UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS
DEPARTAMENTO DE HIDRÁULICA E SANEAMENTO

ANDRÉ LUIS GOMES SIMÕES

**Estudo da aclimação de lodos anaeróbios como estratégia de inoculação
para partida de biometanizadores alimentados com fração
orgânica dos resíduos sólidos urbanos**

VERSÃO CORRIGIDA

São Carlos – SP

2017

ANDRÉ LUIS GOMES SIMÕES

**Estudo da aclimação de lodos anaeróbios como estratégia de inoculação
para partida de biometanizadores alimentados com fração
orgânica dos resíduos sólidos urbanos**

*Dissertação apresentada à Escola de
Engenharia de São Carlos, da
Universidade de São Paulo, como parte
dos requisitos para obtenção do título de
Mestre em Ciências: Engenharia
Hidráulica e Saneamento*

Orientador: Prof. Assoc. Valdir Schalch

São Carlos – SP

2017

AUTORIZO A REPRODUÇÃO TOTAL OU PARCIAL DESTE TRABALHO, POR QUALQUER MEIO CONVENCIONAL OU ELETRÔNICO, PARA FINS DE ESTUDO E PESQUISA, DESDE QUE CITADA A FONTE.

Gomes Simões, André Luis Gomes Simões

G588e

Estudo da aclimação de lodos anaeróbios como estratégia de inoculação para partida de biometanizadores alimentados com fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos / André Luis Gomes Simões Gomes Simões; orientador Valdir Schalch. São Carlos, 2017.

Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento e Área de Concentração em Hidráulica e Saneamento -- Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, 2017.

1. digestão anaeróbia. 2. co-digestão. 3. biogás.
4. biodegradabilidade. 5. resíduos domiciliares. 6. lodo de esgoto. 7. atividade metanogênica específica.
8. diversidade microbiana. I. Título.

FOLHA DE JULGAMENTO

Candidato: Tecnólogo **ANDRÉ LUIS GOMES SIMÕES**.

Título da dissertação: "Estudo da aclimação de lodos anaeróbios como estratégia de inoculação para partida de biometanizadores alimentados com fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos".

Data da defesa: 21/08/2017.

Comissão Julgadora:

Resultado:

Prof. Associado **Valdir Schalch (Orientador)**
(Escola de Engenharia de São Carlos/EESC)

APROVADO

Prof. Dr. **Marcus Cesar Avezum Alves de Castro**
(Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"/UNESP – Rio Claro)

APROVADO

Prof. Dr. **Ronan Cleber Contrera**
(Escola Politécnica/EP-USP)

APROVADO

Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento:

Profa. Associada **Maria Bernadete A. Varesche Silva**

Presidente da Comissão de Pós-Graduação:
Prof. Associado **Luís Fernando Costa Alberto**

*Dedico este trabalho a minha família,
por fazerem parte dos meus sonhos e
compartilharem das minhas conquistas.*

AGRADECIMENTOS

À Deus, por instruir-me com sabedoria e discernimento, por indicar-me sempre o caminho a ser seguido, ajudando-me a encontrar forças para prosseguir, sou grato a ti;

Aos meus pais Marcos e Isabela, por acreditarem em meus sonhos, pelo apoio e amor incondicional, por me motivarem com sua alegria de viver, por serem minha fonte de inspiração;

Ao meu irmão Luis Fernando, pelo imenso carinho, pelo exemplo de humildade e bondade;

Ao meu amor Deborah Vacari, presente em todos os momentos, sempre com um abraço apertado, uma palavra de afeto, um gesto bondoso, uma atitude encorajadora de seguir em frente, me deram a razão de ser feliz. Muito obrigado por sonhar ao meu lado;

Ao meu avô Aureliano Gomes (*in memoriam*), por sempre acreditar em mim, guardo comigo hoje e sempre seus ensinamentos de vida;

