, 2017.

DA ROS, C. et al. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-digestion of winery wastewater sludge and wine lees: An integrated approach for sustainable wine production. **Journal of Environmental Management**, v. 203, p. 745–752, 2017.

DACE, E. et al. Optimization of landfill Gas Use in Municipal Solid Waste Landfills in Latvia. **Energy Procedia**, v. 72, p. 293–299, 2015.

DAS NEVES, L. C. M.; CONVERTI, A.; PENNA, T. C. V. Biogas Production: New Trends for Alternative Energy Sources in Rural and Urban Zones. **Chemical Engineering & Technology**, v. 32, n. 8, p. 1147–1153, 2009.

DAS, P.; TIWARI, P. Valorization of packaging plastic waste by slow pyrolysis. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 128, p. 69–77, 2018.

DE BAERE, L.; MATTHEEUWS, B. State-of-the-art 2008 - Anaerobic digestion of solid waste. **Waste Management World**, v. 9, p. 1–6, 2008.

DEMIRBAS, A. Waste management, waste resource facilities and waste conversion processes. **Energy Conversion and Management**, v. 52, n. 2, p. 1280–1287, 2011.

DEMIRBAS, A.; ARIN, G. An Overview of Biomass Pyrolysis. **Energy Sources**, v. 24, n. 5, p. 471–482, 2002.

DEMIREL, B.; SCHERER, P. The roles of acetotrophic and hydrogenotrophic methanogens during anaerobic conversion of biomass to methane: A review. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 7, n. 2, p. 173–190, 2008.

DENG, N. et al. Simulation analysis and ternary diagram of municipal solid waste pyrolysis and gasification based on the equilibrium model. **Bioresource Technology**, v. 235, p. 371–379, 2017.

DERBAL, K.; BENCHEIKH-LEHOCINE, M.; MENIAI, A. H. Study of Biodegradability of Organic Fraction of Municipal Solids Waste. **Energy Procedia**, v. 19, p. 239–248, 2012.

DEUS, R. M. et al. A municipal solid waste indicator for environmental impact: Assessment and identification of best management practices. **Journal of Cleaner Production**, v. 242, p. 118433, 2020.

DEUS, R. M.; BATTISTELLE, R. A. G.; SILVA, G. H. R. Current and future environmental impact of household solid waste management scenarios for a region of Brazil: carbon dioxide and energy analysis. **Journal of Cleaner Production journal**, v. 155, p. 218–228, 2017.

DEUS, R. M.; BEZERRA, B. S.; BATTISTELLE, R. A. G. Solid waste indicators and their implications for management practice. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, p. 1129–1144, 2019.

DHAR, H. et al. Effect of organic loading rate during anaerobic digestion of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v. 217, p. 56–61, 2016.

DHAR, H.; KUMAR, S.; KUMAR, R. A review on organic waste to energy systems in India. **Bioresource Technology**, v. 245, p. 1229–1237, 2017.

DONG, J. et al. Effect of Operating Parameters and Moisture Content on Municipal Solid Waste Pyrolysis and Gasification. **Energy and Fuels**, v. 30, n. 5, p. 3994–4001, 2016.

DONG, L.; ZHENHONG, Y.; YONGMING, S. Semi-dry mesophilic anaerobic digestion of water sorted organic fraction of municipal solid waste (WS-OFMSW). **Bioresource Technology**, v. 101, n. 8, p. 2722–2728, 2010.

EBC. Guidelines for a Sustainable Production of Biochar. **EBC**, p. 1–22, 2012.

EDJABOU, M. E. et al. Municipal solid waste composition: Sampling methodology, statistical analyses, and case study evaluation. **Waste Management**, v. 36, p. 12–23, 2015.

EEA. **Managing Municipal Solid Waste: A Review of Achievements in 32 European Countries**. Office for Official Publ. of the Europ. Communities, 2013.

EKE, J.; BRIDGWATER, A. V.; ONWUDILI, J. A. Energy recovery by fast pyrolysis of pre-treated trommel fines derived from a UK-based MSW material recycling facility. **Journal of the energy institute**, v. 93, n. 5, p. 2006-2016, 2020.

ELKHALIFA, S. et al. Food waste to biochars through pyrolysis: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 144, p. 310–320, 2019.

ENZMANN, F. et al. Methanogens: biochemical background and biotechnological applications. **AMB Express**, v. 8, n. 1, p. 1–22, 2018.

EU. **DIRECTIVA 2008/98/CE** *Jornal Oficial da União Europeia*, L 312, 2008.

EVANS, P. N. et al. An evolving view of methane metabolism in the Archaea. **Nature Reviews Microbiology**, v. 17, n. 4, p. 219-232, 2019.

FAN, Y. VAN et al. Anaerobic digestion of municipal solid waste: Energy and carbon emission footprint. **Journal of Environmental Management**, v. 223, p. 888–897, 2018.

FAROOQ, M. Z. et al. Influence of waste tire addition on wheat straw pyrolysis yield and oil quality. **Energy**, v. 144, p. 200–206, 2018.

FAZELI, A. et al. Malaysia's stand on municipal solid waste conversion to energy: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 58, p. 1007–1016, 2016.

FENG, S. et al. Insights into the microbial community structure of anaerobic digestion of municipal solid waste landfill leachate for methane production by adaptive thermophilic granular sludge. **Electronic Journal of Biotechnology**, v. 39, p. 98–106, 2019.

FERNANDEZ-LOPEZ, M. et al. Simulation of the gasification of animal wastes in a dual gasifier using Aspen Plus®. **Energy Conversion and Management**, v. 140, p. 211–217, 2017.

FERREIRA, C. F. A.; JUCÁ, J. F. T. Methodology for assessment of consortia of municipal solid waste in Minas Gerais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 513–521, 2017.

FERREIRA, J. B. **Estudo do potencial de aproveitamento energético dos resíduos sólidos urbanos da região de sorocaba no coprocessamento da industria de cimento**. 17 ° Congresso Nacional de Iniciação Científica. Anais... São Paulo: 2017.

FESSARD, A.; REMIZE, F. Why are *Weissella* spp. not used as commercial starter cultures for food fermentation? **Fermentation**, v. 3, n. 38, p. 1–31, 2017.

FIDELIS, R. et al. Socio-productive inclusion of scavengers in municipal solid waste management in Brazil: Practices, paradigms and future prospects. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 154, p. 104594, 2020.

FILHO, J. L. DE O. P. et al. Aspectos de saneamento ambiental da baixa do CAIC no bairro lagoa seca na cidade de Apodi-RN. **Revista Científica do IFAL**, v. 1, n. 2, p. 23–36, 2011.

FITAMO, T. et al. Co-digestion of food and garden waste with mixed sludge from wastewater treatment in continuously stirred tank reactors. **Bioresource Technology**, v. 206, p. 245–254, 2016.

FLECK, E. et al. **Estimativa Da Composição Elementar Do Resíduo Sólido Domiciliar De Porto Alegre, RS**. 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...** Rio de Janeiro: 2015.

FRANCA, F. P. DE O. et al. Correlação entre rendimento e geração de resíduos sólidos na região metropolitana de São Paulo. **Saúde e Meio Ambiente**, v. 2, n. 1, p. 84–92, 2013.

FRICKE, K.; SANTEN, H.; WALLMANN, R. Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment. **Waste Management**, v. 25, n. 8, p. 799–810, 2005.

FUNASA. Manual de orientações técnicas para elaboração de propostas para o programa de melhorias sanitárias domiciliares. **Funasa**, p. 44, 2014.

FUSCO, V. et al. The genus *Weissella*: Taxonomy, ecology and biotechnological

potential. **Frontiers in Microbiology**, v. 6, p. 1–22, 2015.

GANDIDI, I. M.; SUSILA, M. D.; PAMBUDI, N. Production of valuable pyrolytic oils from mixed Municipal Solid Waste (MSW) in Indonesia using non-isothermal and isothermal experimental. **Case Studies in Thermal Engineering**, v. 10, p. 357–361, 2017.

GARCIA-PEÑA, E. I. et al. Anaerobic digestion and co-digestion processes of vegetable and fruit residues: Process and microbial ecology. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 20, p. 9447–9455, 2011.

GENUINO, D. A. D.; DE LUNA, M. D. G.; CAPAREDA, S. C. Improving the surface properties of municipal solid waste-derived pyrolysis biochar by chemical and thermal activation: Optimization of process parameters and environmental application. **Waste Management**, v. 72, p. 255–264, 2018.

GHASIMI, D. S. M. et al. Microbial population dynamics during long-term sludge adaptation of thermophilic and mesophilic sequencing batch digesters treating sewage fine sieved fraction at varying organic loading rates. **Biotechnology for Biofuels**, v. 8, n. 171, p. 1–15, 2015.

GHOSH, P.; THAKUR, I. S.; KAUSHIK, A. Bioassays for toxicological risk assessment of landfill leachate: A review. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 141, p. 259–270, 2017.

GIONGO, A. et al. Microbial communities in anaerobic digesters change over time and sampling depth. **Brazilian Journal of Microbiology**, 2020.

GODWIN, P. M. et al. Progress in Preparation and Application of Modified Biochar for Improving Heavy Metal Ion Removal From Wastewater. **Journal of Bioresources and Bioproducts**, v. 4, n. 1, p. 31–42, 2019.

GOMES, S. et al. Potencial energético de resíduos sólidos domiciliares do município de Ponta Grossa, Paraná, Brasil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 22, n. 6, p. 1197–1202, 2017.

GÓMEZ-SERRANO, V.; GONZÁLEZ-GARCÍA, C. M.; GONZÁLEZ-MARTÍN, M. L. Nitrogen adsorption isotherms on carbonaceous materials. Comparison of BET and Langmuir surface areas. **Powder Technology**, v. 116, n. 1, p. 103–108, 2001.

GOPINATH, A. et al. Conversion of sewage sludge into biochar: A potential resource in water and wastewater treatment. **Environmental Research**, v. 194, n. May 2020, p. 110656, 2021.

GUNASEE, S. D. et al. Pyrolysis and combustion of municipal solid wastes: Evaluation of synergistic effects using TGA-MS. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 121, p. 50–61, 2016.

GUPTA, N.; YADAV, K. K.; KUMAR, V. Review on scenario of municipal solid waste management in India. **Journal of Environmental Sciences**, v. 37, n. 3, p. 561–565, 2015.

HARRIS, E. et al. Nitrous oxide and methane emissions and nitrous oxide isotopic composition from waste incineration in Switzerland. **Waste Management**, v. 35, p. 135–140, 2015.

HASSAN, M. H. H. A.; KASMURI, N.; BASRI, M. H. H. Assessment of CO₂ Emission and Energy Reduction on Solid Waste in Jeram Landfill Using Warm Analysis. **The International Journal of Integrated Engineering**, v. 11, n. 1, p. 160–169, 2019.

HE, M. et al. Hydrogen-rich gas from catalytic steam gasification of municipal solid waste (MSW): Influence of steam to MSW ratios and weight hourly space velocity on gas production and composition. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 34,

n. 5, p. 2174–2183, 2009.

HE, M. et al. Syngas production from pyrolysis of municipal solid waste (MSW) with dolomite as downstream catalysts. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 87, n. 2, p. 181–187, 2010.

HLA, S. S.; ROBERTS, D. Characterisation of chemical composition and energy content of green waste and municipal solid waste from Greater Brisbane, Australia. **Waste Management**, v. 41, p. 12–19, 2015.

HOBBS, S. et al. Sustainability Approach: Food Waste-to-Energy Solutions for Small Rural Developing Communities. **The International Journal of Environmental, Cultural, Economic, and Social Sustainability: Annual Review**, v. 13, n. 1, 2018.

HOORNWEG, D.; BHADA-TATA, P. **What a Waste: A Global Review of Solid Waste Management**. Washington: Word Bank, 2012.

HOTTLE, T. A. et al. Toward zero waste: Composting and recycling for sustainable venue based events. **Waste Management**, v. 38, p. 86–94, 2015.

HOWELL, G.; BENNETT, C.; MATERIC, D. A comparison of methods for early prediction of anaerobic biogas potential on biologically treated municipal solid waste. **Journal of Environmental Management**, v. 232, p. 887–894, 2019.

HU, B. et al. Co-gasification of municipal solid waste with high alkali coal char in a three-stage gasifier. **Energy Conversion and Management**, v. 153, p. 473–481, 2017.

