

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
CENTRO DE TECNOLOGIA E GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL
MESTRADO EM ENGENHARIA CIVIL - GEOTECNIA

**USO DE CONSÓRCIO MICROBIANO FACULTATIVO NO ESTUDO DA
BIODEGRADAÇÃO E GERAÇÃO DE BIOGÁS DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS ENVELHECIDOS EM ATERROS**

SÁVIO HENRIQUE DE BARROS HOLANDA

VIRTUS IMPAVIDA

RECIFE, 2016.

SÁVIO HENRIQUE DE BARROS HOLANDA

**USO DE CONSÓRCIO MICROBIANO FACULTATIVO NO ESTUDO DA
BIODEGRADAÇÃO E GERAÇÃO DE BIOGÁS DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS ENVELHECIDOS EM ATERROS**

Dissertação submetida ao corpo docente da Coordenação dos Programas de Pós-Graduação da Universidade Federal de Pernambuco, como parte dos requisitos necessários à obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Civil.

ORIENTADOR: José Fernando Thomé Jucá

CO-ORIENTADOR (A): Leonor Alves de Oliveira da Silva

RECIFE, 2016

Catálogo na fonte
Bibliotecária Valdicéa Alves, CRB-4 / 1260

H722u Holanda, Sávio Henrique de Barros.
Uso de consórcio microbiano facultativo no estudo da biodegradação e geração de biogás de resíduos sólidos urbanos envelhecidos em aterros. Sávio Henrique de Barros Holanda - 2016.
144folhas, Il., Tab.

Orientador: Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá.
Coorientadora: Prof. Dr^a. Leonor Alves de Oliveira da Silva.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco. CTG. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, 2016.
Inclui Referências e Anexos.

1. Engenharia Civil. 2. Mineração de aterros. 3. Decomposição. 4. Rejeito
5. Biotecnologia. 5. Gás de aterro. I. Jucá, José Fernando Thomé (Orientador).
II. Silva, Leonor Alves de Oliveira da. (Coorientadora). III. Título.

UFPE

624 CDD (22. ed.) BCTG/2017-83



UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

A comissão examinadora da Defesa de Dissertação de Mestrado

**USO DE CONSÓRCIO MICROBIANO FACULTATIVO NO ESTUDO DA
BIODEGRADAÇÃO E GERAÇÃO DE BIOGÁS DE RESÍDUOS SÓLIDOS
URBANOS ENVELHECIDOS EM ATERROS**

defendida por

Sávio Henrique de Barros Holanda

Considera o candidato APROVADO

Recife, 31 de agosto de 2016.

Banca Examinadora:

Prof. Dr. José Fernando Thomé Jucá – UFPE

(orientador)

Prof.^a Dr.^a Leonor Alves de Oliveira da Silva – UFPE

(examinadora externa)

Prof. Dr. Rômulo Simões Cezar Menezes – UFPE

(examinador externo)

Prof.^a Dr.^a Alessandra Lee Barbosa Firmo - UFPE

(examinadora externa)

Dedico este trabalho aos meus avós, Manuel Balbino de Barros e Maria Edwiges Magalhães de Barros, aos meus pais, Paulo Holanda e Vera Lúcia Holanda (*in memoriam*), e às minhas irmãs, Ana Paula Holanda e Artemis Holanda, por todo amor, carinho e ensinamentos depositados em mim, além de todos os esforços direcionados, visando à minha evolução intelectual.

A Deus e a Nossa Senhora, por todas as graças alcançadas, tornando realidade este objetivo de vida.

AGRADECIMENTOS

Ao Senhor, meu Deus, pelas maravilhas que me proporciona durante toda a minha vida;

A Nossa Senhora, por sempre me amparar nos momentos mais difíceis da minha vida;

Ao meu avô, Manuel Balbino de Barros (*in memorian*), cujo elevado nível intelectual que possuía, era fonte de minha admiração, para chegar onde estou, sabendo que “o conhecimento é fascinante”; À minha avó, Maria Edwiges Magalhães de Barros (*in memorian*), uma “sertaneja arretada de boa”, possuía um espírito de altíssimo nível, sempre nos mostrava que era possível atingir o nosso ideal, porém com simplicidade, humildade, esbanjando carinho, alegria, generosidade;

À minha mãe, amiga, companheira, professora, orientadora, Vera Lúcia Holanda (*in memorian*), pessoa de profunda capacidade intelectual, que sempre fez o possível para me transmitir todo o conhecimento que possuía, meu MUITO OBRIGADO!;

Ao meu pai, Paulo Holanda, fonte de estímulo, bondade, paz, que, em momentos de desânimo, nos transmite força, confiança;

Às minhas irmãs, Ana Paula e Artemis Holanda, que sempre me apoiaram, mostrando-me o melhor caminho a seguir;

A todos os meus familiares, que sempre me ajudaram e me apoiaram nesta minha caminhada;

Aos professores José Fernando Thomé Jucá e Leonor Alves de Oliveira da Silva, por fornecer esta oportunidade de trabalhar com um tema inovador, pela orientação, pela amizade, pelos ensinamentos, pelos conhecimentos, etc.;

Aos meus amigos de todas as horas, entre eles, Igor Lins, Jefferson Carvalho, Jamerson Alves, Féu, Dionísio Filho, Dayanne Ruthyelle, Fátima Soares, Alberdam Andrade, Jéssica Barbosa, Helaine Lins, Heline Lins, Solange Lins, e tantos outros amigos;

Aos meus caríssimos amigos do Grupo de Resíduos Sólidos (GRS/UFPE), que sempre me apoiaram nesta caminhada do mestrado, Ericka Brito, Talita Lucena, Daniela Santos, Derovil Santos, Laís Oliveira, Rebeca Valença, Liliana Santos, Alessandra Firmo, Eduardo Maia, Raliny Mota, Marialua Fabisak, Rodrigo Passos, Raísa Prota, Nayara Acioli, Edil Lins, Paula Corrêa; e principalmente, aos que abriram as portas para o início das minhas atividades acadêmicas, Claudenice Paulino, Ingrid Alves, Fabrícia Silva, Eusileide Suianne, Leandro Silva e Cecília Lins;

Aos amigos do Laboratório de Métodos Computacionais em Geomecânica (LMCG/UFPE), especialmente a Rafael Fernandes, Laís Lopes, André Eufrásio, pelo carinho e consideração;

Aos funcionários do Laboratório de Solos da UFPE, principalmente, ao grande companheiro, professor, amigo, conselheiro, o Eng. Antônio Brito, pelos ensinamentos, consideração, contribuições técnicas na pesquisa, as quais levarei por toda minha vida;

Aos professores Alexandre Schuler, do Departamento de Engenharia Química, e Rômulo Menezes, Departamento de Energia Nuclear, por toda consideração e benevolência;

Aos amigos do Grupo de Pesquisa em Energia da Biomassa e Fertilidade de Solos, do Departamento de Energia Nuclear;

Ao professor Alberto Wisniewski Jr., da Universidade Federal de Sergipe, pelo apoio, amizade e, além do financiamento da elaboração do biorreator BMP utilizado na pesquisa, meu MUITO OBRIGADO!;

À Empresa de Manutenção e Limpeza Urbana (Emlurb), em especial a Aduino Lins, Antônio, Josélia, Carlinhos;

À Capes, pelo financiamento da pesquisa e da bolsa, à Finep, pela oportunidade de trabalhar no projeto Biogás.

RESUMO

Atividade bastante praticada no exterior, a mineração de aterros de resíduos sólidos ainda é desconhecida da sociedade brasileira. Dentre as várias alternativas de tratamento dos resíduos sólidos urbanos minerados, o processo biodegradativo da digestão anaeróbia evidencia-se, sobretudo, devido ao baixo custo aliado a um balanço energético favorável. Nesse contexto, visando a associar e a viabilizar a biodegradação de resíduos minerados, fazendo-se uso da digestão anaeróbia em diferentes biodigestores, aplicou-se uma técnica biotecnológica ao processo, no qual se utilizou, como substrato, o resíduo minerado, e como inóculos, o lodo de esgoto anaeróbio e um consórcio microbiano hidrolítico facultativo. Após um período de biodigestão de, aproximadamente, 70 dias, em cada fase do estudo, com monitoramento diário da sobrepressão interna dos biodigestores, verificou-se um comportamento destacado, nos biorreatores contendo “RSU+Lodo+CM”, na 1ª fase, e “Lodo+CM”, na 2ª fase, bastante superior ao comportamento das demais combinações estudadas, cujos potenciais de biogás e metano, em biorreatores tradicionais, foram 38,40 NmL/g MS e 24,68 NmLCH₄/g MS, para “RSU+Lodo+CM”, e 35,57 NmL/g MS e 47,85 NmLCH₄/g MS, para “Lodo+CM”, respectivamente; e referente aos mesmos cenários, porém, em biorreatores inox, registraram-se potenciais de biogás e metano de 41,03 NmL/g MS e 21,36 NmLCH₄/g MS, para “RSU+Lodo+CM”, e 40,40 NmL/g MS e 60,52 NmLCH₄/g MS, para “Lodo+CM”, nessa ordem. Já no AMPTS II, obtiveram-se resultados de potencial de metano, para os mesmo cenários, de 11,46 NmLCH₄/g MS (“RSU+Lodo+CM”) e de 42,91 NmLCH₄/g MS (“Lodo+CM”). Diante destes cenários de potenciais de biogás e metano, torna-se imprescindível evidenciar e valorizar a prática da biotecnologia associada à recuperação de resíduos aterrados.

Palavras-chave: Mineração de aterros. Decomposição. Rejeito. Biotecnologia. Gás de aterro.

ABSTRACT

As it is a very practiced activity worldwide, mining of landfill solid residues is still unknown by Brazilian society. Among the several alternatives of mined urban solid residue treatments, the biodegradable process of anaerobic digestion stands out, mainly, due to the low cost allied to a favorable energetic balance. In this context, aiming to associate and enable the feasibility of the biodegradation of mined residues, making use of anaerobic digestion in different biodigestors, a biotechnological technique was applied to the process, in which a mined residue was used as a substrate, and as inoculants, a slurry from an anaerobic sewer together with an optional hydrolytic microbial consortium was used. After a biodigestion period of, approximately, 70 days, in each phase of the study, while monitoring the internal overpressure in a daily basis, the following behavior was verified, in the bioreactors containing "RSU+Slurry+CM", in phase 1, and "Slurry+CM", in phase 2, presented behavior higher than the other studied combinations, whose potentials of methane and biogas, in traditional bioreactors were 38.4 NmL/g MS and 24.68 NmLCH₄/g MS, for RSE+Slurry+CM, and 35.57 NmL/g MS and 47.85 NmLCH₄/g MS, for Slurry+CM, respectively; regarding the same scenarios, however, in stainless steel bioreactors, potentials of biogas and methane of 41.03NmL/g MS and 21.36 NmLCH₄/g MS, for RSU+Slurry+CM, and 40.40 NmL/g MS and 60.52 NmLCH₄/g MS, for Slurry+CM were registered, in this order. In the AMPTS II, the results of methane potential of 11.46 NmLCH₄/g MS (RSU+Slurry+CM) and 42.91 NmLCH₄/g MS (Slurry+CM) were obtained, for the same scenarios. Given these scenarios of biogas and methane potentials, it is indispensable to evidence and value the practice of biotechnology associated to the recovery of landfill residues.

Keywords: Landfill mining. Decomposition. Reject. Biotechnology. Landfill Gas.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Percentual de municípios que destinam seus resíduos sólidos urbanos a aterros sanitários, aterros controlados e lixões.	23
Figura 2 - Composição gravimétrica de resíduos escavados obtidos em doze aterros europeus.	26
Figura 3 - Aplicação da técnica da mineração de aterros de resíduos sólidos urbanos ao redor do mundo.	27
Figura 4 - Fluxograma representando as etapas do processo de mineração de aterros.	28
Figura 5 - Métodos disponíveis para tratamento de biomassa residual.	29
Figura 6 - Fluxograma do processo de digestão anaeróbia.	33
Figura 7 - O gráfico abaixo se refere ao tempo de decomposição e à geração de biogás de vários tipos de resíduos.	36
Figura 8 – Comportamento da composição gasosa da degradação dos resíduos sólidos urbanos.	37
Figura 9 - Principais parâmetros bioquímicos do processo biodegradativo dos resíduos sólidos urbanos.	38
Figura 10 - Vistas lateral (a) e superior (b) da área célula experimental, e (c) localização da escavação e coleta do material residual.	54
Figura 11 - Procedimento de escavação/mineração dos resíduos aterrados: (a) remoção da cobertura vegetal; (b) remoção da camada de cobertura; (c) e (d) coleta de resíduos envelhecidos.	55
Figura 12 - Metodologia utilizada na etapa de composição gravimétrica dos resíduos envelhecidos minerados.	56
Figura 13 - Procedimento da análise de sólidos voláteis: a) Tara do cadinho; b) Pesagem da amostra; c) Colocação das amostras na mufla; d) Amostras após a calcinação.	58
Figura 14 - Instrumentos utilizados para medição de pH e condutividade elétrica das amostras.	59
Figura 15 - Metodologias usadas para avaliar o potencial de biogás oriundo de resíduos minerados: (a) e (b) biorreatores, cuja medição de gás faz-se por variação de pressão interna; (c) biorreatores, cuja medição de gás faz-se por variação de volume do sistema.	61

Figura 16 - Tempo cronológico que apresenta o período em que cada etapa da pesquisa foi realizada.....	62
Figura 17 - Combinações de biomassa substrato e inóculos inseridos nos tipos de biorreator BMP utilizados nos experimentos (tradicionais, inox e AMPTS II), na 1ª fase da pesquisa.	63
Figura 18 - Acessórios e conexões existentes nos biorreatores ((a) latão/borossilicato (tradicional) e (b) inox), de quantificação manométrica do biogás produzido, que foram utilizados na pesquisa.....	64
Figura 19 - Combinações de biomassa substrato e inóculos inseridos nos tipos de biorreator BMP utilizados nos experimentos (tradicionais, inox e AMPTS II), na 2ª fase do ensaio BMP.	65
Figura 20 - (a) Vista tridimensional; (b) Vista explodida (acessórios componentes do biorreator).	67
Figura 21 - (a) Vista lateral; (b) Corte longitudinal (A-A'); (c) valores de medidas referentes aos segmentos e às conexões do biorreator.....	68
Figura 22 - Sistema AMPTS II composto por três compartimentos: Unidades A (incubação de amostras), B (fixação de gases ácidos, como CO ₂ e H ₂ S) e C (medição do volume de gás).	76
Figura 23 - Composição gravimétrica dos resíduos escavados, com oito anos de idade.	78
Figura 24 - Composição dos RSU coletados na célula experimental em diferentes tempos de decomposição.....	79
Figura 25 - Variação temporal dos percentuais de sólidos voláteis dos RSU oriundos da Célula Experimental da Muribeca.	83
Figura 26 - Projeção do comportamento temporal dos percentuais de sólidos voláteis da Célula Experimental e do Aterro da Muribeca.	84
Figura 27 - Geração acumulada, em (a), e potencial de geração de biogás, em (b), do biogás proveniente dos BMP tradicionais.	89
Figura 28 - Comportamento da geração acumulada de biogás, em (a), e do potencial de geração de biogás, em (b), referentes aos cenários “RSU+Lodo” e “RSU+Lodo+CM”.....	93
Figura 29 - Comportamento referente à taxa diária de geração de biogás oriundo dos BMP tradicionais.....	95

Figura 30 - Comportamento da taxa diária, em (a), e da taxa do potencial de geração de biogás, em (b), referente aos cenários “RSU+Lodo” e “RSU+Lodo+CM”	97
Figura 31 - Valores, em porcentagem, dos gases metano e dióxido de carbono, referentes aos cenários utilizados na 1ª etapa da pesquisa.....	99
Figura 32 - Potencial de geração de metano referente aos quatro cenários analisados nos biorreatores tradicionais (a), e (b) um comparativo entre os cenários “RSU+Lodo” e “RSU+Lodo+CM”	101
Figura 33 - Geração acumulada, em (a), e potencial de geração, em (b), de biogás proveniente dos BMP inox.....	103
Figura 34 - Comportamento do potencial de geração de biogás oriunda de biorreatores tradicionais (a) e inox (b), referente aos cenários da 1ª fase do experimento.....	105
Figura 35 - Taxa diária, em (a), e taxa do potencial de geração de biogás, em (b) oriunda dos BMP inox.....	106
Figura 36 - Comportamento temporal dos componentes analisados do biogás oriundo dos BMP inox.....	107
Figura 37 - Volume acumulado de gás metano produzido em biorreatores inox referente aos cenários analisados.....	108
Figura 38 - Comportamento temporal da produção acumulada, em (a) e do potencial de biogás acumulado, em (b), oriundo dos biorreatores tradicionais, referentes à 2ª fase do experimento.....	110
Figura 39 - Comportamento das taxas diária de geração, em (a), e do potencial de geração de biogás, em (b), das composições presentes nos biorreatores tradicionais, na 2ª fase do experimento.....	112
Figura 40 - Comportamento temporal da concentração de metano e dióxido de carbono oriundos do biogás gerado, referente aos cenários estudados nesta fase da pesquisa.....	114
Figura 41 - Volume acumulado, em (a), e potencial, em (b), de gás metano gerados provenientes dos cenários analisados nos biorreatores tradicionais, na 2ª fase do experimento.....	115
Figura 42 - Comportamento da produção acumulada de biogás oriunda de biorreatores inox.....	117
Figura 43 - Comportamento temporal do fluxo diário, em (a), e do potencial diário, em (b), de biogás gerado nos biorreatores inox.....	119

Figura 44 - Comportamento dos percentuais de metano e dióxido de carbono provenientes dos cenários estudados realizados em biorreatores inox.	120
Figura 45 - Volume final, em (a), e potencial, em (b), de gás metano produzido pela biodigestão dos diferentes cenários estudados nos biorreatores inox. ..	121
Figura 46 - Comportamento temporal da geração acumulada e potencial de metano, (a) e (b), respectivamente, oriundos dos biorreatores do sistema AMPTS II, referentes à 1ª fase do experimento.	123
Figura 47 - Comportamento temporal da taxa geração, em (a), e do potencial de geração, em (b), de metano, oriundo dos biorreatores do sistema AMPTS II, referentes à 1ª fase do experimento.	125
Figura 48 - Comportamento temporal da geração acumulada de metano gerado, em (a), e da taxa diária de geração de metano, em (b), proveniente dos biorreatores do sistema AMPTS II, referentes à 2ª fase do experimento.	127

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Substrato utilizados pelas bactérias metanogênicas.....	46
Tabela 2 - Apresentação das configurações dos BMP (tradicional (BMP1) e inox (BMP2)) e dos respectivos volumes ocupados pelo biogás gerado (headspace), referentes à 1ª fase do experimento.....	63
Tabela 3 - Apresentação das configurações dos BMP (tradicional (BMP1) e inox (BMP2)) e dos respectivos volumes ocupados pelo biogás gerado (headspace), referentes ao 2º ensaio BMP.....	65
Tabela 4 - Valores referentes às combinações inóculo/substrato realizadas nos biorreatores do sistema AMPTS II, referentes à 1ª etapa.	76
Tabela 5 - Valores referentes às combinações inóculo/substrato realizadas nos biorreatores do sistema AMPTS II, referentes à 2ª etapa.	77
Tabela 6 - Caracterização físico-química do resíduo minerado.	83
Tabela 7 - Caracterização físico-química do inóculo (lodo anaeróbio).....	85

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO	19
1.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS	19
1.2 OBJETIVOS	20
1.2.1 Geral	20
1.2.2 Específicos	21
1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO	21
CAPÍTULO 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
2.1 PANORAMA DA DESTINAÇÃO FINAL DOS RSU NO BRASIL	23
2.2 MINERAÇÃO DE ATERROS	26
2.3 APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE RESÍDUOS ENVELHECIDOS... 30	
2.3.1 Incineração	30
2.3.2 Pirólise/Gaseificação	30
2.3.3 Biodigestão anaeróbia	31
2.3.3.1 Fundamentos da Digestão Anaeróbia	32
<i>Hidrólise ou fase fermentativa</i>	34
<i>Acidogênese</i>	34
<i>Acetogênese</i>	34
<i>Metanogênese</i>	34
2.3.3.2 Fatores que influenciam na biodegradação de resíduos sólidos urbanos	40
<i>Superfície específica do substrato</i>	40
<i>Relação carbono/nitrogênio (C/N)</i>	40
<i>Teor de umidade</i>	41
<i>Potencial Hidrogeniônico (pH)</i>	41
<i>Temperatura</i>	42
<i>Ácidos graxos voláteis (AGV)</i>	42

2.3.3.3 Microbiologia de resíduos sólidos	42
2.3.3.3.1 <i>Tolerância ao oxigênio livre</i>	42
Aeróbios estritos	42
Anaeróbios facultativos	43
Anaeróbios restritos	43
2.3.3.3.2 <i>Habilidade enzimática para degradar substratos</i>	43
2.3.3.3.2 <i>Bactérias acetogênicas</i>	44
2.3.3.3.3 <i>Bactérias redutoras de sulfato</i>	44
2.3.3.3.4 <i>Bactérias metanogênicas</i>	45
2.3.3.3.5 <i>O Consórcio Microbiano</i>	47
2.3.3.4 Estimativa do Potencial de Geração de biogás	49
2.3.1 Teor de Sólidos Voláteis	50
2.3.1 Teste que estima o Potencial Bioquímico de Metano de biomassas residuais	50
CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA	53
3.1 INTRODUÇÃO	53
3.2 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	53
3.3 COLETA E CARACTERIZAÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RESÍDUOS ATERRADOS	55
3.4 COLETA DO LODO ANAERÓBIO DE ESGOTO	57
3.5 pH E CONDUTIVIDADE	59
3.6 OBTENÇÃO E PREPARAÇÃO DO CONSÓRCIO MICROBIANO PARA INOCULAÇÃO NOS BIODIGESTORES	60
3.7 ENSAIOS PARA AVALIAÇÃO DO POTENCIAL MÁXIMO DE GERAÇÃO DE BIOGÁS	60
3.7.1 Ensaio que avalia o Potencial Bioquímico do Metano (Biochemical Methane Potential-BMP)	61
3.7.1.1 Ensaio BMP (Quantificação manométrica do biogás produzido)	64

3.7.1.1.1. Instrumentação do biorreator BMP inox	66
3.7.1.1.2 Procedimento de montagem dos biorreatores tradicionais e inox	68
3.7.1.1.2.1 Teste de estanqueidade	68
3.7.1.1.2.2 Pesagem e preenchimento com as amostras (substrato e inóculo)	68
3.7.1.1.2.3 Circulação de gás Nitrogênio (promover a atmosfera anaeróbia)	69
3.7.1.1.2.4 Incubação e Monitoramento dos biorreatores	70
3.7.1.1.2.5 Tratamento dos dados obtidos nos BMPs (software Excel 2010)	70
3.7.1.2 Método de análise qualitativa do biogás produzido	73
3.7.1.3 Ensaio BMP (Quantificação volumétrica do gás produzido)	74
CAPÍTULO 4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	78
4.1 CARACTERIZAÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RESÍDUOS ATERRADOS... ..	78
4.2 TEOR DE UMIDADE PRESENTE NOS RSU MINERADOS	82
4.3 TEOR DE SÓLIDOS VOLÁTEIS	82
4.3.1 Teor de Sólidos Voláteis dos RSU envelhecidos (minerados)	82
4.3.2 Teor de Sólidos Voláteis (Lodo de esgoto anaeróbio)	85
4.4 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO E CONDUTIVIDADE	86
4.5 IDENTIFICAÇÃO E SELEÇÃO DE MICRORGANISMOS	87
4.6 ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS ATRAVÉS DO ENSAIO BMP	88
4.6.1 Geração de biogás oriunda da realização do ensaio BMP – 1ª Etapa	88
4.6.1.1 Geração e composição do biogás proveniente do ensaio BMP (biorreatores tradicionais)	88
4.6.1.1.1 Geração acumulada de biogás	88
4.6.1.1.2 Taxa de geração diária de biogás	94
4.6.1.1.3 Análise quantitativa do biogás (biorreatores tradicionais)	98
4.6.1.2 Geração e composição do biogás proveniente do ensaio BMP (biorreatores Inox)	102

4.6.1.2.1	<i>Geração acumulada de biogás</i>	102
4.6.1.2.2	<i>Taxa de geração diária de biogás</i>	105
4.6.1.2.3	<i>Análise quantitativa do biogás (biorreatores inox)</i>	107
4.6.2	Geração e composição do biogás oriundo da realização do ensaio BMP – 2ª Etapa	109
4.6.2.1	Geração de biogás proveniente do ensaio BMP (biorreatores Tradicionais).....	109
4.6.2.1.1	<i>Geração acumulada de biogás</i>	109
4.6.2.1.2	<i>Taxa diária e potencial de geração de biogás</i>	111
4.6.2.1.3	<i>Análise quantitativa do biogás (biorreatores tradicionais)</i>	113
4.6.2.2	Geração de biogás proveniente do ensaio BMP (biorreatores Inox) ..	116
4.6.2.2.1	<i>Geração acumulada de biogás</i>	116
4.6.2.2.2	<i>Taxa diária de geração de biogás</i>	117
4.6.2.2.3	<i>Análise quantitativa do biogás (biorreatores inox)</i>	120
4.6.3	Geração de biometano oriunda da realização do ensaio AMPTS II	122
	CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES E SUGESTÕES	132
5.1	CONCLUSÕES	132
5.2	SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS	132
	CAPÍTULO 6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	134
	Apêndice I: Resultados dos experimentos realizados com os biorreatores tradicionais, inox e AMPTS II	143
	Apêndice II: Tabela comparativa entre vantagens e limitações da utilização dos biorreatores BMP tradicionais e inox	144

CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO

1.1 CONSIDERAÇÕES GERAIS

A técnica da disposição final de resíduos sólidos urbanos em aterros sanitários é amplamente praticada no Brasil, porém produz uma série de impactos ambientais que podem perdurar por longos períodos de tempo. No intuito de reduzir estes impactos ambientais gerados pelos aterros, a técnica da mineração de aterros tem como principal objetivo a recuperação de resíduos aterrados, direcionando-os novamente ao ciclo produtivo, tanto sob a forma de bioenergia (energia do biogás) quanto sob a forma de matéria-prima (insumo) para abastecer os diversos ramos da indústria.

O referido estudo surge, no âmbito da gestão de resíduos sólidos, como uma ferramenta de suma importância para a manutenção do contínuo crescimento do percentual energético, referente à conversão energética do biogás, na matriz energética brasileira. A utilização e a valorização de outros ramos da ciência, como a biotecnologia (uso de consórcios microbianos), surgem como fortes aliados para atuarem no âmbito da biodegradação de resíduos envelhecidos em aterros.

Pioneira no Brasil, a atividade de mineração de aterros encontra um vasto campo de atuação, sobretudo no que diz respeito a projetos de remediação de aterros sanitários, cujo empreendimento representa a alternativa ambientalmente correta de disposição final de resíduos sólidos urbanos. Os custos de implantação e operação, para o cumprimento da legislação ambiental vigente, constituem-se nos principais entraves encontrados pelos gestores públicos, nos trâmites legais, em obediência às normas vigentes.

Diante da temática abordada, é pertinente evidenciar a importância do desenvolvimento de pesquisas em pequena escala, como as realizadas na referida pesquisa, a fim de constituir um embasamento teórico-científico, possibilitando a migração da referida técnica à escala real.

A adoção e o estabelecimento de uma contínua utilização da atividade de mineração de aterros de resíduos sólidos permitirão:

- 1) A minimização do potencial poluidor dos passivos ambientais resultantes da técnica de aterramento de resíduos;
- 2) O aumento considerável dos números referentes ao reaproveitamento e à reciclagem dos materiais residuais, abastecendo, com matérias-primas, as indústrias, e reduzindo os custos de exploração, beneficiamento e comercialização de bens.
- 3) Níveis mais elevados, no que concerne ao aproveitamento energético dos materiais residuais, tendo em vista as inúmeras vias tecnológicas existentes, como a incineração, a gaseificação, a pirólise, a biodigestão, etc.

Neste sentido, faz-se necessário intensificar os estudos sobre a atuação de outros consórcios microbianos na biodegradação de resíduos minerados, a fim de avaliar a capacidade destes no processo anaeróbio.

Mönkäre et al. (2016) informam que a biodigestão de resíduos envelhecidos pode indicar o potencial de recuperação de metano, visando à sua utilização energeticamente, ou à sua estabilização, que pode evitar a emissão de gases de efeito estufa.

Ademais, a aplicação do consórcio microbiano, formado por duas cepas (*Bacillus subtilis* e *Alcaligenes faecalis*) utilizado neste trabalho em escala real, ou seja, em uma célula de aterro, pode reativar o processo de decomposição e, conseqüentemente, a geração de biogás, para fins de aproveitamento energético

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Geral

Avaliar a biodegradação, a geração de biogás e biometano de resíduos sólidos urbanos envelhecidos em aterro, em biorreatores de pequena escala (BMP), utilizando consórcios microbianos facultativos.

1.2.2 Específicos

- Avaliar o desempenho e a funcionalidade dos biorreatores BMP tradicionais, BMP-Inox e AMPTS II, durante o processo biodegradativo anaeróbio;
- Avaliar a capacidade de biodegradação e conversão de substratos (resíduos envelhecidos), em biogás e metano, com a adição de dois inóculos (o lodo de esgoto anaeróbio e o consórcio microbiano), sendo este último, constituído por microrganismos hidrolíticos facultativos;
- Analisar e quantificar o biogás, através da cromatografia gasosa e do AMPTS II.

1.3 ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

O referido trabalho está constituído por seis capítulos, que conduzem o leitor a uma compreensão concisa do tema abordado. No primeiro capítulo, estão expostas informações introdutórias acerca da atividade de mineração de aterros, como também, dá ênfase à associação da biotecnologia à biodegradação de resíduos envelhecidos minerados, além do aproveitamento do biogás.

O Capítulo 2, por sua vez, refere-se à Revisão Bibliográfica, que aborda a fundamentação da degradação anaeróbia, processo básico de decomposição bioquímica dos elementos presentes na massa de lixo, assim como o estudo da ecologia microbiana, avaliando alguns fatores inibidores e otimizadores da digestão anaeróbia, como a competição entre microrganismos pela mesma fonte de energia (inibidores), e os processos de seleção de microrganismos simbióticos.

O Capítulo 3 descreve, minuciosamente, a Metodologia do trabalho, apresentando as etapas de: (1) escavação; (2) composição gravimétrica dos resíduos minerados, realizadas “*in situ*” (no Aterro da Muribeca); (3) as etapas de secagem, para determinação dos teores de umidade (%W) e de sólidos voláteis (%SV), (4) trituração dos resíduos (redução da granulometria); (5) cultura de microrganismos; (6) avaliação do potencial final de geração de biogás em biorreatores dos tipos BMP (*Biochemical Methane Potential* ou Potencial Bioquímico do Metano), tradicionais e inox, e AMPTS II (*Automatic*

Methane Potential Test System ou Sistema Automático para Avaliação do Potencial de Geração de Metano); (7) Coleta e inserção do biogás gerado nos biorreatores em cromatógrafo gasoso; (8) Análise de dados.

O Capítulo 4 apresenta os resultados obtidos nas etapas descritas na Metodologia, identificando os melhores resultados dos métodos utilizados. Realiza uma discussão sobre a influência do consórcio microbiano sobre degradação anaeróbia de resíduos envelhecidos, na qual envolve dados da literatura internacional.

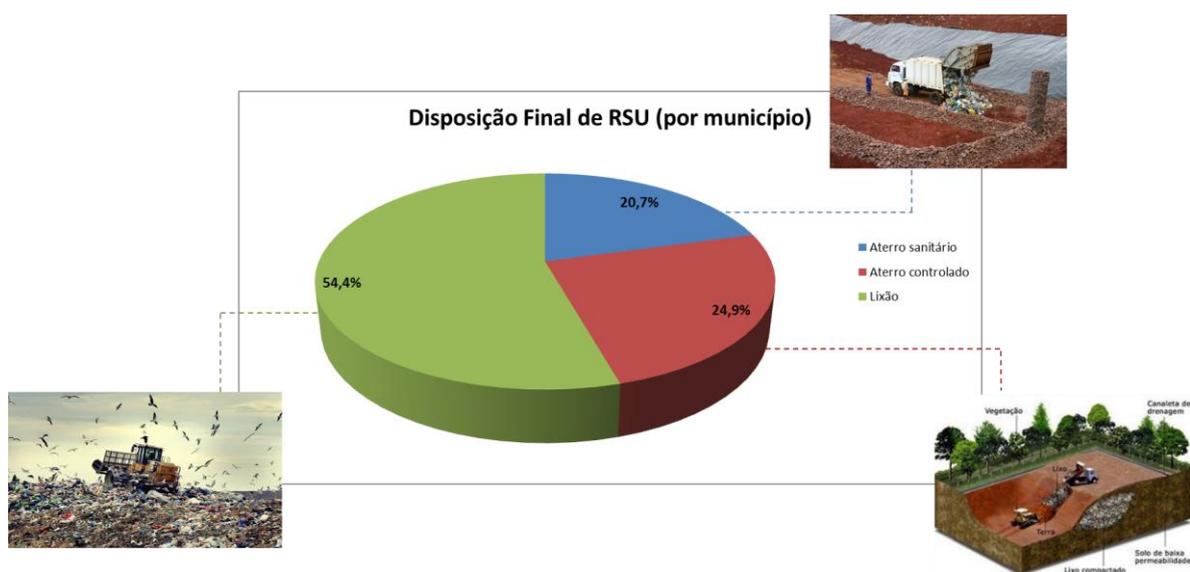
Por fim, o Capítulo 5 apresenta as considerações finais obtidas através dos resultados da inoculação de microrganismos hidrolíticos facultativos. Na sequência, sugerem-se aspectos a serem melhorados, a fim de constituir trabalhos futuros que satisfaçam as limitações apresentadas nesta pesquisa.

CAPÍTULO 2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 PANORAMA DA DESTINAÇÃO FINAL DOS RSU NO BRASIL

De acordo com o estudo intitulado “Análise das Diversas Tecnologias de Tratamento e Disposição Final de Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil, Europa, Estados Unidos e Japão”, realizado pelo Grupo de Resíduos Sólidos/UFPE, em 2013, o Brasil se encontra em um estágio muito incipiente no âmbito da destinação final de resíduos sólidos urbanos, cuja forma ambientalmente correta, o aterro sanitário, é adotada por apenas 20,7% dos 5.570 municípios existentes. As demais formas de disposição final, aterro controlado e lixão, consideradas inadequadas, são utilizadas por 24,9% e 54,4% dos municípios brasileiros, respectivamente, conforme apresentado na Figura 1 (IBGE, 2015).

Figura 1 - Percentual de municípios que destinam seus resíduos sólidos urbanos a aterros sanitários, aterros controlados e lixões.



Fonte: Adaptado de IBGE (2015)

Diante da existência de aproximadamente 3.000 lixões espalhados pelo Brasil (IPEA, 2012), e da notória tendência de aumento do número de aterros de resíduos na condição de “encerrados”, observa-se, um grande potencial de reaproveitamento dos resíduos como matérias-primas para a produção de bens, como também para o seu aproveitamento energético.

Assim sendo, com base nos dados supracitados, depreende-se que um grande número de municípios ainda destina seus resíduos a locais impróprios. Desta

forma, a atividade de mineração de aterros pode ser amplamente adotada no Brasil, como forma de mitigação dos impactos ambientais relacionados àquelas formas de disposição final de RSU (PRECHTHAI et al., 2008; WAGNER e RAYMOND, 2015).

Nas últimas décadas, o interesse em projetos que envolvem o processo de mineração de aterros sanitários tem crescido mundialmente, de modo vertiginoso. Conforme mencionado anteriormente, este processo, que envolve etapas tais como escavação, processamento, tratamento e reciclagem de materiais residuais, tem aumentado, sobretudo, devido ao fato de possibilitar a recuperação de recursos aterrados, além da recuperação do metano, oriundo da biodegradação dos resíduos, diminuindo assim a poluição local e global (MÖNKÄRE *et. al.*, 2016).

Ao contrário do que se encontra na literatura sobre resíduos sólidos novos, os resíduos envelhecidos caracterizam-se por já terem sofrido elevados níveis de biodegradação, onde são avaliados através de determinações como: o percentual de matéria orgânica presente em fragmentos de resíduos, denominado teor de sólidos voláteis; a determinação dos diversos materiais ou substâncias que compõem os resíduos sólidos urbanos, constituindo a composição gravimétrica; a avaliação do potencial máximo de geração de biogás, entre outras.

Ao chegar à localidade de disposição, os resíduos novos possuem características bastante heterogêneas, tanto morfológicamente (fisicamente) quanto quimicamente. Diversos agentes, físicos, químicos, microbiológicos, atacam, simultaneamente, estes materiais residuais, transformando-os em substâncias mais simples, quimicamente, e reduzindo-os, ao final do processo biológico anaeróbio, em materiais inertes, mineralizados.

A morfologia dos resíduos é um aspecto de grande importância na etapa do estudo da composição gravimétrica. É através dela que se identificam os mais variados componentes dos resíduos e também que se observa o grau de degradação destes no interior da massa do lixo.

Firmo (2013), em seu estudo sobre a composição gravimétrica de resíduos de várias idades, utilizou as seguintes subdivisões: (1) Matéria orgânica; (2) Papel/Papelão; (3) Plástico; (4) Vidro; (5) Borracha/Couro; (6) Metal; (7) Sanitários; (8) Têxteis; (9) Madeira/Coco; (10) Jardim; (11) Outros; (12) Finos.

Inicialmente, presentes nos resíduos novos, as diferentes frações de naturezas distintas permitem uma fácil identificação e rápida triagem. Após 3,5 anos de degradação, grande parte do material orgânico facilmente degradável foi consumida, restando quantidades consideráveis de materiais medianamente e dificilmente degradáveis. Por fim, completados 5 anos, observam-se as seguintes características residuais: elevado processo de decomposição dos resíduos, caracterizados pelo baixíssimos percentuais de matéria orgânica, papel/papelão, sanitários, têxteis, jardim, e pelos crescentes conteúdos de plásticos e finos; elevada quantidade de plásticos e de materiais finos, cujo diâmetro dos grãos são inferiores a 2,54 cm (1”).

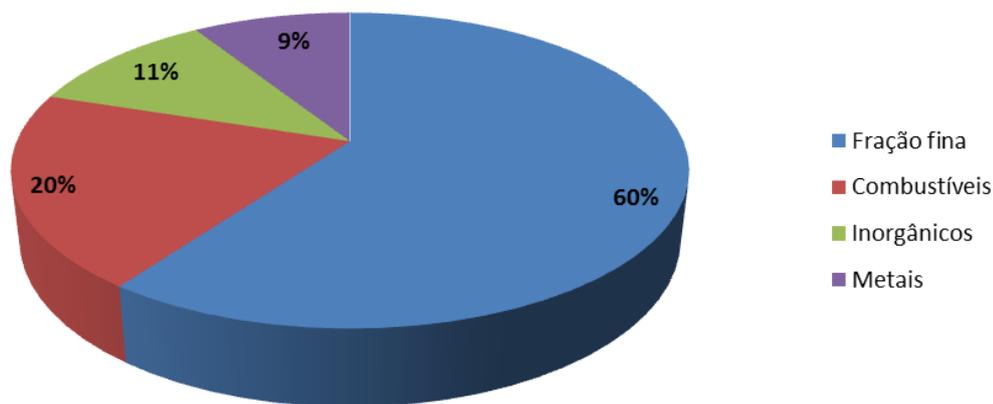
É visível a tendência dos resíduos à granulação, quando submetidos a diversos agentes transformadores / modeladores do ambiente (físicos, químicos e biológicos), e, conseqüentemente, à homogeneização das partículas.