Ao Professor Valdir, obrigado pela primeira oportunidade, mas muito mais pelas segundas, terceiras e outras tantas. Não sei se aprendi tudo que o senhor tentou me ensinar em sala de aula, mas estou certo de que aprendi muito sobre a vida;

Aos professores Ronan C. Contrera, Reinaldo Pisani Jr. e Marcus C. A. A. de Castro por contribuírem e compartilharem seus conhecimentos tanto na qualificação quanto na defesa do mestrado;

Aos amigos do NEPER (Núcleo de Estudo e Pesquisa em Resíduos Sólidos) pela convivência e oportunidade de aprendizado;

À Carol Bianco pela amizade e companheirismo, tive o prazer em conviver contigo nesta jornada. Seu profissionalismo e perseverança foram fonte de inspiração, sempre solicita em me ajudar no que for preciso. Muito obrigado por tudo!;

Ao Flávio, Túlio e Rafael “arroz” pela amizade e companhia durante esta jornada;

Às amigas Mariana e Clarissa, que trouxeram o calor do Nordeste e aqueceram meu coração com muito amor. Obrigado por fazerem parte da minha vida, sempre compartilhando momentos bons e não tão bons assim. Nos unimos e formamos o grupo de apoio “Mim deixem em pas”, e realmente esse foi e sempre será o melhor grupo!;

Agradeço também a todos os colegas que fizeram parte em algum momento de minha pesquisa, o trabalho foi árduo e, agradeço a Deus por ter colocado tantas pessoas boas em meu caminho;

Aos funcionários do departamento de hidráulica e saneamento: Rose, Sá, Priscila, Valderez, Cecília, Fernanda, Flávia, Dona Vilma, Valdecir e André, pela disposição e ajuda sempre prestada;

Aos técnicos de laboratório: Elo, Isabel, Carol, Janja, Teresa, Wagner, Bianca, Sabrina, Cidinha, Aline, em especial ao Júlio, por todo auxílio e ensinamento imprescindível para a execução do projeto;

Ao Alcino por toda a disponibilidade na elaboração e fabricação dos primeiros protótipos dos biometanizadores, além de toda ajuda no decorrer do experimento, e também na coleta do lodo no aterro sanitário. Sempre demonstrando um grande entusiasmo em ajudar os alunos em seus trabalhos;

À Inaê Alves, por toda a ajuda nos experimentos de Teste de Atividade Metanogênica Específica;

Ao setor de Transportes da EESC/USP por disponibilizarem o transporte sempre que necessário para as coletas dos inóculos;

Ao Pedrinho e Flávio da oficina mecânica do departamento de Engenharia Mecânica da EESC/USP pela fabricação dos primeiros protótipos dos biometanizadores;

À CAPES pelo apoio financeiro e bolsa que possibilitou a dedicação exclusiva aos estudos e experimentos deste projeto;

A todos que, de alguma forma, contribuíram e tornaram possível a realização deste trabalho.

*Quando tivermos um quarto de hora à disposição, reflète nos benefícios que
podemos espalhar. [...]*
*Quinze minutos sem compromisso são quinze opções na construção do bem.
[...]*

EMMANUEL

RESUMO

SIMÕES, A. L. G. **Estudo da aclimação de lodos anaeróbios como estratégia de inoculação para partida de biometanizadores alimentados com fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos**. 2017. 288 f. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2017.