HU, H. et al. Contrasting Euryarchaeota communities between upland and paddy soils exhibited similar pH-impacted biogeographic patterns. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 64, p. 18–27, 2013.

HU, Y.; WANG, F.; CHI, Y. The Evolution of Microbial Community during Acclimation for High Sodium Food Waste Anaerobic digestion. **Waste and Biomass Valorization**, v. 11, p. 6057–6063, 2020.

HUANG, Q.; CHI, Y.; THEMELIS, N. J. **A rapidly emerging WTE technology: Circulating fluid bed combustion**. Air and Waste Management Association - International Conference on Thermal Treatment Technologies and Hazardous Waste Combustors 2013. **Anais...** San Antonio: 2013.

IBGE. **Cidades**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 21 ago. 2020.

IJMKER, J. et al. Environmental conditions in the Donggi Cona lake catchment, NE Tibetan Plateau, based on factor analysis of geochemical data. **Journal of Asian Earth Sciences**, v. 44, p. 176–188, 2012.

IKE, M. et al. Microbial population dynamics during startup of a full-scale anaerobic digester treating industrial food waste in Kyoto eco-energy project. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 11, p. 3952–3957, 2010.

ISLAM, K. M. N. Municipal solid waste to energy generation: An approach for enhancing climate co-benefits in the urban areas of Bangladesh. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 81, p. 2472–2486, 2018.

ISLAM, M. N. et al. Pyrolytic oil from fixed bed pyrolysis of municipal solid waste and its characterization. **Renewable Energy**, v. 30, n. 3, p. 413–420, 2005.

JANSEN, J. LA C. Anaerobic Digestion: Technology. In: CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). **Solid Waste Technology & Management**. John Wiley ed. Chichester: Blackwell Publishing Ltd., 2011. p. 601–617.

Ji, L. et al. Municipal solid waste incineration in China and the issue of acidification: A review. **Waste Management and Research**, v. 34, n. 4, p. 280–297, 2016.

JIANG, J. et al. Comparison of atmospheric pressure effects on the anaerobic digestion of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 16, p. 6361–6367, 2010.

JIN, H. et al. Biochar pyrolytically produced from municipal solid wastes for aqueous As(V) removal: Adsorption property and its improvement with KOH activation. **Bioresource Technology**, v. 169, p. 622–629, 2014.

JONES, A. M.; HARRISON, R. M. Emission of ultrafine particles from the incineration of municipal solid waste: A review. **Atmospheric Environment**, v. 140, p. 519–528, 2016.

JOSEPH, L. P.; PRASAD, R. Assessing the sustainable municipal solid waste (MSW) to electricity generation potentials in selected Pacific Small Island Developing. **Journal of Cleaner Production**, v. 248, 2020.

JUN, Z. et al. Hydrogen-rich syngas produced from the co-pyrolysis of municipal solid waste and wheat straw. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 42, n. 31, p. 19701–19708, 2017.

JUNG, H. et al. Characterization and adsorption performance evaluation of waste char by-product from industrial gasification of solid refuse fuel from municipal solid waste. **Waste Management**, v. 91, p. 33–41, 2019.

KALA, K.; BOLIA, N. B.; SUSHIL. Waste management communication policy for effective citizen awareness. **Journal of Policy Modeling**, v. 42, n. 3, p. 671–678, 2020.

KALOGIROU, E. N. **Waste-to-Energy: Technologies and Global Applications.**

Taylor & Francis Group, 2018.

KASHYAP, R. K.; CHUGH, P.; NANDAKUMAR, T. Opportunities & Challenges in Capturing Landfill Gas from an Active and Un-scientificallly Managed Land Fill Site – A Case Study. **Procedia Environmental Sciences**, v. 35, p. 348–367, 2016.

KAZA, S. et al. **What a Waste: A Global Snapshot of Solid Waste Management to 2050**. Washington: World Bank, 2018.

KIM, J. H. et al. Valorization of sewage sludge via a pyrolytic platform using carbon dioxide as a reactive gas medium. **Energy**, v. 179, p. 163–172, 2019.

KIM, S. et al. The valorization of food waste via pyrolysis. **Journal of Cleaner Production**, v. 259, p. 120816, 2020.

KLINGHOFFER, N. B.; CASTALDI, M. J. Gasification and pyrolysis of municipal solid waste (MSW). In: **Waste to Energy Conversion Technology**. Woodhead, 2013. p. 146–176.

KONG, X. et al. Effect of Fe⁰ addition on volatile fatty acids evolution on anaerobic digestion at high organic loading rates. **Waste Management**, v. 71, p. 719–727, 2018.

KOWALSKI, P. R.; KASINA, M.; MICHALIK, M. Metallic Elements Fractionation in Municipal Solid Waste Incineration Residues. **Energy Procedia**, v. 97, p. 31–36, 2016.

KUMAR, A.; JONES, D. D.; HANNA, M. A. Thermochemical Biomass Gasification: A Review of the Current Status of the Technology. **Energies**, v. 2, p. 556–581, 2009.

KUMAR, A.; SAMADDER, S. R. A review on technological options of waste to energy for effective management of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 69, p. 407–422, 2017.

KUMAR, C. P. et al. Bio-Hythane production from organic fraction of municipal solid waste in single and two stage anaerobic digestion processes. **Bioresource Technology**, v. 294, p. 122220, 2019.

KUO, P.; WU, W.; CHEN, W. Gasification performances of raw and torrefied biomass in a downdraft fixed bed gasifier using thermodynamic analysis. **Fuel**, v. 117, p. 1231–1241, 2014.

LEIVA, M. B.; KOUAIE, E. H.; ESKICIOGLU, C. Anaerobic co-digestion of wine/fruit-juice production waste with landfill leachate diluted municipal sludge cake under semi-continuous flow operation. **Waste Management**, v. 34, n. 10, p. 1860–1870, 2014.

LEME, M. M. V. et al. Techno-economic analysis and environmental impact assessment of energy recovery from Municipal Solid Waste (MSW) in Brazil. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 87, p. 8–20, 2014.

LESTEUR, M. et al. Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. **Process Biochemistry**, v. 45, p. 431–440, 2010.

LEWIS, W. H. et al. Innovations to culturing the uncultured microbial majority. **Nature Reviews Microbiology**, p. 1–16, 2020.

LI, C. et al. Assessment of the degradation efficiency of full-scale biogas plants: A comparative study of degradation indicators. **Bioresource Technology**, v. 244, p. 304–312, 2017a.

LI, S.; SANNA, A.; ANDRESEN, J. M. Influence of temperature on pyrolysis of recycled organic matter from municipal solid waste using an activated olivine fluidized bed. **Fuel Processing Technology**, v. 92, n. 9, p. 1776–1782, 2011.

LI, W. et al. Integration of High-Solid Digestion and Gasification to Dispose Horticultural

Waste and Chicken Manure. **Chinese Journal of Chemical Engineering**, v. 26, n. 5, p. 1145–1151, 2017b.

LI, W. et al. Two-stage anaerobic digestion of food waste and horticultural waste in high-solid system. **Applied Energy**, v. 209, p. 400–408, 2018.

LI, Y. et al. Waste incineration industry and development policies in China. **Waste Management**, v. 46, p. 234–241, 2015.

LI, Y. et al. Tracing source and migration of Pb during waste incineration using stable Pb isotopes. **Journal of Hazardous Materials**, v. 327, p. 28–34, 2017c.

LI, Y. et al. A critical review of the production and advanced utilization of biochar via selective pyrolysis of lignocellulosic biomass. **Bioresource Technology**, v. 312, p. 123614, 2020.

LI, Y.; PARK, S. Y.; ZHU, J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 1, p. 821–826, 2011.

LIMA, J. D. DE et al. Use of decision support models to analyze technological alternatives for municipal solid waste treatment in South Region of Brazil. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 1, p. 33–42, 2014.

LIMA, J. Z. et al. Assessment of the use of organic composts derived from municipal solid waste for the adsorption of Pb, Zn and Cd. **Journal of Environmental Management**, v. 226, p. 386–399, 2018.

LINO, F. A. M.; ISMAIL, K. A. R. Incineration and recycling for MSW treatment: Case study of Campinas, Brazil. **Sustainable Cities and Society**, v. 35, p. 752–757, 2017.

LINO, F. A. M.; ISMAIL, K. A. R. Evaluation of the treatment of municipal solid waste as renewable energy resource in Campinas, Brazil. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 29, p. 19–25, 2018.

LIU, T. et al. Urban household solid waste generation and collection in Beijing, China. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 104, p. 31–37, 2015.

LIU, Z. et al. Waste-gasification efficiency of a two-stage fluidized-bed gasification system. **Waste Management**, v. 48, p. 250–256, 2016.

LIU, Z. et al. Hydrochar and pyrochar for sorption of pollutants in wastewater and exhaust gas: A critical review. **Environmental Pollution**, v. 268, p. 115910, 2021.

LOMBARDI, L.; CARNEVALE, E. A. Analysis of an innovative process for landfill gas quality improvement. **Energy**, v. 109, p. 1107–1117, 2016.

LOMBARDI, L.; CARNEVALE, E.; CORTI, A. A review of technologies and performances of thermal treatment systems for energy recovery from waste. **Waste Management**, v. 37, p. 26–44, 2015.

LOPES, E. B.; RUIZ, T. C. D.; ANJOS, F. A. DOS. A ocupação urbana no Litoral Norte do Rio Grande do Sul, Brasil, e suas implicações no turismo de segunda residência. **Revista Brasileira de Gestão Urbana**, v. 10, n. 2, p. 426–441, 2018.

LOPES, E. J. et al. Evaluation of energy gain from the segregation of organic materials from municipal solid waste in gasification processes. **Renewable Energy**, v. 116, p. 623–629, 2018.

LORA, E. E. S. et al. Gaseificação e pirólise para a conversão da biomassa em eletricidade e biocombustíveis. In: LORA, E. E. S.; VENTURINI, O. J. (Eds.). **Biocombustíveis**. 1st. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2012. p. 411–498.

LUO, S. et al. Influence of particle size on pyrolysis and gasification performance of municipal solid waste in a fixed bed reactor. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 16, p. 6517–6520, 2010.

LUZ, F. C. et al. Biochar characteristics and early applications in anaerobic digestion- a review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 2, p. 2892–2909, 2018.

LYNN, C. J.; GHATAORA, G. S.; OBE, R. K. D. Municipal incinerated bottom ash (MIBA) characteristics and potential for use in road pavements. **International Journal of Pavement Research and Technology**, v. 10, p. 185–201, 2017.

MA, J. et al. A simple methodology for rate-limiting step determination for anaerobic digestion of complex substrates and effect of microbial community ratio. **Bioresource Technology**, v. 134, p. 391–395, 2013.

MAHMOUDKHANI, R.; VALIZADEH, B.; KHASTOO, H. Greenhouse Gases Life Cycle Assessment (GHGLCA) as a decision support tool for municipal solid waste management in Iran. **Journal of Environmental Health Science and Engineering**, v. 12, p. 71, 2014.

MANZUR, S. R. et al. Monitoring extent of moisture variations due to leachate recirculation in an ELR/bioreactor landfill using resistivity imaging. **Waste Management**, v. 55, p. 38–48, 2016.

MAO, C. et al. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 45, p. 540–555, 2015.

MARTIN, S. et al. Tensão térmica e taxa de reação em um reator para gaseificação de biomassa do tipo concorrente. **Revista Ceres**, v. 57, n. 2, p. 168–174, 2010.

MASEBINU, S. O. et al. A review of biochar properties and their roles in mitigating challenges with anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 103, p. 291–307, 2019.

MATHERI, A. N. et al. Analysis of the biogas productivity from dry anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 81, p. 2328–2334, 2018.

MATSAKAS, L. et al. Green conversion of municipal solid wastes into fuels and chemicals. **Electronic Journal of Biotechnology**, v. 26, p. 69–83, 2017.

MAVROPOULOS, A. **Globalization & Waste Management** Vienna International Solid Waste Association, , 2012.

MAYA, D. M. Y. et al. Gasification of Municipal Solid Waste for Power Generation in Brazil, a Review of Available Technologies and Their Environmental Benefits. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 10, p. 249–255, 2016.

MAYER, F. M. et al. Characterization of analytical fast pyrolysis vapors of medium-density fiberboard (mdf) using metal-modified HZSM-5. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 136, p. 87–95, 2018.