Essa homogeneização das partículas, no processo de separação gravimétrica, dificulta a identificação tacto-visual dos fragmentos de resíduos, evidenciando a necessidade de uso de utensílios para seleção quanto à granulometria do material, como as peneiras estáticas e dinâmicas (Krook et. al., 2012).

Desta forma, com o intuito de facilitar a caracterização gravimétrica de resíduos envelhecidos, com elevado grau de decomposição, pesquisadores como Kurian et. al. (2003), Hull et. al. (2005) e Krook et. al. (2012), estudando resíduos escavados em diferentes regiões e com idades variadas, caracterizaram-nos e analisaram-nos baseando-se nas suas constituições físicas e químicas, conforme estão expostos na Figura 2.

Figura 2 - Composição gravimétrica de resíduos escavados obtidos em doze aterros europeus.

Composição gravimétrica de RSU envelhecidos



Fonte: Krook *et. al.* (2012) citados por Zero Waste Scotland – ZWS (2013).

Através de uma breve análise da Figura 2, nota-se a existência de quatro subgrupos: frações finas (“fine fraction”), constituídas por materiais de granulometria fina (60%, em peso), como solos de cobertura de aterros e resíduos em avançados níveis de decomposição; combustíveis (20-30%, em peso), constituídos por plástico, papel e madeira, visto que estes materiais possuem um elevado poder calorífico (Jucá *et. al.*, 2014); inorgânicos (aproximadamente, 10%, em peso), compostos por materiais como pedras, concretos e vidros; e metais, que envolvem principalmente os metais ferrosos, e ocupam um percentual, em peso, de aproximadamente 1% (Krook *et. al.*, 2012).

2.2 MINERAÇÃO DE ATERROS

Uma atividade iniciada há mais de 50 anos, que tem obtido crescente destaque, sendo adotada por vários países da América do Norte, Europa, Oriente Médio e Extremo Oriente (Figura 3), a mineração de aterros sanitários constitui, atualmente, uma forma de reduzir os passivos ambientais gerados por este método de disposição final dos resíduos sólidos, (FDEP, 2009; KRÜSE, 2015; DANTHUREBANDARA *et al.*, 2015).

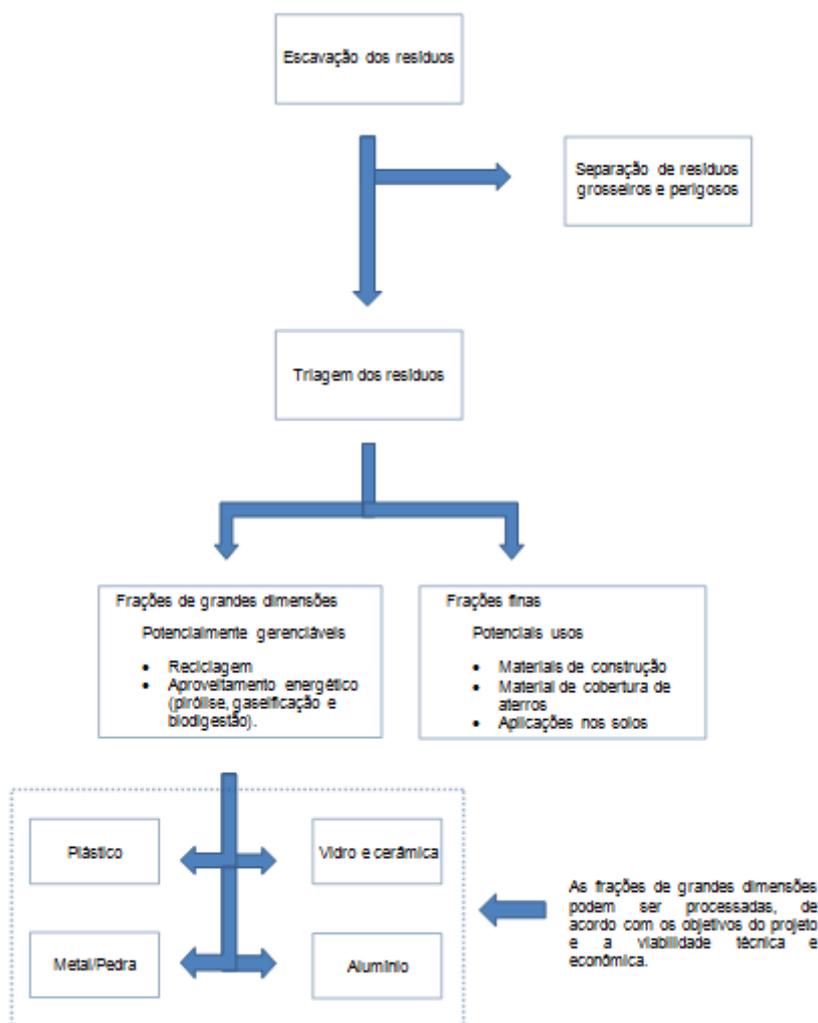
Figura 3 - Aplicação da técnica da mineração de aterros de resíduos sólidos urbanos ao redor do mundo.



Fonte: <http://www.reclaim.gr/landfill-mining-world-map>. Acesso em: 09 dez 2016.

Esta atividade diz respeito ao processo de escavação de resíduos depositados nos aterros, segregação e recuperação dos seus componentes, possibilitando assim, o retorno destas matérias-primas ao ciclo produtivo (FDEP, 2009). Na Figura 4 está exposto um fluxograma das etapas do processo de mineração de aterros.

Figura 4 - Fluxograma representando as etapas do processo de mineração de aterros.



Fonte: Adaptado de FDEP (2009).

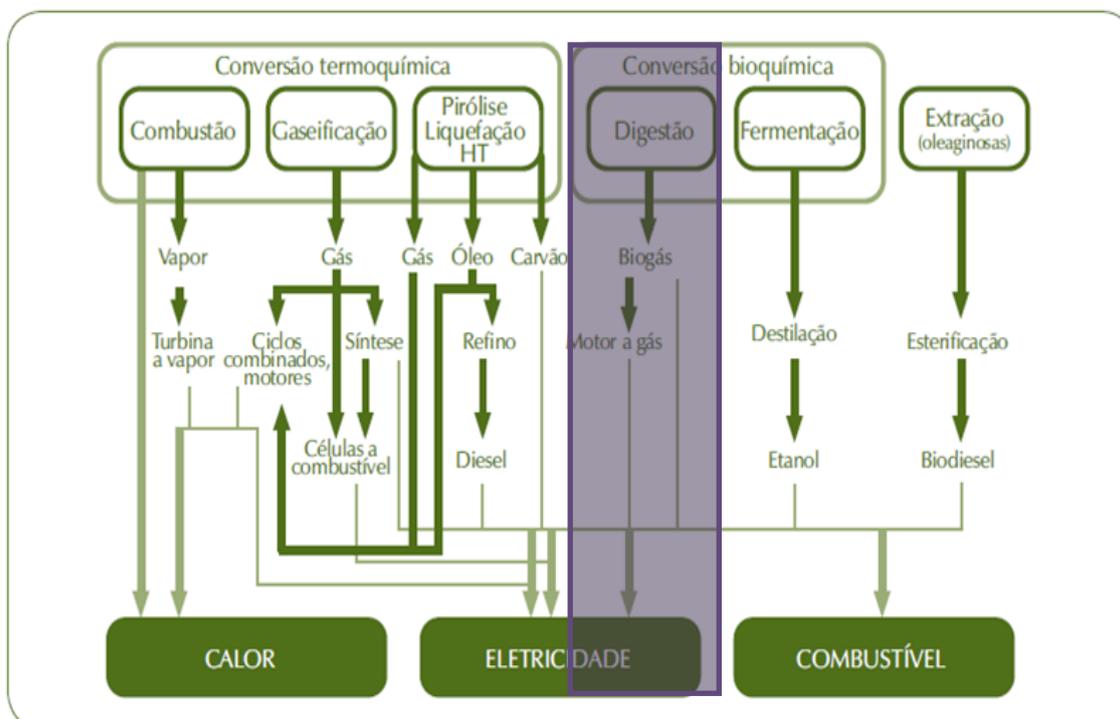
As etapas compreendidas no processo de mineração de aterros são:

- Escavação dos resíduos (“Waste excavation”): constitui-se na etapa de retirada de resíduos envelhecidos, com o auxílio de uma escavadeira ou equipamento semelhante;
- Separação de materiais grosseiros e perigosos (“Separation of bulky waste and hazardous waste material”): refere-se à fase de separação de materiais que possuem propriedades danosas a organismos e materiais presentes no ambiente, reduzindo os riscos de contaminação;

- Triagem de resíduos (“Waste screening”): esta etapa compreende a separação dos resíduos em: maior granulometria (“oversized fraction”) e fração fina (“fine fraction”). Esta separação objetiva facilitar a triagem dos resíduos, onde, através do peneiramento, os resíduos que ficam retidos na peneira são destinados à separação em diferentes subclasses (papel/papelão, madeira, plástico, vidro/cerâmica, alumínio, metal/pedra), e, em seguida, podem ser utilizados como matéria-prima em alguns mercados: reciclagem, combustíveis derivados de resíduos, etc. Já a fração fina é coletada e destinada aos seguintes mercados consumidores: construção civil, material de cobertura de aterros, fertilização do solo (FDEP, 2009).

Do processo apresentado, a fração grosseira (papel/papelão, madeira) pode ser utilizada como matéria-prima para a biodigestão anaeróbia, uma vez que possuem potencial para conversão bioquímica e aproveitamento energético (Figura 5).

Figura 5 - Métodos disponíveis para tratamento de biomassa residual.



Adaptado de Menezes (2015).

De acordo com Eck (2000), Pommier et al. (2007) e Aljaradin e Persson (2012), vários fatores interferem na velocidade de degradação dos resíduos presentes no aterro. Porém, nas regiões onde esta atividade de mineração de aterros é intensa, a ausência de condições climáticas ideais (como baixas temperaturas, baixas médias pluviométricas, etc.) para a ocorrência da biodegradação constitui-se no fator chave para baixa geração de biogás oriundo de aterros. Diante deste pretexto, evidencia-se a importância do reaproveitamento de materiais aterrados, através da técnica da reciclagem, atribuindo valor econômico e alimentando, desta forma, o setor industrial.

2.3 APROVEITAMENTO ENERGÉTICO DE RESÍDUOS ENVELHECIDOS

Constituindo-se como um dos vieses para aproveitamento de resíduos escavados, a utilização e valorização energética dos resíduos envelhecidos podem ser subdivididas em: incineração, gaseificação, biodigestão anaeróbia, etc. (Zaman, 2010).

2.3.1 Incineração

De acordo com Zaman (2010), a incineração consiste num processo de tratamento térmico de resíduos, no qual podem ser usados, como matérias-primas, resíduos brutos ou não processados. Este processo ocorre na presença de quantidade suficiente de ar para oxidar a matéria orgânica. Sob uma temperatura de 850 °C, o resíduo é queimado e convertido em dióxido de carbono, água e materiais não combustíveis (cinzas).

2.3.2 Pirólise/Gaseificação

A pirólise consiste na degradação térmica de resíduos na ausência de ar para produzir gás, líquido (óleo de pirólise) ou sólido (cinzas). Este processo ocorre, geralmente, entre 400-1000 °C (Zaman, 2010).

Já a gaseificação ocorre sob temperaturas superiores às aplicadas na pirólise, 1000-1400 °C, em condições controladas de oxigênio. O produto gasoso contém dióxido de carbono (CO₂), monóxido de carbono (CO), hidrogênio (H₂), metano (CH₄) e água (H₂O), dentre outros elementos-traço (Zaman, 2010).

Ambos os processos são bastante interessantes para reduzir o volume, evitar corrosão e emissão de metais alcalino e pesados presentes nos resíduos sólidos urbanos. Porém, a emissão de dioxinas, óxidos de nitrogênio e compostos orgânicos voláteis, tóxicos ao meio ambiente, faz desses processos semelhantes aos demais (Zaman, 2010).

2.3.3 Biodigestão anaeróbia

A biodigestão anaeróbia refere-se a uma tecnologia de tratamento de resíduos sólidos, que se fundamenta em processos biológicos de decomposição, utilizando como insumo uma variedade de biomassas, na ausência de oxigênio, cujos produtos gasosos são o biogás, composto principalmente por metano (CH_4) e por dióxido de carbono (CO_2), e sólido, matéria orgânica estabilizada (ADEKUNLE e OKOLIE, 2015).

Esta consiste numa alternativa tecnológica bastante viável, sobretudo pelo fato de seus produtos serem alvos de crescente interesse comercial e industrial, além do biogás se constituir num gás com grande potencial para substituir fontes de energia fósseis (ADEKUNLE e OKOLIE, 2015).

Observando-se as tecnologias disponíveis para tratamento de resíduos sólidos, as vantagens econômicas e ambientais da utilização da digestão anaeróbia ante outras tecnologias, principalmente sob o ponto de vista energético, faz desta a tecnologia ideal para a obtenção do máximo aproveitamento energético dos resíduos.

Esta tecnologia abre possibilidade de associação de técnicas provenientes da biotecnologia, visando, desta forma, auxiliar os microrganismos que atuam no processo anaeróbio de decomposição de resíduos sólidos urbanos.

Para a intensificação da biodegradação de resíduos com oito anos de envelhecimento em aterro, a utilização de microrganismos hidrolíticos facultativos é importante, visto que esta é uma fase limitante, na qual estão presentes componentes de alta complexidade e de difícil degradabilidade.

Esta aliança gera grande expectativa sobre a possibilidade de resolução da problemática atrelada à gestão de áreas contaminadas por aterros de resíduos sólidos.

Com a associação de microrganismos, em consórcios, com o objetivo magno de contribuir, veementemente, com o processo biodegradativo de resíduos envelhecidos, ou seja, minerados, almeja-se obter dados satisfatórios de produção de biogás e de parâmetros indicativo de biodegradação, a fim de reforçar e estimular a adoção deste método de tratamento de resíduos.

De acordo com Krook *et. al.* (2012), Kaartinen *et. al.* (2013), Mönkäre *et. al.* (2016), esta atividade de mineração tem como objetivos proporcionar benefícios, como: (1) a recuperação e retorno de materiais e energia ao ciclo produtivo como matérias-primas; (2) ampliar a disponibilidade de área livre para novos aterramentos de resíduos; (3) remediação de aterros, visando prevenir emissões locais.

Aterros de resíduos sólidos antigos constituem-se em fontes de grande diversidade de materiais com alto potencial de recuperação, existindo, atualmente, tecnologias de tratamento e recuperação dos resíduos presentes nos mesmos (FDEP, 2009). Segundo Mönkäre *et. al.* (2016), tecnologias termoquímicas, como a incineração, gaseificação, pirólise, etc. têm sido utilizadas na recuperação desses materiais minerados.

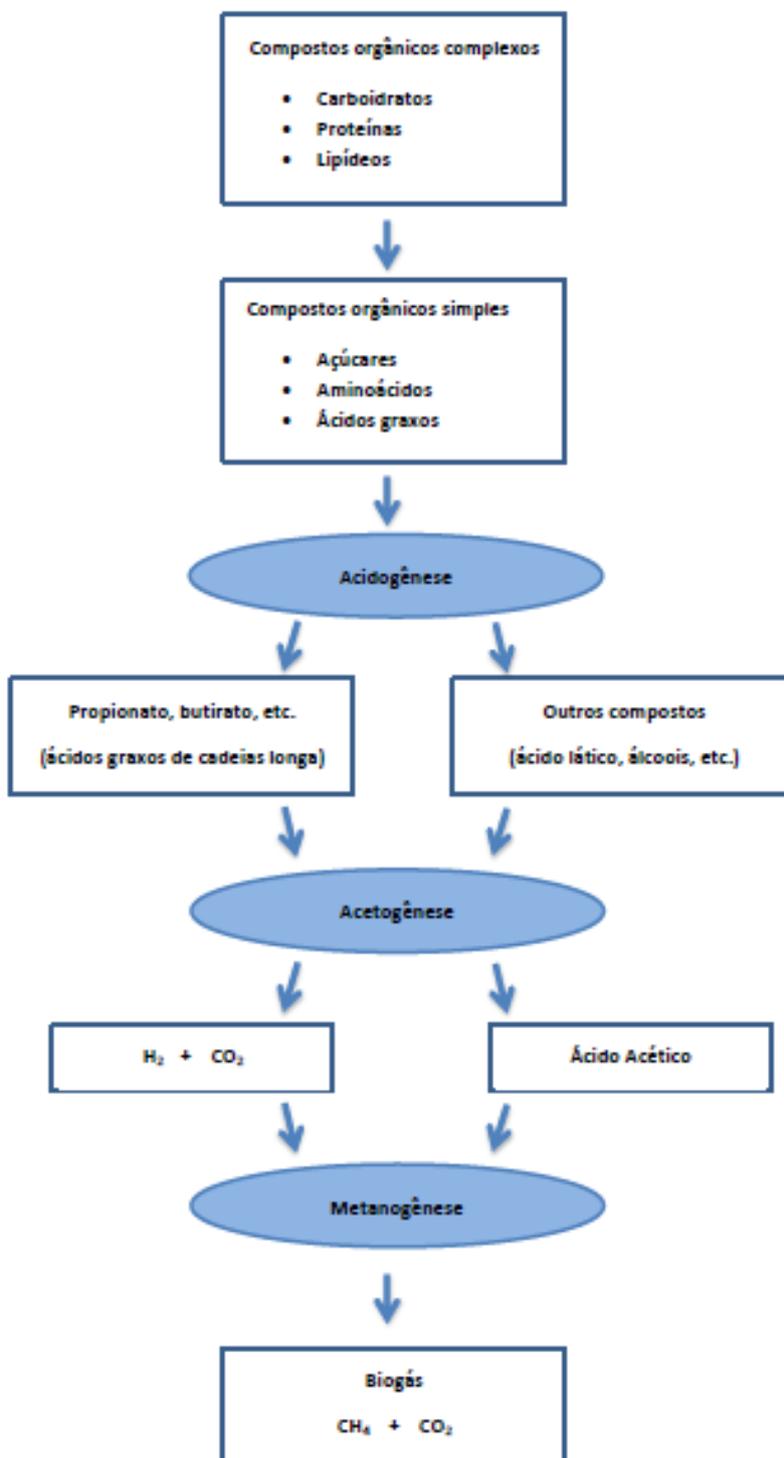
A “energia de resíduos” (“Waste-to-Energy”) consiste no processo tecnológico de recuperação energética, sob a forma de eletricidade ou calor, proveniente dos resíduos (BOSMANS *et. al.*, 2013).

2.3.3.1 Fundamentos da Digestão Anaeróbia

A biodigestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos consiste num processo que ocorre em ambientes livres de oxigênio atmosférico, nos quais consórcios de microrganismos anaeróbios atuam simbioticamente realizando a quebra de cadeias carbônicas complexas (polímeros), sintetizando-as em cadeias mais simples (monômeros), cujos produtos finais são: o biogás, cuja composição

contém, principalmente, metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), conforme exposto na Figura 6, e o lixiviado (PARKIN e OWEN, 1986; FORESTI, 1994).

Figura 6 - Fluxograma do processo de digestão anaeróbia.



Fonte: FNR (2010).

De acordo com Parkin e Owen (1986), o primeiro objetivo do processo de digestão anaeróbia é a estabilização do material orgânico presente no substrato submetido ao tratamento, com as conseqüentes reduções de odores, de massa e de volume e o extermínio de microrganismos patogênicos.

A Figura 4 explicita o processo de conversão de substratos orgânicos a metano, no qual atua vários grupos de microrganismos, executando atividades específicas no processo biorreativo (PARKIN e OWEN, 1986).

Segundo Adekunle e Okolie (2015), a digestão anaeróbia divide-se em quatro fases distintas, nas quais atuam microrganismos específicos para cada etapa. Elas são:

- 1) Hidrólise ou fase fermentativa: é a primeira etapa inicial da digestão anaeróbia. Para realizar esta etapa de hidrólise ou quebra de substâncias orgânicas insolúveis e/ou complexas, determinados microrganismos secretam enzimas, denominadas enzimas extracelulares, as quais convertem essas substâncias em substâncias mais simples, com tamanhos e formas reduzidos o suficiente para permear a parede celular e serem assimiladas pelos microrganismos;
- 2) Acidogênese: subsequente à etapa hidrolítica, a acidogênese caracteriza-se pela acidificação do ambiente anaeróbio, visto que os monômeros produzidos na hidrólise são convertidos em ácidos orgânicos de cadeia curta, como os ácidos butírico, propanoico, acético, álcoois, hidrogênio e dióxido de carbono;
- 3) Acetogênese: os produtos resultantes da fase anterior são utilizados como substrato pelos microrganismos atuantes nesta terceira fase do processo. Observa-se, nesta fase, elevados teores de ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono, produtos da degradação de ácidos graxos de cadeia longa e álcoois;
- 4) Metanogênese: nesta fase, a última do processo bioquímico anaeróbio, ocorre a atuação de bactérias estritamente anaeróbias, denominadas bactérias metanogênicas. Estas bactérias são divididas em:

acetoclásticas e hidrogenotróficas. As acetoclásticas produzem metano e dióxido de carbono a partir da conversão do acetato, através do processo denominado, metanogênese acetoclástica. A outra via de produção de metano constitui-se na metanogênese hidrogenotrófica, cujo processo de obtenção de metano dá-se através de degradação do hidrogênio produzido nas etapas anteriores. Em torno de 70% da produção de metano desta etapa são obtidos através da via acetoclástica, sendo os 30% restantes obtidos através das metanogênicas hidrogenotróficas. Observa-se, desta forma, o papel crucial das metanogênicas acetoclásticas neste processo (KITA *et. al.*, 2016).

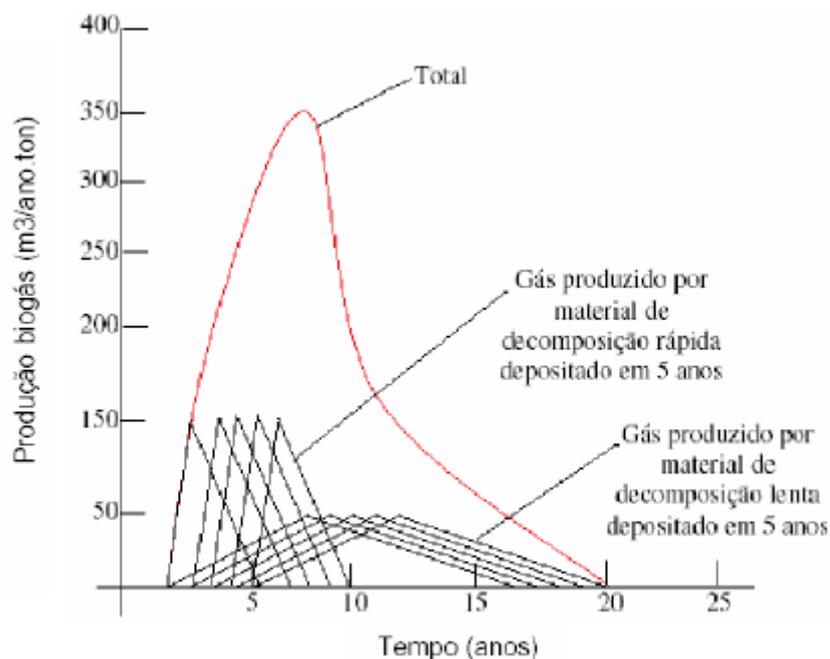
2.3.3.2 Processo de biodegradação de resíduos sólidos urbanos

Os processos biodegradativos atuam nos resíduos sólidos urbanos de diversas formas, devido à sua natureza extremamente heterogênea. Resíduos putrescíveis domésticos e de hortifruticulturas (restos de alimentos, frutas, verduras, hortaliças, etc.), por conter estrutura química “simples”, são mais vulneráveis e menos resistentes à ação de microrganismos. Estes são denominados resíduos facilmente degradáveis, os quais são decompostos em um período de tempo bastante curto (BIDONE e POVINELLI, 1999).

Na sequência, há os resíduos celulósicos (podas de árvores, troncos de madeiras, papéis, papelões, etc.), os quais, por conter uma estrutura química complexa (composta por holoceluloses) e resistente ao ataque microbiano, constituem-se em resíduos medianamente degradáveis, cujo tempo de degradação é mais extenso que os resíduos putrescíveis (BIDONE e POVINELLI, 1999).

Por fim, tem-se os resíduos dificilmente degradáveis ou não-degradáveis, cuja estrutura química é altamente complexa, sendo necessários um período de tempo muito extenso (centenas de anos), ou até mesmo, indeterminado, para a realização da síntese microbiana desses tipos de resíduos. São exemplos desses resíduos: plásticos, pneus, derivados da indústria petroquímica, entre outros (Figura 7) (BIDONE e POVINELLI, 1999).

Figura 7 - O gráfico abaixo se refere ao tempo de decomposição e à geração de biogás de vários tipos de resíduos.



Fonte: Alves (2008).

De acordo com Castilhos Jr. et al. (2003), a degradação de resíduos constitui-se num processo longo, devido às diferentes taxa de biodegradação dos diversos resíduos existentes nos mesmos, conforme expostas na Figura 7.

Há vários fatores que afetam a biodegradação dos resíduos no interior da célula do aterro, dentre eles há de se considerar a granulometria, o grau de compactação, o teor de umidade, visto que são determinantes para a fluidez do processo bioquímico (MACIEL, 2009; ALCÂNTARA e JUCÁ, 2010).

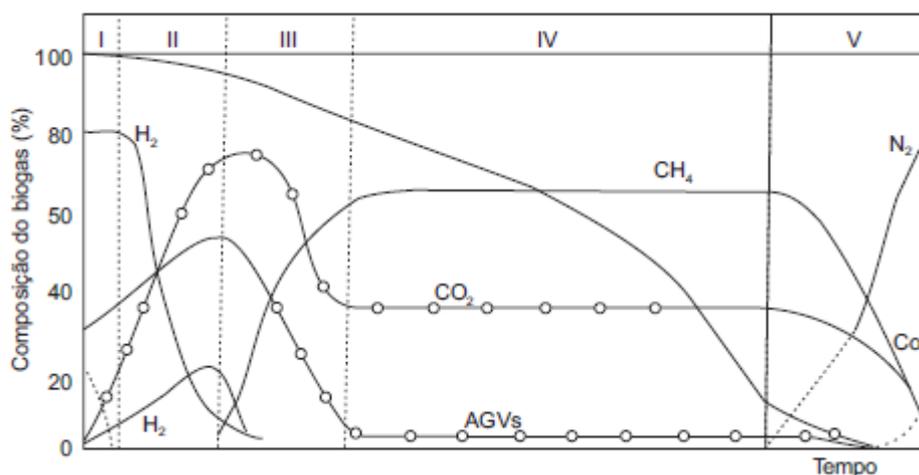
Vale salientar que a condição de isolamento em que o material residual esteja submetido, no interior do maciço de lixo, seja pelo baixo índice de vazios (elevado grau de compactação), seja pelo invólucro em que esteja acondicionado, interfere, consideravelmente, no acesso dos microrganismos a tais biomassas, acarretando, portanto, no seu elevado tempo de degradação (LANDVA e KNOWLES, 1990; DIXON e JONES, 2005).

O processo biodegradativo dos resíduos sólidos urbanos nos aterros gera, como produto gasoso, o biogás, cuja composição compreende uma série de

componentes, representados, majoritariamente, por metano e dióxido de carbono (NASIR et al., 2012).

A fim de possibilitar uma melhor compreensão da presença e da concentração dos componentes gasosos resultantes da degradação dos resíduos sólidos urbanos, é possível observar, na Figura 8, a variabilidade de concentração dos gases durante cada fase da digestão anaeróbia, onde a fase I se refere à etapa hidrolítica, uma fase de transição do meio aeróbio para o meio anaeróbio, passando, em seguida, pelas fases da acidogênese (fase II), acetogênese (fase III), metanogênese (fase IV), e finalizando, na etapa de maturação (fase V). Nesta fase, há um decaimento brusco da concentração de metano, e uma elevação do teor de nitrogênio, sinalizando a finalização da fase biossintética dos resíduos (CASTILHOS Jr. et al., 2003).

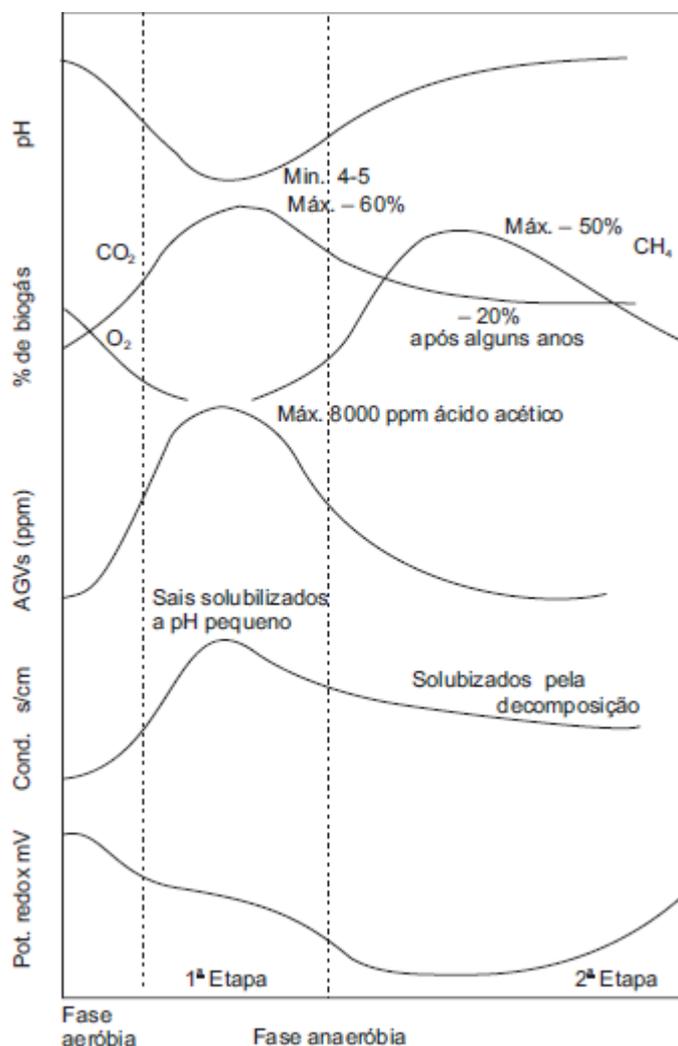
Figura 8 – Comportamento da composição gasosa da degradação dos resíduos sólidos urbanos.



Fonte: Castilhos Jr. et al. (2003)

Castilhos Jr. et al. (2003) também estudaram o desenvolvimento da biodegradação, no âmbito da decomposição bioquímica dos resíduos sólidos, através da análise de parâmetros como pH, composição gasosa do biogás, ácidos graxos voláteis, condutividade elétrica e potencial de oxirredução. Através de permanentes medições de cada parâmetro, puderam-se identificar as características inerentes a cada etapa do processo bioquímico, conforme apresentadas na Figura 9.

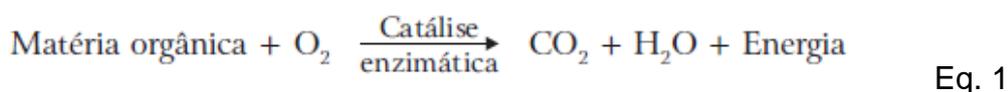
Figura 9 - Principais parâmetros bioquímicos do processo biodegradativo dos resíduos sólidos urbanos.



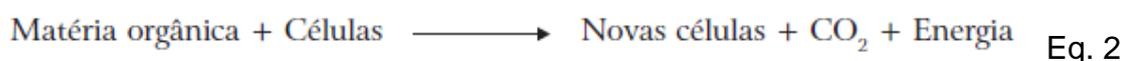
Fonte: Castilhos Jr. et al. (2003)

Conforme mencionadas anteriormente, as Figuras 8 e 9 descrevem, integralmente, todo o processo biodegradativo ocorrente em um aterro sanitário, desde a disposição dos materiais residuais até a etapa de maturação.

Ao observá-las, esmiuçadamente, depreende-se que, na Fase I (aeróbia), há presença do elemento oxigênio, cujas condições adequadas ao crescimento de microrganismos aeróbios (principalmente bactérias, leveduras e fungos), há reações como as exotérmicas mostradas nas equações 1 (referente à oxidação aeróbia da matéria orgânica) e 2 (referente à reação global de oxidação do carbono).



Esta reação intermediada por catálise enzimática é exotérmica, ou seja, há liberação de energia, que será parcialmente utilizada na síntese de novas células, na fase de multiplicação dos microrganismos existentes (CASTILHOS Jr. et al., 2003). De acordo com este mesmo autor, considerando-se somente a oxidação do carbono, é possível apresentar a reação global da seguinte maneira:



Assim, a criação de novas células aliada ao processo de oxidação da matéria orgânica consomem o oxigênio disponível no ambiente recém-aterrado (CASTILHOS Jr. et al., 2003).

Esta fase é caracterizada pelo curto tempo de duração. Em média, dura um mês, no qual há um rápido consumo da quantidade limitada de oxigênio existente. Outras características dessa fase são: ocorrência de grande liberação de calor, cujo resultado é a elevação da temperatura no interior do aterro, atingindo valores superiores à temperatura ambiente; altas concentrações de sais dissolvidos nos lixiviados; além da grande formação de dióxido de carbono e hidrogênio, que é particularmente influenciada pela baixa umidade dos resíduos (CASTILHOS Jr. et al., 2003).

Na Fase II, subsequente à Fase I, tem-se início a Fase Anaeróbia da decomposição dos resíduos, cujo destaque dá-se pelo decréscimo contínuo do teor de oxigênio até um ponto de esgotamento das moléculas deste elemento. Constitui-se assim, um ambiente ideal para a existência de microrganismos facultativos, que dominam o ambiente preenchido pela massa de resíduos. Esta etapa de hidrólise é caracterizada pela síntese, via catálise enzimática, de substâncias putrescíveis como celulose entre outros, a fim de que atinjam o tamanho suficientemente pequeno para permitir sua passagem através da membrana celular das bactérias (Castilhos Jr. et al., 2003).

Neste período alta atividade biológica, atuando na simplificação dos componentes orgânicos, identifica-se uma elevada produção de ácidos orgânicos, cetonas, álcoois, NH_3 , H_2 e CO_2 . Estabelece-se, assim, a fase acidogênica (Castilhos Jr. et al., 2003).

Nesta fase, são observadas as seguintes características: elevados níveis de ácidos graxos voláteis (AGV), decaimento brusco do pH ambiente, sais solubilizados a pH baixo, decrescimento gradual do potencial óxido-redução, conforme análise das Figuras 9 e 10.

Na fase seguinte, a Fase Acetogênica, é caracterizada, principalmente, pela alta produção de ácido acético. Inicia-se o surgimento de microrganismos metanogênicos, favorecidos pelo constante consumo dos ácidos presentes na fase acidogênica e pela elevação dos valores de pH.

Com isso, repara-se a formação de dois grupos de bactérias metanogênicas: acetoclásticas e hidrogenotróficas. De acordo com Kita *et. al.* (2016), há um grupo responsável pela clivagem do acetato em metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), denominado metanogênicas acetoclásticas; e um grupo que atua na redução do CO_2 com hidrogênio, chamado metanogênicas hidrogenotróficas.

2.3.3.2 Fatores que influenciam na biodegradação de resíduos sólidos urbanos
Abbasi et al. (2012) mencionam uma série de fatores, que, conjuntamente, determinam a condição ótima para a degradação microbiana dos resíduos sólidos e proporcionar a produção de um biogás rico em metano. Eles são:

- 1) Superfície específica do substrato: quanto maior a superfície específica do substrato, mais eficiente será o contato microrganismo-substrato. Esta condição reflete diretamente na maior facilidade e rapidez do processo digestivo. É devido a esta razão que os substratos são triturados.
- 2) Relação carbono/nitrogênio (C/N): refere-se à proporção de carbono e nitrogênio presente na amostra. Este parâmetro é um importante indicador para o controle do tratamento biológico da biodigestão

anaeróbia (YAN *et. al.*, 2015). No processo de digestão anaeróbia, muitos estudos adotam o intervalo entre 20:1 – 30:1, com relação ótima considerada ótima, de 25:1 (ESTEVES *et. al.*, 2012). Porém, se essa relação é muito alta, haverá um rápido consumo de nitrogênio pelas metanogênicas, devido à elevada necessidade de proteínas. Já numa situação inversa, quando essa relação é muito baixa, ocorre a liberação de nitrogênio, que se acumula na forma de amônia. Esse processo reflete diretamente no valor do pH, que se eleva, podendo atingir valores superiores a 8,5, tornando o ambiente tóxico à atuação e existência de microrganismos metanogênicos.

Para manter níveis ideais de relação C/N no material a ser digerido, é necessária a realização de uma mistura de materiais com alta e materiais com baixa relação C/N.

- 3)** Teor de umidade: a umidade, no interior da massa de lixo, proporciona um maior contato entre microrganismos, seus substratos e outros fatores necessários para o crescimento. Uma elevação do teor de umidade interfere diretamente na possibilidade de contato microrganismo-substrato, assim como no contato substrato-substrato, produzindo reações químicas. Além disso, este parâmetro confere, ao ambiente interno do biodigestor, uma maior troca entre o meio sólido-líquido, sendo imprescindível para um aumento da geração de biogás (KLINK e HAM, 1982; ECK, 2000; AL SEADI *et. al.*, 2008; SAMIR, 2011).
- 4)** Potencial Hidrogeniônico (pH): No ambiente anaeróbio, o comportamento do pH assemelha-se ao da temperatura. Os microrganismos presentes nas primeiras etapas da degradação anaeróbia (hidrólise e acidogênese) atuam sob um pH com valores entre 5,2 – 6,3 (FNR, 2010). Durante as etapas iniciais de digestão, há um decaimento do valor do pH, devido à elevada produção de ácidos orgânicos. Em seguida, há um aumento da concentração de amônia, como reflexo da digestão do nitrogênio. Ocorre assim uma elevação do pH ambiente. Por fim, quando a produção de metano se estabiliza, o

valor deste parâmetro se localiza entre 7,2 – 8,2 (KHANAL et al., 2004; KIM et al., 2004; ABBASI et al., 2012; AL SEADI et al., 2008).

- 5) **Temperatura:** É um dos fatores mais importantes que afetam a estabilidade e o desempenho do processo de digestão anaeróbia (LIN *et. al.*, 2016). Convencionalmente, a biodigestão mesofílica é realizada temperaturas mesofílicas (35-37°C) (KIM *et. al.*, 2006). Na condição termofílica, a temperatura ideal é 55°C. Contudo, no tocante ao balanço energético, quando feita uma comparação entre as condições termofílica e mesofílica, vê-se que a mesofílica apresenta-se como alternativa mais vantajosa ante a termofílica. É possível mencionar isto, devido às condições termofílicas apresentarem maior dificuldade de controle do processo anaeróbio, além de exigirem maior quantidade de energia na forma de calor, para manutenção da temperatura elevada dos biorreatores (AL SEADI et al., 2008; SAMIR, 2011; ABBASI et al., 2012).
- 6) **Ácidos graxos voláteis (AGV):** Este parâmetro constitui-se em um dos indicadores da ocorrência de instabilidade no processo de digestão anaeróbia. Os ácidos graxos voláteis são componentes intermediários (tais como acetato, propionato, butirato, lactato), produzidos ao longo da fase acidogênica, cuja estrutura química contém número de carbono acima de seis. Na maioria dos casos, a instabilidade do processo anaeróbio resulta no acúmulo de AGV no biodigestor, que, por sua vez, resulta no decaimento do valor do pH, tornando o ambiente ácido, desfavorável à etapa metanogênica (AL SEADI et al., 2008; LEE et al., 2014; SILAS, 2015).