A Política Nacional de Resíduos Sólidos, instituída pela Lei Federal 12.305 em agosto de 2010 e regulamentada pelo Decreto 7.404, em 23 de dezembro de 2010, estabeleceu um novo paradigma na gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos no Brasil. Entre as mudanças apresentadas, uma das mais relevantes é a que prioriza o não aterramento da fração orgânica e a recuperação energética dos resíduos. Por esse motivo, a busca por novas tecnologias para o tratamento desses resíduos tem sido intensificada nos últimos anos. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho busca avaliar o potencial de se realizar estratégias para aclimação de lodos anaeróbios em possíveis inoculações de biometanizadores alimentados com fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU). Foram analisados dois diferentes lodos, esses em função da decomposição e estabilização da FORSU por meio de ensaios de biodegradabilidade anaeróbia. O primeiro, lodo ETE (LE), foi coletado de um reator UASB, utilizado para tratamento de esgoto sanitário doméstico, já o segundo, lodo Aterro (LA), foi coletado de uma lagoa de acúmulo de lixiviados em um aterro sanitário desativado. Para os ensaios, utilizaram-se frascos Duran® de 250 mL, incubados a 35 °C, considerando-se a co-digestão nas seguintes relações resíduo/inóculo (R_0/I_0): 1/16, 1/8, 1/4, 1/2 e 1/1 $\text{gSTV}_{\text{resíduo}}.\text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$. As estratégias de aclimação consistiram em manter o inóculo para as próximas bateladas, bem como, dobrar as relações (R_0/I_0) com sucessivas alimentações realizadas em três bateladas sequenciais. Para que fossem possíveis o controle e a verificação do processo ao longo das bateladas, foram realizadas análises físico-químicas, microbiológicas, cinéticas e de atividade metanogênica específica (AME). Os inóculos adaptaram-se de imediato à FORSU, tendo sido verificada produção crescente de metano já nos primeiros dias dos testes. Os melhores resultados do potencial bioquímico de metano foram obtidos pelas menores relações (R_0/I_0) para ambos os inóculos. As maiores relações (R_0/I_0) influenciaram negativamente o desempenho do processo de biometanização para o inóculo LE, verificada pelas menores taxas máximas de rendimento de metano e maiores fase *lag*. Para o inóculo LA, ao final do processo de aclimação foi verificado maior índice de diversidade para o Domínio *Archaea*, corroborando com os resultados obtidos pela quantidade de micro-organismos metanogênicos. Essas verificações se deram por meio de análises de microscopia óptica e pelos maiores valores obtidos nos testes de AME. Destarte, conclui-se que a estratégia de aclimação se utilizando das menores relações (R_0/I_0): 1/16, 1/8 e 1/4 para o inóculo LA, possui o maior potencial, sendo esse na inoculação em maiores relações (R_0/I_0) na partida de biometanizadores alimentados com fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, logo, garantindo-se efetividade no processo.

Palavras-chave: digestão anaeróbia. co-digestão. biogás. biodegradabilidade. resíduos domiciliares. lodo de esgoto. atividade metanogênica específica. diversidade microbiana.

ABSTRACT

SIMÕES, A. L. G. **Study of the acclimation of anaerobic sludge as an inoculation strategy for star-up biomethanizers fed with organic fraction of the municipal solid waste.** 2017. 288 f. Dissertation (Master degree) - School of Engineering of São Carlos, University of São Paulo, São Carlos, 2017.

The National Policy on Solid Waste, instituted by Federal Law 12,305 in august 2010 and regulated by Decree 7404, on december 23, 2010, established a new paradigm in the management of solid waste in Brazil. Among the changes presented, one of the most relevant is the one that prioritizes the non-grounding of the organic fraction and the energy recovery of the waste. For this reason, the search for new technologies for the treatment of this waste has been intensified in recent years. In this context, the objective of this work is to evaluate the potential of strategies for acclimatization of anaerobic sludge in possible inoculations of biomethanizers fed with organic fraction of municipal solid waste (OFMSW). Two different sludges were analyzed, as a function of the decomposition and stabilization of OFMSW by anaerobic biodegradability tests. The first, ETE sludge (LE), was collected from a UASB reactor, used to treat domestic sanitary sewage, while the second, Aterro sludge (LA) was collected from a pond of leachate accumulation in a deactivated landfill. For the tests, 250 ml Duran® flasks incubated at 35 °C were used, considering co-digestion in the following residue/inoculum ratios (R_0/I_0): 1/16, 1/8, 1/4, 1/2 and 1/1 $\text{gSTV}_{\text{residue}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inoculum}}^{-1}$. The acclimation strategies consisted in maintaining the inoculum for the next batch, as well as doubling the ratios (R_0/I_0) with successive feedings performed in three sequential batches. In order to control and verify the process throughout the batch, physical-chemical, microbiological, kinetic and specific methanogenic activity (SMA) analyzes were performed. The inocula immediately adapted to OFMSW, and there was a growing production of methane already in the first days of the tests. The best results of the biochemical potential of methane were obtained by the lower ratios (R_0/I_0) for both inoculum. The higher ratios (R_0/I_0) negatively influenced the performance of the biomethanization process for the LE inoculum, verified by the lower maximum methane yield rates and higher lag phase. For the inoculum LA, at the end of the acclimation process, a higher diversity index was verified for the *Archaea* Domain, corroborating with the results obtained by a number of methanogenic microorganisms. These tests were carried out by means of optical microscopy and the highest values obtained in the SMA tests. Therefore, it is concluded that the acclimation strategy using the lowest ratios (R_0/I_0): 1/16, 1/8 and 1/4 for the inoculum LA, has the highest potential, being inoculated at higher rates (R_0/I_0) at the start of biomethanizers fed with organic fraction of municipal solid waste, thus, ensuring effectiveness in the process.