MEEGODA, J. N.; HETTIARACHCHI, H.; HETTIARATCHI, J. P. A. Landfill Design and Operation. In: **Sustainable Solid Waste Management**. 2016. p. 577–604.

MENDES, P. et al. Evaluating municipal solid waste management performance in regions with strong seasonal variability. **Ecological Indicators**, v. 30, p. 170–177, 2013.

MENEZES, R. A. A. **Estágio atual da incineração no Brasil**. 2020. Disponível em: <[http://www.resol.com.br/textos/Estado Atual da Incineracao no Brasil.htm](http://www.resol.com.br/textos/Estado_Atual_da_Incineracao_no_Brasil.htm)>. Acesso

em: 21 ago. 2020.

MENTESE, S.; OTKUN, M. T.; PALAZ, E. Comparison of dichloran rose bengal chloramphenicol and Sabouraud dextrose agar with cycloheximide and chloramphenicol for airborne mold sampling. **Aerobiologia**, v. 33, n. 2, p. 211–219, 2017.

MIAN, M. M. et al. Municipal solid waste management in China: a comparative analysis. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 19, n. 3, p. 1127–1135, 2017.

MIANDAD, R. et al. Plastic waste to liquid oil through catalytic pyrolysis using natural and synthetic zeolite catalysts. **Waste Management**, v. 69, p. 66–78, 2017a.

MIANDAD, R. et al. Effect of plastic waste types on pyrolysis liquid oil. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 119, p. 239–252, 2017b.

MIRANDA, R. et al. Pyrolysis of textile wastes. I. Kinetics and yields. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 80, n. 2, p. 489–495, 2007.

MISKOLCZI, N.; ATEŞ, F.; BORSODI, N. Comparison of real waste (MSW and MPW) pyrolysis in batch reactor over different catalysts. Part II: Contaminants, char and pyrolysis oil properties. **Bioresource Technology**, v. 144, p. 370–379, 2013.

MOHAREB, E. A.; MACLEAN, H. L.; KENNEDY, C. A. Greenhouse Gas Emissions from Waste Management — Assessment of Quantification Methods. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 61, p. 480–493, 2011.

MOODY, L. et al. Use of Biochemical Methane Potential (BMP) Assays for Predicting and Enhancing Anaerobic Digester Performance. 2009.

MOREIRA, R. et al. Production of Biochar, Bio-Oil and Synthesis Gas from Cashew Nut Shell by Slow Pyrolysis. **Waste and Biomass Valorization**, v. 8, p. 217–224, 2017.

MOYA, D. et al. Municipal solid waste as a valuable renewable energy resource: a worldwide opportunity of energy recovery by using Waste-To-Energy Technologies. **Energy Procedia**, v. 134, p. 286–295, 2017.

MUHAMMAD, C.; ONWUDILI, J. A.; WILLIAMS, P. T. Thermal degradation of real-world waste plastics and simulated mixed plastics in a two-stage pyrolysis-catalysis reactor for fuel production. **Energy and Fuels**, v. 29, n. 4, p. 2601–2609, 2015.

MULLEN, C. A. et al. Fluidized Bed Catalytic Pyrolysis of Eucalyptus over HZSM-5: Effect of Acid Density and Gallium Modification on Catalyst Deactivation. **Energy and Fuels**, v. 32, n. 2, p. 1771–1778, 2018.

Natureza Limpa. 2020. Disponível em: <<http://naturezalimpa.com/>>. Acesso em: 13 set. 2020.

NEVES, L. H. D. **Degradação térmica de resíduo sólido urbano visando a obtenção de bio-óleo e carvão ativado**. Palmas. 2019. 83p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Tocantins. Brasil.

NIELFA, A. et al. Anaerobic digestion modeling of the main components of organic fraction of municipal solid waste. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 94, p. 180–187, 2015.

NIELFA, A.; CANO, R.; FDZ-POLANCO, M. Theoretical methane production generated by the co-digestion of organic fraction municipal solid waste and biological sludge. **Biotechnology Reports**, v. 5, p. 14–21, 2015.

NIZAMIA, A.-S. et al. An Argument for Developing Waste-to-Energy Technologies in Saudi Arabia. **Chemical Engineering Transactions**, v. 45, p. 337–342, 2015.

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

OLIVEROS, J. C. **An interactive tool for comparing lists with Venn's diagrams**. Disponível em: <<https://bioinfogp.cnb.csic.es/tools/venny/index.html>>. Acesso em: 6 fev. 2021.

ONOREVOLI, B. et al. Characterization of feedstock and biochar from energetic tobacco seed waste pyrolysis and potential application of biochar as an adsorbent. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 1, p. 1279–1287, 2018.

OOSTERKAMP, M. J. et al. Identification of methanogenesis and syntrophy as important microbial metabolic processes for optimal thermophilic anaerobic digestion of energy cane thin stillage. **Bioresource Technology Reports**, v. 7, p. 100254, 2019.

ORNELAS-FERREIRA, B. et al. Strategies for energy recovery and gains associated with the implementation of a solid state batch methanization system for treating organic waste from the city of Rio de Janeiro - Brazil. **Renewable Energy**, v. 146, p. 1976–1983, 2020.

OTTONI, B. L. et al. Communication and biodegradable packaging relationship: a paradigm for final disposal. **Journal of Applied Packaging Research**, v. 10, n. 1, p. 10–27, 2018.

OUDA, O. K. M.; RAZA, S. A. **Waste-to-Energy: Solution for Municipal Solid Waste Challenges - Global Perspective**. International Symposium on Technology Management and Emerging. **Anais...**Bandung: 2014.

PALADINO, O.; MASSABÒ, M. Health risk assessment as an approach to manage an old landfill and to propose integrated solid waste treatment: A case study in Italy. **Waste Management**, v. 68, p. 344–354, 2017.

PANDEY, B. K. et al. Municipal solid waste to energy conversion methodology as physical, thermal, and biological methods. **Current Science Perspectives**, v. 2, n. 2, p. 39–44, 2016.

PANIGRAHI, S.; DUBEY, B. K. A critical review on operating parameters and strategies to improve the biogas yield from anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Renewable Energy**, v. 143, p. 779–797, 2019.

PARRA-OROBIO, B. A. et al. Inoculum mixture optimization as strategy for to improve the anaerobic digestion of food waste for the methane production. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, n. 1, p. 1529–1535, 2018.

PARSHINA, S. N. et al. *Trichococcus shcherbakoviae* sp. nov., isolated from a laboratory-scale anaerobic EGSB bioreactor operated at low temperature. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 69, n. 2, p. 529–534, 2019.

PECORINI, I. et al. Biochemical methane potential tests of different autoclaved and microwaved lignocellulosic organic fractions of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 56, p. 143–150, 2016.

PEDROZA, M. M. et al. Aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos em processo de pirólise. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 6, n. 2, p. 184–207, 2017.

PELLERA, F. M.; GIDARAKOS, E. Anaerobic digestion of solid agroindustrial waste in

semi-continuous mode: Evaluation of mono-digestion and co-digestion systems. **Waste Management**, v. 68, p. 103–119, 2017.

PESSOA, M. L. Clima do RS. In: **Atlas FEE**. Porto Alegre: FEE, 2017.

PETIT, T.; PUSKAR, L. FTIR spectroscopy of nanodiamonds: Methods and interpretation. **Diamond and Related Materials**, v. 89, p. 52–66, 2018.

PHAN, A. N. et al. Characterisation of slow pyrolysis products from segregated wastes for energy production. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 81, p. 65–71, 2008.

PIN, B. V. R. et al. Waste management studies in a Brazilian microregion: GHG emissions balance and LFG energy project economic feasibility analysis. **Energy Strategy Reviews journal**, v. 19, p. 31–43, 2018.

PRIMAZ, C. T. **Valorização de resíduos agroindustriais de café e algodão para produção de bio-óleo e biochar**. Porto Alegre. 2018. 235p. Tese (Doutorado em Ciências dos Materiais). Instituto de química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Brasil.

PWC. *Gestão da Limpeza Urbana: Um investimento para o futuro das cidades*. 2010.

QIN, M. et al. Recovery of nitrogen and water from landfill leachate by a microbial electrolysis cell-forward osmosis system. **Bioresource Technology**, v. 200, p. 485–492, 2016.

QUITETE, C. P. B.; SOUZA, M. M. V. M. Remoção do alcatrão de correntes de gaseificação de biomassa: processos e catalisadores. **Química Nova**, v. 37, n. 4, p. 689–698, 2014.

RAMOS, A. et al. Co-gasification and recent developments on waste-to-energy conversion: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 81, p. 380–398, 2018.

RAMOS, P. H. et al. Production and characterization of activated carbon prepared from pva defect coffee. **Química Nova**, v. 32, n. 5, p. 1139–1143, 2009.

RAND, T.; HAUKOHL, J.; MARXEN, U. **Municipal Solid Waste incineration**. World Bank, 2000.

RASAPOOR, M. et al. The effect of ultrasonic pretreatment on biogas generation yield from organic fraction of municipal solid waste under medium solids concentration circumstance. **Energy Conversion and Management**, v. 119, p. 444–452, 2016.

RAYMUNDO, L. M. et al. Deoxygenation of Biomass Pyrolysis Vapors via in Situ and ex Situ Thermal and Biochar Promoted Upgrading. **Energy and Fuels**, v. 33, n. 3, p. 2197–2207, 2019.

REGUEIRO, L. et al. Influence of transitional states on the microbial ecology of anaerobic digesters treating solid wastes. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 98, n. 5, p. 2015–2027, 2014.

RENDI, S. J.; HOUSHFAR, E.; ASHJAEI, M. Combined experimental-numerical investigation on the structure of methane/landfill gas flame using PIV. **Experimental Thermal and Fluid Science**, v. 94, p. 23–33, 2018.

RENOU, S. et al. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n. 3, p. 468–493, 2008.

RIBEIRO, L. C. DE S. et al. Aspectos econômicos e ambientais da reciclagem: Um estudo exploratório nas cooperativas de catadores de material reciclável do estado do

Rio De Janeiro. **Nova Economia**, v. 24, p. 191–214, 2014.

RIBEIRO, S. V. G.; TISI, Y. S. A. B. **Projeto de planta de Waste-to-Energy no Brasil com alta eficiência mediante consumo de pequena quantidade de gás natural ou biogás**. Seminário Nacional de Produção e Transmissão de Energia Elétrica. **Anais...** Curitiba: 2017.

ROKNI, M. Design and analysis of a waste gasification energy system with solid oxide fuel cells and absorption chillers. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 43, n. 11, p. 5922–5938, 2018.

RUBIA, M. A. D. LA et al. Mesophilic anaerobic co-digestion of the organic fraction of municipal solid waste with the liquid fraction from hydrothermal carbonization of sewage sludge. **Waste Management**, v. 76, p. 315–322, 2018.

RUDRA, S.; TEFAGABER, Y. K. Future district heating plant integrated with municipal solid waste (MSW) gasification for hydrogen production. **Energy**, v. 180, p. 881–892, 2019.

SAJDAK, M.; MUZYKA, R. Use of plastic waste as a fuel in the co-pyrolysis of biomass. Part I: The effect of the addition of plastic waste on the process and products. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 107, p. 267–275, 2014.

SALOMON, K. R.; SILVA LORA, E. E. Estimate of the electric energy generating potential for different sources of biogas in Brazil. **Biomass and Bioenergy**, v. 33, n. 9, p. 1101–1107, 2009.

SANLISOY, A.; CARPINLIOGLU, M. O. A review on plasma gasification for solid waste disposal. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 42, p. 1361–1365, 2017.

SANSANIWAL, S. K. et al. Recent advances in the development of biomass

gasification technology: A comprehensive review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 72, p. 363–384, 2017.

SCARLAT, N. et al. Evaluation of energy potential of Municipal Solid Waste from African urban areas. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 50, p. 1269–1286, 2015.

SCHENA, T. **Aproveitamento dos Resíduos de Coco através da Pirólise: Uma Abordagem Analítica e Econômica**. Porto Alegre. 2019. 165p. Tese (Doutorado em Química). Instituto de química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Brasil.

SCHIEVANO, A. et al. On-field study of anaerobic digestion full-scale plants (Part II): New approaches in monitoring and evaluating process efficiency. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 19, p. 8814–8819, 2011.

SCHNEIDER, J. K. **Utilização de Biomassas Brasileiras Para Produção De Carvão Ativado De Alta Qualidade: Caracterização E Aplicação Como Adsorvente**. Porto Alegre. 2018. 148p. Tese (Doutorado em Química). Instituto de química, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Brasil.