2.3.3.3 Microbiologia de resíduos sólidos

2.3.3.3.1 Tolerância ao oxigênio livre

No tocante à tolerância dos microrganismos à presença de oxigênio livre, há três grupos de bactérias:

- 1) **Aeróbios estritos:** são caracterizados pela alta atividade biológica, degradando o substrato unicamente na presença de oxigênio molecular. Na presença de oxigênio molecular livre, desempenham importante

papel na degradação de resíduos. Contudo, não suportam ambientes livres deste elemento.

- 2) Anaeróbios facultativos: possuem flexibilidade para tolerar ambientes com presença ou ausência de oxigênio molecular. Na existência deste elemento, as bactérias utilizam-no para a atividade enzimática e a degradação de resíduos.
- 3) Anaeróbios restritos: fazem-se presentes em ambiente isentos de oxigênio molecular. Alguns anaeróbios caracterizam-se por serem grandes produtores de ácidos, ao passo que outros anaeróbios são eficientes na redução do sulfato (SO_4^{2-}) para gás sulfídrico (H_2S). Há possibilidade de existência de anaeróbios em ambientes aeróbios, porém não desempenham atividade celular normal, dentre as quais degradação de substratos em ambientes com oxigênio molecular.

2.3.3.3.2 Habilidade enzimática para degradar substratos

Conforme citado anteriormente, a degradação microbiológica dá-se através da atividade de enzimas excretadas pelos inúmeros microrganismos presentes na massa de resíduos. Estas enzimas consistem em um conglomerado de moléculas protéicas que atuam na catálise de reações bioquímicas, acelerando-as. Há dois tipos de enzimas degradadoras de substrato, endoenzimas e exoenzimas, as quais são classificadas de acordo com seu ambiente de atuação, dentro ou fora da célula, e de acordo com o tipo de substrato ao qual degrada (GERARDI, 2003). Cada endoenzima e exoenzima atuam na degradação de um substrato específico ou grupo de substrato, tais como enzimas celulolíticas atuam sobre a celulose, enzimas amilolíticas atuam sobre o amido, enzimas ligninolíticas atuam sobre a lignina, etc. (NIGAM, 2013).

As endoenzimas atuam no interior da célula, a partir do instante em que a partícula de substrato permeia a parede celular (GERARDI, 2003).

Diferentemente destas, as exoenzimas atuam na região extracelular, a partir do seu lançamento pelas células bacterianas. Uma vez em contato com o

substrato, estando em sua forma particulada ou coloidal, estas bactérias o solubilizam ao ponto de entrar em contato e atravessar a parede celular (GERARDI, 2003).

A partir deste momento, as endoenzimas assumem o papel na degradação final, dando início ao processo de assimilação das substâncias presentes no substrato realizado pelas diversas organelas celulares (GERARDI, 2003).

2.3.3.3.2 *Bactérias acetogênicas*

As bactérias formadoras de acetato ou acetogênicas crescem numa relação simbiótica com as metanogênicas, visto que o acetato é matéria-prima para as metanogênicas no processo de formação do metano. Além disso, ao formar o acetato, as acetogênicas, obrigatoriamente, formam o hidrogênio. Estas bactérias sobrevivem, somente, em dois cenários: em primeiro lugar, se houver, no ambiente, concentrações ínfimas de hidrogênio; em segundo lugar, se a produção de hidrogênio, resultante da atividade metabólica de conversão do acetato, é continuamente removida, o que impede o aumento de níveis de hidrogênio no ambiente. Isto é atingido quando há relação simbiótica das acetogênicas com as bactérias metanogênicas hidrogenotróficas (GERARDI, 2003).

2.3.3.3.3 *Bactérias redutoras de sulfato*

As bactérias redutoras de sulfato podem ser encontradas atuando juntamente com as bactérias acetogênicas e com as bactérias metanogênicas. Havendo sulfato disponível, há multiplicação das bactérias redutoras de sulfato. Este fenômeno consome hidrogênio e acetato, mesmos substratos consumidos pelas bactérias metanogênicas. Ante este cenário, inicia-se assim, uma competição entre grupos de microrganismos (GERARDI, 2003; YUAN e ZHU et al., 2016).

Quando as bactérias redutoras de sulfato e as metanogênicas competem entre si por acetato e hidrogênio, as bactérias redutoras de sulfato obtêm mais facilmente acetato e hidrogênio do que as metanogênicas, quando em ambientes com baixas concentrações de acetato. Já o gás sulfídrico produzido pelas bactérias redutoras de sulfato tem maior efeito inibidor, a baixas

concentrações, sobre as metanogênicas e as bactérias redutoras de sulfato do que sobre as acidogênicas (SILES *et. al.*, 2010).

2.3.3.3.4 Bactérias metanogênicas

Bactérias metanogênicas são sensíveis à presença de oxigênio, porém isto não é uma desvantagem. Elas são encontradas em ambientes ricos em compostos orgânicos degradáveis. Porém, o oxigênio produzido nestes ambientes é rapidamente decomposto, evitando afetar, desta forma, sua atividade biológica (GERARDI, 2003; ALI SHAH *et. al.*, 2014).

Determinadas bactérias metanogênicas não contém ácido murâmico, nem envelope em sua parede celular, as quais atuam como uma proteção adicional. A ausência destas estruturas tornam estas bactérias vulneráveis às adversidades de vários ambientes, como à toxicidade de vários ácidos graxos. Além do mais, choques surfactantes e hipotônicos quebram facilmente a parede celular das metanogênicas, que não têm este envelope (GERARDI, 2003; LIU *et. al.*, 2016).

As bactérias metanogênicas crescem como consórcio microbiano, suportam elevadas concentrações de sais e são anaeróbias estritas.

O tempo reprodutivo ou tempo de geração para estas bactérias varia de três dias, a temperaturas em torno de 35°C, até 50 dias, a temperaturas de 10°C. Devido ao longo tempo de geração de metano, são necessários elevados tempos de retenção hidráulica (TRH) em digestores anaeróbios, a fim de garantir o crescimento máximo das populações metanogênicas para a completa degradação dos substratos orgânicos. Desta forma, são necessários, no mínimo, 12 dias para se obter uma extensa população metanogênica (GERARDI, 2003; ARSOVA, 2010).

As bactérias metanogênicas obtêm sua energia através de um número reduzido de substratos simples, conforme expostos na Tabela 1.

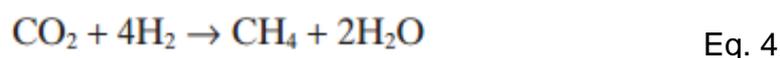
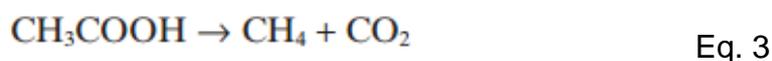
Tabela 1 - Substrato utilizados pelas bactérias metanogênicas.

Substrate	Chemical Formula
Acetate	CH ₃ COOH
Carbon dioxide	CO ₂
Carbon monoxide	CO
Formate	HCOOH
Hydrogen	H ₂
Methanol	CH ₃ OH
Methylamine	CH ₃ NH ₂

Fonte: (GERARDI, 2003).

Além disso, cada bactéria metanogênica tem um substrato ou grupo de substratos específico que pode degradar. O hidrogênio constitui-se num substrato universal para as metanogênicas, já o dióxido de carbono pode ser utilizado como uma fonte de carbono inorgânico nas formas de carbonato (CO₃²⁻) ou bicarbonato (HCO₃⁻), como também servir como um terminal acceptor de elétrons liberados pelos substratos degradados (LIU *et. al.*, 2016).

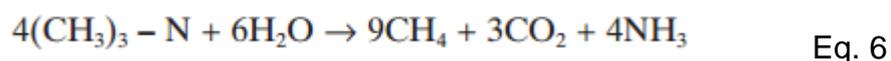
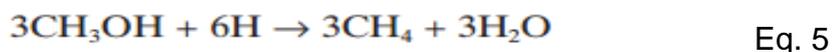
No que tange às vias de produção de metano, conforme mencionado anteriormente, a maior parte do metano produzido em biodigestores anaeróbios provém do uso de acetato (Eq. 3) e de hidrogênio (Eq. 4) pelas bactérias metanogênicas. O processo de fermentação de substratos como o acetato (síntese acetoclástica) culmina na produção de metano, o qual também é produto do processo de redução do dióxido de carbono (GERARDI, 2003; ARSOVA, 2010; PAP e MARÓTI, 2015). Estas vias consistem nas principais do processo de formação do metano.



Por outro lado, a fermentação do propionato (CH₃CH₂COOH) e do butirato (CH₃CH₂CH₂COOH) consiste em vias de formação de metano de forma menos intensa (LIU *et al.*, 2016).

No que diz respeito aos grupos de bactérias formadoras de metano, além das metanogênicas acetoclásticas e hidrogenotróficas, há, ainda, as

metanogênicas metilotróficas (Eq. 5). Estas se caracterizam por crescerem em meio a substratos contendo o grupo metil (-CH₃), como os substratos metanol (CH₃OH) e metilamina [(CH₃)₃-N] (Eq. 6).



A utilização de uma variedade de substratos pelas bactérias metanogênicas resulta em uma variedade de ganhos de energia pela bactéria. Como exemplo, pode-se mencionar que há um maior ganho de energia pelas metanogênicas hidrogenotróficas no processo de formação de metano, do que pelas bactérias acetoclásticas na degradação do acetato (GERARDI, 2003). Embora a produção de metano via consumo de hidrogênio seja energeticamente mais efetiva para as metanogênicas, este método responde por apenas 30% da produção de metano. Os 70% restantes referem-se à via de produção através do consumo do acetato. Esta ocorrência se dá devido à carência de hidrogênio no ambiente (GERARDI, 2003).

2.3.3.3.5 O Consórcio Microbiano

Tem-se constatado, nos últimos anos, um crescente interesse na engenharia de consórcios microbianos, que se constituem em populações microbianas de múltiplas interações. Este crescente interesse dá-se devido às seguintes características básicas: capacidade de desempenhar funções complexas, o que é impossível para populações individuais, e também devido à sua maior resistência a variações ambientais, sejam elas pH, temperatura, carga orgânica, etc. (BRENNER, 2008; NIGAM, 2013).

Para uma melhor compreensão, faz-se necessário esmiuçar essas características intrínsecas dos microrganismos, que, devido à existência de relações simbióticas, adquirem competências adicionais (BRENNER, 2008; NIGAM, 2013).

- I) Resistência a variações ambientais – Esta característica é fundamental para a perfeita realização das atividades dos microrganismos envolvidos no consórcio, sem que haja queda de rendimento;
- II) Socialização – Essa característica decorre da capacidade de comunicação mútua, seja pela troca de metabólitos, ou de sinais moleculares, cada população ou indivíduo responde à presença do outro;
- III) Divisão de tarefas – A produção global do consórcio resulta da combinação de atividades desenvolvidas por cada indivíduo (BRENNER, 2008).

1) Populações mistas são capazes de desempenhar tarefas complexas

Essa capacidade ocorre unicamente de modo conjugado, sendo impossível o desenvolvimento desta característica em organismos individuais.

A divisão ou o equilíbrio de duas ou mais atividades, de tal maneira a serem eficientemente realizadas pode representar um estágio fundamental em algumas situações. Exemplo disso é a dificuldade que uma célula apresenta em metabolizar, por vias independentes, cinco ou seis carbonos oriundos da degradação da lignocelulose. Em populações mistas, as funções podem ser divididas, evitando a sobrecarga ou depreciação da capacidade de degradação (BRENNER, 2008).

2) Habilidade para realizar tarefas complexas

Esta habilidade é identificada quando determinados tipos de células realizam etapas diferentes, porém conjuntamente. Como exemplo, micróbios celulolíticos produzem e excretam diferentes componentes protéicos (por exemplo, proteínas estruturais e enzimas), que formam celulosomas (complexos multi-enzimáticos (Ximenes e Felix, 2008)) extracelulares que são capazes de degradar a celulose (BRENNER, 2008; PARAWIRA, 2011).

3) Populações mistas têm resistência a variações ambientais

A atuação em conjunto com outros microrganismos, ou seja, em comunidade, agrega habilidades adicionais aos indivíduos, tais como resistência a variações ambientais e estabilidade temporal (BRENNER, 2008; PARAWIRA, 2011).

Quando comparado à atuação individual, os aglomerados têm a capacidade de resistir à ação de invasores de outras espécies. Além disso, os aglomerados microbianos podem resistir a período de tempo com escassez de nutrientes, devido à diversidade de formas metabólicas e combinações entre espécies no interior da comunidade microbiana (BRENNER, 2008; PARAWIRA, 2011).

O ato de aglomerar em comunidades confere aos microrganismos habilidades adicionais, conforme apresentadas anteriormente. O constante confronto do desempenho de aglomerados microbianos com o de microrganismos individuais possibilita uma clara compreensão das vantagens daqueles ante estes, o que suscita inúmeras possibilidades de atuação dos consórcios microbianos nos vários ramos da ciência, dentre eles a Engenharia Genética e Engenharia Molecular (NIGAM, 2013).

Seguindo neste raciocínio, a aplicação de técnicas biotecnológicas sobre a degradação de resíduos sólidos urbanos, no caso, resíduos envelhecidos, surge como uma alternativa bastante promissora, no intuito do aproveitamento energético do biogás proveniente da biodegradação de resíduos sólidos urbanos envelhecidos. Além disso, possibilita a redução do passivo ambiental gerado pelo aterramento de resíduos (NIGAM, 2013).

2.3.3.4 Estimativa do Potencial de Geração de biogás

Os resíduos sólidos urbanos consistem em um conjunto de materiais heterogêneos, nos quais há uma diversidade de substâncias de variada complexidade: fácil, mediana e difícil biodegradabilidade (BIDONE e POVINELLI, 1999).

Baseando-se, fundamentalmente, na estrutura bioquímica dos inúmeros componentes que compreendem o universo denominado resíduo sólido

urbano, pode-se iniciar um entendimento do potencial biodegradativo dos resíduos sólidos urbanos.

2.3.1 Teor de Sólidos Voláteis

Este é um parâmetro de grande importância para a caracterização de qualquer biomassa, visto que o mesmo refere-se diretamente à quantidade de material carbonáceo orgânico que determinada biomassa possui, no caso, resíduo sólido urbano (FIRMO, 2013).

De acordo com WHO (1978), este parâmetro refere-se à quantidade de massa de resíduo seca que pode ser volatilizada quando submetida a uma temperatura em torno de 550°C.

Tomando-se por base esta definição, a determinação do teor de sólidos voláteis é um fator indispensável para se estimar o potencial de produção de biogás de uma determinada amostra de resíduo. Através do acompanhamento constante da variação temporal deste parâmetro, pode-se identificar alterações das propriedades físicas, químicas e biológicas do material residual (FIRMO, 2013).

GODIN et. al. (2015) alerta sobre a necessidade da determinação de características químicas dos substratos, como teores de lignina, hemicelulose, celulose, amido, açúcar solúveis totais, entre outros, como fatores primordiais para o entendimento do processo bioquímico anaeróbio.

2.3.1 Teste que estima o Potencial Bioquímico de Metano de biomassas residuais

Para estimar a produção de biogás dos resíduos sólidos urbanos, pode-se fazer uso de alguns modelos que possibilitam quantificar a produção de gás em aterros, sendo possível adaptá-los às condições de biorreatores de pequena escala, como os ensaios que avaliam o potencial bioquímico de metano, ou BMP (Biochemical Methane Potential).

Labatut et al. (2011) mencionam que o teste BMP é mais utilizado para esclarecer quais tipos de substratos, a partir de uma matriz de substratos potenciais, têm o mais alto potencial de biometano. Os resultados desse ensaio

demonstram o grau de biodegradabilidade dos substratos, além do tempo de incubação (digestão) do material no interior do biorreator.

Para a realização do cálculo da produção de biogás e biometano, este método de quantificação exige análises complementares do mesmo. No entanto, a maior dificuldade existente para a quantificação exata da produção global de biogás provém da solubilidade do dióxido de carbono no meio aquoso em pleno processo digestivo, visto que é influenciada por alguns fatores como pressão de gás, pH, razão headspace/volume de líquido (interface entre os meios aquoso e gasoso) e o equilíbrio termodinâmico existente entre dióxido de carbonatos/bicarbonatos de cálcio e magnésio (BIRCH et. al., 1989).

O aparato esquemático do ensaio BMP utilizado neste trabalho foi adaptado do trabalho realizado por Hansen et al. (2004), que utilizou, como biorreator, um frasco de vidro, com volume útil de dois litros, e como forma de vedação, um septo de borracha na sua extremidade, a fim de garantir a estanqueidade e o isolamento do equipamento para com o meio externo.

No processo de montagem dos biorreatores, utilizou-se, como substrato padrão, uma mistura (1:1) de avicel e pó de celulose. No processo de purgação dos biorreatores, aplicou-se um fluxo de uma mistura gasosa de nitrogênio e dióxido de carbono, na proporção de 80%:20%, respectivamente (Hansen et al. 2004).

Para a coleta e a realização das análises quantitativas do biogás, utilizou-se uma seringa de 1 mL e um cromatógrafo gasoso equipado com uma coluna capilar, um detector de ionização em chamas, e uma mistura padrão gasosa de metano em nitrogênio.

Desenvolvida por Hansen et al. (2004) e largamente utilizada em inúmeros trabalhos científicos, a metodologia supracitada foi adaptada e aperfeiçoada ao longo do tempo, a fim de avaliar a geração de biogás com o maior grau de precisão possível.

A determinação do teor de sólidos voláteis de biomassas residuais é tida como de grande importância, devido à sua utilização não somente para determinar o

grau de biodegradabilidade do resíduo, mas também para se ter conhecimento do volume de biogás produzido por unidade de massa de resíduo (mL/gMS) (GUNASEELAN, 1997).

A adoção desta relação entre unidades permite uma melhor comparação e discussão dos resultados obtidos com a literatura existente.

CAPÍTULO 3 – METODOLOGIA

3.1 INTRODUÇÃO

Neste capítulo, estão apresentadas as atividades desenvolvidas em campo e em laboratório, desde a coleta dos resíduos, no aterro, passando por todos os processos, descritos no Quadro 1, finalizando com a obtenção de resultados referentes à produção de biogás e metano. Esta série de processos objetiva ao conhecimento das características referente ao avançado nível de decomposição em que se encontra a amostra coletada (8 anos de decomposição).

Quadro 1 – Descrição dos equipamentos e análises realizadas nas etapas desenvolvidas na pesquisa.

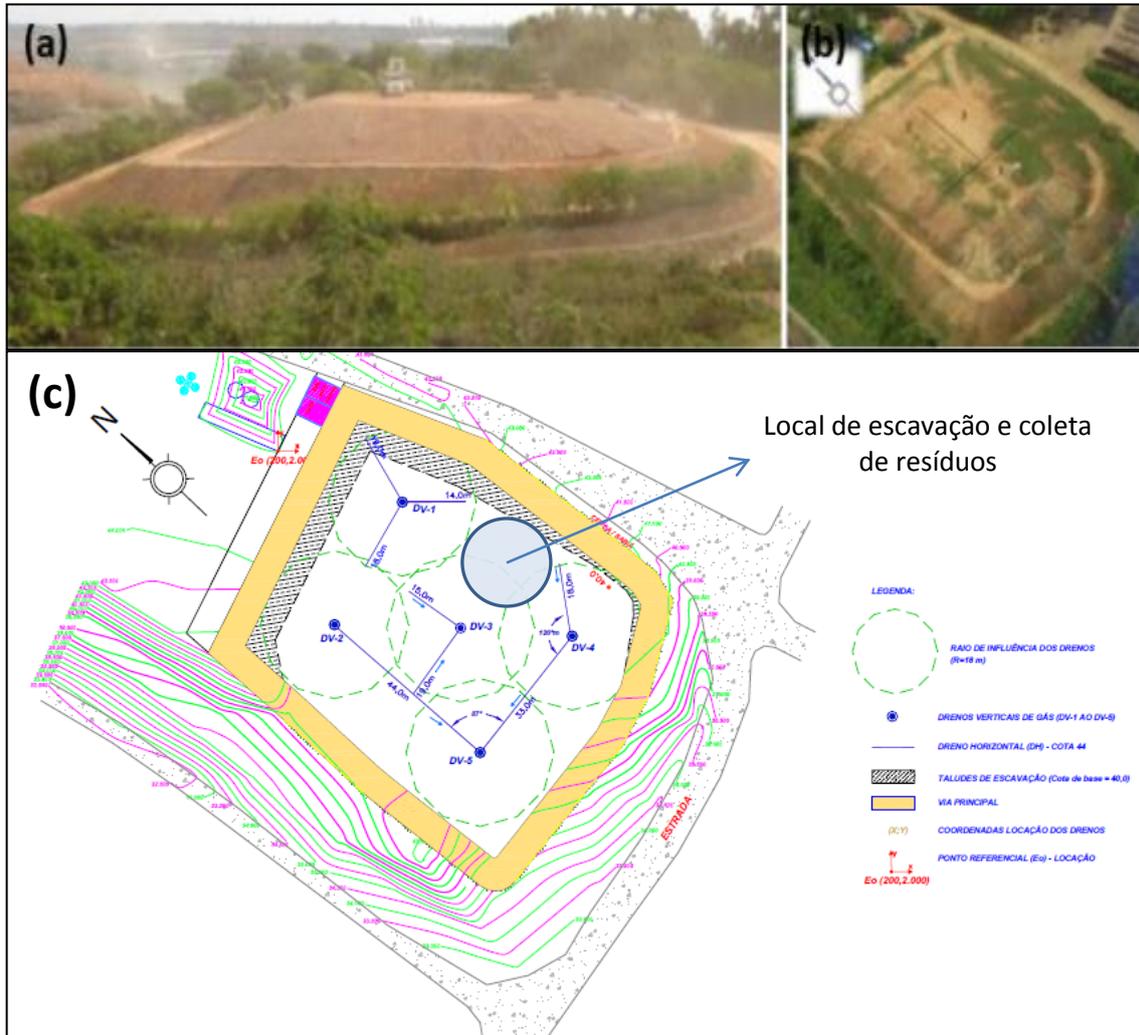
Área	Equipamento utilizado	Análises	Qtde	Finalidade
Física	Escavadeira, peneira, balança	Composição Gravimétrica	150 kg	Identificar componentes do lixo
	Estufa de secagem, balança	Umidade	1,5 kg	Qtde de água presente no lixo
	Moinho de Facas	Trituração do lixo	3 kg	Redução da granulometria do lixo
Bioquímica	pHmetro	pH	150 g	Nível de acidez do lixo
	Condutímetro	Condutividade elétrica	150 g	Quantidade de sais no lixo
	Cadinhos, forno mufla (550°C)	Sólidos voláteis	5 g	Quantificar a gração biodegradável
	BMP tradicionais, BMP-Inox e AMPTS II	Potencial de geração de biogás	5 g	Estimar o potencial de biogás e CH ₄
Microbiológica	Autoclave, Meio NA, criotubos	Criação do consórcio microbiano	2,5 mL	Potencializar a biodegradação do lixo
	Centrífuga, Espectrofotômetro	Ident. Microrganismos	3 mL	Identificação (gênero e espécie)
Química	Cromatógrafo gasoso, TCD	Quantificação do biogás	1 mL	Concentração de CH ₄ e CO ₂

Neste capítulo estão sendo apresentadas a descrição e o detalhamento de cada ensaio realizado.

3.2 DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O Aterro Experimental está localizado no Aterro Controlado da Muribeca (Figura 10), encerrado desde junho de 2009, situado no município de Jaboatão dos Guararapes/PE. Este aterro foi projetado por Jucá et al. (2006) e construído por Maciel (2009), ocupando uma área de base de 5.993,00 m² e altura máxima de 9,0 m, distribuído em dois patamares com 3,0 m e 6,0 m de altura. A capacidade de armazenamento de resíduos sólidos urbanos da referida célula é de, aproximadamente, 37.000,00 toneladas e volume estimado em 35.208,90 m³.

Figura 10 - Vistas lateral (a) e superior (b) da área célula experimental, e (c) localização da escavação e coleta do material residual.



3.3 COLETA E CARACTERIZAÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RESÍDUOS ATERRADOS

Figura 11 - Procedimento de escavação/mineração dos resíduos aterrados: (a) remoção da cobertura vegetal; (b) remoção da camada de cobertura; (c) e (d) coleta de resíduos envelhecidos.



Fonte: O autor (2016)

O estudo gravimétrico dos resíduos foi realizado por meio da técnica de quarteamento, conforme metodologia sugerida pela NBR 10.007 (2004), a qual também foi adotada em pesquisas desenvolvidas por Mariano *et. al.* (2007), Maciel (2009) e Firmo (2013).

Em seguida, os resíduos envelhecidos foram segregados com base na adaptação de duas metodologias: a primeira desenvolvida por Kaartinen *et. al.* (2013), os quais trabalharam com resíduos de 8 anos de aterramento, provenientes do Aterro de Kuopio, na Finlândia; e a segunda baseada na caracterização/classificação de resíduos com 5 anos de aterramento, realizada por Firmo (2013).

A segregação dos resíduos aterrados foi realizada em duas etapas: inicialmente, foi realizado o peneiramento das frações, sendo finalizado através da classificação manual dos resíduos de maior granulometria. Na primeira etapa, seguindo a metodologia utilizada por Kaartinen *et. al.* (2013), os resíduos foram segregados por meio de uma peneira de madeira (Figura 8 a), retangular, com dimensões de 0,80 m x 1,00 m, revestida, em sua base, por uma malha de aço carbono, com espaçamento de 25,4 mm (1”), a fim de separar os resíduos de diferentes granulometrias. Os materiais que atravessaram a malha da peneira, por apresentarem granulometria menor do que 25,4 mm, foram classificados como finos (Figura 8 b), enquanto que o volume retido foi disposto sobre uma lona plástica colocada sobre o solo e submetido a uma segregação manual (Figura 8 c).

Figura 12 - Metodologia utilizada na etapa de composição gravimétrica dos resíduos envelhecidos minerados.



Fonte: O autor (2016)

Na segunda etapa, os resíduos retidos na peneira foram dispostos sobre uma lona plástica colocada no solo, em seguida, triados manualmente e classificados em 10 subcategorias, a saber: plástico, papel/papelão, vidro, metais, orgânico, madeira/coco, sanitários, têxteis, finos e outros resíduos,

conforme a metodologia descrita por Firmo (2013). A classificação “Outros Resíduos” foi dada aos materiais não identificáveis tacto/visualmente. Os resíduos segregados foram depositados em baldes identificados, de acordo com a tipologia do resíduo, e pesados com o auxílio de uma balança eletrônica digital (Marca Filizola /Modelo MF 100), com capacidade máxima de 100 kg e sensibilidade de 0,02 kg. Os dados foram plotados e processados em planilhas do Microsoft Excel 2010.

Após esta etapa, os resíduos selecionados foram acondicionados em sacos tipo “ziper” e inseridos em caixas de isopor, com capacidade para 20 L, a fim de reduzir a transferência de calor entre o resíduo e o ambiente.

3.4 COLETA DO LODO ANAERÓBIO DE ESGOTO

O lodo de esgoto (lodo anaeróbio) utilizado nos ensaios foi proveniente de reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor* – Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente), da Estação de Tratamento de Esgoto da Mangueira, Recife-PE, coletado no dia 26 de agosto de 2015, seguindo os parâmetros recomendados pela NBR 10.007 (2004).

Ao chegar ao Laboratório de Geotecnia Ambiental, do Grupo de Resíduos Sólidos da UFPE, alíquotas das amostras de resíduos e lodo de esgoto selecionadas foram submetidas à análise para determinação do teor de umidade, seguindo-se a metodologia descrita pela NBR 6457/1986, que diz respeito à “Preparação de amostras de solo para ensaio normal de compactação e ensaios de caracterização”. O cálculo para a determinação deste parâmetro foi desenvolvido através da seguinte equação:

$$\%W = \frac{P_h - P_s}{P_s} \cdot 100$$

Eq. 7

Onde:

%W = teor de umidade, em porcentagem;

P_h = peso da amostra úmida, em gramas;

P_s = peso da amostra seca, em gramas.

Posteriormente, as amostras secas e estabilizadas foram submetidas à trituração em um Moinho de Facas, do tipo Willye, da marca SPLabor.

Para determinação do teor de sólidos voláteis, baseou-se na metodologia descrita por WHO (1978), da qual se pesou uma alíquota de, aproximadamente, 2,5 g de amostra seca e triturada de resíduos e do lodo, obtendo-se assim, o M_1 , dentro de um cadinho de porcelana, e levou-se, em seguida, a um forno Mufla, EDG 3000, submetendo-a a uma temperatura de 550°C , durante um período de 2 h e 30 min. Após este período de tempo, o cadinho com a amostra de resíduos foi retirado da mufla e pesado, obtendo-se assim, o M_2 , que é a massa final, após a calcinação. Seguem, abaixo, o procedimento detalhado da análise (Figura 9), assim como o cálculo para obter o valor deste parâmetro.

Figura 13 - Procedimento da análise de sólidos voláteis: a) Tara do cadinho; b) Pesagem da amostra; c) Colocação das amostras na mufla; d) Amostras após a calcinação.



$$\% SV = \frac{M_1 - M_2}{M_1} \cdot 100$$

Eq. 8

Onde:

%SV = teor de sólidos voláteis, em porcentagem;

M₁ = massa da amostra seca, em gramas;

M₂ = massa da amostra calcinada, em gramas.

3.5 pH E CONDUTIVIDADE

Simultaneamente à realização da determinação do teor de umidade, foi solubilizada uma amostra fresca dos resíduos (aproximadamente 10 g) em um meio contendo água destilada (25 mL), e submetida a uma agitação constante, durante alguns minutos, a fim de estabelecer um maior contato nas interfaces “resíduo-água destilada”, resultando na homogeneização do meio. Em seguida, foi determinado o potencial hidrogeniônico da amostra solubilizada, ou seja, a identificação da predominância de íons (H⁺) (cátion), (OH⁻) (ânion) ou mesmo a condição de igualdade iônica, no meio aquoso, que caracteriza o meio em ácido (pH < 7,0), básico (pH > 7,0) ou neutro (pH = 7,0), respectivamente, seguindo metodologia de WHO (1978). Para tanto, fez-se uso do pHmetro *Digimed DM 23*, com eletrodo específico de pH.

Imediatamente após a determinação do pH, foi realizada a aferição da condutividade elétrica do meio solubilizado. Para a aferição deste parâmetro, utilizou-se o condutímetro *Digimed DM32* (WHO, 1978) (Figura 10).

Figura 14 - Instrumentos utilizados para medição de pH e condutividade elétrica das amostras.



Fonte: Firmo (2013)

3.6 OBTENÇÃO E PREPARAÇÃO DO CONSÓRCIO MICROBIANO PARA INOCULAÇÃO NOS BIODIGESTORES

O consórcio microbiano hidrolítico facultativo foi obtido a partir de isolados provenientes de resíduos sólidos urbanos de um biodigestor anaeróbio no Laboratório de Microbiologia Ambiental e Industrial, do Departamento de Antibióticos da UFPE, identificados molecularmente como *Bacillus subtilis* (T9) e *Alcaligenis faecalis* (T19), apresentando atividade enzimática hidrolítica para xilanases, celulases, amilases, proteases e pectinases (MÉLO-SCHLUB et al. (2015). Posteriormente, as bactérias selecionadas foram reativadas em meio ágar nutritivo e submetidas a testes de antagonismos.

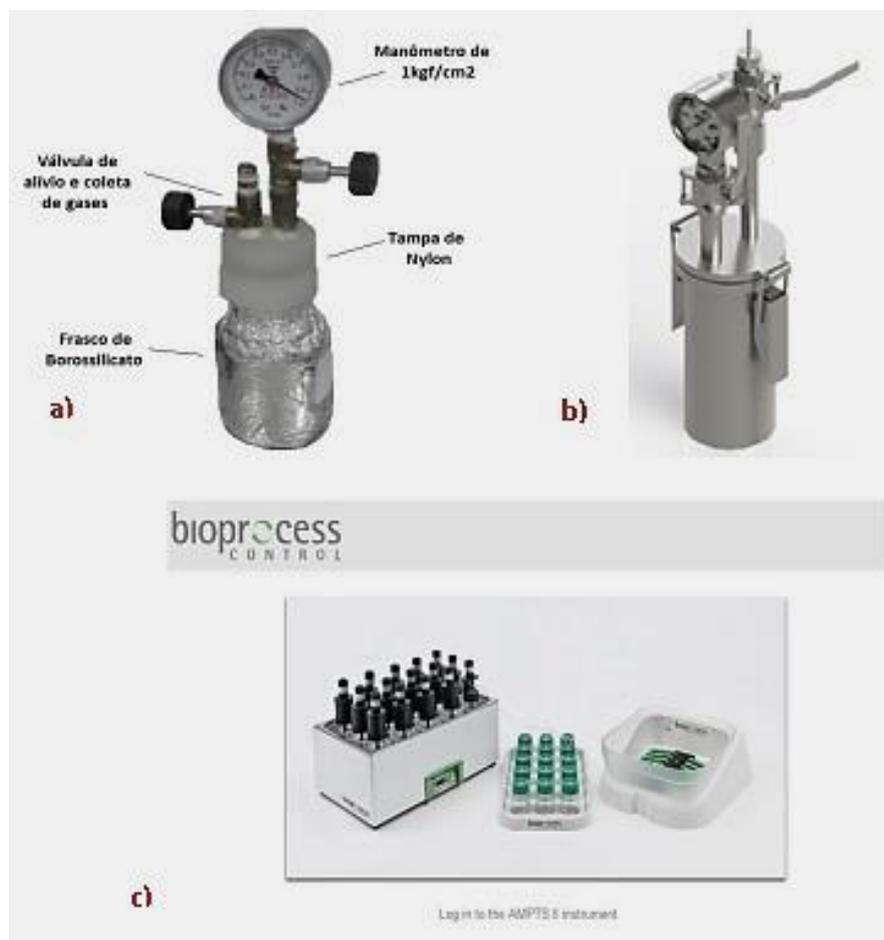
Para a realização do teste de inoculação do consórcio bacteriano nos BMP, os isolados T9 e T19 foram semeados, separadamente, em placas de Petri, em triplicata, contendo meio sólido de ágar nutritivo. As placas foram mantidas em estufa, à temperatura constante de 37°C, durante 24 h. Após esse tempo, as bactérias foram inoculadas, separadamente, em erlemeyers de 250 mL, contendo 100 mL de meio líquido nutritivo, em triplicata, os quais foram levados para uma estufa a 37°C, durante 24 h. Transcorrido esse tempo, os dois meios líquidos, contendo T9 e T19, foram misturados com bastão de vidro, na proporção de 1:1 (v/v), para serem inoculados nos biorreatores BMP, nos volumes já determinados para o experimento.

3.7 ENSAIOS PARA AVALIAÇÃO DO POTENCIAL MÁXIMO DE GERAÇÃO DE BIOGÁS

Algumas análises que visam a avaliar a biodegradabilidade e o potencial final de geração de biogás de resíduos envelhecidos foram utilizadas no presente estudo.

Dois métodos de quantificação do biogás gerado em ensaios BMP foram utilizados, conforme apresentados na Figura 15.

Figura 15 - Metodologias usadas para avaliar o potencial de biogás oriundo de resíduos minerados: (a) e (b) biorreatores, cuja medição de gás faz-se por variação de pressão interna; (c) biorreatores, cuja medição de gás faz-se por variação de volume do sistema.



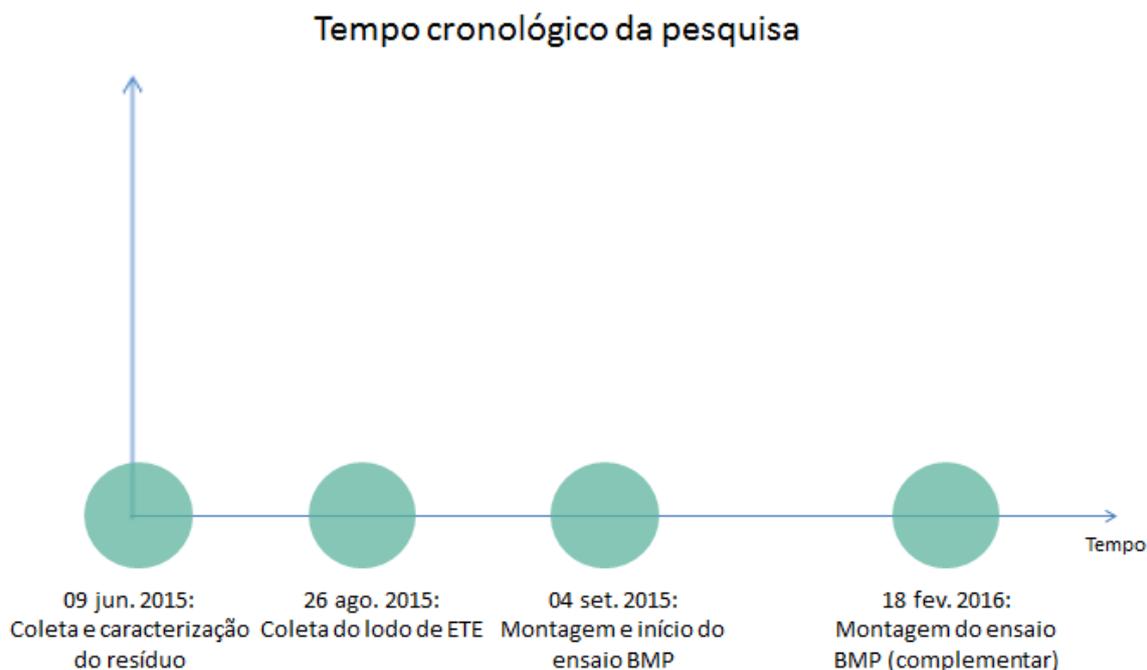
Fonte: a) Firmo (2013); b) O autor (2016); c) Bioprocess Control (2014).

3.7.1 Ensaio que avalia o Potencial Bioquímico do Metano (Biochemical Methane Potential-BMP)

Com o objetivo de estudar o processo biodegradativo anaeróbio, o presente estudo utilizou, como substrato, o resíduo sólido urbano minerado, e como inóculos, lodo de esgoto anaeróbio (proveniente de um reator UASB ou RAFA - Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente, da Estação de Tratamento de Esgoto da Mangueira), como também, um consórcio de microrganismos hidrolíticos facultativos simbióticos.

Para tanto, a fim de permitir uma melhor compreensão sobre os períodos de realização dos ensaios BMP, foi feito um levantamento cronológico de cada etapa da pesquisa, conforme pode ser conferido na Figura 16.

Figura 16 - Tempo cronológico que apresenta o período em que cada etapa da pesquisa foi realizada.