Keywords: anaerobic digestion. co-digestion. biogas. biodegradability. household waste. sewage sludge. especific methanogenic activity. microbial diversity.

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1 - Diagrama de blocos representando a classificação dos resíduos sólidos segundo a origem, conforme a Lei nº 12.305/10	6
Figura 3.2 - Modelo de gestão para resíduos domiciliares	13
Figura 3.3 – Aterro Sanitário a) Aterro Fazenda Guaporé São Carlos-SP; b) Aterro sanitário de pequeno porte com disposição em valas	16
Figura 3.4 – Estimativa da composição gravimétrica dos RSU no Brasil.....	17
Figura 3.5 – Matriz energética no Brasil em 2015	20
Figura 3.6 – Ondas globais de transição energética	22
Figura 3.7 – Contribuição das emissões de GEE (MtCO ₂) derivadas dos resíduos, por setor, em 2015	23
Figura 3.8 – Estratégia de gestão integrada dos resíduos sólidos.....	24
Figura 3.9 – Granja São Pedro Colombari.....	26
Figura 3.10 – Condomínio Ajuricaba	27
Figura 3.11 – Projeto de mobilidade a biogás	27
Figura 3.12 – Chácara Marujo	28
Figura 3.13 - Usina de gás de Pomerode	29
Figura 3.14 – ETE Ribeirão Preto	30
Figura 3.15 - ETE Arrudas	30
Figura 3.16 - Ecocitrus	32
Figura 3.17 - Usina São Martinho	33
Figura 3.18 - Planta de TMB em Curitiba-PR.....	34
Figura 3.19 – Quantidade (milhões de toneladas) em produção para cada tipo de alimento e sua região	38
Figura 3.20 – Produção de energia a partir dos RSU	38
Figura 3.21 – Geração de quantidade de RSU e suas relações entre as destinações finais na União Europeia entre 1995 e 2015	39
Figura 3.22 – Geração per capita (kg.hab ⁻¹ .ano ⁻¹) de RSU com destinação final na UE em 2015	40
Figura 3.23 – Relação entre geração per capita e tratamento dos RSU na União Europeia em 2015	41
Figura 3.24 – Produção bruta de eletricidade em TWh na UE-28 a partir do biogás entre 1990 e 2015	42