SELLIN, N. et al. Oxidative fast pyrolysis of banana leaves in fluidized bed reactor. **Renewable Energy**, v. 96, p. 56–64, 2016.

SERRANO, D. P.; AGUADO, J.; ESCOLA, J. M. Developing advanced catalysts for the conversion of polyolefinic waste plastics into fuels and chemicals. **ACS Catalysis**, v. 2, n. 9, p. 1924–1941, 2012.

SHAHRIARI, H. et al. Anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste combining two pretreatment modalities, high temperature microwave and hydrogen peroxide. **Waste Management**, v. 32, n. 1, p. 41–52, 2012.

SHARHOLY, M. et al. Municipal solid waste management in Indian cities - A review. **Waste Management**, v. 28, p. 459–467, 2008.

SHARMA, A.; PAREEK, V.; ZHANG, D. Biomass pyrolysis — A review of modelling, process parameters and catalytic studies. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 50, p. 1081–1096, 2015.

SHEHZAD, A.; BASHIR, M. J. K.; SETHUPATHI, S. System analysis for synthesis gas (syngas) production in Pakistan from municipal solid waste gasification using a circulating fluidized bed gasifier. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 60, p. 1302–1311, 2016.

SHI, H. et al. Characterization, thermochemical conversion studies, and heating value modeling of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 48, p. 34–47, 2016.

SHONHIWA, C. An assessment of biomass residue sustainably available for thermochemical conversion to energy in Zimbabwe. **Biomass and Bioenergy**, v. 52, p. 131–138, 2013.

SILVA, S. P. **A organização coletiva de catadores de material reciclável no Brasil: dilemas e potencialidades sob a ótica da Economia Solidária**. IPEA, 2017.

SINGH, R. K. et al. Impact of fast and slow pyrolysis on the degradation of mixed plastic waste: Product yield analysis and their characterization. **Journal of the Energy Institute**, v. 92, n. 6, p. 1–11, 2019.

SMYTH, R. P. et al. Reducing chimera formation during PCR amplification to ensure accurate genotyping. **Gene**, v. 469, p. 45–51, 2010.

SOMORIN, T. O.; ADESOLA, S.; KOLAWOLE, A. State-Level assessment of the waste-to-energy potential (via incineration) of municipal solid wastes in Nigeria.

Journal of Cleaner Production, v. 164, p. 804–815, 2017.

SONG, J.; SUN, Y.; JIN, L. PESTEL analysis of the development of the waste-to-energy incineration industry in China. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 80, p. 276–289, 2017.

SOPHONRAT, N. et al. Stepwise pyrolysis of mixed plastics and paper for separation of oxygenated and hydrocarbon condensates. **Applied Energy**, v. 229, p. 314–325, 2018.

SOUSA, M. T. K. DE; SILVA, G. P. DA M. **Pirólise de Resíduo Sólido Urbano do Litoral Norte do RS para a Geração de Energia**. XXXI SIC UFRGS. **Anais...**Porto Alegre: 2018.

SOUZA, A. R. DE et al. Análise do potencial de aproveitamento energético de biogás de aterro e simulação de emissões de gases do efeito estufa em diferentes cenários de gestão de resíduos sólidos urbanos em Varginha (MG). **Engenharia Sanitaria E Ambiental**, v. 24, n. 5, p. 887–896, 2019.

SPEIGHT, J. G. **Coal-Fired Power Generation Handbook**. 1st. ed. Salem: Scrivener Publishing LLC, 2013.

SRIVASTAVA, T. Renewable Energy (Gasification). **Advance in Electronic and Electric Engineering**, v. 3, n. 9, p. 1243–1250, 2013.

STRUK, M. Distance and incentives matter: The separation of recyclable municipal waste. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 122, p. 155–162, 2017.

SUL, R. G. DO. **Plano Estadual de Resíduos Sólidos do Rio Grande do Sul 2015-2034**. Porto Alegre: Ministério do Meio Ambiente/Governo do Estado do Rio Grande do Sul/FEPAM/RS/Engebio, 2014.

SUTHAR, S.; RAYAL, P.; AHADA, C. P. S. Role of different stakeholders in trading of reusable/recyclable urban solid waste materials: A case study. **Sustainable Cities and Society**, v. 22, p. 104–115, 2016.

TAHERYMOOSAVI, S. et al. Characterization of organic compounds in biochars derived from municipal solid waste. **Waste Management**, v. 67, p. 131–142, 2017.

TAN, H. Q. et al. Parabacteroides chartae sp. nov., an obligately anaerobic species from wastewater of a paper mill. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 62, n. 11, p. 2613–2617, 2012.

TAN, S. T. et al. Energy, economic and environmental (3E) analysis of waste-to-energy (WTE) strategies for municipal solid waste (MSW) management in Malaysia. **Energy Conversion and Management**, v. 102, p. 111–120, 2015.

TAN, Z. et al. Returning biochar to fields: A review. **Applied Soil Ecology**, v. 116, p. 1–11, 2017.

TANIGAWA, S. **Biogas: Converting Waste to Energy**. Disponível em: <<http://www.eesi.org/papers/view/fact-sheet-biogasconverting-waste-to-energy>>. Acesso em: 9 maio. 2018.

THEMELIS, N. J.; MUSSCHE, C. Municipal Solid Waste Management and Waste- To- Energy in the United States, China and Japan. **2nd International Academic Symposium on Enhanced Landfill Mining**, p. 1–19, 2013.

THEMELIS, N. J.; ULLOA, P. A. Methane generation in landfills. **Renewable Energy**, v. 32, n. 7, p. 1243–1257, 2007.

TOKMURZIN, D. et al. Characterization of solid char produced from pyrolysis of the organic fraction of municipal solid waste, high volatile coal and their blends. **Energy**,

v. 191, p. 116562, 2020.

TRINDADE, A. B. et al. Advanced exergy analysis and environmental assesment of the steam cycle of an incineration system of municipal solid waste with energy recovery. **Energy Conversion and Management**, v. 157, p. 195–214, 2018.

TRIPATHY, P.; PANIGRAHI, C. K.; PANIGRAHI, A. **A review on pyrolysis of biomass feedstocks**. International Conference on Emerging Technological Trends. **Anais...Kollam**: 2016.

TSAKALOU, C. et al. Characterization and leachability evaluation of medical wastes incineration fly and bottom ashes and their vitrification outgrowths. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 6, p. 367–376, 2018.

TURSUNOV, O. A comparison of catalysts zeolite and calcined dolomite for gas production from pyrolysis of municipal solid waste (MSW). **Ecological Engineering**, v. 69, p. 237–243, 2014.

TYAGI, V. K. et al. Anaerobic co-digestion of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): Progress and challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 93, p. 380–399, 2018.

USEPA. **Method 9045D: Soil and waste pH**, 2004.

USEPA. **Municipal solid waste in the United States: 2009 facts and figures**, 2009.

USEPA. **Advancing sustainable materials management: 2015 Fact Sheet**, 2018.

USEPA. **Documentation for Greenhouse Gas Emission and Energy Factors Used in the Waste Reduction Model (WARM) - Management Practices Chapters**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/warm/documentation-chapters-greenhouse->

gas-emission-energy-and-economic-factors-used-waste-reduction>. Acesso em: 4 jul. 2020.

USEPA. **Basic Information about the Waste Reduction Model (WARM)**. Disponível em: <<https://www.epa.gov/warm/basic-information-about-waste-reduction-model-warm>>. Acesso em: 4 jul. 2020.

USINA VERDE. 2020. Disponível em: <<http://www.usinaverde.com.br/>>. Acesso em: 13 set. 2020.

VDI. **VDI 4630 Fermentation of organic materials**, 2006.

VELGHE, I. et al. Study of the pyrolysis of municipal solid waste for the production of valuable products. **Journal of Analytical and Applied Pyrolysis**, v. 92, n. 2, p. 366–375, 2011.

VESES, A. et al. A combined two-stage process of pyrolysis and catalytic cracking of municipal solid waste for the production of syngas and solid refuse-derived fuels. **Waste Management**, v. 101, p. 171–179, 2020.

WAN, S. et al. Anaerobic digestion of municipal solid waste composed of food waste, wastepaper, and plastic in a single-stage system: Performance and microbial community structure characterization. **Bioresource Technology**, v. 146, p. 619–627, 2013.

WANG, H. et al. Key factors influencing public awareness of household solid waste recycling in urban areas of China: A case study. **Resources, Conservation & Recycling**, v. 158, 2020.

WANG, X. et al. Microbial community structure and diversity in a municipal solid waste landfill. **Waste Management**, v. 66, p. 79–87, 2017.

WANG, Y.; QIAN, P. Y. Conservative fragments in bacterial 16S rRNA genes and primer design for 16S ribosomal DNA amplicons in metagenomic studies. **PLoS ONE**, v. 4, n. 10, p. e7401, 2009.

WANG, Z. et al. Co-pyrolysis of waste plastic and solid biomass for synergistic production of biofuels and chemicals - A review. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 84, p. 100899, 2021.

WEILAND, P. Biogas production: current state and perspectives. **Appl Microbiol Biotechnol**, v. 85, p. 849–860, 2010.

WEN, C. et al. The pyrolysis and gasification performances of waste textile under carbon dioxide atmosphere. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 128, n. 1, p. 581–591, 2017.

WHITICAR, D. M.; RALPH, J. **Waste to Energy: A Technical Review of Municipal Solid Waste Thermal Treatment Practices - Final Report**. Burnaby: Stantec Consulting Ltd, 2011.

WILLIAMS, I. D.; TAYLOR, C. Maximising household waste recycling at civic amenity sites in Lancashire, England. **Waste Management**, v. 24, p. 861–874, 2004.

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

WISSING, F.; WIRTZ, S.; SCHERER, V. Simulating municipal solid waste incineration with a DEM/CFD method – Influences of waste properties, grate and furnace design. **Fuel**, v. 206, p. 638–656, 2017.

WOOLCOCK, P. J.; BROWN, R. C. A review of cleaning technologies for biomass-derived syngas. **Biomass and Bioenergy**, v. 52, p. 54–84, 2013.

WU, M.; LIN, C.; ZENG, W. Effect of waste incineration and gasification processes on heavy metal distribution. **Fuel Processing Technology**, v. 125, p. 67–72, 2014.

XIN, X.; MA, Y.; LIU, Y. Electric energy production from food waste: Microbial fuel cells versus anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 255, p. 281–287, 2018.

XIONG, Y. et al. Heavy metal speciation in various types of fly ash from municipal solid waste incinerator. **Journal of Material Cycles and Waste Management**, v. 16, n. 4, p. 608–615, 2014.

XU, P.; JIN, Y.; CHENG, Y. Thermodynamic Analysis of the Gasification of Municipal Solid Waste. **Engineering**, v. 3, p. 416–422, 2017.

YAASHIKAA, P. R. et al. Advances in production and application of biochar from lignocellulosic feedstocks for remediation of environmental pollutants. **Bioresource Technology**, v. 292, p. 122030, 2019.

YADVIKA et al. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques - A review. **Bioresource Technology**, v. 95, n. 1, p. 1–10, 2004.

YAKUBU, Y. et al. Effects of pH dynamics on solidification/stabilization of municipal solid waste incineration fly ash. **Journal of Environmental Management**, v. 207, p. 243–248, 2018.

YANG, Y. et al. Slow pyrolysis of organic fraction of municipal solid waste (OFMSW): Characterisation of products and screening of the aqueous liquid product for anaerobic digestion. **Applied Energy**, v. 213, n. November 2017, p. 158–168, 2018.

YOU, S. et al. Comparison of the co-gasification of sewage sludge and food wastes and cost-benefit analysis of gasification- and incineration-based waste treatment

schemes. **Bioresource Technology**, v. 218, p. 595–605, 2016.

YOUNAN, Y.; GOETHEM, M. W. M. VAN; STEFANIDIS, G. D. A particle scale model for municipal solid waste and refuse-derived fuels pyrolysis. **Computers and Chemical Engineering**, v. 86, p. 148–159, 2016.

YOUNG, G. C. **Municipal solid waste to energy conversion processes: economic, technical, and renewable comparisons**. Hoboken: John Wiley & Sons Inc, 2010.