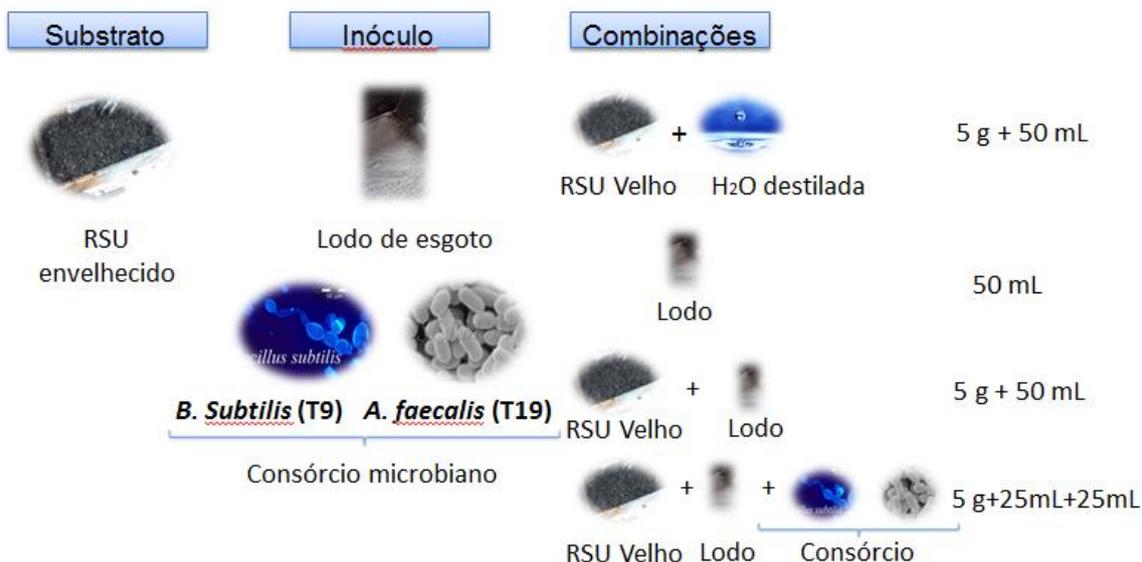


Fonte: O autor (2016)

Diante da Figura 16, pode-se observar um intervalo de tempo de, aproximadamente, 90 dias, entre a data de coleta dos resíduos (09 jun. 2015) e a data de início do ensaio BMP (04 set. 2015). Isso pode acarretar na perda de parte das características físicas e bioquímicas iniciais dos componentes presentes nos resíduos recém-escavados.

Após a definição do substrato e dos tipos de inóculos, algumas combinações (substrato+inóculo) foram estabelecidas para serem inseridas nos três tipos de biodigestores BMP, conforme apresentadas na Figura 17 e na Tabela 2, as quais estão explanadas a seguir.

Figura 17 - Combinações de biomassa substrato e inóculos inseridos nos tipos de biorreator BMP utilizados nos experimentos (tradicionais, inox e AMPTS II), na 1ª fase da pesquisa.



Fonte: O autor (2016)

Tabela 2 - Apresentação das configurações dos BMP (tradicional (BMP1) e inox (BMP2)) e dos respectivos volumes ocupados pelo biogás gerado (headspace), referentes à 1ª fase do experimento.

Configuração dos biorreatores	RSU (g)	Lodo de esgoto (mL)	Consórcio Microbiano (mL)	Água destilada (mL)	Head-space BMP 1 (mL)	Head-space BMP 2 (mL)
Lodo	-	50	-	-	200	393
RSU	5	-	-	50	195	388
Lodo+RSU	5	50	-	-	195	388
Lodo+RSU+CM	5	25	25	-	195	388

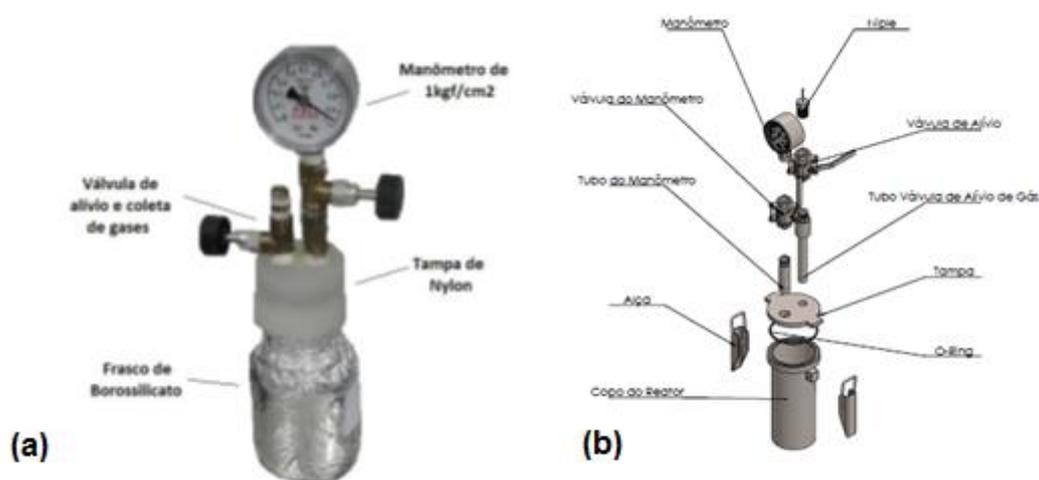
A fim de observar as variações ocorrentes na operacionalização de cada sistema utilizado, no que tange aos métodos de incubação dos biorreatores, métodos de quantificação do biogás gerado, aos sistemas de aquisição de dados, fez-se uso de dois tipos de biodigestores (reatores BMP - tradicional e inox - AMPTS II), os quais serão descritos a seguir.

3.7.1.1 Ensaio BMP (Quantificação manométrica do biogás produzido)

Este tipo de biorreator, ferramenta de trabalhos desenvolvidos por inúmeros pesquisadores (Hansen et al. (2004), Alves (2008) e Firmo (2013), quantifica o gás gerado através de um manômetro sensível à variação de pressão interna do reator, conforme Figura 18 (a e b). Para este tipo de medição, o biogás produzido é mantido confinado no espaço superior do biodigestor, denominado *headspace*, resultando em uma sobrepressão no seu interior (RAPOSO et al., 2011).

O experimento consistiu na utilização de dois diferentes frascos: o primeiro, em frascos de borossilicato, com volume útil de 250 mL; e o segundo, em frascos de aço inox, com volume útil de 443 mL. Os dois tipos de biorreatores possuem tampas com manômetro acoplado e válvulas para recirculação de nitrogênio (N_2), durante a etapa de preenchimento dos biorreatores, com a finalidade de garantir o estabelecimento da condição anaeróbia, e alívio / coleta do biogás produzido durante o ensaio.

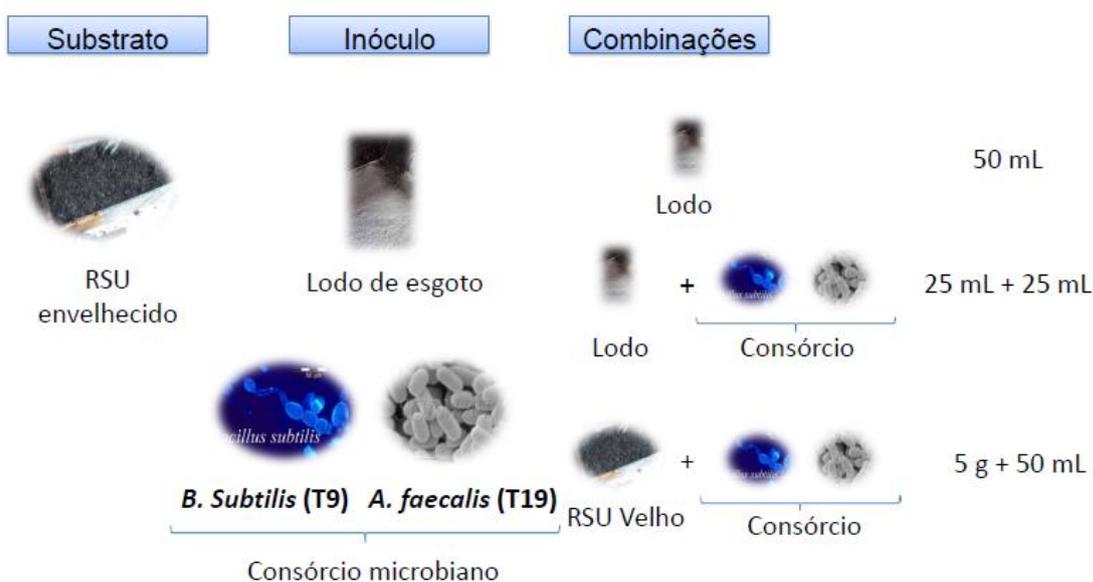
Figura 18 - Acessórios e conexões existentes nos biorreatores ((a) latão/borossilicato (tradicional) e (b) inox), de quantificação manométrica do biogás produzido, que foram utilizados na pesquisa.



Ressalta-se ainda que o BMP de inox foi confeccionado durante o curso de mestrado do autor deste trabalho, com o objetivo de garantir uma melhor vedação do sistema e maior facilidade de manuseio, além de ter em sua constituição aço inox, que possui elevada vida útil.

No ensaio BMP, foram utilizados três componentes, a saber: resíduo envelhecido, lodo de esgoto e consórcio microbiano. As configurações foram realizadas em triplicata e resultam em uma quantidade total que varia entre 50 e 55 mL, em cada biorreator (Tabela 3).

Figura 19 - Combinações de biomassa substrato e inóculos inseridos nos tipos de biorreator BMP utilizados nos experimentos (tradicionais, inox e AMPTS II), na 2ª fase do ensaio BMP.



Fonte: O autor (2016)

Tabela 3 - Apresentação das configurações dos BMP (tradicional (BMP1) e inox (BMP2)) e dos respectivos volumes ocupados pelo biogás gerado (headspace), referentes ao 2º ensaio BMP.

Configuração dos biorreatores	RSU (g)	Lodo de esgoto (mL)	Consórcio Microbiano (mL)	Head-space BMP 1 (mL)	Head-space BMP 2 (mL)
Lodo	-	50	-	200	393
Lodo+CM	-	25	25	200	393
RSU+CM	5	-	50	195	388

Observa-se, assim, uma diferença de volume de "headspace", entre os biorreatores tradicionais e inox, de 193 mL.

3.7.1.1.1. Instrumentação do biorreator BMP inox

Garrafa, em forma de tubo, com capacidade para um volume de 443,0 mL, com tampa em aço inox; 1 manômetro de 0 a 1,0 bar (escala de 0,02), caixa com 50,0 mm aço inox; válvula tipo esfera em aço inox; conexões de 1/8" em aço inox; 1 anel de vedação.

Este tipo de equipamento, totalmente fabricado em aço inox, não permite que os feixes de luz, oriundos do meio externo, afetem a atividade bioquímica existente em seu interior. No topo do corpo do reator, há ranhuras que assentam perfeitamente o "o-ring", mantendo-o fixo. Sua tampa é provida de dois prolongamentos, em extremidades opostas (180°), que fornecem apoio às alças, localizadas no corpo do reator. Esta mesma tampa, ao entrar em contato com o "o-ring", sofre uma tensão de compressão gerada pelas alças do reator, selando a passagem de quaisquer fluidos. Nesta tampa, há, também, fundidos, dois segmentos de dutos, providos de válvulas do tipo esfera, onde um liga o corpo do reator ao meio exterior (cuja função é regular a pressão de gás presente no interior do reator); e o outro liga este mesmo reator ao manômetro analógico (cuja função é registrar a pressão interna).

Nas Figuras 20 e 21, encontram-se apresentadas as vistas (tridimensional, explodida, lateral e corte longitudinal, respectivamente), que apresentam detalhamentos acerca da instrumentação do biorreator, bem como, seus respectivos acessórios, conexões e dimensionamento.

Figura 20 - (a) Vista tridimensional; (b) Vista explodida (acessórios componentes do biorreator).

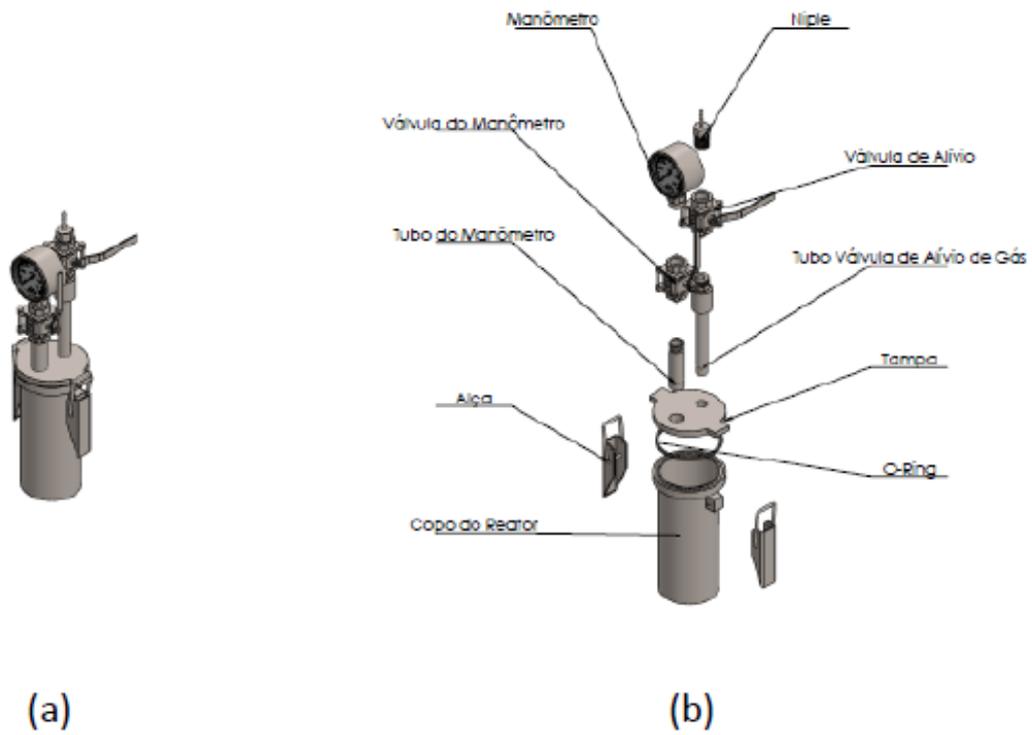
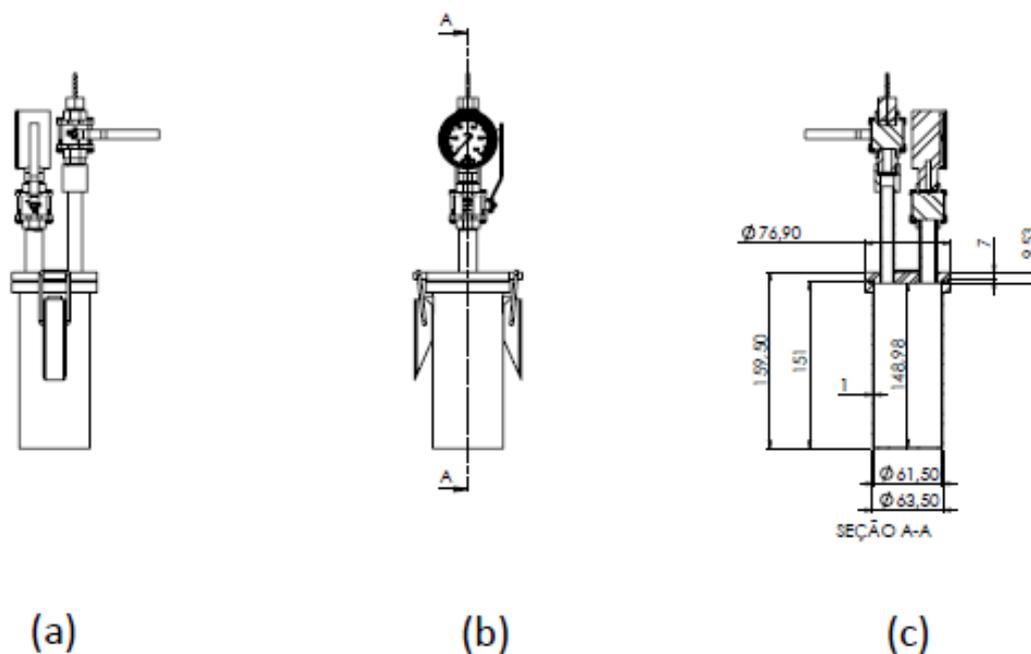


Figura 21 - (a) Vista lateral; (b) Corte longitudinal (A-A'); (c) valores de medidas referentes aos segmentos e às conexões do biorreator.



3.7.1.1.2 Procedimento de montagem dos biorreatores tradicionais e inox

3.7.1.1.2.1 Teste de estanqueidade

Previamente à etapa de preenchimento, os biorreatores foram submetidos ao teste de estanqueidade, que objetiva identificar possíveis pontos de fuga de gás. Este teste consiste na submersão de biorreatores pressurizados em recipiente com água, mantendo-os sob observação constante, durante alguns minutos. Após este intervalo de tempo, os mesmos foram retirados do recipiente com água, recebendo uma numeração referente à pressão de ar informada pelo manômetro (1 kgf/cm^2 , com intervalo de $0,02$), pelo uso de um lápis marcador, sendo inseridos no corpo do equipamento.

3.7.1.1.2.2 Pesagem e preenchimento com as amostras (substrato e inóculo)

No dia subsequente, foram selecionados os biorreatores que sofreram pequena ou nenhuma variação de pressão. Em seguida, colocados sobre uma balança semianalítica, foram pesados o substrato (resíduo minerado) e o inóculo (água destilada, lodo e consórcio microbiano), de acordo com as

combinações expostas nas Tabelas 3 e 4, referentes ao 1º e 2º ensaios BMP, respectivamente.

Preenchidos, ambas as partes, corpo e tampa (sem manômetro) dos biorreatores foram cuidadosamente unidos, a fim de evitar a ocorrência de deformações nos o-ring, que podem resultar em pontos de fuga de gás.

3.7.1.1.2.3 Circulação de gás Nitrogênio (promover a atmosfera anaeróbia)

Na sequência, com as válvulas (manômetro e alívio/coleta de gás) abertas, os biorreatores foram submetidos à circulação de gás nitrogênio (N₂), mantendo-os abertos, simultaneamente, sob agitação, em movimento circular uniforme, durante, aproximadamente, dois minutos, a fim de eliminar a presença de oxigênio do interior dos mesmos e estabelecer uma atmosfera totalmente anaeróbia. Após este intervalo de tempo, foi fechada, primeiramente, a válvula de alívio/coleta de gás, e em seguida, fechada a válvula de registro da pressão manométrica, no intuito de manter uma pressão mínima de nitrogênio no interior do equipamento.

Com as válvulas vedadas, inseriu-se o manômetro. Logo após a colocação do manômetro, foi aberta a válvula de registro da pressão interna de gás e ajustada a pressão interna até um valor mínimo de 0,15 kgf/cm², visto que pressões iguais ou inferiores a 0,10 kgf/cm², como também iguais ou superiores a 0,90 kgf/cm², podem representar erros no equipamento e, conseqüentemente, na leitura diária das pressões, os quais são considerados como intervalos de pressão críticos.

A pressão inicial em cada biorreator, informada pelo manômetro, foi, então, registrada, juntamente com a nomenclatura da composição das substâncias submetidas à digestão bioquímica, a qual localizam-se na região frontal dos biorreatores, cuja função é facilitar a identificação e a organização dos mesmos.

3.7.1.1.2.4 Incubação e Monitoramento dos biorreatores

Imediatamente após a etapa de circulação de N_2 , os biorreatores foram, então, inseridos em Estufas de secagem e esterilização TE-393/2-M, sob temperatura controlada e constante de 37°C .

No dia subsequente, aproximadamente 24h após a incubação, foi realizado o primeiro monitoramento. Neste período de monitoramento, dados importantes do momento do início das leituras das pressões foram considerados, como data, horário e valor das pressões internas registradas pelos manômetros.

É importante salientar que, nos primeiros dez dias ($0 \leq t \leq t_{10}$), ocorrem elevadas produções de biogás, devido à grande quantidade de substâncias de fácil assimilação pelos microrganismos. Por causa dessa elevada atividade microbiana, por conveniência, determinou-se que se, nas primeiras 24h, for registrada uma pressão manométrica $0,60 \leq \Delta p \leq 1,00 \text{ kgf/cm}^2$, é necessário efetuar o alívio de pressão até a pressão mínima de $0,15 \text{ kgf/cm}^2$.

O período de monitoramento pode variar consideravelmente em função da biodegradabilidade do substrato utilizado, tendo em vista que quanto mais biodegradável ele for, menor será o tempo de detenção hidráulica, e menor o tempo de monitoramento do ensaio.

No presente estudo, utilizou-se um período de monitoramento de, aproximadamente, 106 dias. Este tempo foi mantido devido à taxa de geração baixa, porém constante, de biogás registrada a partir do 20º dia de monitoramento.

3.7.1.1.2.5 Tratamento dos dados obtidos nos BMPs (software Excel 2010)

Paralelamente ao registro manual diário da pressão informada pelo manômetro existente em cada biorreator, há, preexistente, desenvolvida no software Excel 2010, uma planilha na qual são lançados os seguintes dados:

- 1) Volume total do biorreator: a capacidade total do biorreator;
- 2) Volume líquido no frasco: volume ocupado pelas substâncias inseridas no biodigestor;

- 3) Data (coluna A): os dias de realização do monitoramento dos BMPs;
- 4) Hora (coluna B): horário do início de cada monitoramento;
- 5) Dias corridos (coluna C): os dias contados, em números arábicos;
- 6) Leitura da pressão do frasco (coluna D): valor indicado pelo ponteiro do manômetro de cada biorreator;
- 7) Diferença de pressão (coluna E): consiste na pressão diferencial infinitesimal resultante da diferença entre o dia atual e dia imediatamente anterior, ou seja, $p_{(n+1)} - p_{(n)} = \Delta p$, dado em kgf/cm^2 ;
- 8) Conversão de pressão (coluna F): consiste na operação matemática de conversão de kgf/cm^2 para mbar, na qual multiplica-se o valor da pressão do frasco do dia atual por 980,65;
- 9) Pressão atmosférica (mbar) (coluna G): para identificar os dados de pressão atmosférica para o referido horário do monitoramento, é preciso fazer uso de dados meteorológicos, cujo procedimento é descrito a seguir:

Com o conhecimento da data e do horário do monitoramento, obtém-se a pressão atmosférica para aquele horário através da página do Instituto Nacional de Meteorologia (www.inmet.gov.br), obedecendo à seguinte sequência: (1) Observações; (2) Estações automáticas; (3) “Recife”; (4) Dados; (5) Inserir as datas; (6) Identificar a hora mais próxima do horário do ensaio, fazendo-se a média entre os valores máximo e mínimo, em hPa.

É importante salientar que o INMET apresenta a hora em UTC (horário de Brasília + 3h), sendo necessário adicionar 3h ao horário do ensaio, para se obter a pressão atmosférica aproximada, correspondente ao horário do ensaio.

- 10) Leitura temperatura (coluna H): significa o valor da temperatura, em graus celsius, à qual estão submetidos os biorreatores. No caso, a temperatura de

- 11) Conversão de temperatura (coluna I): consiste na operação matemática de conversão de temperatura de °C para °K, na qual soma-se 273,15 ao valor em °C;
- 12) Gerado entre t e t+1 (mL) (coluna J): consiste no volume gerado no intervalo de, aproximadamente, 24h, através da equação:

$$\frac{p(\text{mbar}) \times V(\text{headspace}) \times 22,41 \times 1000}{83,14 \times t(^{\circ}\text{K})}$$

- 13) Acumulado (mL) (coluna K): consiste na adição de um incremento de gás (ΔV), produzido no intervalo de 24h, ao volume inicial (V_0), ou seja, $V_1 = V_0 + \Delta V$;
- 14) Condições CNTP gerado (mL) (coluna L): refere-se ao incremento de volume (ΔV) ocorrido no intervalo de 24h, entre $t_1 - t_0$, durante todo o período de monitoramento, sob condições normais de temperatura e pressão (CNTP), dada pela equação:

$$\frac{\Delta V(\text{mL}) \times (273/T(^{\circ}\text{K})) \times (p_{\text{atm}}(\text{mbar}) - 42)}{760}$$

- 15) Condições CNTP acumulado (mL): refere-se à adição, sob condições normais de temperatura e pressão (CNTP), de vários incrementos (acúmulo de ΔV) ao volume inicial (V_0), referente aos dias subsequentes (por exemplo, $V_0 + \Delta V_1 = V_1$), até atingir um valor acumulado final (por exemplo, $V_n = V_0 + \Delta V_n$), cujo cálculo é realizado através da equação:

$$\frac{(V_0 + \Delta V_1)(\text{mL}) \times (273/T(^{\circ}\text{K})) \times (p_{\text{atm}}(\text{mbar}) - 42)}{760}$$

- 16) Cálculo – Taxa geração (mL/dia) (coluna N) – Método 1: refere-se ao cálculo da razão entre a geração acumulada de biogás CNTP e o número de dias corridos do início da incubação dos biorreatores, cuja equação dada é a seguinte:

$$\frac{(V_0 + \Delta V_1)(\text{mL})}{n^{\circ} \text{ dias}}$$

- 17) Peso Bruto Unitário (P.B.U.) inicial (g) (coluna P): refere-se ao peso do biorreator antes do alívio do volume excedente de biogás;
- 18) Peso Bruto Unitário (P.B.U.) final (g) (coluna Q): refere-se ao peso do biorreator após o alívio do volume excedente de biogás;
- 19) Massa do biogás existente no “headspace” (g): consiste no resultado do cálculo da diferença entre P.B.U. inicial e o P.B.U. final.

3.7.1.2 Método de análise qualitativa do biogás produzido

Com o intuito de analisar os percentuais de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2) presentes nas amostras de biogás obtidas durante a fermentação anaeróbia, utilizou-se o Cromatógrafo Gasoso APPA GOLD TCD/FID, cujo gás de arraste, coluna cromatográfica e detector utilizados foram, respectivamente, o hidrogênio (H_2), a empacotada Porapak N e o detector de condutividade térmica, atuando, estes dois acessórios (coluna e detector), sob temperaturas de 60°C e 150°C , respectivamente.

Previamente à injeção das amostras de biogás contidas nos biorreatores, foi feita a calibração do equipamento, injetando-se uma amostra padrão do biogás, cujas concentrações dos principais elementos componentes do biogás são conhecidas como 60% v/v do gás metano (CH_4) e 40% v/v do dióxido de carbono (CO_2), a fim de identificar o intervalo de valores referentes à variação dos T_R (tempo de retenção dos picos) e às áreas de base das curvas dos dois componentes, os quais são apresentados nos cromatogramas.

Na etapa de injeção das amostras de biogás, foi utilizada uma seringa de 1 mL, para a coleta e a inserção do gás no injetor, pressionando, na sequência, o botão “start”, existente no controle de acionamento remoto do equipamento analítico. No procedimento de análise das amostras, foram realizadas três injeções de biogás, sendo assim em triplicata.

As análises de biogás em cada biorreator, para a identificação das concentrações de metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), foram realizadas fazendo-se uso do Sistema de Aquisição de Dados Cromatográficos N2000 Chromatostation.

3.7.1.3 Ensaio BMP (Quantificação volumétrica do gás produzido)

Diferentemente dos dois biodigestores utilizados anteriormente, o sistema AMPTS II (*Automatic Methane Potential Test System* ou Sistema Automático para avaliar o Potencial Máximo de Biometano), desenvolvido pela Bioprocess Control, consiste num equipamento de alta tecnologia, composto por três unidades operadoras (A, B e C), interdependentes (Figura 17), cujos dados sobre a quantidade de biometano gerada foram obtidos e calculados baseados no fenômeno de deslocamento de volume de gás produzido em cada biorreator (BIOPROCESS CONTROL, 2014).

No tocante à funcionalidade do sistema AMPTS II, segue o mesmo princípio de medição do ensaio BMP convencional, o que a torna amplamente comparável ao método padrão de avaliação da produção de biogás.

Conforme citados anteriormente, as análises e o registro dos dados obtidos são realizados automaticamente, ao longo de extensos períodos de tempo de incubação, o que reduz a carga de trabalho do operador do sistema. A alta qualidade dos dados obtidos permite avaliar a cinética do processo de biodegradação em cada biorreator, particularmente.

Este equipamento é composto por três unidades, interdependentes, que estão detalhadas a seguir:

1. Unidade A (unidade de incubação de amostras): Este compartimento se constitui num sistema capaz de comportar 15 frascos de borossilicato, com volume total de 500 mL, com uma fração de substrato a ser biodigerido, com tampas acopladas a um agitador mecânico de baixa rotação, cuja funcionalidade se dá por meio da imersão parcial do biodigestor em um banho-maria, à temperatura constante de 37°C (condições mesofílicas). Sob tais condições, o biogás é, então, continuamente produzido, permitindo analisar, em tempo real, a atividade metanogênica, por biodigestor, particularmente.
2. Unidade B (unidade fixadora de CO₂): Este bloco intermediário consiste numa etapa, composta por 15 frascos de borossilicato, com volume total de 100 mL, contendo 80 mL de solução de NaOH (hidróxido de sódio), à

concentração molar (mol/L) de 3M, sendo ainda acrescida a Timolftaleína ($C_{28}H_{30}O_4$), substância indicadora de pH, cujo intervalo de “viragem” de cor é da faixa de 9,3 (incolor) a 10,5 (azul).

Conforme o próprio nome apresenta, esta unidade tem como função absorver, continuamente, os gases CO_2 e H_2S presentes no biogás produzido em cada frasco que compõe a Unidade A. A retenção destes gases constitui-se num processo de purificação do biogás, que ao atravessar esta etapa, passa a conter um elevado teor de metano (CH_4).

Já a solução de NaOH sofre um processo de acidificação, visto que, à medida que os gases ácidos (CO_2 e H_2S) vão sendo solubilizados, devido à maior interação química, o seu pH vai sofrendo um decréscimo (pois há um aumento da quantidade de íons H^+ no meio aquoso), até atingir o ponto de “viragem” de cor (pH = 9,3), onde há uma alteração da coloração da solução, passando da cor azul para incolor. O percentual máximo de solubilização destes gases na referida solução é de 98%.

3. Unidade C (Unidade de medição do volume de gás): Após passar pela unidade B, o volume de gás CH_4 , úmido, é medido por um dispositivo, composto por 15 células, onde cada célula recebe e quantifica o fluxo de gás proveniente do respectivo biorreator. Este dispositivo de medição funciona de acordo com o princípio do deslocamento de líquido e fluabilidade, sendo capaz de registrar fluxos de gás ultra baixos. Desta forma, ao ser identificado um determinado volume de gás, o dispositivo produz um pulso digital, que é recebido e armazenado em um sistema de aquisição de dados, permitindo ser visualizado e analisado pelo operador do equipamento.

Figura 22 - Sistema AMPTS II composto por três compartimentos: Unidades A (incubação de amostras), B (fixação de gases ácidos, como CO₂ e H₂S) e C (medição do volume de gás).



Fonte: Bioprocess Control (2014).

No que se refere ao experimento com o AMPTS II, os biorreatores contêm as mesmas configurações das amostras do ensaio de quantificação manométrica do biogás produzido, variando apenas o “*headspace*” e a metodologia de quantificação do biogás. Conforme mencionado anteriormente, a Tabela 4 se refere às configurações estabelecidas na 1ª fase do experimento. A Tabela 5, por sua vez, diz respeito às configurações realizadas na 2ª fase.

Tabela 4 - Valores referentes às combinações inóculo/substrato realizadas nos biorreatores do sistema AMPTS II, referentes à 1ª etapa.

Configuração dos biorreatores	Resíduo (g)	Lodo de esgoto (mL)	Consórcio Microbiano (mL)	Headspace BMP AMPTS (mL)
RSU+Lodo	5	50	-	445
Lodo+RSU+CM	5	25	25	445

Fonte: O autor (2016)

Tabela 5 - Valores referentes às combinações inóculo/substrato realizadas nos biorreatores do sistema AMPTS II, referentes à 2ª etapa.

Configuração dos biorreatores	Resíduo (g)	Lodo de esgoto (mL)	Consórcio Microbiano (mL)	Headspace BMP AMPTS (mL)
Lodo	-	50	-	450
Lodo+CM	-	25	25	450
RSU+CM	5	-	50	445

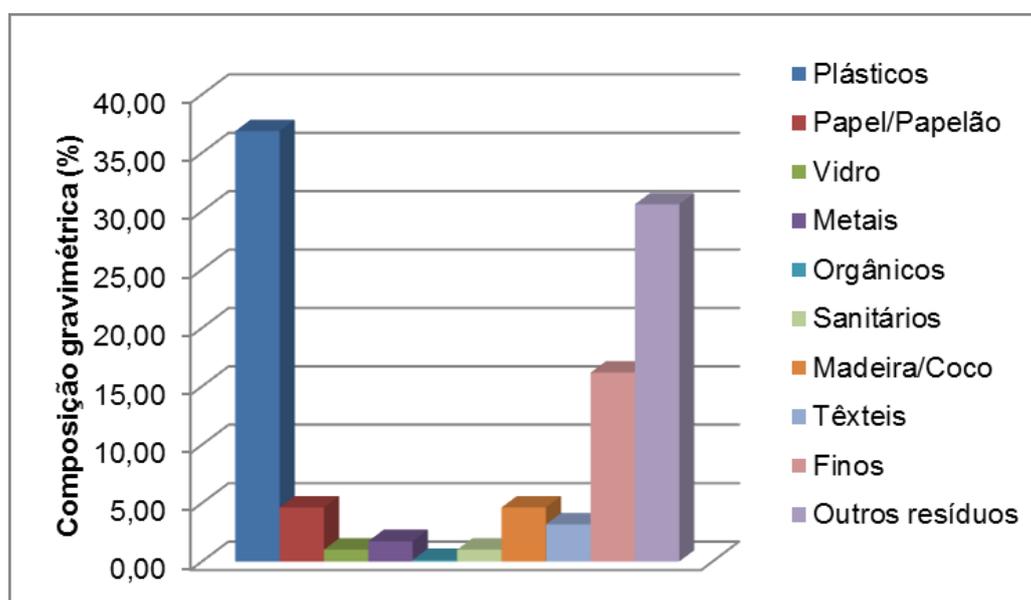
Fonte: O autor (2016)

CAPÍTULO 4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 CARACTERIZAÇÃO GRAVIMÉTRICA DOS RESÍDUOS ATERRADOS

Após o processo de escavação (mineração) e caracterização dos resíduos extraídos do aterro experimental, foram obtidos os resultados apresentados, graficamente, na Figura 23.

Figura 23 - Composição gravimétrica dos resíduos escavados, com oito anos de idade.



Fonte: Holanda et al. (2016)

Analisando o resultado exposto na Figura 23, observa-se, de imediato, um reduzido teor de matéria orgânica, o que confirma o avançado estado de decomposição dos resíduos, visto que os componentes residuais facilmente assimiláveis foram quase totalmente decompostos, resultando em um percentual inferior a 1%. Em contrapartida, os componentes plásticos foram os componentes que predominaram nesta atividade de caracterização, visto que, devido ao fato de possuírem, em sua composição, estruturas químicas complexas, de difícil degradação e muito resistentes à decomposição microbiana.

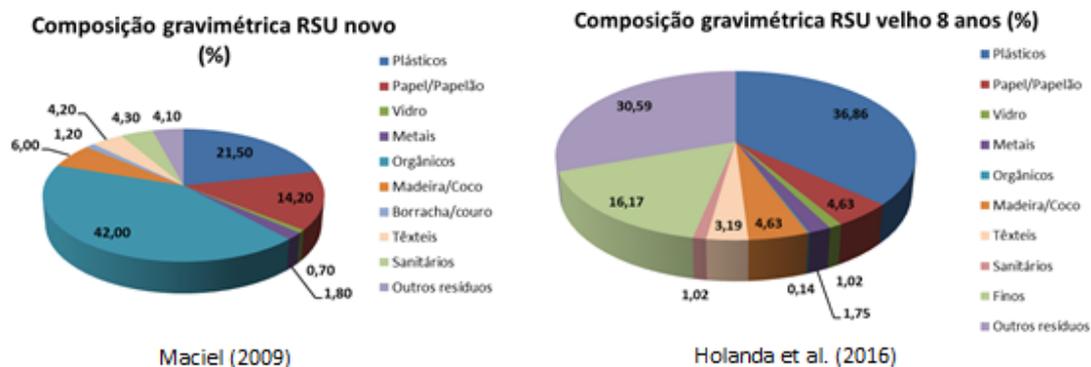
Os percentuais de “Outros resíduos” e de “Finos”, os quais se constituem no segundo e no terceiro componentes mais presentes no montante de resíduos

coletados, resultam das condições bioquímicas e geomecânicas às quais estão submetidos os resíduos. Estas condições consideram variáveis que atuam desde o preenchimento do aterro com a massa de lixo, até a finalização do mesmo com o material que compõe a camada final de cobertura.

Dentre os fatores que atuam no lixo, há: a tensão de compressão exercida por camadas de resíduos atuando mutuamente, a qual, juntamente ao fenômeno da biodegradação, resulta no aumento da temperatura interna do maciço de resíduos; o fator umidade, oriundo de diversas fontes, tais como da umidade natural, biodegradação, água de constituição presente na matéria orgânica dos resíduos, e da água proveniente da infiltração através da camada de cobertura dos aterros. Estes fatores atuando simultaneamente numa célula de aterro, durante anos, resultam na desagregação dos diversos componentes sólidos existentes, levando, gradualmente, a uma redução granulométrica, e elevando, proporcionalmente, o percentual de materiais finos existentes na massa de lixo (EL-FADEL et al., 1997; DIXON e JONES, 2005; WONG, 2009; GOMES et al., 2013; CARIBÉ, 2015).

Este aterro de resíduos consiste no mesmo objeto de estudo realizado por Maciel (2009), cujo pesquisador trabalhou com resíduos novos (recém-chegados ao aterro). Desta forma, foi possível realizar um estudo sobre o histórico biodegradativo dos resíduos, considerando-se, integralmente, o tempo de degradação desde a disposição inicial no aterro, no tempo $t = 0$, até a composição gravimétrica realizada neste trabalho, no tempo $t = 8$ anos, conforme apresentado na Figura 24.

Figura 24 - Composição dos RSU coletados na célula experimental em diferentes tempos de decomposição.



Fonte: Holanda *et. al.* (2016)

Gomes *et. al.* (2013) constataram uma redução acentuada do percentual de matéria orgânica degradável, nos primeiros quatro anos, de, aproximadamente, 47%, cujo teor inicial deste componente atingiu 80% do montante de resíduos. Dez anos após a data de construção do aterro, outra investigação foi realizada, na qual se obteve um percentual final de matéria orgânica total de 20%. Já o percentual de matéria orgânica total, que inicialmente compreendia 76% do montante, ao final do mesmo período de 10 anos, apresentou uma redução de 33%, chegando a, aproximadamente, 43%.

Outras características dos resíduos minerados, observadas por Gomes *et. al.* (2013) estão condizentes com os resultados encontrados neste trabalho, as quais podem ser citadas: materiais classificados como de baixíssima ou nula biodegradabilidade, como o vidro, metal ou borracha, não apresentaram variação significativa ao longo do tempo. Já os valores referentes aos teores de plástico, madeira e têxteis, cuja biodegradabilidade varia de baixa a média tendem a decrescer, temporalmente.

Os dados obtidos neste trabalho referentes à composição gravimétrica estão coerentes com os obtidos por Hull e colaboradores (2005), os quais trabalharam escavando e caracterizando os resíduos aterrados, provenientes de vários aterros, nos Estados Unidos, os quais atingiram valores consideráveis de plásticos, papéis, madeiras, pedras e solos.

Vale salientar que, na caracterização gravimétrica dos resíduos minerados, não há padronização de itens pertencentes a cada tipo de resíduo, ou grupamento de resíduo.