Figura 3.25 – Produção primária de biogás na União Europeia em 2013 (ktoe) com respectivas proporções de cada setor	43
Figura 3.26 – Capacidade total instalada por países da UE-27 em 2014	44
Figura 3.27 – Aumento da capacidade instalada de biometanização entre (1900 e 2014) por milhões de habitantes por país	44
Figura 3.28 – Geração em quantidade e per capita dos RSU entre 1960 e 2013	45
Figura 3.29 – Destinação final dos RSU nos EUA de 1960 e 2012	46
Figura 3.30 – Estimativa da composição gravimétrica dos RSU nos EUA	47
Figura 3.31 – Geração de RSU na China entre 1980 e 2014 (geração total de RSU e população urbana)	49
Figura 3.32 – RSU na China entre 1989 e 2014 (geração per capita e composição gravimétrica)	49
Figura 3.33 – Estimativa da composição gravimétrica dos RSU na China	50
Figura 3.34 – Evolução na implantação dos biodigestores rurais na China	51
Figura 3.35 – Evolução na implantação dos biodigestores de média e larga escala na China	51
Figura 3.36 – Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na bioconversão anaeróbia da matéria orgânica	61
Figura 3.37 – Faixas de temperatura e crescimento relativo dos micro-organismos psicrófilos, mesófilos e termófilos	64
Figura 3.38 – Exemplo do perfil produção de biogás de um substrato em processo batelada	69
Figura 3.39 – Árvore filogenética universal construída a partir do sequenciamento comparativo da subunidade menor do gene RNAr	73
Figura 3.40 – Quadro demonstrativo de exemplos de trabalhos que utilizaram o DGGE para analisar a comunidade microbiana presente em biometanizadores	75
Figura 3.41 – Representação da cadeia do processo de biometanização	77
Figura 3.42 – Estrutura esquemática da biomassa lignocelulósica	78
Figura 3.43 – Potencial de biogás para diferentes substratos	82
Figura 3.44 – Via de conversão de resíduos sólidos orgânicos durante o processo de co-digestão anaeróbia	83
Figura 3.45 – Curva de crescimento típica de uma população microbiana	87
Figura 3.46 – Rendimento de metano em função da relação STV/ST	90

Figura 3.47 – Operações unitárias de uma planta típica de tratamento de resíduos orgânicos.....	91
Figura 3.48 – Tipos de tecnologias de biometanização	94
Figura 3.49 – Reator de mistura completa (CSTR)	95
Figura 3.50 – Sistema de fluxo em pistão (Plug Flow)	96
Figura 3.51 – Sistema de Garagem.....	97
Figura 4.1 - Fluxograma experimental	99
Figura 4.2 – a) Coleta do lodo ETE. b) Acondicionamento do lodo ETE.....	100
Figura 4.3 – Fotografia aérea do Aterro Sanitário de São Carlos – Fazenda Guaporé (2007)	101
Figura 4.4 – Esquema de operação atual do sistema de tratamento de lixiviados do aterro sanitário desativado e a localização do ponto de coleta do lodo Aterro.....	101
Figura 4.5 – Procedimento para a coleta Lodo ATERRO: a) bomba com tubulação conectada. b) gerador de energia elétrica movido a gasolina	102
Figura 4.6 – Coleta do lodo Aterro sedimentado do fundo da lagoa 3	103
Figura 4.7 – Armazenamento e acondicionamento do lodo Aterro: a) armazenamento do lodo em caixas d’água; b) coleta e acondicionamento em galões de 60 L do lodo sedimentado do fundo das caixas d’água.....	104
Figura 4.8 – Composição da FORSU utilizada na pesquisa	105
Figura 4.9 – Pré-tratamento lodo Aterro: a) comparação inicial entre lodo e lixiviado coletados da lagoa de lixiviados do aterro sanitário; b) lodo Aterro centrifugado; e c) lodo Aterro após o pré-tratamento	106
Figura 4.10 – FORSU após pesagem de seus componentes. (a) FORSU antes do pré-tratamento; e (b) FORSU após o pré-tratamento.....	107
Figura 4.11 – Frascos e componentes utilizados no ensaio AME	108
Figura 4.12 – a) Frascos com cabeçote de medição incubados em estufa dispostos sobre a bandeja agitadora; b) controle Oxitop® de medição	109
Figura 4.13 – Pesagem da biomassa adicionada no ensaio	110
Figura 4.14 – Sistema de impulsão de gás N ₂ para a imposição de um ambiente anaeróbio a) fluxo no meio líquido; b) fluxo no headspace	111
Figura 4.15 – Biometanizadores utilizados para o ensaio BMP: (a) frascos Duran® utilizados com o lodo ETE e o lodo Aterro e; (b) biometanizadores incubados em estufa a 35 °C.....	116
Figura 4.16 – Fluxograma experimental do ensaio BMP	117