ZAGONEL, D. G. **Destinação final dos resíduos sólidos urbanos no estado do Rio Grande do Sul**. FEPAM, , 2019.

ZAINI, I. N. et al. Characterization of pyrolysis products of high-ash excavated-waste and its char gasification reactivity and kinetics under a steam atmosphere. **Waste Management**, v. 97, p. 149–163, 2019.

ZENG, T. et al. Assessment of Bacterial Community Composition of Anaerobic Granular Sludge in Response to Short-Term Uranium Exposure. **Microbial Ecology**, v. 76, n. 3, p. 648–659, 2018.

ZHANG, C. et al. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 38, p. 383–392, 2014.

ZHANG, D. Q.; TAN, S. K.; GERSBERG, R. M. Municipal solid waste management in China: Status, problems and challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 91, p. 1623–1633, 2010.

ZHANG, J. et al. A hybrid biological and thermal waste-to-energy system with heat energy recovery and utilization for solid organic waste treatment. **Energy**, v. 152, p. 214–222, 2018.

ZHANG, L.; LEE, Y. W.; JAHNG, D. Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: Focusing on the role of trace elements. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 8, p. 5048–5059, 2011.

ZHANG, Q. et al. High variations of methanogenic microorganisms drive full-scale anaerobic digestion process. **Environment International**, v. 126, p. 543–551, 2019.

ZHONG, Y. et al. Preparation of hydrophobic acidic metal–organic frameworks and their application for 5-hydroxymethylfurfural synthesis. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 59, n. 51, p. 22068–22078, 2020.

ZUANAZZI, P. T.; BARTELS, M. **Estimativas para a população flutuante do Litoral Norte do RS**. Porto Alegre. FEE, 2016.

ANEXO A

Apresenta-se neste Anexo as principais premissas utilizadas para o cálculo das tCO_{2e} para cada uma das técnicas de gerenciamento de RSU consideradas nesse estudo (USEPA, 2019).

Quadro A.1. Premissas consideradas para cada uma das categorias de impactos das técnicas de gerenciamento de RSU consideradas nesse estudo.

Emissões de gases de efeito estufa	
Reciclagem	A reciclagem oferece benefícios de redução de GEE de duas maneiras, dependendo do material reciclado: (1) compensa uma parte dos GEE “a montante” emitidos na aquisição de matéria-prima, fabricação e transporte de insumos e materiais virgens e (2) aumenta a quantidade de carbono armazenada nas florestas (quando os produtos de madeira e papel são reciclados). Ao calcular a primeira fonte de benefícios de redução de GEE, a WARM assume que a reciclagem de materiais não causa uma alteração na quantidade de materiais que de seriam fabricados. Além disso, o WARM avalia as implicações das emissões de GEE da reciclagem a partir do ponto de geração de resíduos (ou seja, a partir do momento em que o material é coletado para reciclagem) até o ponto em que o material é reciclado. Isso inclui todas as emissões de GEE associadas à coleta, transporte, processamento e reciclagem ou fabricação do material reciclado em um novo produto para uso. Para contabilizar as emissões associadas à manufatura virgem, a WARM calcula um crédito, assumindo que o material reciclado evita, ou compensa, as emissões de GEE a montante associadas à produção da mesma quantidade de material a partir de insumos virgens.
Digestão anaeróbia	Conforme modelado no WARM, a digestão anaeróbica resulta em: (1) emissões de CO ₂ das operações de transporte, pré-processamento e no processo de digestão, (2) armazenamento de carbono (associado à aplicação de digerido no solo), (3) compensações de fertilizantes nitrogenados e fosforados, (4) compensações líquidas de eletricidade e, quando aplicável, digerir a cura. As estimativas de emissões também incluem emissões fugitivas de CH ₄ e óxido nitroso (N ₂ O) produzidas durante a decomposição no digestor. A USEPA assumiu que a eletricidade gerada é usada para alimentar a instalação de digestão anaeróbica e o excesso de eletricidade é vendido para a rede elétrica regional. Presume-se que a geração de eletricidade a partir da combustão do biogás não esteja disponível por 15% do tempo de operação e que o processo tenha eficiência de 29%. Dependendo do tipo de sistema, o digerido removido do reator é desidratado, e o composto resultante é aplicado em terra e supõe-se armazenar carbono e compensar o uso de fertilizantes de nitrogênio e fósforo.

Continuação do Quadro A.1.

Emissões de gases de efeito estufa	
Incineração	A combustão de resíduos sólidos urbanos resulta em emissões de CO ₂ e N ₂ O. Observe que o CO ₂ da combustão de biomassa (como produtos de papel e aparas de jardim) não é contado pois é biogênico. O WARM incorpora apenas os fatores de emissão para instalações de queima em massa. As emissões líquidas consistem em (1) emissões do transporte de resíduos para uma instalação de combustão, (2) emissões de CO ₂ não biogênico e (3) emissões de N ₂ O, menos (4) emissões de GEE evitadas do setor elétrico e (5) emissões de GEE evitadas devido à recuperação e reciclagem de metais ferrosos no combustor.
Aterro sanitário	A USEPA desenvolveu estimativas separadas de emissões de aterros sem sistemas de recuperação de gás, com sistemas para queima do biogás e com queima para recuperação de energia. Os fatores de emissão no aterro são compostos dos seguintes componentes: (1) emissões de CH ₄ da decomposição anaeróbica de compostos de carbono biogênico, (2) emissões de CO ₂ no transporte e máquinas do aterro, menos (3) o carbono biogênico armazenado no aterro, (4) as emissões de CO ₂ evitadas por meio de projetos de gás para energia em aterro.

APÊNDICE A

Tabela A.1. Cenários utilizados na modelagem no *software WARM* e os resultados brutos encontrados em cada categoria.

Experimento	Técnicas de Tratamento					Resultados					
	Aterro (%)	Incineração (%)	Biodigestor (%)	Reciclagem (%)	Gás do Aterro	tCO ₂ e	tCe	BTU	Horas de Trabalho	Salários (\$)	Taxas (\$)
1	100,00%	0,00%	-	0,00%	SRB	12706,66	3465,45	2682,73	13728,00	461500,00	171200,00
2	66,67%	33,33%	-	0,00%	SRB	8502,04	2318,63	-13910,31	13728,00	461500,00	171200,00
3	33,33%	66,67%	-	0,00%	SRB	4296,16	1171,46	-30508,32	13728,00	461500,00	171200,00
4	0,00%	100,00%	-	0,00%	SRB	91,54	24,62	-47101,36	13728,00	461500,00	171200,00
5	50,00%	50,00%	-	0,00%	SRB	6399,10	1745,04	-22209,31	13728,00	461500,00	171200,00
6	75,00%	25,00%	-	0,00%	SRB	9552,88	2605,25	-9763,29	13728,00	461500,00	171200,00
7	25,00%	75,00%	-	0,00%	SRB	3245,32	884,83	-34655,34	13728,00	461500,00	171200,00
8	100,00%	0,00%	-	0,00%	QBF	4626,12	1261,67	2682,73	13728,00	461500,00	171200,00
9	66,67%	33,33%	-	0,00%	QBF	3114,75	849,36	-13910,31	13728,00	461500,00	171200,00

Continuação do Tabela A.1.

Experimento	Técnicas de Tratamento					Resultados					
	Aterro (%)	Incineração (%)	Biodigestor (%)	Reciclagem (%)	Gás do Aterro	tCO ₂ e	tCe	BTU	Horas de Trabalho	Salários (\$)	Taxas (\$)
10	33,33%	66,67%	-	0,00%	QBF	1602,92	436,93	-30508,32	13728,00	461500,00	171200,00
11	0,00%	100,00%	-	0,00%	QBF	91,54	24,62	-47101,36	13728,00	461500,00	171200,00
12	50,00%	50,00%	-	0,00%	QBF	2358,83	643,14	-22209,31	13728,00	461500,00	171200,00
13	75,00%	25,00%	-	0,00%	QBF	3492,48	952,41	-9763,29	13728,00	461500,00	171200,00
14	25,00%	75,00%	-	0,00%	QBF	1225,19	333,89	-34655,34	13728,00	461500,00	171200,00
15	100,00%	0,00%	-	0,00%	RBE	1305,01	355,82	-984,48	13728,00	461500,00	171200,00
16	66,67%	33,33%	-	0,00%	RBE	900,56	245,44	-16355,24	13728,00	461500,00	171200,00
17	33,33%	66,67%	-	0,00%	RBE	495,99	135,02	-31730,60	13728,00	461500,00	171200,00
18	0,00%	100,00%	-	0,00%	RBE	91,54	24,62	-47101,36	13728,00	461500,00	171200,00
19	50,00%	50,00%	-	0,00%	RBE	698,28	190,22	-24042,92	13728,00	461500,00	171200,00
20	75,00%	25,00%	-	0,00%	RBE	1001,64	273,03	-12513,70	13728,00	461500,00	171200,00
21	25,00%	75,00%	-	0,00%	RBE	394,91	107,43	-35572,14	13728,00	461500,00	171200,00
22	100,00%	0,00%	-	25,00%	SRB	11085,66	3023,36	-13327,78	32523,09	866343,11	227346,83
23	66,67%	33,33%	-	25,00%	SRB	7108,11	1938,46	-29024,71	32523,09	866343,11	227346,83
24	33,33%	66,67%	-	25,00%	SRB	3129,30	853,23	-44726,61	32523,09	866343,11	227346,83
25	0,00%	100,00%	-	25,00%	SRB	-848,25	-231,67	-60423,53	32523,09	866343,11	227346,83
26	50,00%	50,00%	-	25,00%	SRB	5118,70	1395,85	-36875,66	32523,09	866343,11	227346,83
27	75,00%	25,00%	-	25,00%	SRB	8102,18	2209,60	-25101,72	32523,09	866343,11	227346,83

Continuação do Tabela A.1.

Experimento	Técnicas de Tratamento					Resultados					
	Aterro (%)	Incineração (%)	Biodigestor (%)	Reciclagem (%)	Gás do Aterro	tCO ₂ e	tCe	BTU	Horas de Trabalho	Salários (\$)	Taxas (\$)
28	25,00%	75,00%	-	25,00%	SRB	2135,23	582,09	-48649,59	32523,09	866343,11	227346,83
29	100,00%	0,00%	-	25,00%	QBF	3441,46	938,58	-13327,78	32523,09	866343,11	227346,83
30	66,67%	33,33%	-	25,00%	QBF	2011,71	548,53	-29024,71	32523,09	866343,11	227346,83
31	33,33%	66,67%	-	25,00%	QBF	581,51	158,37	-44726,61	32523,09	866343,11	227346,83
32	0,00%	100,00%	-	25,00%	QBF	-848,25	-231,67	-60423,53	32523,09	866343,11	227346,83
33	50,00%	50,00%	-	25,00%	QBF	1296,61	353,46	-36875,66	32523,09	866343,11	227346,83
34	75,00%	25,00%	-	25,00%	QBF	2369,04	646,01	-25101,72	32523,09	866343,11	227346,83
35	25,00%	75,00%	-	25,00%	QBF	224,18	60,89	-48649,59	32523,09	866343,11	227346,83
36	100,00%	0,00%	-	25,00%	RBE	299,70	81,65	-16796,97	32523,09	866343,11	227346,83
37	66,67%	33,33%	-	25,00%	RBE	-82,91	-22,78	-31337,62	32523,09	866343,11	227346,83
38	33,33%	66,67%	-	25,00%	RBE	-465,64	-127,24	-45882,88	32523,09	866343,11	227346,83
39	0,00%	100,00%	-	25,00%	RBE	-848,25	-231,67	-60423,53	32523,09	866343,11	227346,83
40	50,00%	50,00%	-	25,00%	RBE	-274,28	-75,01	-38610,25	32523,09	866343,11	227346,83
41	75,00%	25,00%	-	25,00%	RBE	12,71	3,32	-27703,61	32523,09	866343,11	227346,83
42	25,00%	75,00%	-	25,00%	RBE	-561,26	-153,34	-49516,89	32523,09	866343,11	227346,83
43	100,00%	0,00%	-	50,00%	SRB	9459,98	2579,99	-29406,97	51398,38	1273053,23	283869,87
44	66,67%	33,33%	-	50,00%	SRB	5709,51	1557,03	-44207,78	51398,38	1273053,23	283869,87
45	33,33%	66,67%	-	50,00%	SRB	1957,77	533,73	-59013,57	51398,38	1273053,23	283869,87

Continuação do Tabela A.1.