Pesquisadores como Danthurebandara *et. al.* (2015) classificaram os resíduos, baseando-se no seu potencial de reciclagem ou reaproveitamento pelo setor industrial, fechando o ciclo do produto, e revalorizando-os. Estes pesquisadores segregaram os resíduos em três tipos: (1) resíduos sólidos urbanos e resíduos industriais assimiláveis; (2) resíduos industriais; (3) resíduos mistos (cuja homogeneidade dos resíduos não permite uma fácil e clara identificação). Bosmans *et. al.* (2013) enfatizaram o aproveitamento termoquímico dos resíduos (potencial calorífico) dos fluxos de resíduos, podendo ser aproveitados e valorizados os resíduos sólidos urbanos (RSU), resíduos comerciais e industriais, resíduos automobilísticos, etc.

Quaghebeur *et. al.* (2012), Mönkare *et. al.* (2016), por sua vez, minerando resíduos provenientes dos aterros finlandeses de Kuopio e Lohja, evidenciaram o estudo especificamente sobre a fração fina de resíduos minerados, visando a caracterizá-los e a aproveitá-los. Realizaram, então, análises para avaliar o potencial energético da fração fina, como também análises químicas dos resíduos finos.

Em resumo, a caracterização gravimétrica de resíduos envelhecidos (minerados), com mediano a elevado tempo de aterramento, apresenta-se como um desafio, uma vez que a identificação tacto-visual de componentes facilmente biodegradáveis torna-se prejudicada, sendo quase impossível sua triagem durante o processo de escavação dos resíduos (GOMES *et. al.*, 2013).

Observa-se, diante deste contexto, a diversidade de abordagens e enfoques possíveis de se realizar na esfera dos estudos sobre mineração de aterros. Além disso, é possível destacar, também, a multiplicidade de critérios adotáveis no processo de caracterização dos resíduos, o que dificulta bastante o processo de comparação dos dados obtidos pelos inúmeros pesquisadores da esfera da mineração de aterros.

4.2 TEOR DE UMIDADE PRESENTE NOS RSU MINERADOS

O percentual de umidade obtido foi de 70,42%. O percentual elevado de umidade permite a migração tanto de compostos químicos quanto de microrganismos para diversos outros sítios, favorecendo o acesso destes agentes degradativos a regiões até então inexploradas (POMMIER et al., 2007).

Gomes (2008), analisando a evolução do teor de umidade dos resíduos do aterro sanitário de Santo Tirso, observou uma diminuição gradual deste parâmetro com o aumento da idade dos resíduos, visto que o teor de umidade dos resíduos está diretamente relacionado com o teor de matéria orgânica presente na massa de lixo (LANDVA & CLARK, 1990).

No período da realização da coleta, foi identificada uma razoável média pluviométrica. No entanto, não é possível determinar com exatidão a razão da elevada umidade obtida dos resíduos minerados, devido à pluralidade de fatores que podem influenciar nos valores deste parâmetro.

4.3 TEOR DE SÓLIDOS VOLÁTEIS

4.3.1 Teor de Sólidos Voláteis dos RSU envelhecidos (minerados)

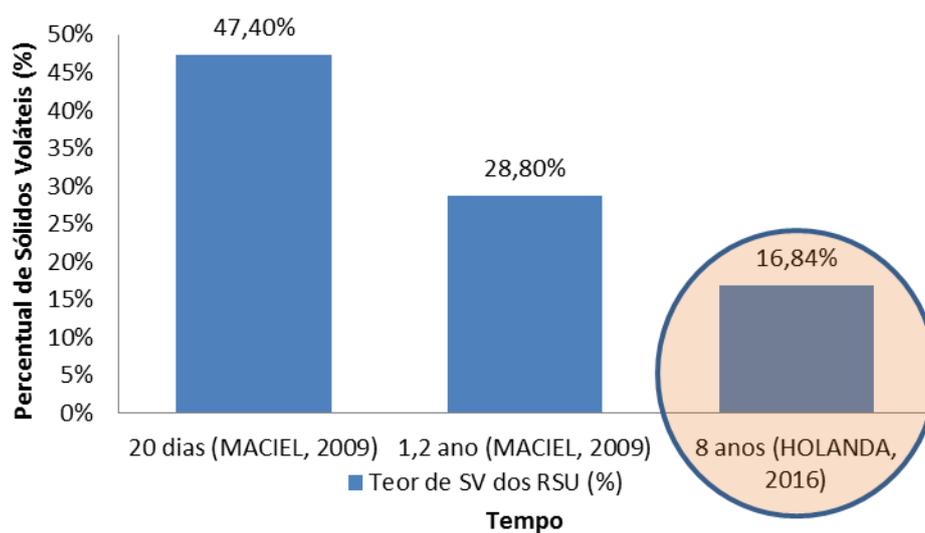
O teor de sólidos voláteis refere-se à quantidade de material carbonáceo, presente nos resíduos, passível de degradação (FIRMO, 2013). Segundo WHO (1978), o teor de sólidos voláteis consiste no percentual de resíduo sólido gaseificado quando a amostra é submetida a uma temperatura em torno de 550°C.

Embasando-se nesta definição, após submeter uma pequena fração de 2,5 g da amostra à calcinação, obteve-se um percentual de 16,84% de SV (ou 168,41 mgSV/gST).

Tabela 6 - Caracterização físico-química do resíduo minerado.

Substrato	Potencial hidrogeniônico (pH)	Condutividade Elétrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	Sólidos Voláteis (mg/gST ou %)
Resíduo velho	7,74	1424	168,40 ou 16,84

Figura 25 - Variação temporal dos percentuais de sólidos voláteis dos RSU oriundos da Célula Experimental da Muribeca.



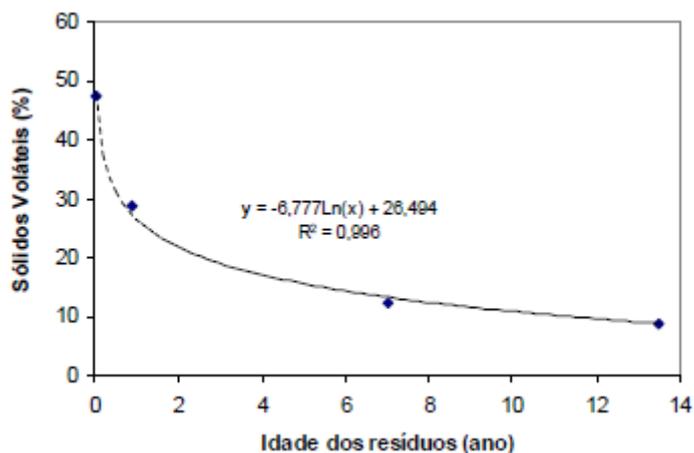
Fonte: O autor (2016).

Kelly *et. al.* (2006) e Decottignies *et. al.* (2005), citados por Maciel (2009), mencionam que amostras de resíduos com valores de sólidos voláteis muito baixos, entre 10-20%, dão sinais de bioestabilização e, conseqüentemente, crescente mineralização dos resíduos, pois é provável existir apenas plásticos e lignina, em sua composição.

A variação do percentual de sólidos voláteis, apresentada na Figura 25, está coerente com um estudo realizado por Maciel (2009), que analisou a variabilidade temporal do teor de sólidos voláteis referente ao Aterro da

Muribeca, durante um período de tempo de, aproximadamente, 14 anos (Figura 26).

Figura 26 - Projeção do comportamento temporal dos percentuais de sólidos voláteis da Célula Experimental e do Aterro da Muribeca.



Fonte: Maciel (2009).

Diante dos dados apresentados nas Figuras 25 e 26, e que corroboram as afirmações mencionadas por Gomes *et. al.* (2013), observa-se uma redução brusca no teor de sólidos voláteis, nos dois primeiros anos pós-aterramento, visto que há grande quantidade de material carbonáceo de fácil degradação. A partir deste período, o gráfico perfaz uma curva mais suave, tendendo a um comportamento mais estável. Isto é resultado do processo de degradação de substâncias com elevada biodegradabilidade, restando apenas as substâncias de mediana e difícil degradação, como também as não degradáveis.

Conforme descrito anteriormente, uma série de fatores bioquímicos e geomecânicos atuam continuamente sobre a massa de lixo, constituindo-se nos agentes degradadores, alterando sua morfologia e culminando na desagregação dos conglomerados de resíduos. Devido a estes fatores, há uma elevação do teor de finos presentes nos processos de mineração de aterros encerrados.

A previsão da curva estabelecida por Maciel (2009) supôs, ao atingir 12 anos de aterramento, um teor de sólidos voláteis de, aproximadamente, 12%. Esta afirmação esclarece o processo existente nos aterros e a redução considerável de sólidos voláteis identificada neste trabalho, que foi de 16%.

Semelhante aos resultados obtidos por Gomes *et. al.* (2013) e coerente com o processo natural de biodegradação dos resíduos sólidos em aterros, após oito anos de aterramento e fechamento da célula de lixo, pôde-se observar que houve uma redução de 64,50% do teor de sólidos voláteis (SV), em relação ao percentual inicial, no momento de enchimento ($t = 0$), cujo valor atingia 47,40% de SV.

Já os dados obtidos por Maciel (2009), no mesmo período de tempo (após 8 anos de aterramento), observou-se uma redução do teor de sólidos voláteis de, aproximadamente, 50%.

De acordo com Decottignies *et. al.* (2005) e Kelly *et. al.* (2006), citados por Maciel (2009), teores de sólidos voláteis entre 10-20%, são considerados como resíduos em processo avançado de estabilização e mineralização, cuja composição é, majoritariamente, formada por lignina e plásticos.

4.3.2 Teor de Sólidos Voláteis (Lodo de esgoto anaeróbio)

Os resultados obtidos das análises realizadas do lodo de esgoto anaeróbio estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 7 - Caracterização físico-química do inóculo (lodo anaeróbio).

Inóculo	Potencial hidrogeniônico (pH)	Condutividade Elétrica ($\mu\text{S/cm}$)	Sólidos Voláteis (%)
Lodo anaeróbio	7,96	1617,8	52,42%

De acordo com Gerardi (2003), o conteúdo de sólidos voláteis oriundos de lodos de esgoto da maioria dos digestores anaeróbios, situa-se em torno de 50%.

Bolzonella *et al.* (2002; 2005) mencionam que lodos de esgoto com baixo teor de sólidos voláteis (inferiores a 50%) resultam em baixa taxa de remoção de orgânicos e baixa produção de biogás, culminando na redução dos benefícios da digestão anaeróbia.

4.4 POTENCIAL HIDROGENIÔNICO E CONDUTIVIDADE

Apresentando valores de pH levemente básicos, 7,74 e 7,96, para resíduo minerado e lodo anaeróbio, respectivamente, estes resultados apontam para um ambiente propício à existência e à atuação de microrganismos metanogênicos, permitindo a fluidez das fases existentes no processo anaeróbio sem maiores adversidades.

Através dos dados expostos na Tabela 4.2, observa-se que ambas as substâncias apresentaram um valor de pH bastante favorável à metanogênese, cujo intervalo ótimo é entre 6,7 - 7,5, conforme mencionado por Dhar *et. al.* (2015). Diante destes valores de pH (resíduo e lodo anaeróbio), há grande possibilidade da ocorrência do processo bioquímico anaeróbio, sem que haja interferência de fatores adversos.

Diferentemente de resíduo orgânico fresco, nos quais há inúmeros fatores que podem influenciar negativamente sobre o desempenho biodegradativo anaeróbio, como elevados teores de ácidos graxos voláteis, carga orgânica (DBO e DQO), sólidos voláteis, óleos e graxas, entre outros fatores, os resíduos envelhecidos (minerados) possuem uma menor ação poluidora, sobretudo, por ter grande parte dos componentes residuais em fase mediana ou acentuada de estabilização. As condições em que normalmente se encontram, constituem-se como características bastante positivas para o estabelecimento dos processos microbiológicos anaeróbios (FRÄNDEGARD *et. al.*, 2013; MÖNKARE *et. al.*, 2016).

Imediatamente após a determinação do pH, foi realizada a aferição da condutividade elétrica do meio, cujos valores foram de 1424 e 1617,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Este parâmetro determina a capacidade de uma determinada solução em conduzir corrente elétrica, devido à concentração de íons, porém sem identificá-los (ALCÂNTARA, 2007).

A condutividade elétrica, por sua vez, está relacionada à existência de íons dissolvidos, à concentração, mobilidade e valência dos íons, dentre outros fatores. Uma substância aquosa com elevado teor de compostos inorgânicos constitui-se em boa condutora de eletricidade. Por outro lado, as substâncias

que apresentam alta quantidade de compostos orgânicos, conduzem mal a corrente elétrica (ALCÂNTARA, 2007). Assim, baseando-se em Pohland e Harper (1985) e Schalch (1992), Alcântara (2007) apresentou intervalos de valores de condutividade elétrica referentes a cada fase de decomposição microbiológica.

- 1) Fase de transição: 2.450 – 3.310 $\mu\text{S}/\text{cm}$;
- 2) Fase de formação de ácidos: 1.600 – 17.100 $\mu\text{S}/\text{cm}$;
- 3) Fase metanogênica: 2.900 – 7.700 $\mu\text{S}/\text{cm}$;
- 4) Maturação final: 1.400 – 4.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Correlacionando-se o valor de condutividade elétrica do resíduo (1.424 $\mu\text{S}/\text{cm}$) com os intervalos descritos por Alcântara (2007), observa-se que os resíduos presentes na célula experimental localizam-se na fase de Maturação final, entre 1.400 – 4.500 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

4.5 IDENTIFICAÇÃO E SELEÇÃO DE MICRORGANISMOS

Após a realização dos testes citados anteriormente, foram selecionadas as seguintes linhagens, de acordo com o tipo de enzima liberada:

1. Capazes de degradar o xilano (xilanase): T16, T5 e T3;
2. Capazes de degradar a pectina (pectinase): T3, T6, T9, T11, T13 e T19;
3. Capazes de degradar a proteína (protease): T11, T18 e T19;
4. Capazes de degradar a carboximetilcelulose (carboximetilcelulase): T3, T5, T6, T9, T11, T13, T16 e T19.

Dentre todas as linhagens posteriormente testadas, apenas três se destacaram: T9, T16 e T19. Porém, no último processo seletivo, que objetivou analisar a existência de competição, entre as linhagens, pela mesma fonte de nutriente, observou-se que, das três, apenas a T9 e T19 atuavam simbioticamente. Esta característica é de grande importância, pois, de acordo com Chen *et. al.* (2008), a competição, entre microrganismos, pela mesma fonte de carbono e nutrientes constitui-se num dos principais fatores para a ocorrência de colapso em biodigestores anaeróbios.

A técnica de identificação de microrganismos utilizada foi a da Reação em Cadeia da Polimerase (PCR), visto que esta tem como vantagens a alta sensibilidade, a especificidade, a facilidade de execução e a análise, simultânea, de grande número de amostras (EMBRAPA, 2007).

Desta forma, baseando-se na metodologia de desenvolvimento da referida técnica, descrita pela Embrapa (2007), foram identificados os microrganismos, denominados previamente T9 e T19, como *Bacillus subtilis* e *Alcaligenis faecalis*, respectivamente.

4.6 ESTIMATIVA DA PRODUÇÃO DE BIOGÁS ATRAVÉS DO ENSAIO BMP

O ensaio BMP consiste no método mais comumente utilizado, a fim de avaliar a biodegradabilidade e produção de biogás de resíduos orgânicos (VALERO et. al., 2016).

Este teste, realizado em biorreatores isentos de oxigênio, ou seja, operados em total anaerobiose, visa, durante um período de incubação de 30 a 120 dias, estimar o potencial máximo de biogás e/ou biometano (GODIN et. al., 2015).

4.6.1 Geração de biogás oriunda da realização do ensaio BMP – 1ª Etapa

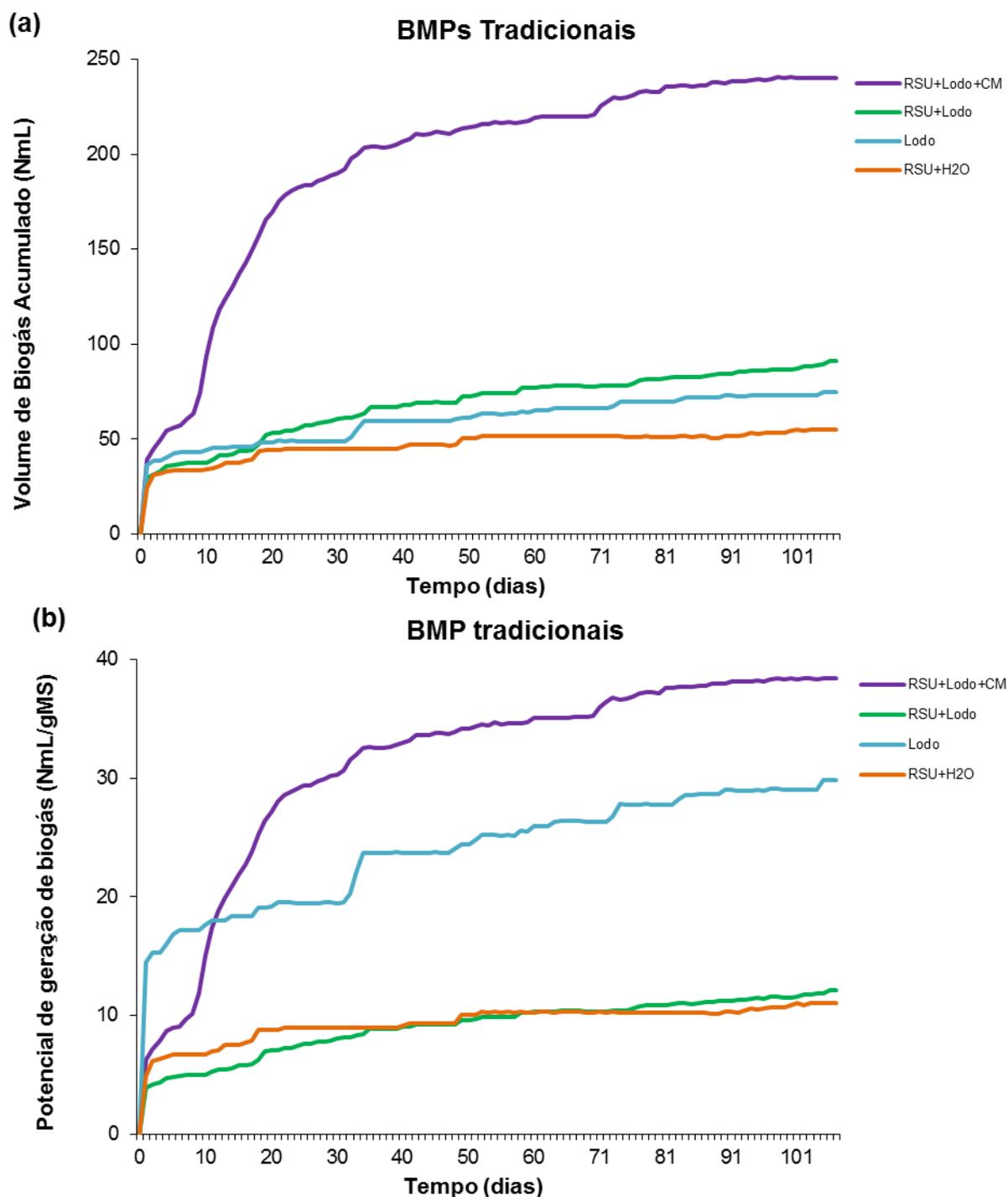
Os resultados obtidos no primeiro ensaio BMP, realizado no dia 4 de setembro de 2015, cujo tempo de detenção hidráulica foi de 106 dias, geraram gráficos de geração de biogás, em função do tempo.

4.6.1.1 Geração e composição do biogás proveniente do ensaio BMP (biorreatores tradicionais)

4.6.1.1.1 Geração acumulada de biogás

Desta forma, expõem-se, a seguir (Figura 27), a geração acumulada de biogás (a) e o potencial de geração de biogás (b) oriundos de biorreatores tradicionais.

Figura 27 - Geração acumulada, em (a), e potencial de geração de biogás, em (b), do biogás proveniente dos BMP tradicionais.



Fazendo uma breve comparação entre as Figuras 27 (a) e 27 (b), observa-se que, a 27 (b) apresenta o volume de biogás gerado por grama de material sólido seco, conforme a unidade NmL/gMS. Já a Figura 27 (a) apresenta

apenas a produção de biogás oriunda de cada um dos quatro cenários desenvolvidos na 1ª fase do experimento.

Na Figura 27 (a), pode-se observar, de imediato, que os biorreatores que continham o cenário “RSU+Lodo+CM” apresentaram os melhores resultados, atingindo um volume acumulado, ao final do ensaio, de 240,32 NmL. Fazendo-se uma comparação com o cenário descrito pelos biorreatores onde continham “RSU+Lodo”, vê-se uma produção de biogás muito mais acentuada e discrepante do primeiro cenário (“RSU+Lodo+CM”) ante o segundo (“RSU+Lodo”), o que evidencia muito a influência que os microrganismos inoculados exerceram sobre a produção de biogás referente ao cenário “RSU+Lodo”, cuja composição não continha o consórcio microbiano.

Sob uma visão mais aprofundada, observa-se que, aproximadamente, 76% (183,75 NmL) da produção de biogás do cenário “RSU+Lodo+CM” foram obtidos no 25º dia de monitoramento, ou seja, aproximadamente $\frac{1}{4}$ do tempo de detenção hidráulica adotado neste experimento (106 dias).

Seguindo este raciocínio, nota-se que, ao final do período do experimento, o valor acumulado obtido pelo cenário “RSU+Lodo+CM”, 240,37 NmL é 2,70 vezes maior que o volume acumulado obtido pela cenário “RSU+Lodo”, cujo valor foi de 91,04 NmL; 3,06 vezes maior que o volume máximo acumulado obtido pelo cenário referente ao “RSU+H₂O”, 55,18 NmL; e 3,61 vezes superior ao volume máximo referente ao cenário “Lodo”, que apresentou volume final de biogás gerado de 74,82 NmL.

Brito (2015) trabalhou com biorreatores BMP idênticos aos utilizados nesta pesquisa, contendo resíduos considerados como “novos” (3 anos de idade) e “velhos” (8 anos de idade), sob condições de aterros simulados. Após a realização de uma prévia composição gravimétrica de ambos os resíduos, foi estudado o seu potencial final de geração de biogás.

A fim de possibilitar uma melhor comparação entre os resultados obtidos por Brito (2015), efetuou-se a média aritmética do volume final de biogás gerado pelo “branco” de cada componente, integrante dos resíduos “novos” (3 anos de idade) , ou seja, “finos + H₂O”, “jardim + H₂O”, “papel/papelão + H₂O”, “sanitário

+ H₂O”, “orgânico + H₂O”, do qual foi obtido o valor médio de 110 NmL. Este valor de 110 NmL, obtido por Brito (2015), mostra-se coerente com o valor de 78,59 NmL, obtido neste trabalho.

Já o valor médio aritmético referente ao “branco” dos resíduos “velhos” (8 anos de idade), 138 NmL, foi superior ao “branco” dos resíduos “novos” (3 anos de idade). Brito (2015) menciona que a concentração de grande quantidade do volume de lixiviado na região inferior do biorreator pode ter possibilitado maior fluxo de nutrientes e acesso de microrganismos aos substratos, aumentando a interface de contato substrato-inóculo.

Similarmente à Figura 27 (a), a Figura 27 (b) apresentou como destaque de volume potencial de biogás o cenário “RSU+Lodo+CM”, entretanto em valores muito abaixo dos registrados na 25 (a), visto que se trata de dados referentes ao potencial de biogás gerado e não de geração acumulada.

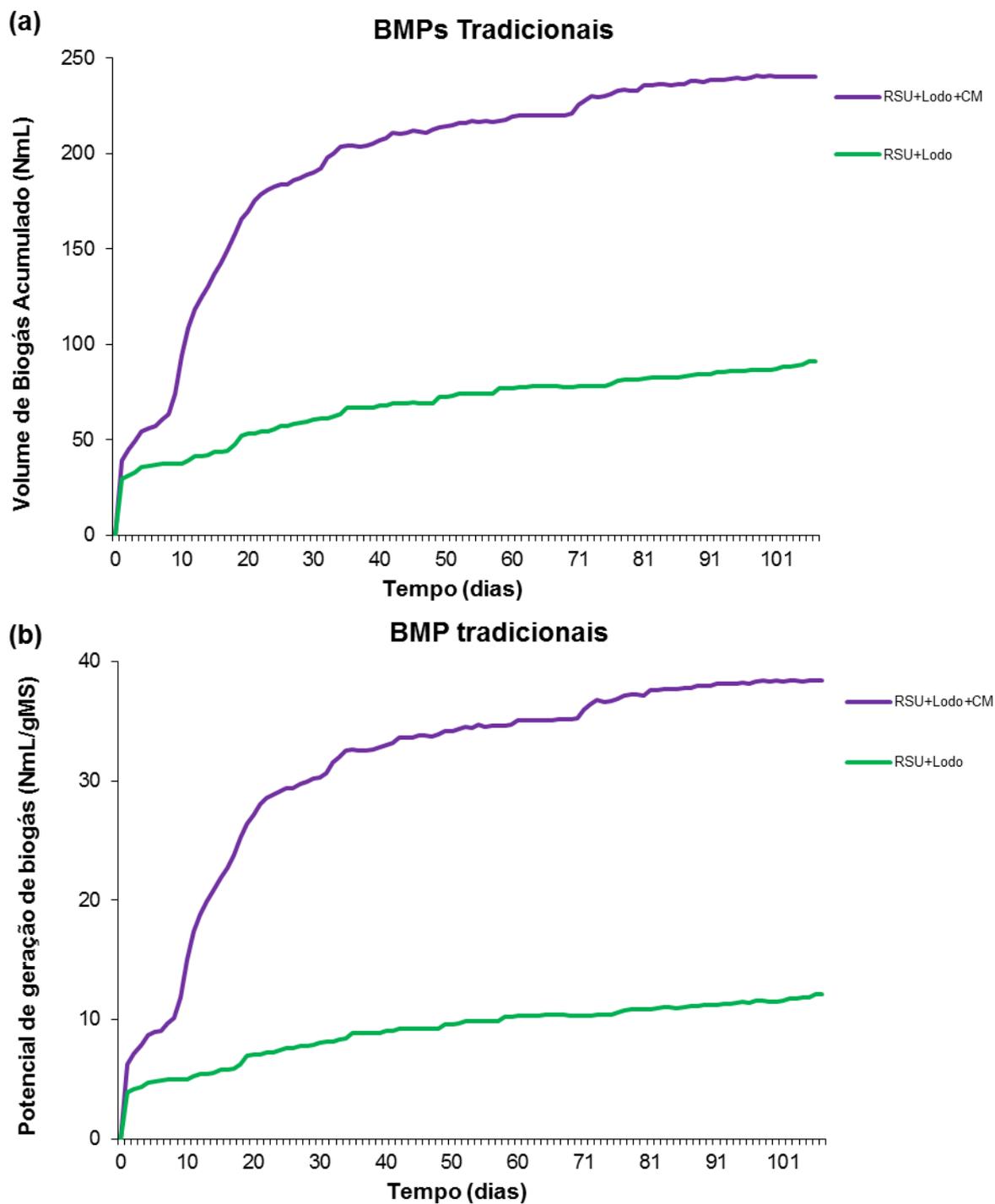
Diante disso, observa-se que, ao final do experimento, o cenário “RSU+Lodo+CM” atingiu um potencial de geração de biogás de 38,40 NmL/gMS. Este valor é 1,29 vezes superior à geração referente ao cenário “Lodo”, cujo potencial foi de 29,81 NmL/gMS.

Isolando-se, da Figura 27, os cenários “RSU+Lodo” e “RSU+Lodo+CM”, no que diz respeito ao volume acumulado e ao potencial de geração de biogás, observa-se que o cenário “RSU+Lodo” descreveu um comportamento pífio, atingindo um valor acumulado final de 91,04 NmL. Já o cenário “RSU+Lodo+CM” obteve um comportamento completamente diferente, atingindo um volume acumulado final de 240,37 NmL.

Na Figura 27 (a) apresenta, de forma clara e objetiva, o quanto que a presença do consórcio microbiano provoca na geração acumulada de biogás, representando um aumento percentual de 164%, sobre a produção final acumulada de biogás do cenário “RSU+Lodo”. Daí é observada uma diferença gritante na capacidade de conversão biológica do consórcio microbiano ante os resultados referentes ao cenário “RSU+Lodo”.

Seguindo o mesmo raciocínio, observa-se, na Figura 28 (a) e (b), que a inclusão do consórcio microbiano, ou seja, a configuração contendo “RSU+Lodo+CM” representou um aumento de 217% sobre o potencial final de geração de biogás da configuração “RSU+Lodo”.

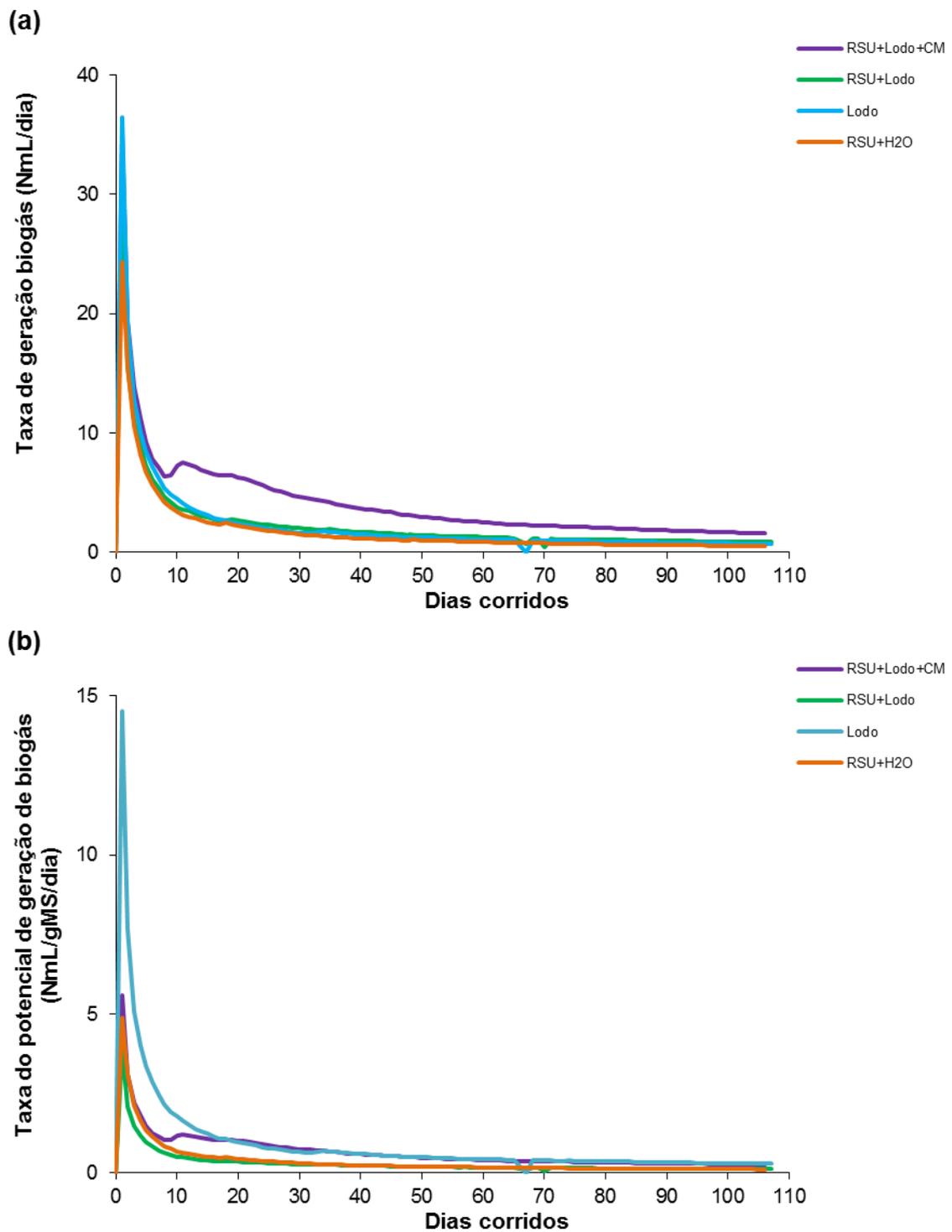
Figura 28 - Comportamento da geração acumulada de biogás, em (a), e do potencial de geração de biogás, em (b), referentes aos cenários “RSU+Lodo” e “RSU+Lodo+CM”.



4.6.1.1.2 Taxa de geração diária de biogás

Conforme exposto nos subitens anteriores, tem-se, na Figura 29 (a), a taxa de geração de biogás, e na Figura 29 (b), a taxa diária do potencial de geração de biogás dos cenários referentes aos BMP tradicionais.

Figura 29 - Comportamento referente à taxa diária de geração de biogás oriundo dos BMP tradicionais.



É observado um comportamento inverso ao da geração acumulada, ou seja, há um decrescimento gradual da cinética microbiológica de conversão do substrato a biogás.

A configuração “Lodo” apresentou o melhor desempenho, nos dez primeiros dias de realização do ensaio, no qual obteve como valor máximo, na Taxa de geração diária (Figura 29 (a)), 36,45 NmL/dia, no primeiro dia de experimento, e na Taxa do potencial de geração de biogás (Figura 29 (b)), 14,52 NmL/gMS/dia, no mesmo período.

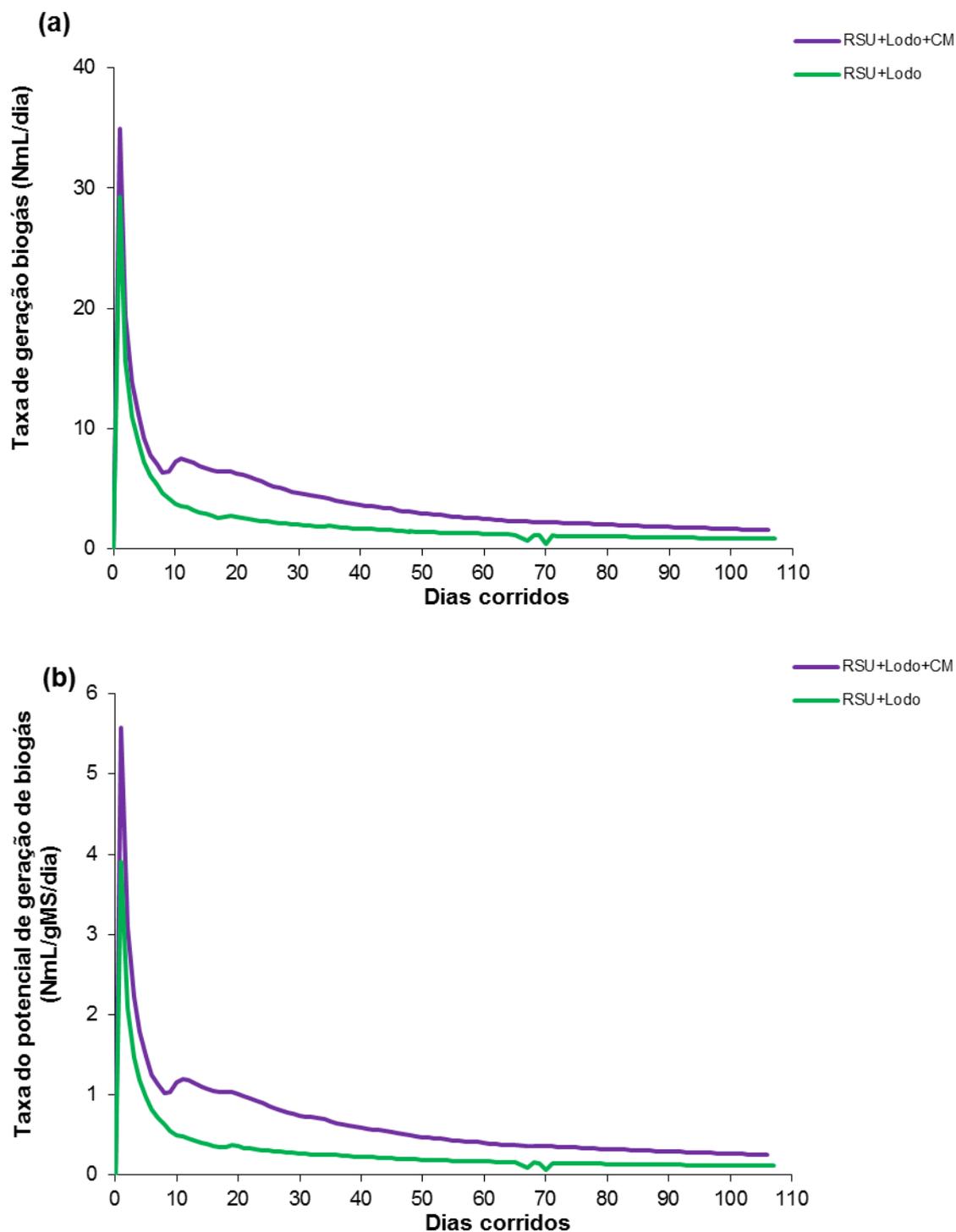
Apesar do desempenho inicial favorável, no que diz respeito à geração acumulada de produção de biogás (Figura 29 (a)), o lodo anaeróbio demonstrou ter um desempenho pífio, ao longo do tempo.

Comprovando o comportamento de geração acumulada apresentado na Figura 27 (a), a configuração “RSU+Lodo+CM” apresentou uma taxa de geração de biogás semelhante à do “Lodo” (34,91 NmL/dia), nos cinco dias iniciais, porém mostrando-se superior a este, nos dias subsequentes.

Aliás, tomando como base a Figura 30 (a), na qual se tem um gráfico comparativo entre os cenários “RSU+Lodo” e “RSU+Lodo+CM”, percebe-se a existência de uma melhoria no desempenho da taxa de produção de biogás, no ambiente em que há presença do consórcio microbiano (“RSU+Lodo+CM”), ante o ambiente em que estes microrganismos inexistem (“RSU+Lodo”).

A Figura 30 (b), por sua vez, apresenta a diferença existente na cinética de degradação proporcionada pela presença do consórcio microbiano.

Figura 30 - Comportamento da taxa diária, em (a), e da taxa do potencial de geração de biogás, em (b), referente aos cenários “RSU+Lodo” e “RSU+Lodo+CM”.



Semelhantes aos gráficos da Figura 29, nesta figura, observa-se, de imediato, uma diferença de escala. A Figura 30 (b) diz respeito ao potencial diário de geração de biogás, cujo parâmetro é resultante da razão entre a geração

acumulada de biogás e o número de dias corridos, ao passo que a geração acumulada de biogás (Figura 27 (b)) se refere unicamente ao somatório gradual do biogás produzido ao longo do tempo.

Inicialmente, são degradados os componentes carbonáceos de fácil assimilação pelos microrganismos. Na sequência, há uma diminuição considerável do valor desta variável, em virtude da diminuição destas substâncias facilmente assimiláveis, permanecendo as mais resistentes à decomposição, que, por sua vez, demandam maior capacidade de ação degradadora.

Na Figura 29 (a), depreende-se, previamente, que os cenários “Lodo”, “RSU+H₂O”, “RSU+Lodo” descreveram comportamentos semelhantes ao longo do experimento, porém com picos diferentes, ocorrentes nos primeiros dias. Para o referido momento, o cenário “Lodo” obteve destaque, atingindo o valor de 36,45 NmL/dia.