Figura 4.17 – Realimentação dos biometanizadores	120
Figura 4.18 – Sistema de impulsão de gás N ₂ para a imposição de um ambiente anaeróbio	121
Figura 4.19 – Aferição da pressão interna dos biometanizadores	123
Figura 4.20 – Despressurização dos biometanizadores	123
Figura 4.21 – Procedimento de aferição da composição do biogás: (a) retirada da amostra e; (b) injeção do biogás em cromatógrafo gasoso	124
Figura 4.22 – Cromatógrafo gasoso utilizado na medição da composição dos gases contidos no biogás: (a) cromatógrafo Shimadzu GC-2014 e; (b) coluna HP-Plot/Q.....	124
Figura 5.1 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/16$)	141
Figura 5.2 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/16$)	142
Figura 5.3 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/8$)	145
Figura 5.4 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/8$)	147
Figura 5.5 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/4$)	149
Figura 5.6 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/4$)	151
Figura 5.7 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/2$)	153
Figura 5.8 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/2$)	155
Figura 5.9 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/1$)	158
Figura 5.10 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/1$)	160
Figura 5.11 – Valores de BMP para o inóculo LE	163
Figura 5.12 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para as relações utilizadas na 1ª Batelada para LE.....	164
Figura 5.13 – Valores de BMP para o inóculo LA	165
Figura 5.14 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para as relações utilizadas na 1ª Batelada para LA	166
Figura 5.15 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/8$)	168
Figura 5.16 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/8$)	170
Figura 5.17 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/4$)	172

Figura 5.18 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/4$).....	174
Figura 5.19 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/2$).....	176
Figura 5.20 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/2$).....	178
Figura 5.21 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/1$).....	180
Figura 5.22 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/1$).....	182
Figura 5.23 – Valores de BMP para o inóculo LE	184
Figura 5.24 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para as relações utilizadas na 2ª Batelada para LE	185
Figura 5.25 – Valores de BMP para o inóculo LA	187
Figura 5.26 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para as relações utilizadas na 2ª Batelada para LA	188
Figura 5.27 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/4$).....	189
Figura 5.28 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/4$).....	192
Figura 5.29 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/2$).....	194
Figura 5.30 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/2$).....	196
Figura 5.31 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/1$).....	199
Figura 5.32 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/1$).....	201
Figura 5.33 – Valores de BMP para o inóculo LE	203
Figura 5.34 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para as relações utilizadas na 3ª Batelada para o inóculo LE	204
Figura 5.35 – Valores de BMP para o inóculo LA	205
Figura 5.36 – Boxplot rendimento de metano e teor de metano para as relações utilizadas na 3ª Batelada para LA.....	206
Figura 5.37 – Produção acumulada total para os biometanizadores a) LE-I; b) LA-I; c) LE-II e d) LA-II.....	208
Figura 5.38 - Produção acumulada total para os biometanizadores a) LE-III; b) LA-III; c) LE-IV e d) LA-IV.....	209