Experimento	Técnicas de Tratamento					Resultados					
	Aterro (%)	Incineração (%)	Biodigestor (%)	Reciclagem (%)	Gás do Aterro	tCO ₂ e	tCe	BTU	Horas de Trabalho	Salários (\$)	Taxas (\$)
46	0,00%	100,00%	-	50,00%	SRB	-1792,70	-489,23	-73814,38	51398,38	1273053,23	283869,87
47	50,00%	50,00%	-	50,00%	SRB	3833,64	1045,38	-51610,67	51398,38	1273053,23	283869,87
48	75,00%	25,00%	-	50,00%	SRB	6646,81	1812,69	-40508,82	51398,38	1273053,23	283869,87
49	25,00%	75,00%	-	50,00%	SRB	1020,47	278,08	-62712,52	51398,38	1273053,23	283869,87
50	100,00%	0,00%	-	50,00%	QBF	2252,14	614,22	-29406,97	51398,38	1273053,23	283869,87
51	66,67%	33,33%	-	50,00%	QBF	904,01	246,44	-44207,78	51398,38	1273053,23	283869,87
52	33,33%	66,67%	-	50,00%	QBF	-444,57	-121,46	-59013,57	51398,38	1273053,23	283869,87
53	0,00%	100,00%	-	50,00%	QBF	-1792,70	-489,23	-73814,38	51398,38	1273053,23	283869,87
54	50,00%	50,00%	-	50,00%	QBF	229,72	62,49	-51610,67	51398,38	1273053,23	283869,87
55	75,00%	25,00%	-	50,00%	QBF	1240,93	338,36	-40508,82	51398,38	1273053,23	283869,87
56	25,00%	75,00%	-	50,00%	QBF	-781,49	-213,37	-62712,52	51398,38	1273053,23	283869,87
57	100,00%	0,00%	-	50,00%	RBE	-710,29	-193,79	-32678,13	51398,38	1273053,23	283869,87
58	66,67%	33,33%	-	50,00%	RBE	-1071,05	-292,26	-46388,67	51398,38	1273053,23	283869,87
59	33,33%	66,67%	-	50,00%	RBE	-1431,94	-390,76	-60103,83	51398,38	1273053,23	283869,87
60	0,00%	100,00%	-	50,00%	RBE	-1792,70	-489,23	-73814,38	51398,38	1273053,23	283869,87
61	50,00%	50,00%	-	50,00%	RBE	-1251,50	-341,51	-53246,25	51398,38	1273053,23	283869,87
62	75,00%	25,00%	-	50,00%	RBE	-980,89	-267,65	-42962,19	51398,38	1273053,23	283869,87
63	25,00%	75,00%	-	50,00%	RBE	-1522,10	-415,37	-63530,31	51398,38	1273053,23	283869,87

Continuação do Tabela A.1.

Experimento	Técnicas de Tratamento					Resultados					
	Aterro (%)	Incineração (%)	Biodigestor (%)	Reciclagem (%)	Gás do Aterro	tCO ₂ e	tCe	BTU	Horas de Trabalho	Salários (\$)	Taxas (\$)
64	100,00%	0,00%	-	75,00%	SRB	7843,55	2139,14	-45357,72	70134,52	1676619,30	339830,83
65	66,67%	33,33%	-	75,00%	SRB	4320,15	1178,12	-59262,41	70134,52	1676619,30	339830,83
66	33,33%	66,67%	-	75,00%	SRB	795,49	216,75	-73172,09	70134,52	1676619,30	339830,83
67	0,00%	100,00%	-	75,00%	SRB	-2727,92	-744,28	-87076,78	70134,52	1676619,30	339830,83
68	50,00%	50,00%	-	75,00%	SRB	2557,82	697,43	-66217,25	70134,52	1676619,30	339830,83
69	75,00%	25,00%	-	75,00%	SRB	5200,69	1418,29	-55787,48	70134,52	1676619,30	339830,83
70	25,00%	75,00%	-	75,00%	SRB	-85,05	-23,43	-76647,02	70134,52	1676619,30	339830,83
71	100,00%	0,00%	-	75,00%	QBF	1072,06	292,37	-45357,72	70134,52	1676619,30	339830,83
72	66,67%	33,33%	-	75,00%	QBF	-194,45	-53,14	-59262,41	70134,52	1676619,30	339830,83
73	33,33%	66,67%	-	75,00%	QBF	-1461,41	-398,77	-73172,09	70134,52	1676619,30	339830,83
74	0,00%	100,00%	-	75,00%	QBF	-2727,92	-744,28	-87076,78	70134,52	1676619,30	339830,83
75	50,00%	50,00%	-	75,00%	QBF	-827,93	-225,95	-66217,25	70134,52	1676619,30	339830,83
76	75,00%	25,00%	-	75,00%	QBF	122,07	33,21	-55787,48	70134,52	1676619,30	339830,83
77	25,00%	75,00%	-	75,00%	QBF	-1777,92	-485,12	-76647,02	70134,52	1676619,30	339830,83
78	100,00%	0,00%	-	75,00%	RBE	-1711,03	-466,73	-48430,84	70134,52	1676619,30	339830,83
79	66,67%	33,33%	-	75,00%	RBE	-2049,95	-559,23	-61311,29	70134,52	1676619,30	339830,83
80	33,33%	66,67%	-	75,00%	RBE	-2388,99	-651,77	-74196,34	70134,52	1676619,30	339830,83
81	0,00%	100,00%	-	75,00%	RBE	-2727,92	-744,28	-87076,78	70134,52	1676619,30	339830,83

Continuação do Tabela A.1.

Experimento	Técnicas de Tratamento					Resultados					
	Aterro (%)	Incineração (%)	Biodigestor (%)	Reciclagem (%)	Gás do Aterro	tCO ₂ e	tCe	BTU	Horas de Trabalho	Salários (\$)	Taxas (\$)
82	50,00%	50,00%	-	75,00%	RBE	-2219,47	-605,50	-67753,81	70134,52	1676619,30	339830,83
83	75,00%	25,00%	-	75,00%	RBE	-1965,25	-536,11	-58092,33	70134,52	1676619,30	339830,83
84	25,00%	75,00%	-	75,00%	RBE	-2473,70	-674,89	-77415,30	70134,52	1676619,30	339830,83
85	100,00%	0,00%	0,00%	100,00%	SRB	2874,78	784,02	-61368,23	88929,61	2081462,41	395977,66
86	50,00%	50,00%	0,00%	100,00%	SRB	-1018,33	-277,81	-71912,18	88929,61	2081462,41	395977,66
87	50,00%	0,00%	50,00%	100,00%	SRB	-682,51	-187,44	-65740,63	91294,15	2021094,41	344704,06
88	0,00%	100,00%	0,00%	100,00%	SRB	-4911,44	-1339,63	-82456,14	88929,61	2081462,41	395977,66
89	0,00%	50,00%	50,00%	100,00%	SRB	-4575,62	-1249,26	-76284,58	91294,15	2021094,41	344704,06
90	0,00%	0,00%	100,00%	100,00%	SRB	-4239,79	-1158,90	-70113,02	93658,70	1960726,41	293430,46
91	33,33%	33,33%	33,33%	100,00%	SRB	-2092,36	-571,56	-71311,46	90504,40	2041176,06	361782,50
92	66,67%	16,67%	16,67%	100,00%	SRB	391,52	106,31	-66341,35	89719,36	2061380,76	378899,22
93	16,67%	66,67%	16,67%	100,00%	SRB	-3501,59	-955,52	-76885,30	89719,36	2061380,76	378899,22
94	16,67%	16,67%	66,67%	100,00%	SRB	-3165,76	-865,15	-70713,74	92083,91	2001012,76	327625,62
95	100,00%	0,00%	0,00%	100,00%	QBF	-2066,75	-583,99	-61368,23	88929,61	2081462,41	395977,66
96	50,00%	50,00%	0,00%	100,00%	QBF	-3489,10	-961,81	-71912,18	88929,61	2081462,41	395977,66
97	50,00%	0,00%	50,00%	100,00%	QBF	-3153,27	-871,44	-65740,63	91294,15	2021094,41	344704,06
98	0,00%	100,00%	0,00%	100,00%	QBF	-4911,44	-1339,63	-82456,14	88929,61	2081462,41	395977,66
99	0,00%	50,00%	50,00%	100,00%	QBF	-4575,62	-1249,26	-76284,58	91294,15	2021094,41	344704,06

Continuação do Tabela A.1.

Experimento	Técnicas de Tratamento					Resultados					
	Aterro (%)	Incineração (%)	Biodigestor (%)	Reciclagem (%)	Gás do Aterro	tCO ₂ e	tCe	BTU	Horas de Trabalho	Salários (\$)	Taxas (\$)
100	0,00%	0,00%	100,00%	100,00%	QBF	-4239,79	-1158,90	-70113,02	93658,70	1960726,41	293430,46
101	33,33%	33,33%	33,33%	100,00%	QBF	-3739,33	-1027,51	-71311,46	90504,40	2041176,06	361782,50
102	66,67%	16,67%	16,67%	100,00%	QBF	-2903,04	-805,76	-66341,35	89719,36	2061380,76	378899,22
103	16,67%	66,67%	16,67%	100,00%	QBF	-4325,39	-1183,58	-76885,30	89719,36	2061380,76	378899,22
104	16,67%	16,67%	66,67%	100,00%	QBF	-3989,56	-1093,21	-70713,74	92083,91	2001012,76	327625,62
105	100,00%	0,00%	0,00%	100,00%	RBE	-3277,14	-893,82	-63230,82	88929,61	2081462,41	395977,66
106	50,00%	50,00%	0,00%	100,00%	RBE	-4094,29	-1116,73	-72843,48	88929,61	2081462,41	395977,66
107	50,00%	0,00%	50,00%	100,00%	RBE	-3758,47	-1026,36	-66671,92	91294,15	2021094,41	344704,06
108	0,00%	100,00%	0,00%	100,00%	RBE	-4911,44	-1339,63	-82456,14	88929,61	2081462,41	395977,66
109	0,00%	50,00%	50,00%	100,00%	RBE	-4575,62	-1249,26	-76284,58	91294,15	2021094,41	344704,06
110	0,00%	0,00%	100,00%	100,00%	RBE	-4239,79	-1158,90	-70113,02	93658,70	1960726,41	293430,46
111	33,33%	33,33%	33,33%	100,00%	RBE	-4142,74	-1130,77	-71932,25	90504,40	2041176,06	361782,50
112	66,67%	16,67%	16,67%	100,00%	RBE	-3710,02	-1012,32	-67583,15	89719,36	2061380,76	378899,22
113	16,67%	66,67%	16,67%	100,00%	RBE	-4527,17	-1235,23	-77195,81	89719,36	2061380,76	378899,22
114	16,67%	16,67%	66,67%	100,00%	RBE	-4191,34	-1144,86	-71024,26	92083,91	2001012,76	327625,62

SRB - Sem recuperação de biogás; QBF - Queima do biogás em *Flare*; RBE - Recuperação do biogás para energia.

APÊNDICE B

Tabela B1. Média do número absoluto de OTUs presentes nas amostras dos testes de PBM.

Espécie	Amostra					
	FORSU AT Início	FORSU AT Fim	FORSU BT Início	FORSU BT Fim	Lodo Início	Lodo Fim
<i>Acinetobacter sp.</i>	0	0	0	0	3996,33	0
<i>Acetoanaerobium noterae</i>	0	20,67	0	0	0	0
<i>Acidovorax caeni</i>	0	116,33	52,33	17,44	21	0
<i>Acidovorax defluvii</i>	0	211,67	65,66	29,66	24,67	0
<i>Acidovorax delafieldii</i>	0	213,67	65,33	37	27	0
<i>Acidovorax soli</i>	0	17	0	0	0	0
<i>Acidovorax temperans</i>	33,67	749	0	99,33	94,33	0
<i>Acinetobacter baumannii</i>	0	22,33	0	0	0	0
<i>Acinetobacter beijerinckii</i>	0	0	0	0	41,67	0
<i>Acinetobacter bouvetii</i>	0	15,33	0	0	101,33	0
<i>Acinetobacter haemolyticus</i>	0	0	0	0	11	0
<i>Acinetobacter johnsonii</i>	85,67	122	35,33	60,33	1717	0
<i>Acinetobacter schindleri</i>	0	0	0	0	45	0
<i>Acinetobacter sp.</i>	492	88,33	9,33	91,33	0	0
<i>Acinetobacter tandoii</i>	0	14,67	0	0	0	0
<i>Afiplia clevelandensis</i>	17,67	47,67	0	9,67	0	0
<i>Agrobacterium larrymoorei</i>	0	10,67	0	0	0	0
<i>Agrobacterium tumefaciens</i>	0	110,67	18,6	24,33	22,33	0
<i>Altererythrobacter epoxidivorans</i>	0	23,67	0	0	0	0
<i>Anaeroarcus burkinensis</i>	23,67	0	0	0	0	0
<i>Arcobacter cryaerophilus</i>	0	37	10,33	0	0	0
<i>Azospira oryzae</i>	9	0	0	0	0	0
<i>Azospira restricta</i>	0	94	32	17,66	11,33	0

Continuação da Tabela B1.