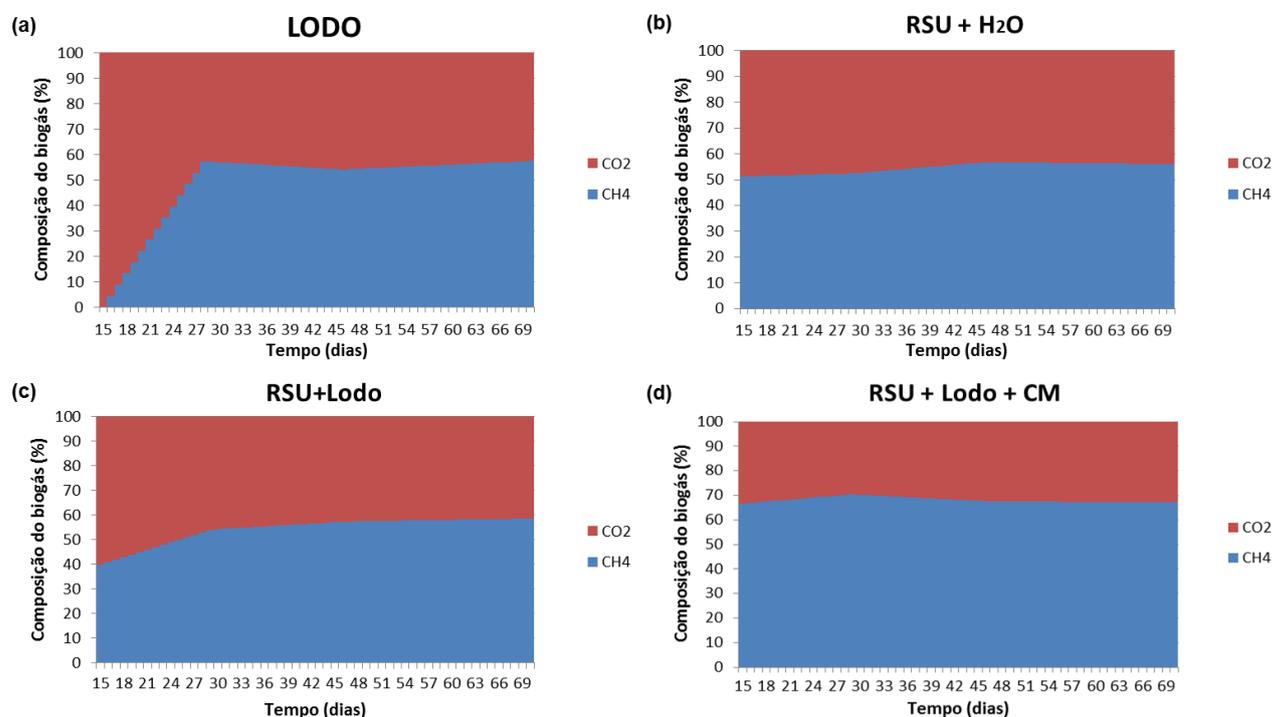
Já o cenário “RSU+Lodo+CM” apresentou um comportamento diferente, com uma taxa de produção de biogás superior aos demais cenários, obtendo, no primeiro dia, o valor máximo de 34,91 NmL.

A partir do segundo dia de ensaio BMP, observa-se, nesta Figura 29 (a), um decaimento vertiginoso deste parâmetro, referente aos cenários “Lodo”, “RSU+H₂O” e “RSU+Lodo”, atingindo, no décimo dia de monitoramento, 4,43, 3,38 e 3,75 NmL/dia, e representando uma queda no fluxo de geração de biogás de 88, 86 e 87%, respectivamente.

4.6.1.1.3 Análise quantitativa do biogás (biorreatores tradicionais)

No que diz respeito às análises cromatográficas referentes aos biorreatores tradicionais, a Figura 31 expõe a variação das concentrações dos gases metano e dióxido de carbono presentes no biogás de cada um dos cenários apresentados na Figura 27, ou seja, dos cenários “Lodo”, “RSU+H₂O”, “RSU+Lodo”, “RSU+Lodo+CM” referentes aos biorreatores tradicionais.

Figura 31 - Valores, em porcentagem, dos gases metano e dióxido de carbono, referentes aos cenários utilizados na 1ª etapa da pesquisa.



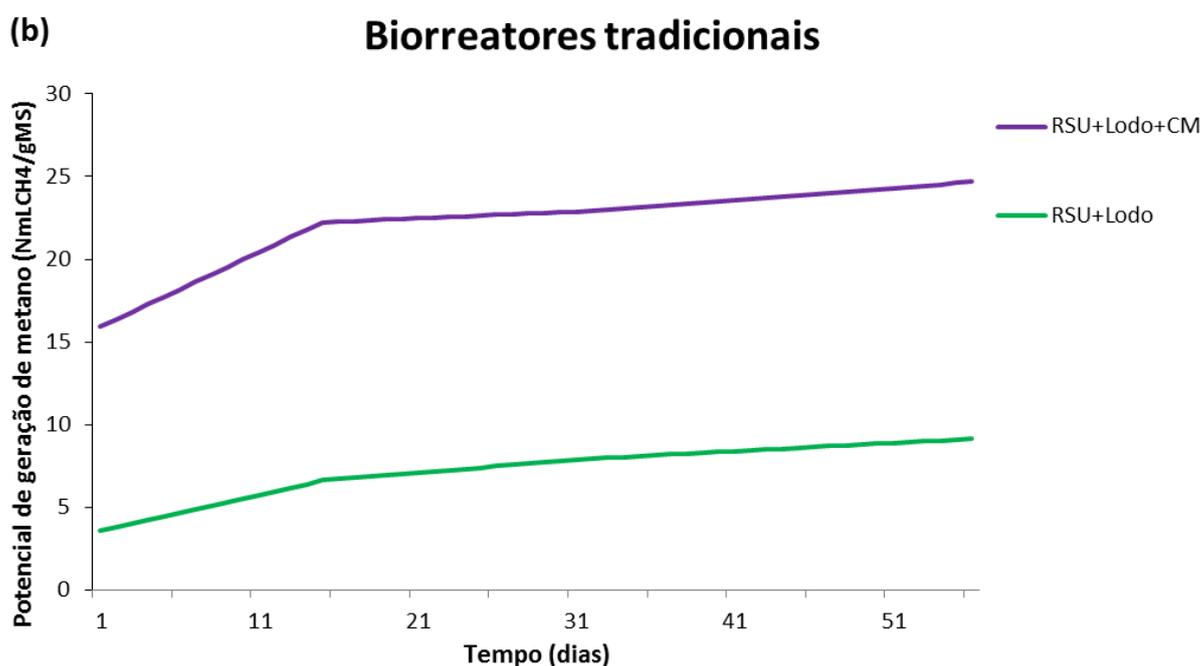
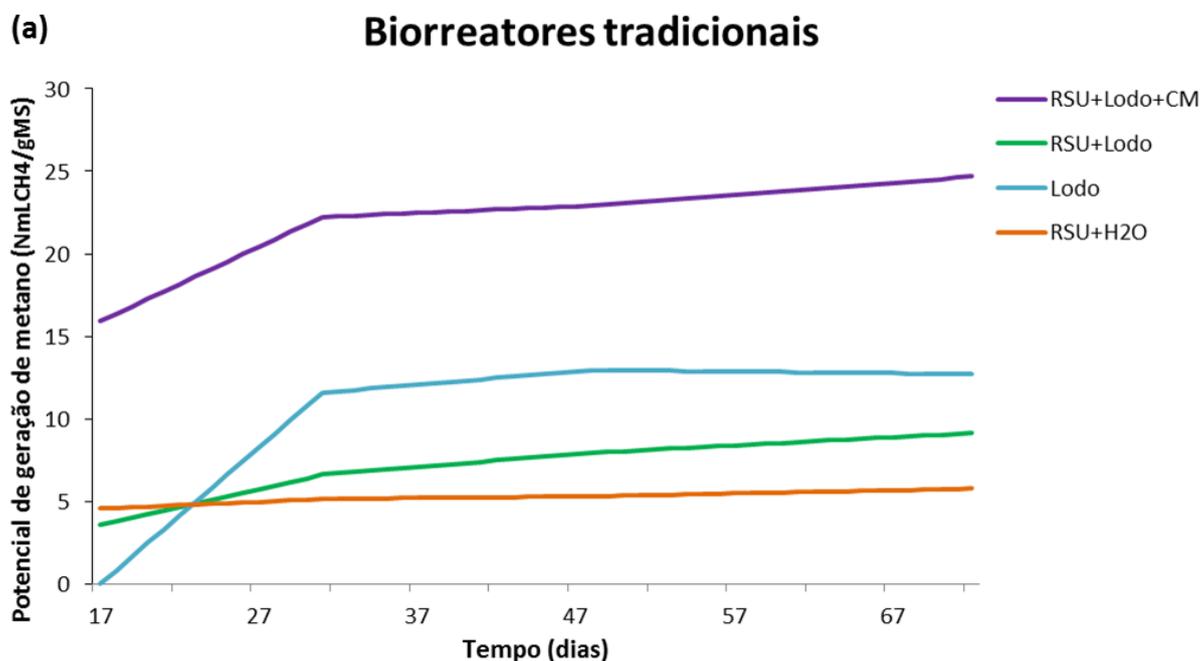
Ao examinar os resultados das análises cromatográficas referentes a cada um dos quatro cenários mostrados na Figura 31, observa-se a influência do consórcio microbiano sobre a produção de metano no cenário “RSU+Lodo+CM”, presente na Figura 31 (d). Nesta figura, o percentual de metano produzido varia entre 66 e 70%, valores estes considerados agradável, tendo em vista o tipo de resíduo que se constitui como objeto deste estudo.

Faz-se necessário mencionar que as composições “RSU+H₂O” e “RSU+Lodo” descreveram, a partir do 44º dia, uma trajetória semelhante, mostrando que, apesar dos resultados de Geração acumulada e Taxa diária de biogás terem se mostrado aquém do esperado, em relação ao desempenho dos cenários que contêm o consórcio, os dados resultantes dos percentuais de metano e dióxido de carbono oriundos do biogás gerado apresentaram certa semelhança, indicando que as referidas combinações possuem, temporalmente, um potencial energético favorável.

4.6.1.1.4 Potencial de geração de metano (biorreatores tradicionais)

Ao verificar os resultados, no que diz respeito ao potencial de geração de metano, pode-se observar, na Figura 32 (a), o destacável desempenho do “RSU+Lodo+CM” diante dos demais cenários.

Figura 32 - Potencial de geração de metano referente aos quatro cenários analisados nos biorreatores tradicionais (a), e (b) um comparativo entre os cenários “RSU+Lodo” e “RSU+Lodo+CM”.



A combinação “RSU+Lodo+CM” atingiu o máximo de 24,68 NmLCH₄/gMS, sendo 1,9 vezes superior ao “Lodo”, que obteve o máximo de 12,71 NmLCH₄/gMS, 2,7 vezes superior ao “RSU+Lodo”, que atingiu 9,14 NmLCH₄/gMS e 4,28 vezes superior ao “RSU+H2O”, que atingiu o valor máximo de 5,76 NmLCH₄/gMS.

A Figura 32 (b), por sua vez, apresenta de forma evidente a disparidade gritante existente no comparativo entre os comportamentos dos cenários “RSU+Lodo” e “RSU+Lodo+CM”. Observa-se, desta maneira, o quão benéfica foi a adição do consórcio microbiano ao cenário “RSU+Lodo”.

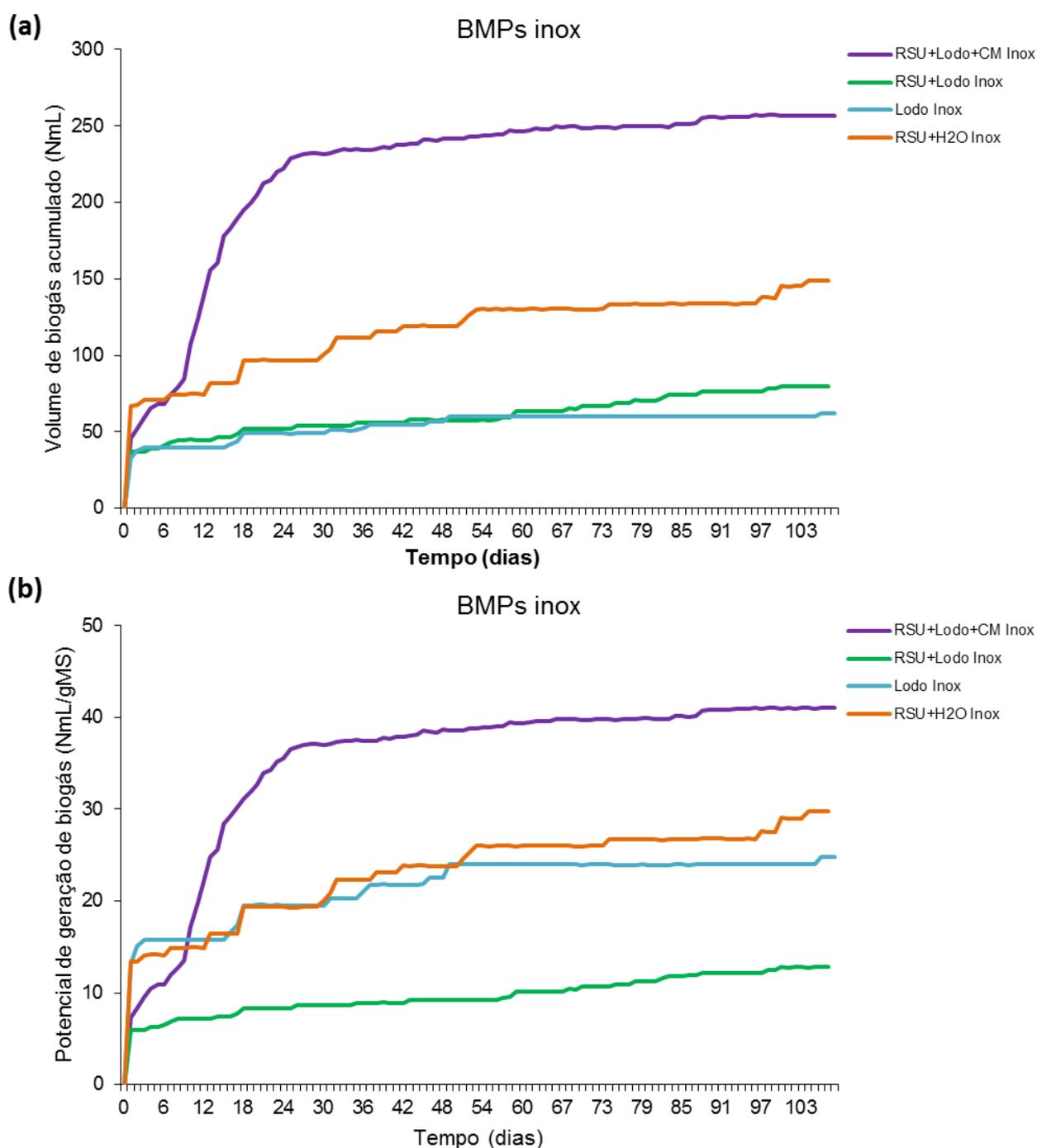
Numericamente, a presença do consórcio microbiano no cenário “RSU+Lodo+CM” foi 2,7 vezes superior ao “RSU+Lodo”, demonstrando um aumento da taxa de biodegradação e consequente bioestabilização do material orgânico.

4.6.1.2 Geração e composição do biogás proveniente do ensaio BMP (biorreatores Inox)

4.6.1.2.1 *Geração acumulada de biogás*

O ensaio BMP realizado com biorreatores inox, por sua vez, gerou os resultados de volume acumulado de biogás apresentados, graficamente, na Figura 33.

Figura 33 - Geração acumulada, em (a), e potencial de geração, em (b), de biogás proveniente dos BMP inox.



É importante ressaltar que o volume útil dos biorreatores inox (443 mL) é superior ao volume útil dos biorreatores tradicionais (250 mL). Entretanto, fazendo-se uma comparação entre a geração acumulada de biogás, referente a cada um dos cenários, os componentes contidos nos biorreatores tradicionais (Figura 27 (a)) e inox (Figura 33 (a)), observa-se que os cenários “Lodo”,

“RSU+Lodo” e “RSU+Lodo+CM”, mostraram comportamentos muito semelhantes, que resultaram, ao final do ensaio, o primeiro cenário, em biorreatores tradicionais, um volume de 66,50 NmL, e nos biorreatores inox, 62,22 NmL; o segundo cenário, nos tradicionais, um volume de 89,15 NmL, e nos inox, de 81,89 NmL; e, finalmente, no terceiro, nos tradicionais, um volume de 240,32 NmL, e nos inox, de 256,89 NmL.

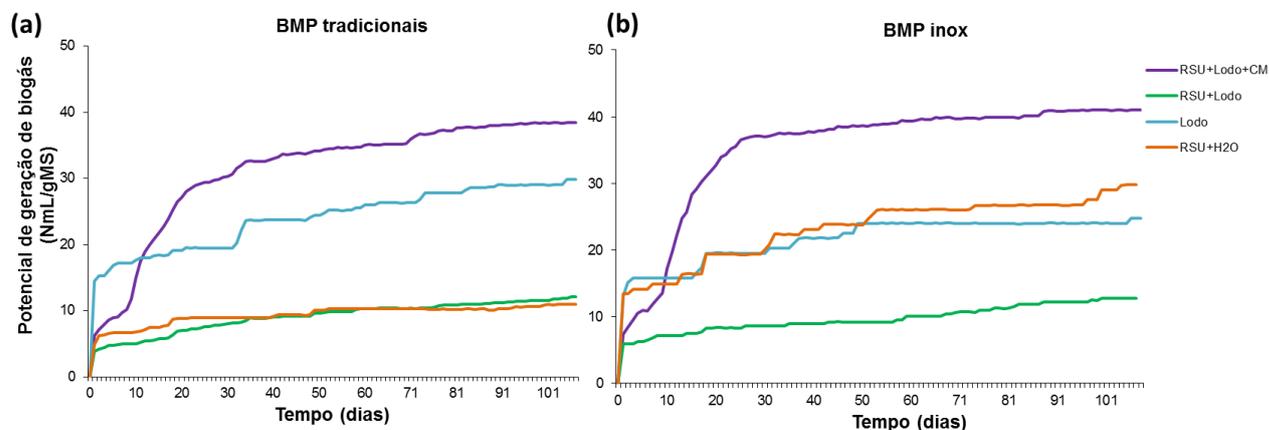
Em contrapartida, é visível a diferença existente no comparativo dos gráficos descritos pelo cenário “RSU+H₂O”. Neste cenário, houve uma maior produção acumulada de biogás nos biorreatores inox ante a produção acumulada de biogás oriunda dos biorreatores tradicionais. Isto pode ser consequência do volume útil dos biorreatores inox (443 mL) ser, aproximadamente, 1,8 vezes superior ao dos biorreatores tradicionais (250 mL), ou seja, os biorreatores inox possuem maior capacidade de armazenamento de biogás.

Conforme mencionado anteriormente, observa-se a existência de uma taxa de biodegradação superior nos gráficos dos biorreatores inox em comparação aos biorreatores tradicionais.

Com relação à Figura 33 (b), observa-se que o cenário “RSU+Lodo+CM” apresentou uma cinética de conversão de substrato em biogás mais intensa, sobretudo entre o 10^o e o 27^o dia de ensaio. Provavelmente, isto se deveu tanto à capacidade de armazenamento de biogás, como à propriedade de condutividade térmica do biodigestor, visto que se refere a um material metálico.

Situação com respostas mais acentuadas, nos biorreatores inox, foi apresentada pelo cenário “RSU+H₂O” (Figura 34 (a) e (b)). Neste, observa-se, sobretudo nos três primeiros dias, uma superioridade numérica do processo de degradação e geração de biogás existentes nos biorreatores inox (13,44 NmL/gMS) ante a geração de biogás existente nos biorreatores tradicionais (6,35 NmL/gMS).

Figura 34 - Comportamento do potencial de geração de biogás oriunda de biorreatores tradicionais (a) e inox (b), referente aos cenários da 1ª fase do experimento.

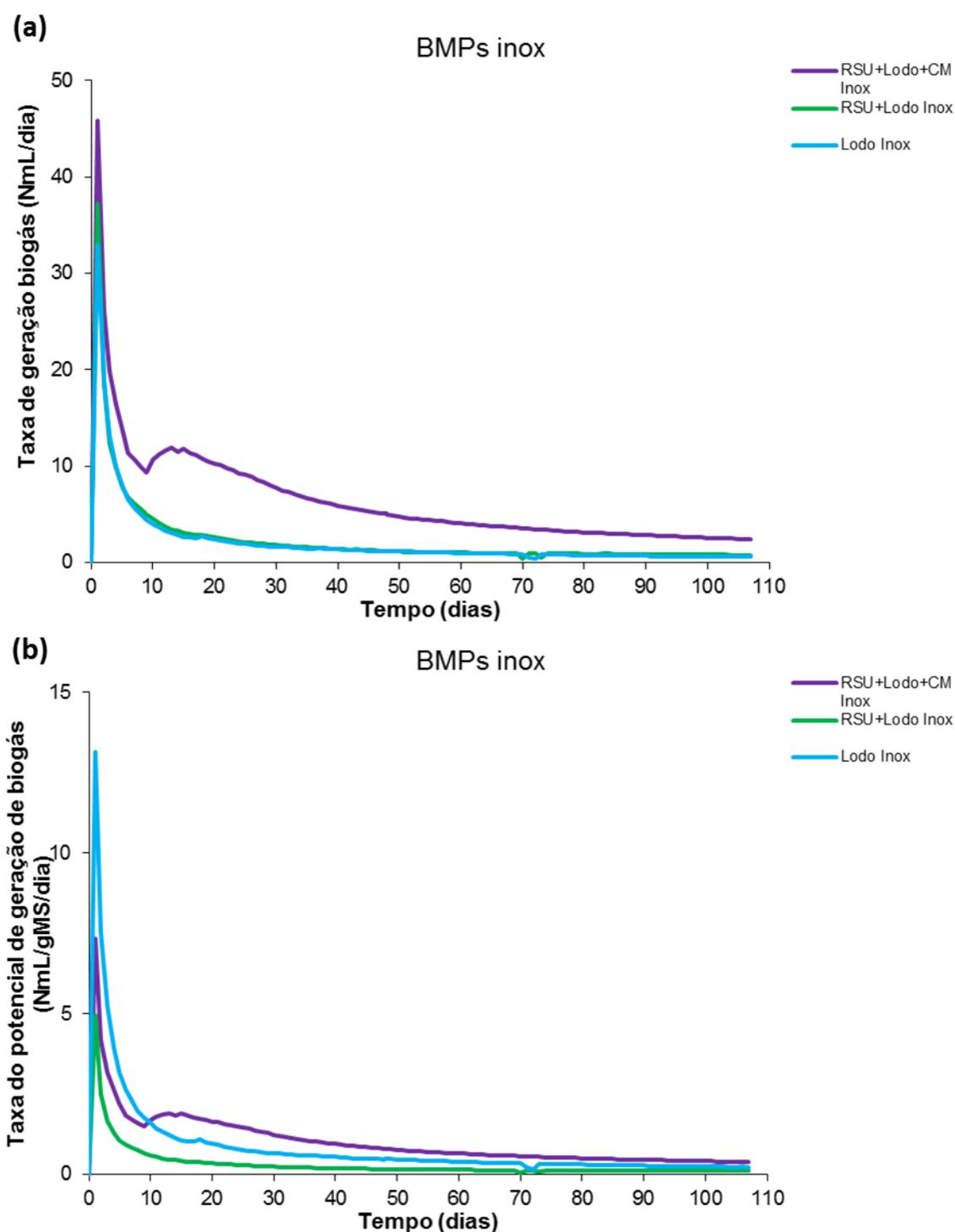


4.6.1.2.2 Taxa de geração diária de biogás

Nos biorreatores inox, as taxas diárias de biodegradação e geração de biogás (Figura 35 (a)), assim como a taxa do potencial de geração de biogás (Figura 35 (b)), referentes aos cenários estudados, mostram-se diferentes entre si. A taxa de geração de biogás (Figura 35 (a)) apresenta como cenário destaque o “RSU+Lodo+CM”, que atingiu, no primeiro dia de incubação, o valor de 45,90 NmL/dia, sendo seguido pelo “RSU+Lodo” e pelo “Lodo”, que obtiveram, respectivamente, 37,21 NmL/dia e 32,98 NmL/dia.

É importante mencionar que os valores referentes ao cenário “RSU+H₂O” não foram considerados, visto que os mesmos não foram coerentes e relevantes, estatisticamente.

Figura 35 - Taxa diária, em (a), e taxa do potencial de geração de biogás, em (b) oriunda dos BMP inox.



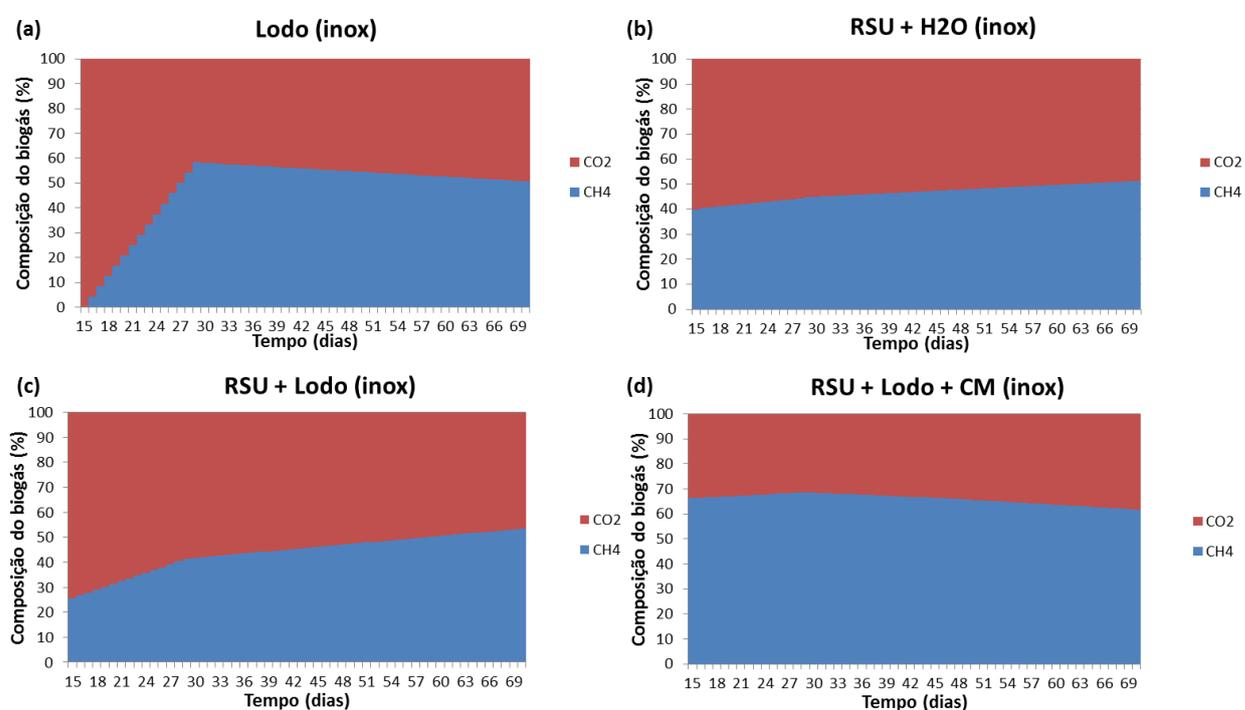
A Figura 35 (b), por sua vez, apresenta o cenário “Lodo” como destaque, atingindo, por grama de massa residual seca, o valor de 13,14 NmL de biogás, no primeiro dia de experimento. O cenário “RSU+Lodo+CM” alcançou, no

mesmo período, o valor máximo de 7,33 NmL/gMS, sendo seguido por “RSU+Lodo”, que registrou 4,96 NmL/gMS.

4.6.1.2.3 Análise quantitativa do biogás (biorreatores inox)

No que diz respeito às análises quantitativas do biogás oriundo dos biorreatores inox, os dados cromatográficos referentes aos componentes metano e dióxido de carbono encontram-se expostos na Figura 36.

Figura 36 - Comportamento temporal dos componentes analisados do biogás oriundo dos BMP inox.

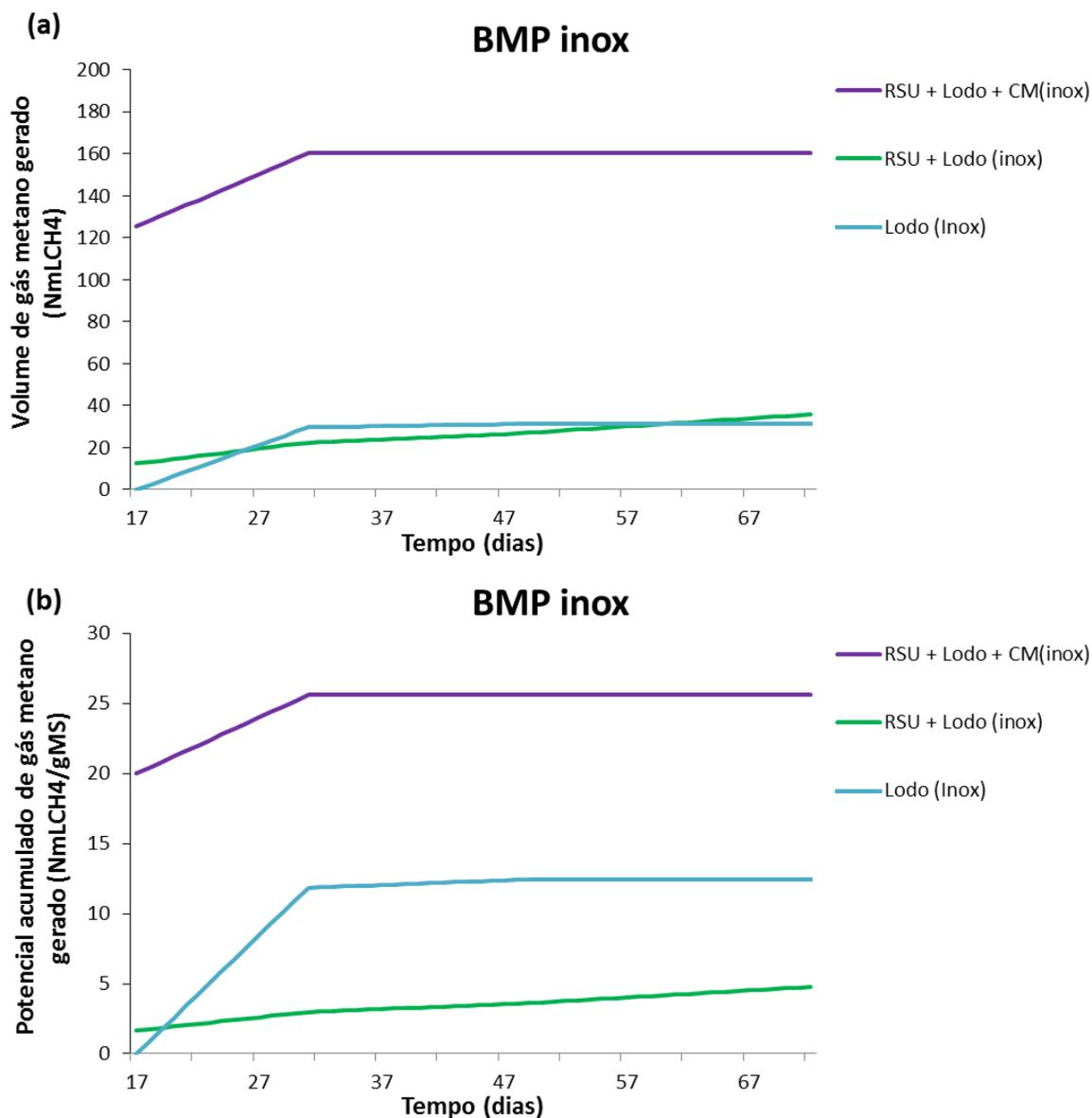


Observando-se as Figura 36 ((a), (b), (c) e (d)), repara-se, logo de imediato, a influência que os microrganismos inoculados representaram para a geração de metano, no cenário “RSU+Lodo+CM”, oriundo do processo de biodegradação dos resíduos. Observa-se, também, uma forte semelhança dos dados presentes nas Figuras 31 (d) e 36 (d), cujos valores mantiveram-se no intervalo compreendido entre 60% e 70% de gás metano gerado.

Seguindo em consonância com os resultados das análises quantitativas do biogás obtidos nos biorreatores tradicionais, observa-se que os dados gerados nos biorreatores inox ratificam a fidedignidade dos valores originados dos ensaios realizados com biodigestores tradicionais.

Diante destas informações, é possível mencionar que a variação do “headspace” entre os biorreatores (tradicionais e inox) não influenciou negativamente sobre a produção de metano, permitindo assim a manutenção do equipamento inox para os referidos ensaios de biodegradação.

Figura 37 - Volume acumulado de gás metano produzido em biorreatores inox referente aos cenários analisados.



Observando-se a Figura 37 (a) e (b), infere-se que os valores de geração acumulada e taxa de geração de metano, referentes ao cenário “RSU+Lodo+CM”, nos biorreatores inox, 160,39 NmL, corroboram os resultados obtidos de geração acumulada e taxa diária de geração de biogás.

De acordo com a Figura 37 (a), observa que, ao final do experimento, o cenário “RSU+Lodo+CM”, cujo volume final de 160,39 NmL foi 80% superior ao cenário “RSU+Lodo”, que atingiu a marca de 35,42 NmL.

A taxa do potencial de gás metano gerado apresentou o cenário “RSU+Lodo+CM” com taxa de geração de metano, ao final do ensaio, de 25,62 NmL. Este valor mostrou-se 50% superior ao cenário “Lodo”, que alcançou 12,71 NmL de metano gerado.

Corroborando os resultados obtidos nos biorreatores tradicionais, o cenário “RSU+Lodo” obteve desempenho pífio. É possível que, ao invés do objetivo fundamental da utilização do lodo, este tenha contribuído negativamente para o processo biodegradativo para a ocorrência do comportamento registrado nos experimentos realizados.

4.6.2 Geração e composição do biogás oriundo da realização do ensaio BMP – 2ª Etapa

Baseando-se nos números e no desempenho dos cenários que continham o consórcio microbiano, os quais se destacaram tanto na geração acumulada (NmL), quanto na taxa diária de geração de biogás (NmL/dia), foi sugerida a realização de um novo ensaio BMP, envolvendo todos os componentes do ensaio BMP da 1ª etapa, excetuando-se a água destilada, como inóculo.

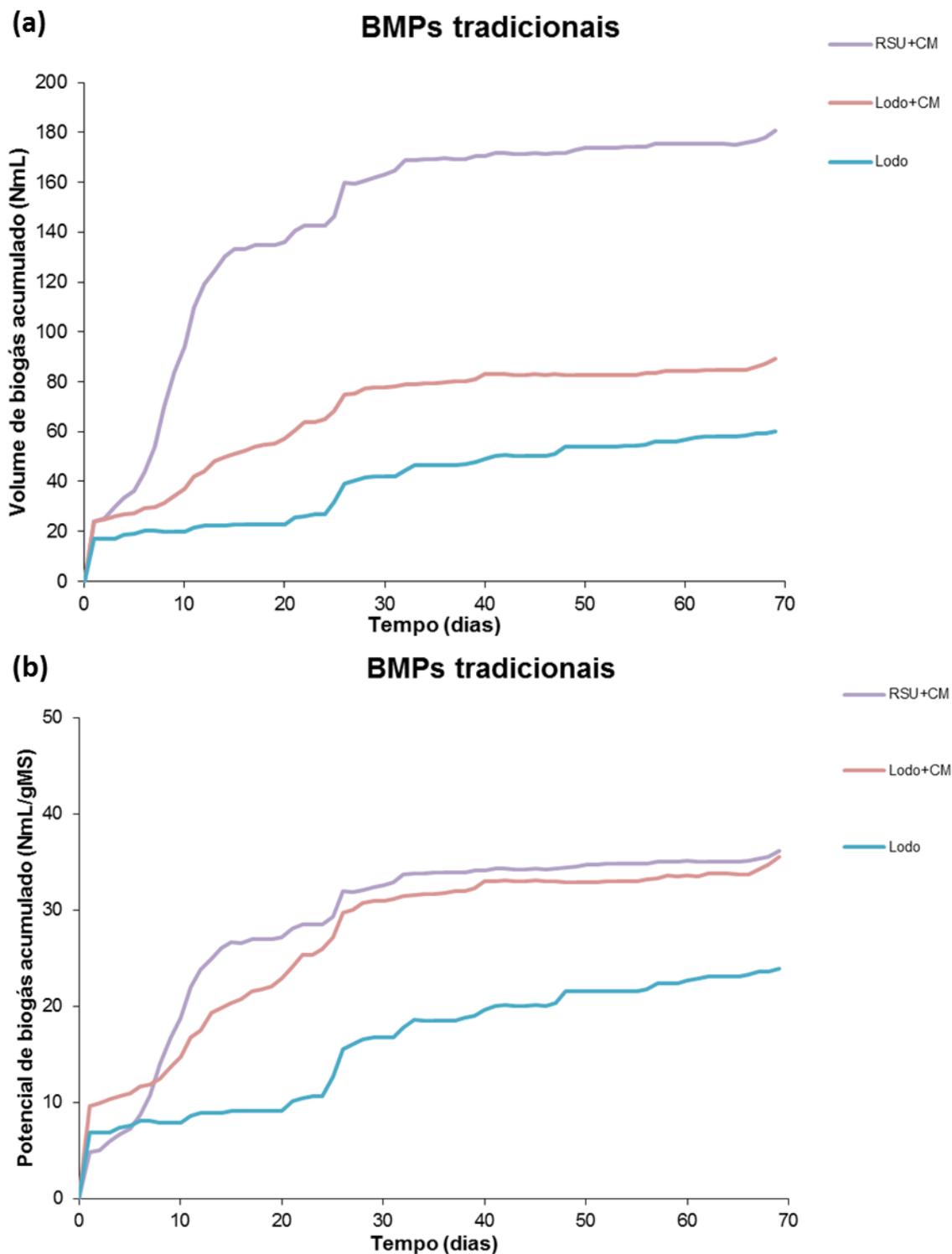
Desta forma, no dia 18 de fevereiro de 2016, foi iniciada a 2ª etapa do ensaio BMP, também utilizando biorreatores tradicionais e inox, cujos componentes encontram-se expostos na Metodologia deste trabalho. Os dados resultantes deste ensaio encontram-se explanados adiante.

4.6.2.1 Geração de biogás proveniente do ensaio BMP (biorreatores Tradicionais)

4.6.2.1.1 Geração acumulada de biogás

Conforme expõe a Figura 38 (a) e (b), o resultado da aplicação do consórcio de microrganismos só vem a confirmar as conclusões prévias e as expectativas surgidas do 1º fase do experimento.

Figura 38 - Comportamento temporal da produção acumulada, em (a) e do potencial de biogás acumulado, em (b), oriundo dos biorreatores tradicionais, referentes à 2ª fase do experimento.



A Figura 38 (a) apresenta, novamente, o desempenho da atividade simbiótica dos microrganismos quando atuando na degradação dos resíduos

envelhecidos (minerados), ou seja, o desempenho da atividade originada pelo cenário “RSU+CM” resultou num montante de biogás gerado de 180,85 NmL, ao final do tempo de incubação dos biorreatores. Este valor é 50% superior ao montante produzido pelo cenário “Lodo+CM”, cujo acumulado foi de 89,29 NmL, e 67% superior ao montante de biogás produzido pelo cenário “Lodo” (branco), que atingiu 59,25 NmL.