Figura 5.39 – Valores de pH e Alcalinidade total nos ensaios de BMP a) LE-I; b) LE-II; c) LE-III, d) LE-IV e) LA-I; f) LA-II; g) LA-III, h) LA-IV	217
Figura 5.40 – Ácidos Orgânicos de Cadeia Curta a) LE 1ª batelada; b) LA 1ª batelada; c) LE 2ª batelada; d) LA 2ª batelada; e) LE 3ª batelada e f) LA 3ª batelada	219
Figura 5.41 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LE-II (LE-1-16-I, LE-1-8-II e LE-1-4-III)	224
Figura 5.42 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LA-II (LA-1-16-I, LA-1-8-II e LA-1-4-III)	225
Figura 5.43 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LE-III (LE-1-8-I, LE-1-4-II e LE-1-2-III)	226
Figura 5.44 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LA-III (LA-1-8-I, LA-1-4-II e LA-1-2-III)	227
Figura 5.45 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LE-IV (LE-1-4-I, LE-1-2-II e LE-1-1-III)	227
Figura 5.46 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LA-IV (LA-1-4-I, LA-1-2-II e LA-1-1-III)	228
Figura 5.47 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LE-BR-I	229
Figura 5.48 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LA-BR-I	230
Figura 5.49 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência o biometanizador LE-in natura	231
Figura 5.50 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LA-in natura	231
Figura 5.51 – Dendograma baseado na correlação de Pearson a partir do perfil das bandas de DGGE dos fragmentos de RNAr 16S para o Domínio Bacteria das amostras dos biometanizadores	234
Figura 5.52 – Relação entre Dominância (D) e índice de diversidade Shannon (H) para o Domínio Bacteria	235
Figura 5.53 – Dendograma baseado na correlação de Pearson a partir do perfil das bandas de DGGE dos fragmentos de RNAr 16S para o Domínio Archaea das amostras dos biometanizadores	236
Figura 5.54 – Relação entre Dominância (D) e índice de diversidade Shannon (H) para o Domínio Archaea	237

Figura 0.1 – Ajuste do modelo Gompertz modificado para 1ª batelada a) LE-1-16-I; b) LA-1-16-I; c) LE-1-8-I; d) LA-1-8-I; e) LE-1-4-I; f) LA-1-4-I; g) LE-1-2-I; h) LA-1-2-I; i) LE-1-1-I; j) LA-1-1-I	277
Figura 0.2 – Ajuste do modelo Gompertz modificado para 2ª batelada a) LE-1-8-II; b) LA-1-8-II; c) LE-1-4-II; d) LA-1-4-II; e) LE-1-2-II; f) LA-1-2-II; g) LE-1-1-II; h) LA-1-1-II	280
Figura 0.3 – Ajuste do modelo Gompertz modificado para 3ª batelada a) LE-1-4-III; b) LA-1-4-III; c) LE-1-2-III; d) LA-1-2-III; e) LE-1-1-III; f) LA-1-1-III.....	282
Figura 0.4 – Ensaio AME para o inóculo LE in natura a) frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 0,5$); frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 1,0$); b) frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 1,2$); frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 0,8$)	284
Figura 0.5 – Ensaio AME para o inóculo LA in natura a) frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 0,5$); frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 1,0$); b) frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 0,7$); frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 1,2$); c) frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 1,0$); frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 1,5$); d) frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 1,7$); frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 2,0$)	285
Figura 0.6 – Ensaio AME para os biometanizadores a) LE-I frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 1,2$); LA-I frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 1,2$); b) LE-II frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 1,2$); LA-II frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 1,2$).....	286
Figura 0.7 – Ensaio AME para os biometanizadores a) LE-III frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 1,2$); LA-III frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 1,2$); b) LE-IV frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 1,2$); LA-IV frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 1,2$).....	287