Espécie	Amostra					
	FORSU AT Início	FORSU AT Fim	FORSU BT Início	FORSU BT Fim	Lodo Início	Lodo Fim
<i>Azovibrio restrictus</i>	10,33	0	0	0	0	0
<i>Bacillus cereus sp. group</i>	0	9	0	0	0	0
<i>Bacillus megaterium</i>	20,67	23	0	0	0	0
<i>Bacteroides graminisolvens</i>	111	12,33	0	0	0	0
<i>BiFIDobacterium adolescentis</i>	0	13,67	0	0	0	0
<i>Bosea minatitlanensis</i>	0	21,67	0	0	0	0
<i>Bradyrhizobium canariense</i>	0	10,67	0	0	0	0
<i>Bradyrhizobium genosp. SA-1</i>	14,67	36,33	0	0	11	0
<i>Brevundimonas diminuta</i>	0	68	0	0	0	0
<i>Caloramator australicus</i>	0	0	0	0	0	9,67
<i>Candidatus Nitrospira defluvii</i>	0	33,33	0	16,7	9	0
<i>Cloacibacterium normanense</i>	0	235,33	55,66	49,66	39,67	0
<i>Cloacibacterium rupense</i>	0	53,33	10,33	0	10,67	0
<i>Clostridium beijerinckii</i>	94	178,33	0	75,33	0	0
<i>Clostridium butyricum</i>	523,33	1400,33	0	664,33	0	0
<i>Clostridium disporicum</i>	1069,33	1312,67	210	1003	117,33	261,67
<i>Clostridium ghonii</i>	19,33	23	0	0	0	0
<i>Clostridium maritimum</i>	25,67	0	0	0	0	0
<i>Clostridium perfringens</i>	235,33	249	46,66	80	26	55,33
<i>Clostridium quinii</i>	234,33	306,33	41,66	77,33	23,33	60,33
<i>Clostridium ruminantium</i>	2105	2580,33	418,66	730	229	451,67
<i>Clostridium sartagoforme</i>	18	0	0	0	0	0
<i>Comamonas denitrificans</i>	0	11	0	0	0	0
<i>Comamonas kerstersii</i>	64	0	0	0	0	0
<i>Comamonas testosteroni</i>	0	15,67	0	0	0	0
<i>Dechloromonas agitata</i>	12	0	0	0	0	0
<i>Dechloromonas hortensis</i>	48,67	259	68,66	41	38,67	11
<i>Desulfomicrobium escambiense</i>	18,33	23,67	19,66	10	0	0

Continuação da Tabela B1.

Espécie	Amostra					
	FORSU AT Início	FORSU AT Fim	FORSU BT Início	FORSU BT Fim	Lodo Início	Lodo Fim
<i>Desulfovibrio desulfuricans</i>	30,33	22,33	9	0	0	0
<i>Diaphorobacter oryzae</i>	0	21	0	0	0	0
<i>Dokdonella ginsengisoli</i>	0	15	0	0	0	0
<i>Dongia mobilis</i>	0	16,67	9	0	0	0
<i>Ensifer adhaerens</i>	0	24,67	0	0	0	0
<i>Enterobacter cloacae</i>	0	52,33	36,33	0	0	0
<i>Enterobacter hormaechei</i>	0	14,33	14	0	0	0
<i>Enterobacter ludwigii</i>	0	0	10	0	0	0
<i>Enterobacteriaceae bacterium</i>	0	40	16	9	0	0
<i>Enterococcus faecalis</i>	0	0	22,66	0	0	0
<i>Escherichia coli</i>	0	42,33	38,33	39	0	0
<i>Eubacterium tenue</i>	14,67	19,33	0	0	0	0
<i>Fervidicella metallireducens</i>	0	0	0	0	0	105,33
<i>Filomicrobium fusiforme</i>	18,33	39	0	0	0	0
<i>Gemmobacter aquaticus</i>	0	26,67	0	0	0	0
<i>Hyphomicrobium denitrificans</i>	27	118,67	26,33	21,33	19,33	12
<i>Intestinibacter bartlettii</i>	149	171,33	38	50,33	17,67	37,33
<i>Lactobacillus plantarum</i>	0	15,67	0	0	0	0
<i>Lactobacillus sakei</i>	0	0	71,66	0	0	0
<i>Leucobacter komagatae</i>	0	12,67	0	0	0	0
<i>Leuconostoc mesenteroides</i>	0	17,67	366,33	0	0	0
<i>Longilinea arvoryzae</i>	83,67	443,67	15,33	83,66	64,67	272,33
<i>Lysinimonas soli</i>	0	14	0	0	0	0
<i>Macellibacteroides fermentans</i>	225	396,33	74,66	70,33	88	0
<i>Methanobacterium beijingense</i>	0	12	0	0	0	0
<i>Methanobacterium curvum</i>	162,33	605	0	171	0	0

Continuação da Tabela B1.

Espécie	Amostra					
	FORSU AT Início	FORSU AT Fim	FORSU BT Início	FORSU BT Fim	Lodo Início	Lodo Fim
<i>Methanobacterium formicicum</i>	0	619,67	0	178	0	0
<i>Methanobacterium kanagiense</i>	19	269,67	21,33	34	33,67	0
<i>Methanobacterium palustre</i>	0	243	0	12,33	0	0
<i>Methanobrevibacter smithii</i>	0	9,33	0	0	0	0
<i>Methanoregula boonei</i>	39,67	1320	286,33	169,33	136,33	10
<i>Methanosaeta concilii</i>	0	31	0	0	0	27
<i>Methanosarcina barkeri</i>	272,33	550,67	0	139,33	0	0
<i>Methanosarcina vacuolata</i>	44,33	0	0	0	0	0
<i>Methanosarcina vacuolata</i>	0	115,67	0	0	0	0
<i>Methylocystis parvus</i>	12	189	60	45	38,67	123,67
<i>Methylosarcina fibrata</i>	0	9,33	0	0	0	0
<i>Mycobacterium brisbanense</i>	0	10,33	0	0	0	0
<i>Mycobacterium insubricum</i>	0	22,67	0	0	0	0
<i>Mycobacterium moriokaense</i>	24,67	88	20	19,66	20,33	10,67
<i>Mycobacterium mucogenicum</i>	0	94,67	27	0	14,33	0
<i>Mycobacterium smegmatis</i>	25,67	89,33	21	19,67	17,33	11,67
<i>Novosphingobium barchaimii</i>	0	15,67	0	0	0	0
<i>Novosphingobium resinovorum</i>	0	18,67	0	0	0	0
<i>Ottowia pentelensis</i>	64	383	58,66	69	55,33	18,33
<i>Paludibacter propionicigenes</i>	0	11,67	0	0	0	0
<i>Pantoea dispersa</i>	0		9,33	0	0	0
<i>Parabacteroides chartae</i>	475,33	931,67	173,66	0	199	0
<i>Paracoccus aminophilus</i>	0	81	10,33	0	15,33	0
<i>Paracoccus denitrificans</i>	0	35,67	0	0	0	0

Continuação da Tabela B1.

Espécie	Amostra					
	FORSU AT Início	FORSU AT Fim	FORSU BT Início	FORSU BT Fim	Lodo Início	Lodo Fim
<i>Paracoccus limosus</i>	0	26,33	0	0	0	0
<i>Petrimonas sulfuriphila</i>	0	11	0	0	0	0
<i>Phenylobacterium haematophilum</i>	0	27,33	0	0	0	0
<i>Phenylobacterium koreense</i>	0	14,67	0	0	0	0
<i>Phenylobacterium lituiforme</i>	81,67	141	30,33	25,67	17,33	0
<i>Pleomorphomonas koreensis</i>	10,33	10,33	0	0	0	0
<i>Pseudomonas abietaniphila</i>	0	61	71	0	0	0
<i>Pseudomonas brenneri</i>	0	0	0	0	67,33	0
<i>Pseudomonas fluorescens</i>	0	11,33	49,66	0	125,67	0
<i>Pseudomonas fragi</i>	0	0	63,33	0	0	0
<i>Pseudomonas fulva</i>	0	0	15,33	0	0	0
<i>Pseudomonas pseudoalcaligenes</i>	0	20,33	0	0	0	0
<i>Pseudomonas putida</i>	0	80	270,66	69,33	243	0
<i>Pseudoxanthomonas mexicana</i>	0	46,67	0	0	0	0
<i>Rahnella aquatilis</i>	0	47,33	20,33	0	0	0
<i>Raoultella ornithinolytica</i>	12	0	0	0	0	0
<i>Rhizobium aggregatum</i>	0	21,33	0	0	0	0
<i>Rhodoblastus acidophilus</i>	19,67	32	0	0	0	0
<i>Ruminococcus bromii</i>	0	19,67	0	0	0	0
<i>Sarcina ventriculi</i>	197,33	210	43,33	75,33	23,67	42,33
<i>Shinella kummerowiae</i>	0	27	0	0	0	0
<i>Shinella zoogloeoides</i>	0	32	0	0	0	0
<i>Simplicispira metamorpha</i>	0	37,33	17,66	0	0	0
<i>Sphingomonas sp.</i>	0	16,33	0	0	0	0
<i>Sphingopyxis soli</i>	0	25,67	0	0	0	0
<i>Stenotrophomonas maltophilia</i>	0	47	26	0	0	0
<i>Stenotrophomonas rhizophila</i>	0	0	16,33	0	0	0

Continuação Tabela B1.

Espécie	Amostra					
	FORSU AT Início	FORSU AT Fim	FORSU BT Início	FORSU BT Fim	Lodo Início	Lodo Fim
<i>Streptococcus equinus</i>	0	16	0	0	0	0
<i>Sulfuricurvum kujiense</i>	26,33	0	0	0	0	0
<i>Sulfurospirillum arsenophilum</i>	0	0	13,33	0	0	0
<i>Terrisporobacter glycolicus</i>	10,33	9,33	0	0	0	0
<i>Tetrasphaera elongata</i>	0	10	0	0	0	0
<i>Thauera phenylacetica</i>	10,67	42,67	0	9	0	0
<i>Trichococcus palustris</i>	0	106	13,33	57,67	0	0
<i>Trichococcus pasteurii</i>	9,33	1064	151,33	525	47,33	0
<i>Turicibacter sanguinis</i>	132,33	180,33	27	41,33	15,33	30
<i>uncultured Clostridium sp.</i>	1941	2286	374,66	622,67	191	451,33
<i>Ureibacillus thermosphaericus</i>	0	12	0	0	0	0
<i>Weissella confusa</i>	0	0	35,33	0	0	0
<i>Weissella hellenica</i>	0	0	11,66	0	0	0
<i>Weissella paramesenteroides</i>	0	0	44,66	0	0	0
<i>Weissella viridescens</i>	0	0	6077	0	0	0
<i>Woodsholea maritima</i>	0	22,33	0	0	0	0
<i>Xanthomonas axonopodis</i>	0	32,33	0	0	0	0
<i>Xanthomonas axonopodis</i>	0	0	11,33	0	0	0
<i>Zoogloea resiniphila</i>	9,67	0	0	0	0	0

AT – Alta temporada; BT – Baixa temporada.

APÊNDICE C

Tabela C1. Compostos identificados na fração orgânica dos bio-óleos produzidos na pirólise do *mix* de RSU de Xangri-lá.