É pertinente destacar que, aproximadamente, 75% (133,14 NmL) da geração acumulada de biogás, proveniente do cenário “RV+CM”, foram obtidos no 15º dia de monitoramento (1/4 do tempo do ensaio), o que ratifica a inviabilidade, em escala industrial, da adoção de tempo de incubação superior a 30 dias. É importante citar que estes dados percentuais se assemelham aos obtidos pelo cenário “RV+Lodo+CM”, no mesmo período de tempo, realizado no 1º ensaio BMP, constantes na Figura 27 (a).

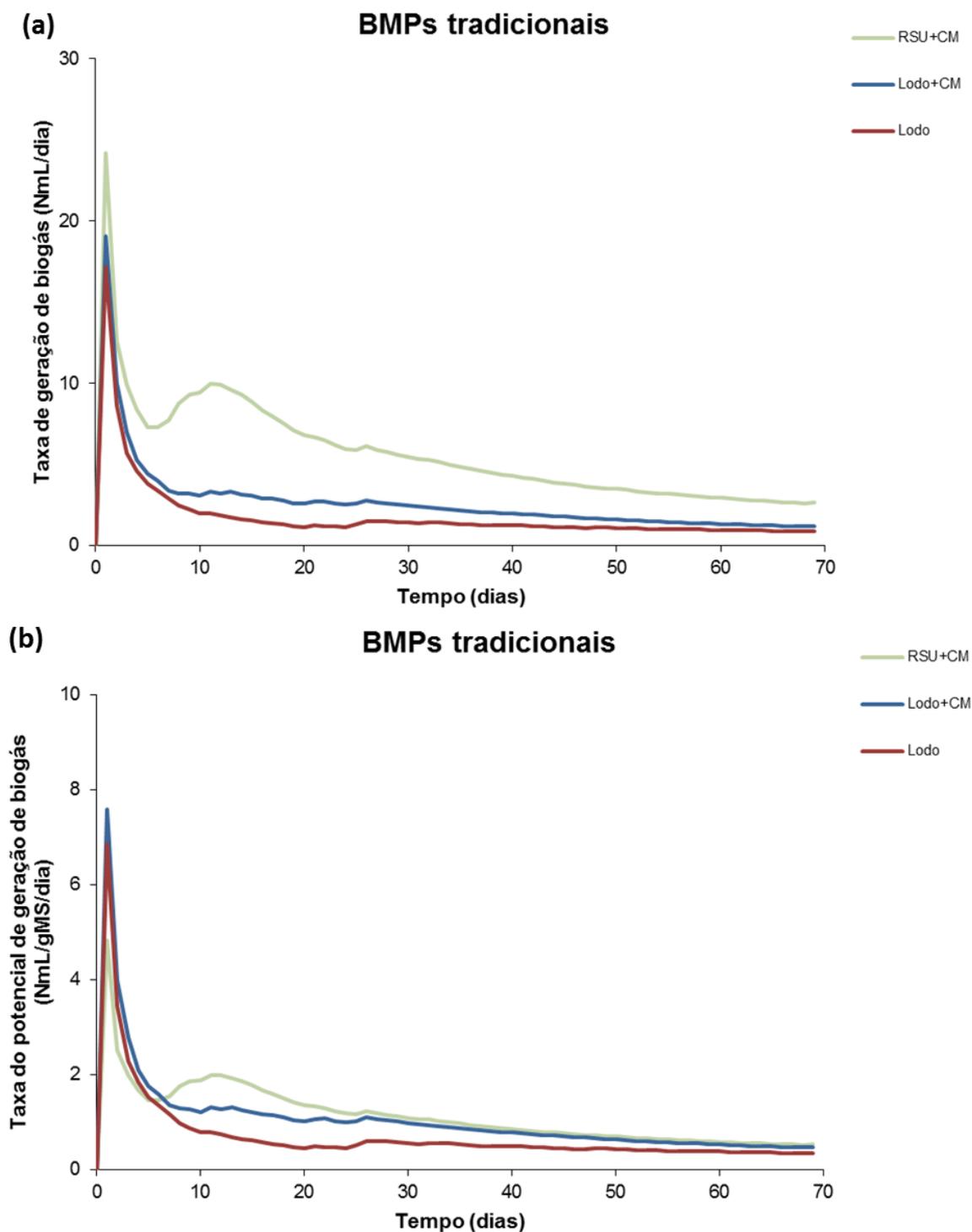
Similarmente aos comportamentos apresentados nos gráficos da 1ª fase do experimento, a geração acumulada de biogás proveniente do cenário “Lodo” também apresentou um desempenho pífio e muito aquém do esperado.

Já a Figura 38 (b), que se refere ao potencial de geração de biogás por grama de material residual, mostrou desempenhos, estatisticamente, idênticos entre os cenários “RSU+CM” e “Lodo+CM”, havendo uma tênue superioridade do primeiro cenário ante o segundo, os quais atingiram, ao final do processo biodegradativo, os volumes de 36,17 e 35,57 NmL/gMS, nessa ordem.

4.6.2.1.2 Taxa diária e potencial de geração de biogás

Quanto à Taxa diária de geração de biogás (Figura 39 (a)), referente aos biorreatores tradicionais, observa-se um elevado fluxo de produção, no cenário “RV+CM”, no primeiro dia de geração, atingindo um fluxo máximo de 24,18 NmL/dia, e descrevendo, nos dias subsequentes, um decaimento acentuado de, aproximadamente, 70% do pico, registrando 7,26 NmL/dia. A partir do sexto dia de monitoramento, observou-se, a construção de um novo pico, inferior ao primeiro, atingindo, 10 NmL/dia. Na sequência, repara-se um novo decaimento, a partir do qual, o fluxo de biogás deste cenário tende a um comportamento retilíneo, que indica estabilização do processo biodegradativo.

Figura 39 - Comportamento das taxas diárias de geração, em (a), e do potencial de geração de biogás, em (b), das composições presentes nos biorreatores tradicionais, na 2ª fase do experimento.



Observa-se, ademais, a inferioridade de fluxo dos demais cenários (“LD+CM” e “Lodo”) ante o fluxo do cenário “RV+CM”, visto que, durante o período do

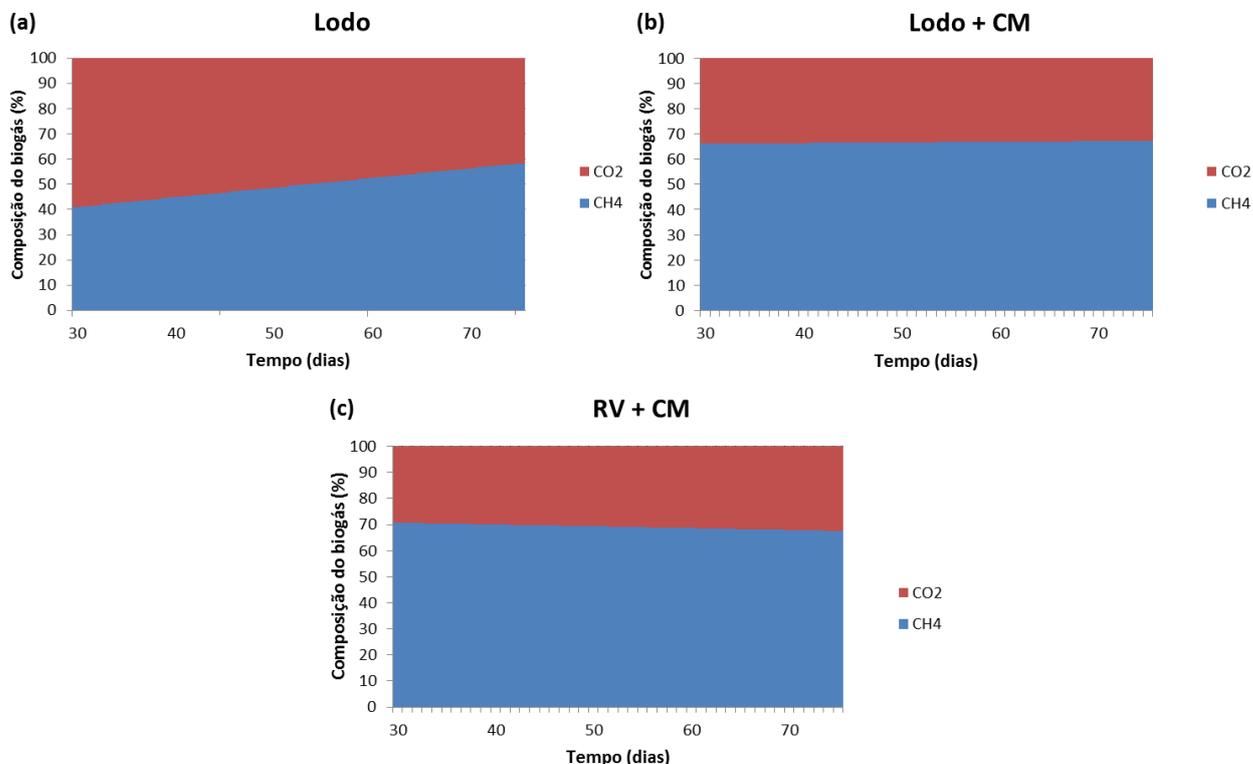
processo de estabilização do resíduo, os cenários “LD+CM” e “Lodo” descrevem comportamentos semelhantes entre si, com valores aquém aos referentes ao cenário “RV+CM”.

A Figura 39 (b), por sua vez, demonstra diferenças entre os cenários estudados, na qual o “Lodo+CM” apresentou a melhor produção de biogás por grama de resíduo, atingindo, no primeiro dia de experimento, o fluxo de 7,59 NmL/gMS. O “lodo”, por sua vez, atingiu, no mesmo período, 6,85 NmL/gMS, registrando o segundo melhor fluxo. Já o “RSU+CM”, apesar de não ter apresentado um bom desempenho inicial, conseguiu manter um bom fluxo de biogás gerado, em torno de 0,5 NmL/gMS, apresentando comportamento idêntico ao “Lodo+CM”, a partir do 26º dia de análise.

4.6.2.1.3 Análise quantitativa do biogás (biorreatores tradicionais)

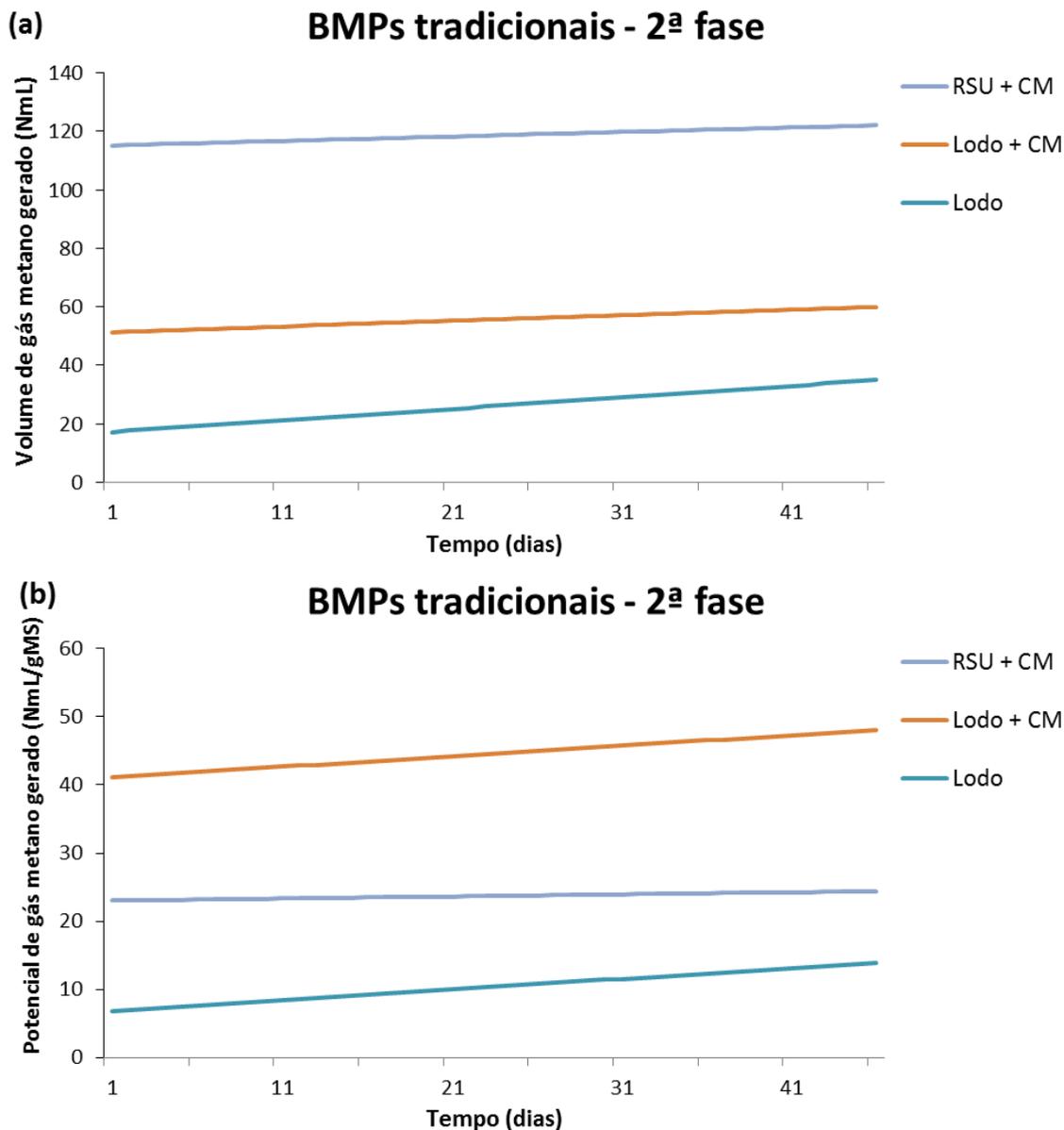
Para estes cenários, avaliou-se a influência do consórcio microbiano sobre as concentrações dos gases metano e dióxido de carbono, provenientes dos biorreatores tradicionais. Desta forma, estão expostos, na Figura 40 ((a), (b) e (c), os gráficos referentes aos cenários estudados na 2ª fase da pesquisa.

Figura 40 - Comportamento temporal da concentração de metano e dióxido de carbono oriundos do biogás gerado, referente aos cenários estudados nesta fase da pesquisa.



Baseando-se nas análises quantitativas do biogás, expostas nas imagens presentes na Figura 40, e comparando-se a (Figura 40 (a)) com as (Figura 40 (b) e (c)), ou seja, comparando-se o “Lodo” com “Lodo+CM” e “RV+CM”, é possível associar, novamente, a influência que a presença dos microrganismos facultativos proporciona à produção de metano. No cenário “Lodo+CM” (Figura 40 (b)), observou-se um incremento de 25,52% na produção de metano. Já na combinação “RV+CM” (Figura 40 (c)), o percentual de incremento atingiu 28,15%.

Figura 41 - Volume acumulado, em (a), e potencial, em (b), de gás metano gerados provenientes dos cenários analisados nos biorreatores tradicionais, na 2ª fase do experimento.



Os valores acumulados, em volume metano, referente à combinação “RSU+CM”, conforme ilustrados na Figura 41 (a), são superiores às combinações “Lodo” e “Lodo+CM”, atingindo 122,07 NmL.

Observa-se que o potencial de gás metano gerado (Figura 41 (b)), referente ao cenário “Lodo+CM” mostrou-se consideravelmente superior ao cenário “RSU+CM”, no que diz respeito ao volume de gás metano gerado, por unidade

de massa residual (g). O primeiro alcançou 48,04 NmL/gMS; o segundo, 24,41 NmL/gMS.

4.6.2.2 Geração de biogás proveniente do ensaio BMP (biorreatores Inox)

4.6.2.2.1 Geração acumulada de biogás

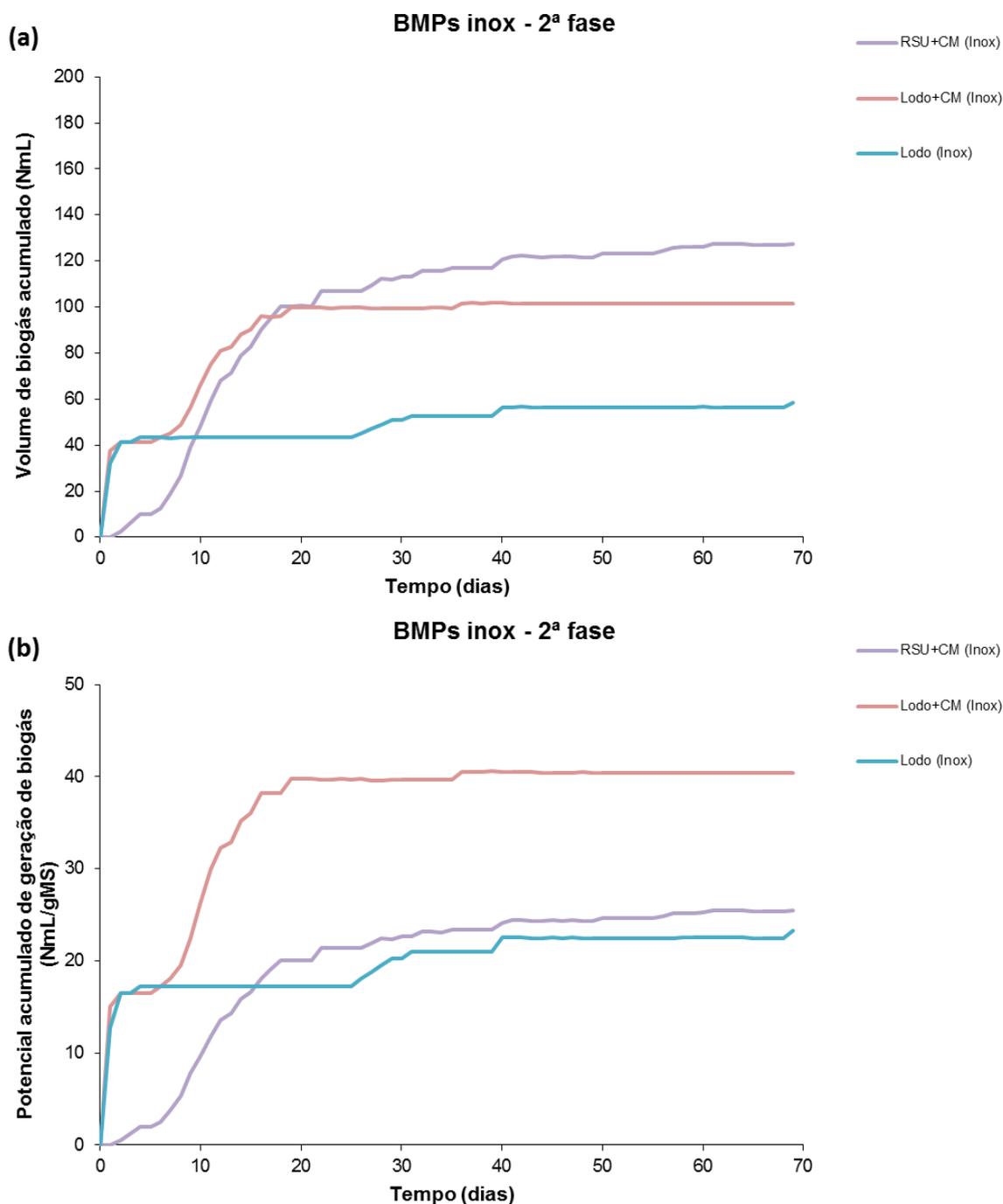
Semelhante ao comportamento dos cenários trabalhados no experimento com biorreatores tradicionais (Figura 27 (a)), também na 2ª fase, o cenário “RSU+CM” obteve um desempenho levemente superior, a partir do 22º dia de experimento, na Figura 42 (a), em relação ao cenário “Lodo+CM”, atingindo, ao final do processo, o valor de 127,28 NmL.

Apesar do desempenho agradável do “RSU+CM”, é observável que os dados iniciais referentes a este cenário apontam para um retardado início de processo biodegradativo. Isso se deve, provavelmente, à recalcitrância do resíduo, visto que este é rico em substâncias finas e em plásticos.

Além disso, é importante frisar que ambos os cenários “RSU+CM” e “Lodo+CM” necessitaram de, aproximadamente, 1/3 do tempo de incubação para atingir mais de 80% do volume total de geração de biogás, cujos valores foram 127,28 e 101,40 NmL, nessa ordem.

Já a Figura 42 (b) apresenta, como cenário destaque, o “Lodo+CM”, que atingiu, no 19º dia de incubação, 39,77 NmL/gMS, que representa 98% do potencial total de geração de biogás referente ao “Lodo+CM”. O “RSU+CM” apresentou uma cinética de conversão microbiana bastante inferior à do “Lodo+CM”, no que diz respeito à geração de biogás por unidade de massa de material residual. Este processo ratifica a necessidade de maior tempo para se identificar os primeiros indícios do processo biodegradativo.

Figura 42 - Comportamento da produção acumulada de biogás oriunda de biorreatores inox.



4.6.2.2.2 Taxa diária de geração de biogás

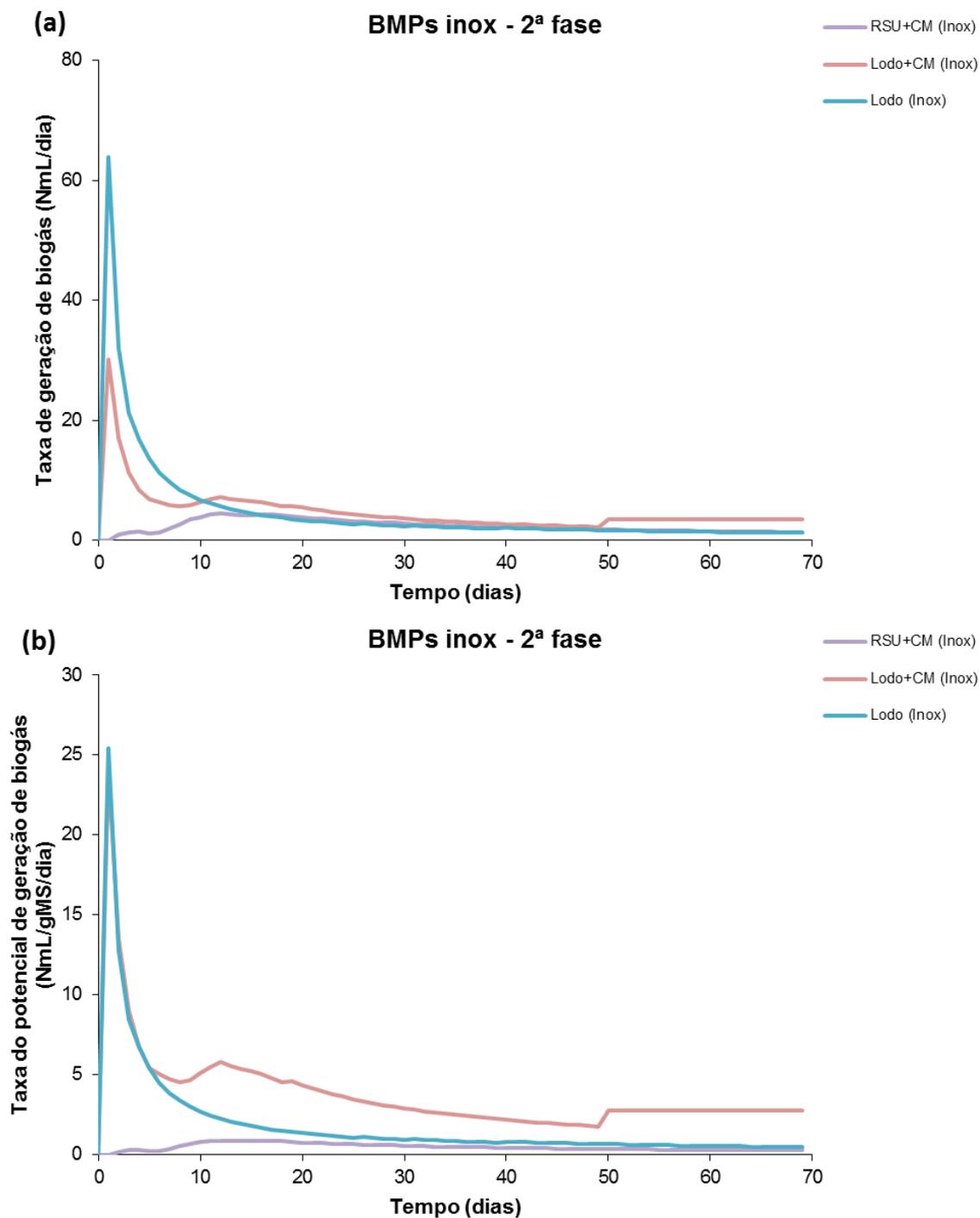
No que diz respeito à taxa de geração de biogás (Figura 43 (a)), referente aos biorreatores inox, verifica-se que o cenário “Lodo” obteve destaque, perante os demais cenários, alcançando, nos dois primeiros dias de experimento, 63,87 NmL. Na sequência, verifica-se uma tímida superioridade do “Lodo+CM”, a

partir do 11^o dia, mantendo-se estatisticamente idêntica ao “Lodo” e ao “RSU+CM” nos dias subsequentes.

A Figura 43 (b), por sua vez, apresenta trajetórias quase idênticas entre os cenários “Lodo” e “Lodo+CM”, cujos picos atingiram, respectivamente, 25,44 e 24,08 NmL/gMS/dia. Os dois cenários começam a apresentar sinais de distinção a partir do 5^o dia de incubação. A partir de então, o “Lodo+CM” atinge o segundo pico, inferior ao primeiro, alcançando 5,78 NmL/gMS/dia, estabilizando-se em valores próximos de 3 NmL/gMS/dia.

É possível identificar ainda que, no que tange à geração diária de biogás por grama de massa seca (NmL/gMS/dia), o “RSU+CM” apresentou um comportamento deplorável, não exercendo papel diferencial atribuído à presença do consórcio microbiano, no processo biodegradativo.

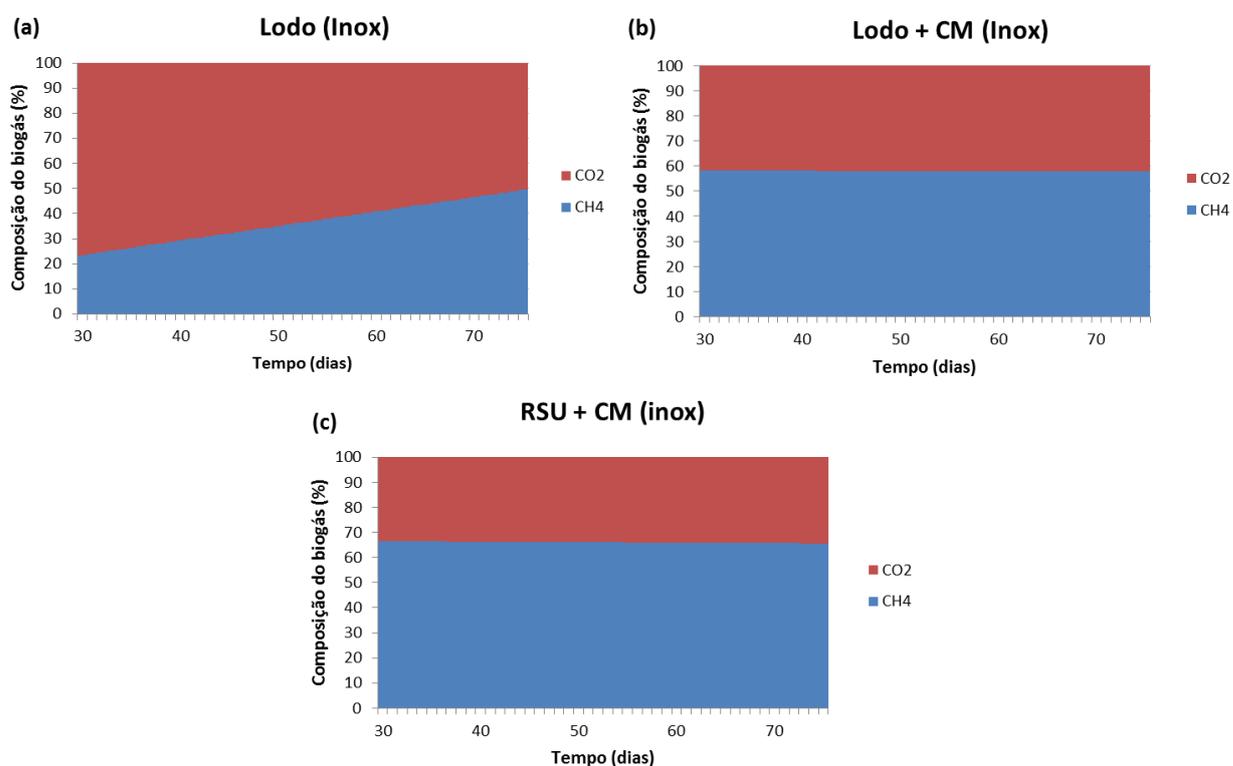
Figura 43 - Comportamento temporal do fluxo diário, em (a), e do potencial diário, em (b), de biogás gerado nos biorreatores inox.



4.6.2.2.3 Análise quantitativa do biogás (biorreatores inox)

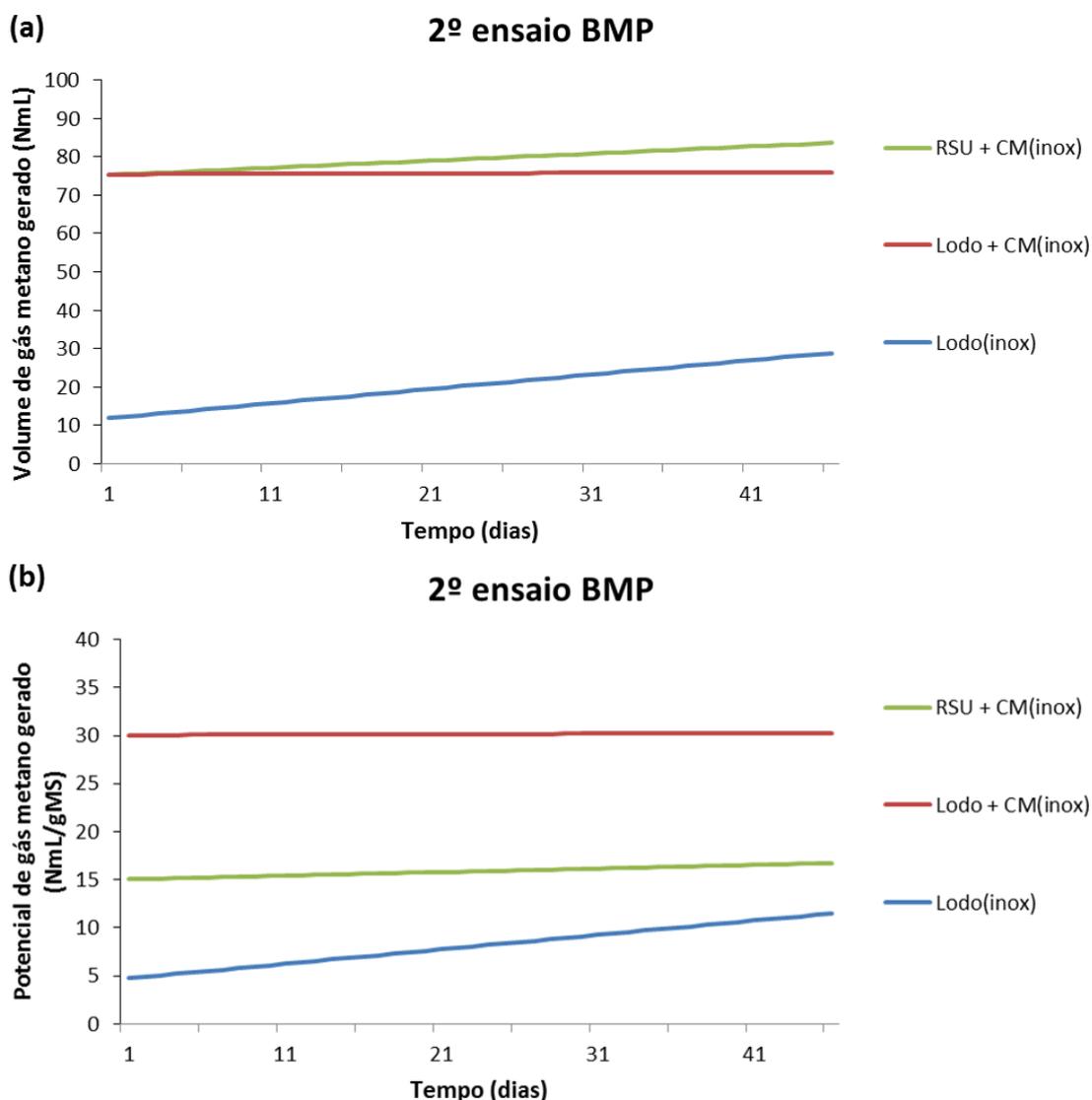
No que concerne às análises quantitativas do biogás, referentes aos biorreatores inox, os cenários em estudo apresentam semelhanças, no comparativo entre biorreatores tradicionais e inox, que contém o consórcio microbiano em sua composição. Observa-se que há um crescimento da cinética metabólica de conversão de substratos a biogás nos cenários em que há presença do consórcio microbiano, repercutindo diretamente em maiores concentrações de gás metano. Nesta, a concentração de gás metano, na Figura 44 (b), referente ao cenário “Lodo+CM” mantém-se em torno de 60%. Já o cenário “RSU+CM” mostrou uma evolução, em questão de concentração de gás metano, um pouco maior que a referente ao cenário “Lodo+CM”, atingindo percentuais superiores a 65%.

Figura 44 - Comportamento dos percentuais de metano e dióxido de carbono provenientes dos cenários estudados realizados em biorreatores inox.



A partir destes resultados, obtiveram-se os valores, em volume acumulado potencial de geração de metano (NmL e NmL/gMS, respectivamente), referente a cada cenário estudado.

Figura 45 - Volume final, em (a), e potencial, em (b), de gás metano produzido pela biodigestão dos diferentes cenários estudados nos biorreatores inox.



Seguindo a tendência descrita pela geração de metano oriunda dos testes feitos nos biorreatores tradicionais, os resultados dos cenários onde coexistia o consórcio microbiano, tanto o “RSU+CM” quanto o “Lodo+CM”, destacaram-se, apresentando valores bastante positivos. Na Figura 45 (a), o cenário “RSU+CM” alcançou um volume acumulado de metano de 83,60 NmLCH₄, e o “Lodo+CM”, 75,96 NmLCH₄, ao final do processo bioquímico.

Na Figura 45 (b), que diz respeito à produção de metano por grama de biomassa residual, há uma inversão de “atores”, onde o “Lodo+CM” apresenta

resultados bem superiores ao “RSU+CM”, registrando, o primeiro cenário, 30,26 NmL/gMS, e o segundo, 16,72 NmL/gMS. O “Lodo” permaneceu descrevendo um comportamento muito aquém do esperado.

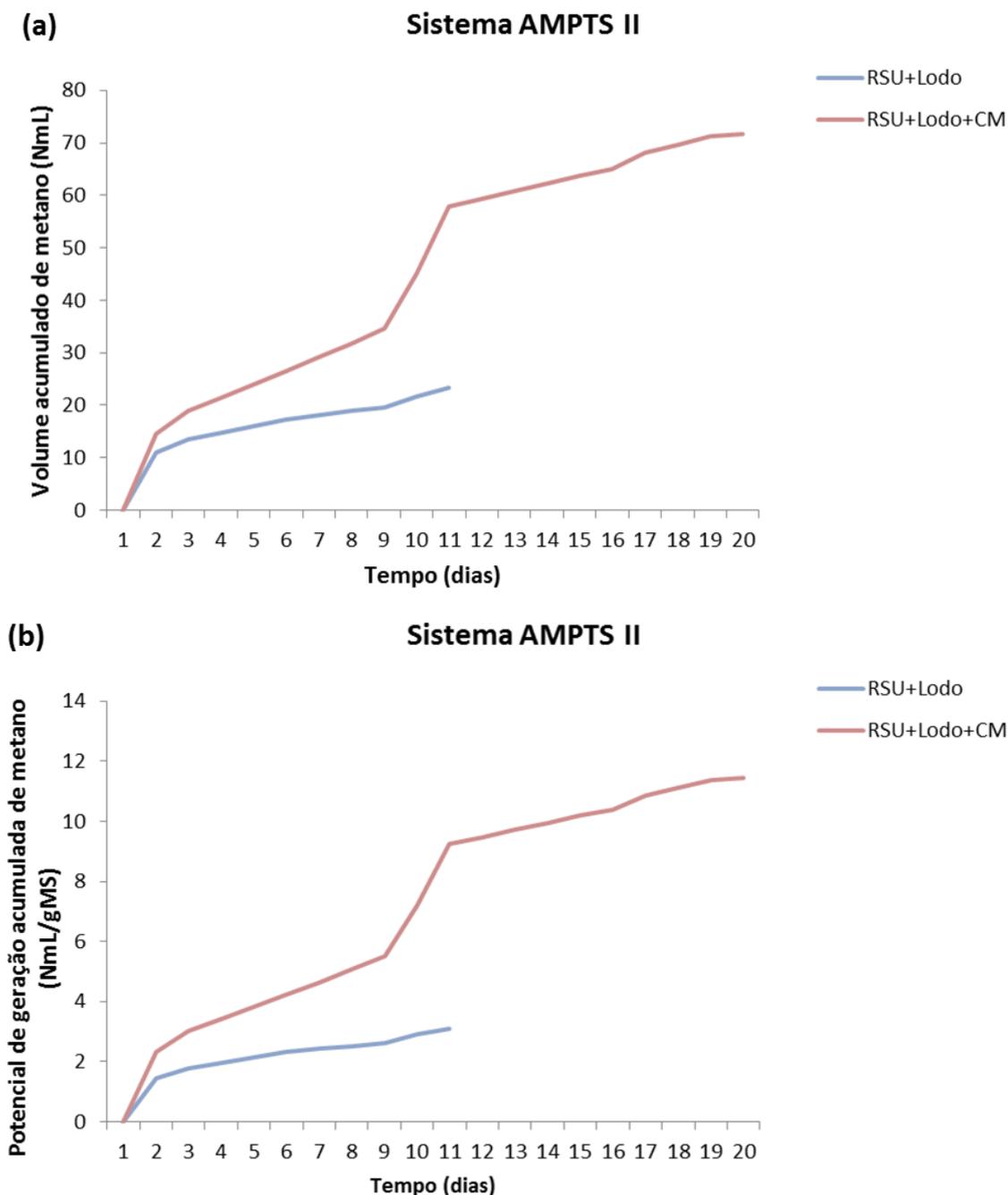
Diante de todos os resultados obtidos nos experimentos que utilizam biorreatores com quantificação manométrica do biogás produzido (biorreatores tradicionais e inox), apresenta-se, na sequência, um quadro com o resumo dos valores resultantes dos experimentos realizados nas duas fases do experimento.

4.6.3 Geração de biometano oriunda da realização do ensaio AMPTS II

Faz-se necessário salientar, previamente, que o ensaio AMPTS II fornece os dados de gás oriundo da biodegradação, em unidade de metano, diferenciando-se dos dados originados do ensaio BMP convencional. Ou seja, os dados de biometano constituem-se em dados mais precisos, aprofundados e fidedignos.

Baseando-se nas qualidades do AMPTS II, foram realizados dois experimentos, com os mesmos substratos e inóculos utilizados no ensaio BMP (“RSU+Lodo”, “RSU+Lodo+CM”, na primeira fase, e “Lodo”, “Lodo+CM” e “RSU+CM”, na segunda fase), conforme estão expostos a seguir.

Figura 46 - Comportamento temporal da geração acumulada e potencial de metano, (a) e (b), respectivamente, oriundos dos biorreatores do sistema AMPTS II, referentes à 1ª fase do experimento.