Tempo de retenção (min)	Número CAS	Composto	Grupo	Peso molecular	Fórmula molecular	Area (%)		
						Mix 1	Mix 2	Mix 3
8,659	100-42-5	Estireno	Hidrocarboneto aromático	104	C ₈ H ₈	7,68	7,15	7,86
8,739	108-38-3	1,3-Xileno	Hidrocarboneto aromático	106	C ₈ H ₁₀	1,25	1,00	-
9,031	111-84-2	Nonano	Alcano	128	C ₉ H ₂₀	1,69	1,11	1,25
9,477	1120-73-6	2-metilciclopent-2-en-1-ona	Cetona aromática	96	C ₆ H ₈ O	1,15	-	-
10,175	98-82-8	1-metiletilbenzeno	Hidrocarboneto aromático	120	C ₉ H ₁₂	2,08	1,59	1,31
11,950	620-14-4	1-etil-3-metil-benzeno	Hidrocarboneto aromático	120	C ₉ H ₁₂	1,16	-	-
12,992	98-83-9	prop-1-en-2-ilbenzeno	Hidrocarboneto aromático	118	C ₉ H ₁₀	1,95	1,64	1,85
13,144	100-47-0	benzonitrila	Nitrila	103	C ₇ H ₅ N	2,24	1,24	1,27
13,237	108-95-2	hidroxibenzeno	Fenol	94	C ₆ H ₆ O	1,42	1,63	1,84
13,446	872-05-9	Dec-1-eno	Alceno	140	C ₁₀ H ₂₀	3,19	2,47	2,12

Continuidade Tabela C1.

Tempo de retenção (min)	Número CAS	Composto	Grupo	Peso molecular	Fórmula molecular	Area (%)		
						Mix 1	Mix 2	Mix 3
13,877	124-18-5	Decano	Alcano	142	C ₁₀ H ₂₂	1,76	1,58	1,11
16,891	95-48-7	2-Metil-fenol	Fenol	108	C ₇ H ₈ O	1,09	1,41	1,38
17,315	98-86-2	1-Feniletanona	Cetona aromática	120	C ₈ H ₈ O	2,69	2,30	1,67
17,938	108-39-4	3-Metil-fenol	Fenol	108	C ₇ H ₈ O	2,49	2,52	2,72
18,560	821-95-4	Undec-1-eno	Alceno	154	C ₁₁ H ₂₂	3,43	3,16	2,83
18,990	1120-21-4	Undecano	Alcano	156	C ₁₁ H ₂₄	2,09	1,71	1,54
23,628	112-41-4	Dodec-1-eno	Alceno	168	C ₁₂ H ₂₄	2,49	2,50	1,95
24,033	112-40-3	Dodecano	Alcano	170	C ₁₂ H ₂₆	1,99	1,92	1,43
28,461	112-53-8	Dodecan-1-ol	Álcool	186	C ₁₂ H ₂₆ O	2,98	3,23	2,95
28,837	629-50-5	Tridecano	Alcano	184	C ₁₃ H ₂₈	2,20	1,96	1,96
29,128	91337-07-4	5-Metil-2-propan-2-ilheptan-1-ol	Álcool	172	C ₁₁ H ₂₄ O	1,27	-	-
29,910	85763-57-1	11-Metil-dodecan-1-ol	Álcool	200	C ₁₃ H ₂₈ O	0,76	-	-
33,044	1120-36-1	Tetradec-1-eno	Alceno	196	C ₁₄ H ₂₈	2,96	3,34	3,19
33,392	629-59-4	Tetradecano	Alcano	198	C ₁₄ H ₃₀	2,39	2,25	1,99
37,364	13360-61-7	Pentadec-1-eno	Alceno	210	C ₁₅ H ₃₀	2,60	2,71	2,55
37,678	629-62-9	Pentadecano	Alcano	212	C ₁₅ H ₃₂	4,08	3,60	3,46
41,447	6765-39-5	Heptadec-1-eno	Alceno	238	C ₁₇ H ₃₄	1,60	2,36	2,12
41,732	629-78-7	Heptadecano	Alcano	240	C ₁₇ H ₃₆	1,83	2,07	1,75

Continuidade Tabela C1.

Tempo de retenção (min)	Número CAS	Composto	Grupo	Peso molecular	Fórmula molecular	Area (%)		
						Mix 1	Mix 2	Mix 3
43,879	1081-75-0	3-Fenilpropilbenzeno	Hidrocarboneto aromático	196	C ₁₅ H ₁₆	1,13	1,25	1,81
45,316	18435-45-5	Nonadec-1-eno	Alceno	266	C ₁₉ H ₃₈	1,71	2,10	1,90
45,581	112-95-8	Eicosano	Alcano	282	C ₂₀ H ₄₂	2,76	2,78	3,23
49,001	1454-84-8	Nonadecan-1-ol	Álcool	284	C ₁₉ H ₄₀ O	1,58	1,45	1,67
49,238	629-94-7	Henicosano	Alcano	296	C ₂₁ H ₄₄	1,35	1,21	1,41
52,870	629-79-8	Hexadecanonitrila	Nitrila	237	C ₁₆ H ₃₁ N	1,77	2,37	1,37
54,930	57-10-3	Ácido hexadecanóico	Ácido carboxílico	256	C ₁₆ H ₃₂ O ₂	4,18	2,76	4,14
55,848	10192-32-2	Tetracos-1-eno	Alceno	336	C ₂₄ H ₄₈	-	1,19	1,25
56,052	629-97-0	Docosano	Alcano	310	C ₂₂ H ₄₆	1,01	1,54	1,27
59,038	27519-02-4	(Z)-Tricos-9-eno	Alceno	322	C ₂₃ H ₄₆	0,95	1,20	1,39
59,227	646-31-1	Tetracosano	Alcano	338	C ₂₄ H ₅₀	1,02	1,18	1,10
59,512	28623-46-3	Nonadecanonitrila	Nitrila	279	C ₁₉ H ₃₇ N	-	1,34	-
62,092	661-19-8	Docosan-1-ol	Álcool	326	C ₂₂ H ₄₆ O	-	1,11	1,05
62,255	629-99-2	Pentacosano	Alcano	352	C ₂₅ H ₅₂	1,01	1,30	1,31
65,035	506-38-7	Ácido pentacosanóico	Ácido carboxílico	382	C ₂₅ H ₅₀ O ₂	-	-	1,28
65,187	71502-22-2	Hexacos-9-ene	Alceno	364	C ₂₆ H ₅₂	-	-	1,17
67,843	2004-39-9	Heptacosan-1-ol	Álcool	396	C ₂₇ H ₅₆ O	-	-	1,02
67,980	630-02-4	Octacosano	Alcano	394	C ₂₈ H ₅₈	-	-	1,29
69,554	28336-57-4	(3,5-Difenilciclohexil)benzeno	Hidrocarboneto aromático	312	C ₂₄ H ₂₄	1,62	1,01	1,44

Tabela C2. Compostos identificados na fração orgânica dos bio-óleos produzidos na pirólise da fração combustível dos RSU de Xangri-lá.

Tempo de retenção (min)	Número CAS	Composto	Grupo	Peso molecular	Fórmula molecular	Area (%)		
						FC 1	FC 2	FC 3
8,642	100-42-5	Estireno	Hidrocarboneto aromático	104	C ₈ H ₈	13,45	13,31	10,29
8,719	108-38-3	1,3-Xileno	Hidrocarboneto aromático	106	C ₈ H ₁₀	1,08	-	-
9,005	111-84-2	Nonano	Alcano	128	C ₉ H ₂₀	2,06	1,36	1,56
10,141	98-82-8	1-Metiletilbenzeno	Hidrocarboneto aromático	120	C ₉ H ₁₂	2,58	-	1,94
11,898	100-52-7	Benzaldeído	Aldeído	106	C ₇ H ₆ O	1,71	-	1,5
12,963	98-83-9	Prop-1-en-2-ilbenzeno	Hidrocarboneto aromático	118	C ₉ H ₁₀	2,12	2,09	1,79
13,110	100-47-0	Benzonitrila	Nitrila	103	C ₇ H ₅ N	1,1	1,13	0,89
13,430	872-05-9	Dec-1-eno	Alceno	140	C ₁₀ H ₂₀	3,41	2,64	2,33
13,850	124-18-5	Decano	Alcano	142	C ₁₀ H ₂₂	1,64	1,66	1,7
17,293	98-86-2	1-Feniletanona	Cetona aromática	120	C ₈ H ₈ O	3,19	2,59	1,99
18,553	821-95-4	Undec-1-eno	Alceno	154	C ₁₁ H ₂₂	2,52	2,94	2,53
18,780	93-58-3	Metil benzoato	éster	136	C ₈ H ₈ O ₂	1,37	1,67	1,18
18,975	1120-21-4	Undecano	Alcano	156	C ₁₁ H ₂₄	1,6	1,97	1,94
23,617	112-41-4	Dodec-1-eno	Alceno	168	C ₁₂ H ₂₄	2,15	2,59	2,41
24,025	112-40-3	Dodecano	Alcano	170	C ₁₂ H ₂₆	1,58	1,95	2,14
28,461	112-53-8	Dodecan-1-ol	Álcool	186	C ₁₂ H ₂₆ O	2,47	3,07	2,85
28,836	629-50-5	Tridecano	Alcano	184	C ₁₃ H ₂₈	1,44	1,75	1,82
29,122	91337-07-4	5-Metil-2-propan-2-ilheptan-1-ol	Álcool	172	C ₁₁ H ₂₄ O	-	1,91	1,47

Continuidade Tabela C2.

Tempo de retenção (min)	Número CAS	Composto	Grupo	Peso molecular	Fórmula molecular	Area (%)		
						FC 1	FC 2	FC 3
29,904	85763-57-1	11-Metil-dodecan-1-ol	Álcool	200	C ₁₃ H ₂₈ O	-	1,22	-
32,483	92-52-4	1,1'-Bifenil	Hidrocarboneto aromático	154	C ₁₂ H ₁₀	1,02	1,01	-
33,037	1120-36-1	Tetradec-1-eno	Alceno	196	C ₁₄ H ₂₈	2,16	2,66	2,41
33,387	629-59-4	Tetradecano	Alcano	198	C ₁₄ H ₃₀	1,7	2,15	2,23
37,358	13360-61-7	Pentadec-1-eno	Alceno	210	C ₁₅ H ₃₀	1,97	2,32	2,18
37,675	629-62-9	Pentadecano	Alcano	212	C ₁₅ H ₃₂	1,88	2,38	2,29
41,447	6765-39-5	Heptadec-1-eno	Alceno	238	C ₁₇ H ₃₄	1,81	2,09	1,97
41,736	629-78-7	Heptadecano	Alcano	240	C ₁₇ H ₃₆	1,79	2,31	2,37
43,881	1081-75-0	3-Fenilpropilbenzeno	Hidrocarboneto aromático	196	C ₁₅ H ₁₆	1,25	1,8	1,81
45,323	18435-45-5	Nonadec-1-eno	Alceno	266	C ₁₉ H ₃₈	1,66	1,85	1,85
45,584	112-95-8	Eicosano	Alcano	282	C ₂₀ H ₄₂	2,11	2,61	2,64
49,000	1454-84-8	Nonadecan-1-ol	Álcool	284	C ₁₉ H ₄₀ O	1,56	1,72	1,66
49,245	629-94-7	Henicosano	Alcano	296	C ₂₁ H ₄₄	1,98	2,49	2,47
52,507	15594-90-8	Henicosan-1-ol	Álcool	312	C ₂₁ H ₄₄ O	1,43	1,53	1,54
55,844	10192-32-2	Tetracos-1-eno	Alceno	336	C ₂₄ H ₄₈	-	1,52	1,49
56,047	629-97-0	Docosano	Alcano	310	C ₂₂ H ₄₆	1,84	2,16	2,38
59,035	27519-02-4	(Z)-Tricos-9-eno	Alceno	322	C ₂₃ H ₄₆	1,32	1,41	1,44
59,217	646-31-1	Tetracosano	Alcano	338	C ₂₄ H ₅₀	1,69	2,06	2,19

Continuidade Tabela C2.

Tempo de retenção (min)	Número CAS	Composto	Grupo	Peso molecular	Fórmula molecular	Area (%)		
						FC 1	FC 2	FC 3
62,250	629-99-2	Pentacosano	Alcano	352	C ₂₅ H ₅₂	1,41	1,77	1,98
65,165	71502-22-2	Hexacos-9-ene	Alceno	364	C ₂₆ H ₅₂	1,01	1,34	1,65
67,961	630-02-4	Octacosane	Alcano	394	C ₂₈ H ₅₈	-	1,09	1,4