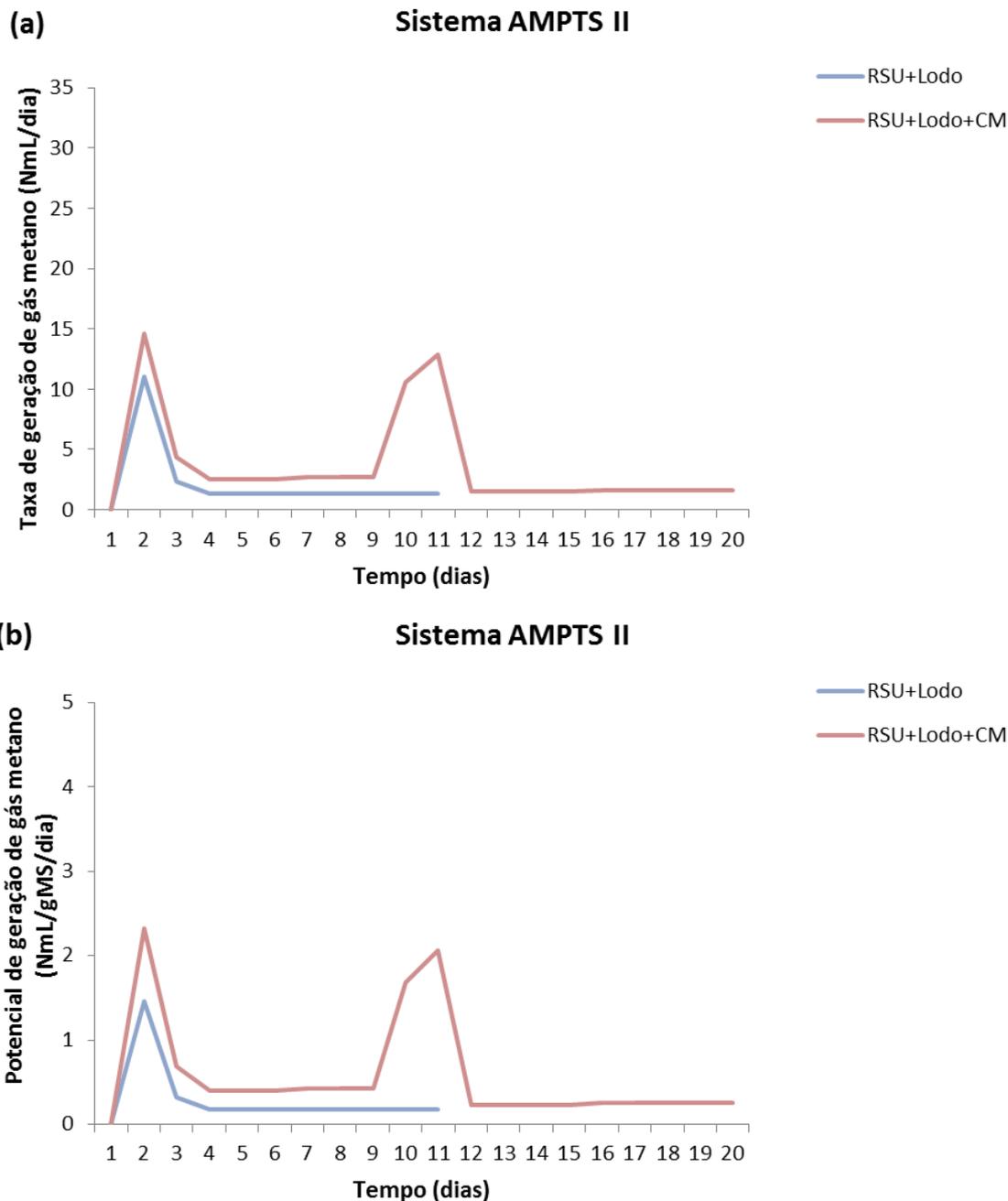


De acordo com a Figura 46 (a), observa-se que, mesmo utilizando um sistema diferente de medição de gás (medição volumétrica), os cenários nos quais contiveram o consórcio microbiano (“RV+Lodo+CM”) mantiveram-se em destaque ante o cenário “RV+Lodo”. O “RV+Lodo+CM” atingiu valor acumulado

de metano superiores a 60 NmL. Já o cenário “RV+Lodo”, não chegou a 30 NmL de metano.

A Figura 46 (b) apresenta trajetórias idênticas aos cenários expostos na Figura 46 (a), porém apresentando valores inferiores, por ser resultante da razão entre a geração de metano e o peso seco do substrato+inóculo. Nesta, a combinação “RSU+Lodo+CM” obteve 11,5 NmL/gMS, sendo, portanto, a combinação mais positiva para esta fase de experimentos. O cenário “RSU+Lodo” atingiu apenas 3,1 NmL/gMS, representando, portanto, uma atuação muito ineficiente, motivada, provavelmente, por razões descritas anteriormente.

Figura 47 - Comportamento temporal da taxa geração, em (a), e do potencial de geração, em (b), de metano, oriundo dos biorreatores do sistema AMPTS II, referentes à 1ª fase do experimento.

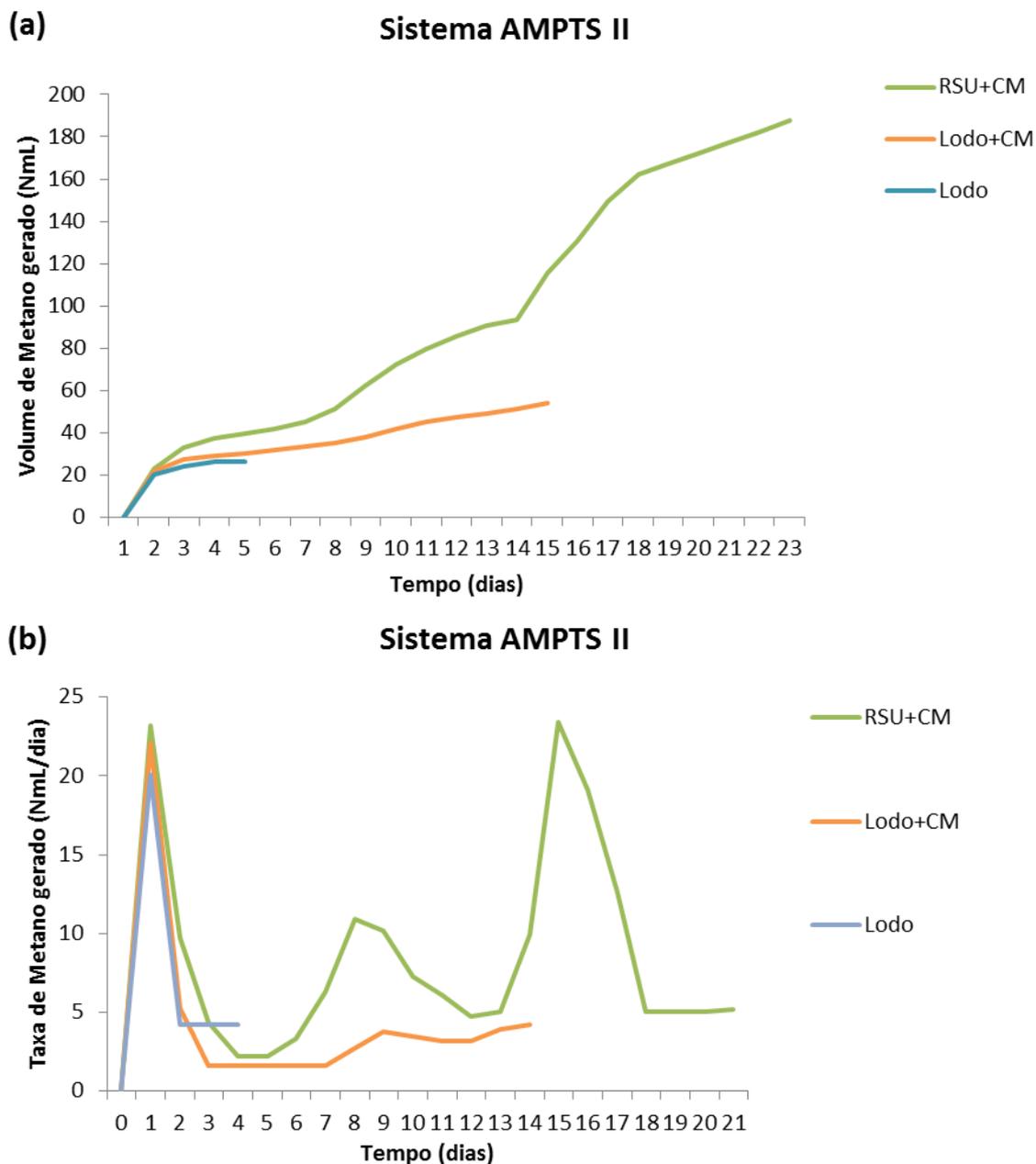


Os subitens (a) e (b) da Figura 47 apresentam comportamentos muito semelhantes, diferenciando-se no aspecto de que o subitem (a) diz respeito ao fluxo de gás metano gerado ao longo do experimento, ao passo de que o subitem (b) se refere ao volume de metano gerado por grama de biomassa residual.

Observa-se que o subitem (a) apresenta, logo nos primeiros dias, um pico de geração de metano, atingindo 14,6 NmL/dia. No segundo momento, registrou-se o segundo pico, chegando a 12,9 NmL/dia. Este comportamento pode ser explicado pelo fato de, no momento do primeiro pico, haver a degradação da parcela mais facilmente biodegradável do material orgânico. Na sequência, há uma queda de fluxo de metano, devido à ocorrência do processo de sintetização do material mais recalcitrante (mais resistente à degradação), resultando em uma cinética de baixa intensidade de conversão de substrato.

Constata-se que, no intervalo compreendido entre o 9^o e 12^o dia de experimento, houve um novo pico, que atingiu 12,9 NmL/gMS/dia. Neste período, é observável a ocorrência da quebra e sintetização da parcela mais recalcitrante do substrato. Ocorrido este fenômeno, maior será a disponibilidade de substrato de fácil assimilação resultando em elevação do fluxo de metano. Concomitantemente a este registro, pode-se observar, nos subitens (a) e (b) da Figura 47, durante o mesmo intervalo de tempo, ou seja, entre os dias 9 e 12, uma acentuada elevação da produção de metano, o que corrobora a veracidade dos resultados obtidos.

Figura 48 - Comportamento temporal da geração acumulada de metano gerado, em (a), e da taxa diária de geração de metano, em (b), proveniente dos biorreatores do sistema AMPTS II, referentes à 2ª fase do experimento.



Analogamente aos comportamentos descritos nos ensaios anteriores, os biorreatores contendo o consórcio microbiano tiveram desempenhos superiores, destacando-se das outras composições. A amostra contendo “RSU+CM” (Figura 48 (a)) destacou-se das demais, atingindo um valor acumulado de gás metano de 187,50 NmL. Seguindo em ordem decrescente,

encontra-se a combinação “Lodo+CM”, atingindo 53,85 NmL, sendo este, portanto, 71% inferior ao “RSU+CM”.

Na Figura 48 (b), os primeiros dias registram o primeiro pico de metano, referente à degradação e à assimilação de compostos facilmente biodegradáveis, atingindo 23,20 NmL/dia de metano gerado. Após passar por período de baixa atividade bioquímica, atinge-se o segundo pico, 10,90 NmL/dia. Este momento pode ser caracterizado pela decomposição de substâncias de grau mediano de degradação. Em seguida, constata-se uma nova queda (entre 12^o e o 13^o dia de experimento), que pode ser atribuída ao processo de sintetização microbiana de componentes de difícil degradação, cuja assimilação e conversão em biometano são observadas no terceiro e último pico, compreendido entre o 13^o e o 18^o dia de experimento.

No anexo I, encontra-se um quadro contendo, resumidamente, os resultados dos experimentos realizados na 1^a e 2^a fases da pesquisa, nos biorreatores tradicionais, inox e AMPTS II.

Verificando-se, minuciosamente, os resultados apresentados pelo cenário “RSU+CM”, nas Figuras 48 (a) e (b), observa-se uma grande sintonia entre os intervalos de tempo em que se constatam elevadas taxas de geração de gás metano, coincidindo com acentuados aumentos no acumulado de metano gerado.

Brito (2015), analisando a geração acumulada de biogás de resíduos sólidos urbanos envelhecidos (8 anos de decomposição), sem adição de lodo, através do ensaio BMP, durante um período de 118 dias, obteve um valor médio de 139 NmL; com adição do lodo, observou-se um aumento de 633%, atingindo 880 NmL. Firmo (2013), por sua vez, com o mesmo resíduo, porém quando este registrava um tempo de biodegradação no aterro de 3,5 anos, registrou, com a adição do lodo, uma produção acumulada de 400 NmL, após 100 dias de incubação.

O presente estudo, utilizando o mesmo resíduo, porém com 8 anos de biodegradação no aterro, um volume acumulado de 91,04 NmL (com adição de

lodo) e de 55,18 NmL (sem adição de lodo, “controle”). Isto significa um aumento de 40% sobre o volume acumulado do controle.

Poszytek et al. (2016), com a finalidade de determinar o efeito do uso de silagem de milho pré-tratada por um consórcio microbiano com alta atividade celulolítica (CMEAC), utilizando-se um digestor anaeróbio semi-contínuo, por 21 dias, obtiveram um potencial de geração de biogás de 393 mL/g MS.

Este mesmos pesquisadores, utilizando o mesmo biodigestor, o mesmo substrato e o mesmo tempo de incubação, porém usando como inóculo cepas selecionadas, nomeadas KP16, KP19, KP22, produziram 336 mL/g MS, 309 mL/g MS e 344 mL/g MS, respectivamente. O branco da amostra (silagem de milho não tratada), por sua vez, atingiu um potencial de geração de biogás de 238 mL/g MS. A presença do consórcio, em ambas as situações, representou um aumento de 38 e 16% na produção de biogás, respectivamente.

Quanto ao percentual de metano, Poszytek et al. (2016) relataram que os resultados chegaram ao mais alto nível após os primeiros nove dias de biodigestão, cujo biorreator que continha silagem de milho pré-tratada com consórcio microbiano registrou um aumento do volume de metano produzido de 7,95%.

Por sua vez, os reatores que possuíam apenas cepas microbianas, registraram um aumento percentual de 29% CH₄. A amostra controle, contrariamente, não apresentou alteração significativa, passando de 46,25% para apenas 51,27% CH₄.

Yuan et al. (2014), usando 400 mL consórcio microbiano termofílico, na digestão anaeróbia de compostos lignocelulósicos oriundos de resíduos sólidos urbanos (tais como papéis de escritório, jornais e cartões), registraram, após 4 dias de incubação e uma concentração de 2,5% de substrato, um aumento significativo de produção de biogás, atingindo 404 mL/g SV. Já numa concentração de 5% de substrato (RSU lignocelulósico), durante uma período de 4 dias, o valor de produção de biogás foi de 347 mL/g SV. Sendo o maior volume de biogás registrado, em 8 dias de incubação, de 419 mL/g SV.

Tuesorn et al. (2013) utilizou, em ambiente mesofílico (37°C), um consórcio microbiano celulolítico, proveniente de bagaço de cana, e com inóculo, uso de esterco suíno, como substrato, obtendo. No primeiro experimento, os cenários, consórcio microbiológico lignocelulósico (LMC) com esterco suíno (SM), nas proporções LMC/SM de 0,15:1 (M1), 0,75:1 (M2), 1,5:1 (M3), 3:1 (M4) e 6:1 (M5), em base seca (mg SSV/g SV), e o controle (apenas com esterco suíno), obtiveram como resultados mais vultosos, em termos de geração de biogás e metano, o M5 (6:1), atingindo 625 mL/gSV e 251 mL/gSV, e o M4 (3:1), atingindo 500 mL/gSV e 258 mL/gSV, respectivamente.

Em condições mesofílicas, os resultados de “Biogas LMC” e “Methane LMC”, obtidos por Tuesorn et al. (2013), registraram, no 25º dia de experimento, volumes acumulados de 430 e 250 mL de biogás e metano, 55% e 59% do montante, nessa ordem. Já os resultados obtidos neste estudo, nos cenários “RSU+Lodo+CM” (tradicionais) e “RSU+Lodo+CM” (inox), apresentaram, no mesmo período (25º dia), uma produção de biogás e de metano de 184 e 122 NmL (tradicional) e 228,90 e 145,31 NmL (inox), representando 76 e 79% (tradicionais) e 89% e 90% (inox) do montante, respectivamente.

Constata-se, através destes resultados, a existência de uma cinética de biodegradação mais rápida do que a observada nos estudos desenvolvidos por Tuesorn et al. (2013).

Sugitha et al. (2013), por sua vez, utilizou, como inóculo, um consórcio microbiano formado pelas cepas *Clostridium* sp. (denominado por TCW 3 e TCW 5) e *Methanosarcina* sp. (TCWMS 5), e, como substrato, misturou-se polpa de café e efluente de processamento de café a rúmen de caprino, em igual proporção, a condições anaeróbias e temperatura de 37°C, durante oito semanas, cujas combinações foram as seguintes: T₁: resíduo de polpa de café (CPW); T₂: efluente de café (CWW); T₃: CPW+CWW; T₄: CPW + esterco de vaca (CDS, 10%); T₅: CWW+ esterco de vaca (CDS, 10%); T₆: CPW+CWW+ esterco de vaca (CDS, 10%); T₇: CPW+Consórcio anaeróbio (AC, 10%); T₈: CWW+Consórcio anaeróbio (AC, 10%); T₉: CPW+CWW+Consórcio anaeróbio (AC, 10%).

Assim sendo, Sugitha et al. (2013), observaram que a presença do consórcio microbiano sobre o CPW (T₇), o CPWW (T₈) e o CPW+CPWW (T₉), representaram um aumento percentual de biogás de 496, 1031 e 359%, respectivamente.

Observa-se, desta forma, a variedade de substratos em que se utilizam microrganismos hidrolíticos, lignocelulolíticos, etc., em biodigestores anaeróbios, com a finalidade de facilitar e estimular (catalisar) o processo biodegradativo, visando ao maior rendimento de biometano, e conseqüentemente, ao maior poder calorífico (energético) de inúmeras biomassas residuais.

CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES E SUGESTÕES

5.1 - CONCLUSÕES

- Os resultados da composição gravimétrica (0,1%, 36,9% e 16,2%, para matéria orgânica, plásticos e finos) indicam um avançado estágio de decomposição dos resíduos;
- As características do substrato e dos inóculos, sólidos voláteis, condutividade elétrica e pH, do resíduo, respectivamente, de 16,84%, 1424 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 7,74, e do inóculo, 52,42%, 1617 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e 7,96, são propícias à fluidez do processo biodegradativo;
- As combinações “RSU+Lodo+CM” (1ª fase) e “RSU+CM” (2ª fase), nos biorreatores tradicionais, inox e AMPTS II, apresentaram os melhores resultados, em termos de volume acumulado e potencial de biogás e metano, atingindo 240,37 NmL, 38,40 NmL/gMS e 154,50 NmLCH₄ (tradicionais), 256,82 NmL, 41,03 NmL/gMS e 160,39 NmLCH₄ (inox) e 71,70 NmLCH₄ (AMPTS II), referente ao cenário “RSU+Lodo+CM”, na 1ª fase, e 180,85 NmL, 35,57 NmL/gMS e 122,07 NmLCH₄ (tradicionais), 127,28 NmL, 40,40 NmL/gMS e 83,60 NmLCH₄ (inox) e 187,50 NmLCH₄ (AMPTS II), respectivamente;
- Os biorreatores tradicionais e inox, com presença do consórcio microbiano, apresentaram uma maior cinética de conversão do substrato orgânico a biogás, quando comparado aos resultados citados na literatura, atingindo 80-90% da produção global de biogás e metano, no 25º dia de incubação;

5.2 SUGESTÕES PARA FUTURAS PESQUISAS

- Intensificar os estudos no âmbito da mineração de aterros sanitários, visto que já consiste numa realidade presente em projetos de remediação de lixões;
- Incentivar a adoção da mineração de aterro, visando a estimular o mercado de reaproveitamento e reciclagem de embalagens e produtos;

- Os resultados obtidos neste estudo evidenciam oportunidades de desenvolvimento e utilização de técnicas biotecnológicas em futuras pesquisas, visando ao seu estabelecimento como uma ferramenta em projetos de gestão de resíduos sólidos.
- Intensificar os estudos sobre a atuação de outros consórcios microbianos na biodegradação de resíduos minerados, a fim de avaliar a capacidade destes no processo anaeróbio.
- Realizar pesquisas voltadas para a aplicação de consórcios microbianos, como o utilizado neste trabalho, em escala real, ou seja, em uma célula de aterro, a fim de reativar o processo de decomposição (fenômenos geomecânicos e bioquímicos) e, conseqüentemente, a geração de biogás, os quais podem ser a base para o desenvolvimento de inúmeros trabalhos científicos.
- Considerar a repetição do referido experimento em biorreatores automatizados, providos com sensores para acompanhamento de parâmetros, como carga orgânica (demanda química e bioquímica de oxigênio), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica, potencial de óxido-redução (Eh), entre outros, a fim de possibilitar o acompanhamento contínuo das variáveis.

CAPÍTULO 6 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABBASI, T.; TAUSEEF, S. M.; ABBASI, S. A.. Anaerobic digestion for global warming control and energy generation - An overview. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 16, p. v. 3228-3242, 2012.

ABRELPE - Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**, 2014.

ADEKUNLE, K. F.; OKOLIE, J. A.. A review of biochemical process of anaerobic digestion. **Advances in Bioscience and Biotechnology**, v. 6, p. 205-212, 2015.

ALCÂNTARA, P. B. **Avaliação da influência da composição dos resíduos sólidos urbanos no comportamento de aterros simulados**. 2007, 366 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

AL SEADI, T.; RUTZ, D.; PRASSL, H.; KÖTTNER, M.; FINSTERWALDER, T.; VOLK, S.; JANSSEN, R. **Biogas Handbook**. University of Southern Denmark: Esbjerg, 2008.

ALI SHAH, F.; MAHMOOD, Q.; MAROOF SHAH, M.; PERVEZ, A.; ASAD, S. A. Microbial Ecology of Anaerobic Digesters: The Key Players of Anaerobiosis. **The Scientific World Journal**, v.1, p. 1-21, 2014.

ALVES, I.R.F.S. **Análise experimental do potencial de geração de biogás em resíduos sólidos urbanos**. 2008, 117 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

ARSOVA, L. **Anaerobic digestion of food waste: Current status, problems and an alternative product**. Master Thesis. Department of Earth and Environmental Engineering. Foundation of Engineering and Applied Science. Columbia University, 2010.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT (2004). NBR 10007 – **Amostragem de Resíduos Sólidos**. Rio de Janeiro.

_____. **NBR 6457** – amostras de solo: preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização. Rio de Janeiro, 1986.

BEZERRA, R. P. L. **Avaliação geoambiental de solos contaminados por antigos depósitos de resíduos urbanos - um estudo de caso em nova descoberta, Recife-PE.** 2014,132 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2014.

BEZERRA, R. P. L.; ACIOLI, N. T. B.; HOLANDA, S.; SILVA, R. C. P.; JUCÁ, J. F. T. Avaliação Geoambiental de Solos Contaminados por Antigos Depósitos de Resíduos Sólidos Urbanos. In: Simpósio Brasileiro de Solos Não Saturados 8., 2015, Fortaleza. **Anais...**, Fortaleza-CE, 2015.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos.** São Carlos: EESC/USP, 1999.

BIOPROCESS CONTROL. **Automatic Methane Potential Test System – Operation and Maintenance Manual.** Bioprocess Control, Sweden AB, 2014.

BIRCH, R. R.; BIVER, C.; CAMPAGNA, R.; GLEDHILL, W. E.; PAGGA, U.; STEBER, J.; REUST, H.; BONTINCK, W. J. 1989. Screening of Chemicals for Anaerobic Biodegradability. **Chemosphere**, v. 19, n. 10/11, p. 1527-1550, 1989.

BOSMANS, A.; VANDERREYDT, I.; GEYSEN, D.; HELSEN, L. The crucial role of Waste-to-Energy technologies in enhanced landfill mining: a technology review. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 10-23, 2013.

BOLZONELLA, D.; PAVAN, P.; BATTISTONI, P.; CECCHI, F. Anaerobic co-digestion of sludge with other organic wastes and phosphorus reclamation in wastewater treatment plants for biological nutrients removal. **Water Science & Technology**, v. 53, p. 177-186, 2002.

_____. Mesophilic anaerobic digestion of waste activated sludge: influence of the solid retention time in the wastewater treatment process. **Process Biochemistry**, v. 40, p. 1453-1460, 2005.

BRENNER, K.; YOU, L.; ARNOLD, F. H.. Engineering microbial consortia: a new frontier in synthetic biology. **Trends in Biotechnology**, v. 26, n. 9. P. 483-489, 2008.

BRITO, E. P. L. **Avaliação da biodegradação e geração de biogás de resíduos envelhecidos sob condições de reatores experimentais.** 2015,

130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)-Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2015.

CASTILHOS JR., A. B.; MEDEIROS, P. AP.; FIRTA, I. N.; LUPATINI, G.; SILVA, J. D. Principais Processos de Degradação de Resíduos Sólidos Urbanos. In: _____. **Rede Cooperativa de Pesquisas: Alternativas de Disposição de Resíduos Sólidos Urbanos para Pequenas comunidades.** Rede de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB. 1. ed. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003.

CHEN, Y.; CHENG, J. J.; CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 4044-4064, 2008.

DANTHUREBANDARA, M.; VAN PASSEL, S.; VANDERREYDT, I.; VAN ACKER, K. Assessment of environmental and economic feasibility of Enhanced Landfill Mining. **Waste Management**, v. 45, p. 434-447, 2015.

DHAR, H.; KUMAR, P.; KUMAR, S.; MUKHERJEE, S.; VAIDYA, A. N. Effect of organic loading rate during anaerobic digestion of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v.217, p. 56-61, 2016.

DECOTTIGNIES, V.; GALTIER, L.; LEFEBVRE, X. E.; VILLERO, T. **Comparison of analytical methods to determine the stability of municipal solid waste and related wastes.** Proceeding Sardinia 2005. Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, October, 2005.

ECK, C. P. **Effects of moisture content in solid waste landfills.** Master Thesis. Faculty of Graduate School of Engineering and Management of the Air Force Institute of Technology. U.S. Air Force, 2000.

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Fundamentos Teórico-Práticos e Protocolos de Extração e de Amplificação de DNA por Meio da Técnica de Reação em Cadeia de Polimerase.** Embrapa Pecuária Sudeste, São Carlos-SP, 2007.

FIRMO, A. L. B. **Estudo Numérico e Experimental da Geração de Biogás a Partir da Biodegradação de Resíduos Sólidos Urbanos.** 2013, 286f. Tese de doutorado. Centro de Tecnologia e Geociências. Universidade Federal de Pernambuco. Recife-PE, 2013.

FDEP. 2009. **Landfill Reclamation Demonstration Project, Perdido Landfill.** Escambia County Neighborhood and Community Services Bureau. Florida Department of Environmental Protection, 2009.

FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE – FNR. **Guide to biogas:** From production to use, 2010.

FORESTI, E. **Fundamentos do processo de digestão anaeróbia.** In: TALLERY SEMINARIO LATINOAMERICANO TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES, 3., Montevidéo, Uruguai. Anais... p.97-110, 1994.

GERARDI, M. H. **The Microbiology of Anaerobic Digesters.** John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, 2003.

GODIN, B.; MAYER, F.; AGNEESSENS, R.; GERIN, P.; DARDENNE, P.; DELFOSSE, P.; DELCARTE, J. Biochemical methane potential prediction of plant biomasses: Comparing chemical composition versus near infrared methods and linear versus non-linear models. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 382-390. 2015.

GOMES, C. M. B. C. **Estudo do comportamento de aterros de resíduos.** Caracterização física, bioquímica e mecânica dos resíduos sólidos urbanos. 2008, 592 f. Tese Doutorado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, Portugal, 2008.

GOMES, C.; LOPES, M. L.; OLIVEIRA, P. J. V. Municipal solid waste shear strength parameters defined through laboratorial and in situ tests. **Journal of the Air & Waste Management Association**, v. 63, n. 11, p. 1352-1368, 2013.

HANKIN, L.; ANAGNOSTAKIS, S.L. The use of solid media for detection of enzyme production by fungi. **Mycologia**, v. 67, p. 597-607, 1975.

HOLANDA, S. H. B. **Avaliação da influência do glicerol na geração de biogás de resíduos sólidos urbanos.** 2012, 60 f. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) - Centro Universitário Maurício de Nassau, Recife, 2012.

HOLANDA, S. H. B; VALENÇA, R. B.; SILVA, R. C. P.; SILVA, L. A. O.; JUCÁ, J. F. T. **Estudos para Aproveitamento de Resíduos Aterrados em uma Célula Experimental no Aterro da Muribeca – PE.** XVII Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – Silubesa, Florianópolis – SC, 2016.

HULL, R. M., KROGMANN, U., STROM, P. F. Composition and characteristics of excavated materials from a New Jersey landfill. **J. Environ. Eng.** v. 131, n. 3), p. 478–490. 2005.

Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada - IPEA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos - Relatório de Pesquisa**. Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República. Brasília-DF, 2012.

JOHANSSON, N. **Why don't we mine the landfills?** Licentiate Thesis. Department of Management and Engineering, Linköping, 2013.

JUCÁ, J.F.T.; MACIEL, F.J.; MARIANO, M.O.H.; KAYMOTO, L.S. **Projeto executivo das obras civis da célula piloto energética da CHESF - Aterro da Muribeca/PE**. Universidade Federal de Pernambuco / Grupo de Resíduos Sólidos, Recife-PE, 2006.

JUCÁ, J. F. T. et. al. **Estudo da geração e composição dos resíduos sólidos urbanos da cidade do Recife**. Associação Tecnológica de Pernambuco. Grupo de Resíduos Sólidos/UFPE, 2014.

KAARTINEN, T.; SORMUNEN, K.; RINTALA, J. Case study on sampling, processing and characterization of landfilled municipal solid waste in the view of landfill mining. **Journal of Cleaner Production**, n. 55, p. 56-66, 2013.

KHANAL, S. K.; CHEN, W.; LI, L; SUNG, S. Biological hydrogen production: effects of pH and intermediate products. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 29, p. 1123-1131, 2004.

KELLY, R. J. **Solid waste biodegradation enhancements and the evaluation of analytical methods used to predicted waste stability**. Master of Science in Environmental Science and Engineering, Virginia Polytechnic Institute, USA, 2002.

KIM, I. S.; HWANG, M. H.; JANG, N. J.; HYUN, S. H.; LEE, S. T.. Effect of low pH on the activity of hydrogen utilizing methanogen in bio-hydrogen process. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 29, p.1133-1140, 2004.

KITA, A.; SUEHIRA, K.; MIURA, T.; OKAMURA, Y.; AKI, T.; MATSUMURA, Y.; TAJIMA, T; NISHIO, N.; NAKASHIMADA, Y. Characterization of halotolerant acetoclastic methanogen highly enriched from marine sediment and its application in removal of acetate. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 121, n. 2, p.196-202, 2016.

KOCH, K.; FERNÁNDEZ, Y. B.; DREWES, J. E. Influence of headspace flushing on methane production in Biochemical Methane Potential (BMP) tests. **Bioresource Technology**, v. 186, p. 173-178, 2015.

KLINK, R. E.; HAM, R. K. **Effects of moisture movement on methane production in solid waste landfill samples**, 1982.

KROOK, J.; SVENSSON, N.; EKLUND, M. Landfill mining: a critical review of two decades of research. **Waste Manage**, v. 32, p. 513–520, 2012.

KRÜSE. T. **Landfill Mining**: How to explore an old landfill's resource potential. Master Thesis. Vienna University of Technology, 2015.

KURIAN, J.; ESAKKU, S.; PALANIVELU, K.; SELVAM, A. **Studies on landfill mining at solid waste dumpsites in India**. Proceedings Sardinia '03, Ninth International Landfill Symposium, Cagliari, Italy, p. 248–255, 2003.

LANDVA, A.O.; CLARK, J. L. **"Geotechnics of Waste Fill"** - Geotechnics of Waste Fill - Theory and Practice, ASTM STP1070, Arvid Landva, G. David Knowles, Editors, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, 1990.

LEE, W. S.; CHUA, A. S. M.; YEON, H. K.; NGOH, G. C. A review of the production and applications of waste-derived volatile fatty acids. *Chemical Engineering Journal*, v. 235, p. 83-99, 2014.

LIN, Q.; DE VRIEZE, J.; HE, G.; LI, X.; LI, J. Temperature regulates methane production through the function centralization of microbial community in anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 216, 150-158, 2016.

MACIEL, F. J. **Geração de Biogás e Energia em Aterro Experimental de Resíduos Sólidos Urbanos**. 2009, 330 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

MARIANO, M. O. H.; MACIEL, F. J.; FUCALE, S. P.; JUCÁ, J. F. T.; BRITO, A. R. **Estudo da Composição dos RSU do Projeto Piloto para Recuperação do Biogás no Aterro da Muribeca/PE**. VI Congresso Brasileiro de Engenharia Ambiental – REGEO, 2007.

MÉLO-SCHLUB, A. C.; SILVA, V. K.; FIRMO, A. L. B.; SILVA, L. A. O. **Potencial biotecnológico de bactérias isoladas de biodigestor anaeróbico.** In: Congresso Nacional de Meio Ambiente, 12., 2015, Poços de Caldas, **Anais...** Poço de Caldas, 2015. v. 7, n. 1.

MÖNKÄRE, T. J.; PALMROTH, M. R. T.; RINTALA, J. Characterization of fine fraction mined from tow landfills. **Waste Management**, v. 47, p.34-39, 2016.

NIGAM, P. S. Microbial Enzymes with Special Characteristics for Biotechnological Applications. **Biomolecules**, v.3, p. 597-611, 2013.

PARAWIRA, W. Enzyme research and applications in biotechnological intensification of biogas production. **Critical Reviews in Biotechnology**, v.32 p. 172-186, 2012.

PARKIN, G. F.; OWEN, W. F. Fundamentals of Anaerobic Digestion of Wastewater Sludges. **Journal of Environmental Engineering**, v. 112, p. 867-920, 1986.

POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. **Critical Review and Summary of Leachate and Gas Production from Landfills.** USEPA – United States Environmental Protection Agency, Washington, 1985.

POSZYTEK, K.; CIEZKOWSKA, M.; SKLODOWSKA, A.; DREWNIAK, L. Microbial Consortium with High Cellulolytic Activity (MCHCA) for Enhanced Biogas Production. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, p. 1-11, 2016.

PRECHTHAI, T.; PADMASRI, M.; VISVANATHAN, C. Quality assessment of mined MSW from an open dumpsite for recycling potential. **Resource, Conservation and Recycling**, v. 53, p. 70-78, 2008.

QUAGHEBEUR, M.; LAENEN, B.; GEYSEN, D.; NIELSEN, P.; PONTIKES, Y.; VAN GERVEN, T.; SPOOREN, J. Characterization of landfilled materials: screening of the enhanced landfill mining potential. **Journal of Cleaner Production**, v. 55, p. 72-83, 2013.

RAPOSO, F.; RUBIA, M. A.; FERNÁNDEZ-CEGRÍ, V.; BORJA, R. Anaerobic digestion of solid organic substrates in batch mode: An overview relating to

methane yields and experimental procedures. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 16, p. 861-877, 2011.

Sambrook J., Russell D.W. (Eds.) **Molecular cloning** - a laboratory manual. 3. ed. Cold Spring Harbor Laboratory Press, Cold Spring Harbor, 2001.

SAMIR, S. **Characterization and evaluation of gas generation potential of municipal solid waste from a closed section of a landfill**. Master Thesis. Faculty of the Graduate School of the University of Texas: Arlington, 2011.

SCHALCH, V. **Análise comparativa de dois aterros sanitários semelhantes e correlações dos parâmetros do processo de digestão anaeróbia**. São Paulo, 1992, 219 p. Tese de Doutorado, Departamento de Hidráulica e Saneamento - Escola de Engenharia de São Carlos - USP.

SCHIRMER, W. N.; JUCÁ, J. F. T.; SCHULER, A. R. P.; HOLANDA, S.; JESUS, L. L. Methane production in anaerobic digestion of organic waste from Recife (Brazil) landfill: evaluation in refuse of different ages. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v. 31, n. 02, p. 373-384, 2014.

SILAS, B. T. **Production of biogas from the anaerobic co-digestion of tannery fleshing and cow-dung enhanced by sodium and calcium alginates**. Master Thesis. Department of Chemical Engineering, Ahmadu Bello University, Zaria, Nigeria, 2015.

SUGITHA, T. C. K.; KUMAR, N. B. N.; RAMASAMY, K.; DORAISAMY, P.; MAHESWARI, M. Development of anaerobic consortia and its in vitro evaluation for biomethanation potential of coffee processing wastes. **African Journal of Microbiology Research**, v. 7, n. 45, p. 5137-5147, 2013.

TUESORN, S.; WONGWILAIWALIN, S.; CHAMPREDA, V.; LEETHOCHAWALIT, M.; NOPHARATANA, A.; TECHKARNJANARUK, S.; CHAIPRASERT, P. Enhancement of biogas production from swine manure by a lignocellulolytic microbial consortium. **Bioresource Technology**, v. 144, p. 579-586, 2013.

VALERO, D.; MONTES, J. A.; RICO, J. L.; RICO, C. Influence of headspace pressure on methane production in Biochemical Methane Potential (BMP) tests. **Waste Management**, v. 48, p. 193-198, 2016.

WAGNER, T.; RAYMOND, T. Landfill mining: Case study of successful metals recovery project. **Waste Management**, v. 45, 448-457, 2015.

WHO – International Reference Center for Waste Disposal. **Methods of analysis of sewage sludge solid wastes and compost**. Switzerland, 1978.

XIMENES, E. A.; FELIX, C. R. O sistema celulolítico de microrganismos anaeróbios: uma mini-revisão sobre o celulosoma. **Universitas Ciências da Saúde**, v. 01, n. 02, p. 335-341, 2008.

YUAN, X.; WEN, B.; MA, X.; ZHU, W.; WANG, X.; CHEN, S.; CUI, Z. Enhancing the anaerobic digestion of lignocellulose of municipal solid waste using a microbial pretreatment method. **Bioresource Technology**, v. 154, p. 1-9. 2014.

YUAN, H.; ZHU, N. Progress in inhibition mechanisms and process control of intermediates and by-products in sewage sludge anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 58, p. 429-438, 2016.

ZAMAN, A. U. Comparative study of municipal solid waste treatment technologies using life cycle assessment method. **International Journal Science Technology**, v. 7 n. 2, p. 225-234, 2010.

ZERO WASTE SCOTLAND. **Feasibility and Viability of Landfill Mining and Reclamation in Scotland**: Scoping Study, 2013.

Apêndice II: Tabela comparativa entre vantagens e limitações da utilização dos biorreatores BMP tradicionais e inox

Biorreatores	Sistema de vedação (tampa e garrafa)	Composição química	Durabilidade	Resistência à oxidação
Tradicional	Rosqueamento	Latão (tampa)/borossilicato (garrafa)	Baixa	Baixa
Inox	Pressão de compressão (alças)	Aço inoxidável 316 (tampa e garrafa)	Alta	Alta
Biorreatores	Influência sobre a biodigestão	Método de quantificação do biogás	Custo de aquisição	
Tradicional	Irrelevante	Manométrico	Baixo	
Inox	Acelera a biodegradação	Manométrico	Alto	