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1 – Quantidade de RSU e/ou públicos encaminhados para disposição em solo, considerando apenas lixão, aterro controlado e aterro sanitário (t/dia)	8
Tabela 3.2 – Número de unidades de destino considerando apenas disposição no solo em lixão, aterro controlado e aterro sanitário	9
Tabela 3.3 – Histórico de participação dos municípios nos diagnósticos do SNIS	11
Tabela 3.4 – Geração de RSU no Brasil entre 2008 e 2016.....	12
Tabela 3.5 – Documentos necessários segundo a capacidade do aterro sanitário.....	16
Tabela 3.6 – Caracterização dos RSU de algumas cidades brasileiras	18
Tabela 3.7 – Informações sobre a gestão dos resíduos sólidos no Japão entre os anos fiscais de 2003 a 2015.....	48
Tabela 3.8 – Comparação da composição dos lixiviados com idades diferentes, de aterros sanitários situados no Canadá	54
Tabela 3.9 – Classificação de lixiviados de aterro sanitário de acordo com a idade ...	54
Tabela 3.10 – Faixas de concentrações das principais variáveis de caracterização de lixiviados de aterros sanitários brasileiros e americanos e europeus	55
Tabela 3.11 – Composição do lodo de esgoto úmido e desidratado	58
Tabela 3.12 – Valores de carboidratos, lipídeos e proteínas provenientes de lodos de ETE	58
Tabela 3.13 – Valores de fósforo, carbono e nitrogênio provenientes de lodos de ETE	59
Tabela 3.14 – Composição típica do biogás gerados a partir de resíduos orgânicos ...	60
Tabela 3.15 – Relações entre acidez e alcalinidade em reatores anaeróbios conforme experiências empíricas de LILI et al. (2011)	65
Tabela 3.16 – Composição química dos micro-organismos metanogênicos	67
Tabela 3.17 – Resumo de valores de constantes cinéticas para vários substratos utilizados em reatores anaeróbios mesofílicos.....	69
Tabela 3.18 – Valores do teste AME por diferentes métodos e diferentes inóculos....	72
Tabela 3.19 – Faixas do teor de umidade dos componentes da FORSU	78
Tabela 3.20 – Composição química de aparas de jardinagem	79
Tabela 3.21 – Composição elementar da FORSU.....	79
Tabela 3.22 – Características macromolecular da FORSU.....	80
Tabela 3.23 – Estimativa de potencial e composição do biogás de substratos puros ..	81

Tabela 3.24 – Co-digestão de resíduos alimentares com outros substratos orgânicos .	85
Tabela 4.1 - Composição das soluções de macro e micronutrientes utilizadas nos ensaios de atividade metanogênica.....	112
Tabela 4.2 – Solução estoque de ácidos orgânicos utilizada como fonte de carbono	112
Tabela 4.3 – Concentrações e volumes utilizados na montagem dos biometanizadores na 1ª Batelada.....	118
Tabela 4.4 – Concentrações e volumes utilizados na montagem dos biometanizadores na 2ª Batelada.....	119
Tabela 4.5 – Concentrações e volumes utilizados na montagem dos biometanizadores na 3ª Batelada.....	120
Tabela 4.6 – Condições de tempo e temperatura que foram aplicadas em cada etapa da reação em cadeia da polimerase para os Domínios Bacteria e Archaea.....	129
Tabela 5.1 – Caracterização inicial do lodo ETE, lodo Aterro e FORSU	132
Tabela 5.2 – Caracterização do lodo ETE, lodo Aterro e FORSU após seus respectivos pré-tratamentos	132
Tabela 5.3 – Ensaio de AME para inóculos in natura.....	137
Tabela 5.4 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-16-I e LA-1-16-I.....	143
Tabela 5.5 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-16-I e LA-1-16-I.....	143
Tabela 5.6 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-8-I e LA-1-8-I.....	147
Tabela 5.7 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-8-I e LA-1-8-I.....	148
Tabela 5.8 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-4-I e LA-1-4-I.....	151
Tabela 5.9 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-4-I e LA-1-4-I.....	152
Tabela 5.10 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-2-I e LA-1-2-I.....	156
Tabela 5.11 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-2-I e LA-1-2-I.....	156
Tabela 5.12 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-1 e LA-1-1	160
Tabela 5.13 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-1-I e LA-1-1-I.....	161
Tabela 5.14 – Resumo dos principais parâmetros analisados para comparação dos tratamentos utilizando o inóculo LE.....	164

Tabela 5.15 - Resumo dos principais parâmetros analisados para comparação dos tratamentos utilizando o inóculo LA.....	167
Tabela 5.16 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-8-II e LA-1-8-II.....	170
Tabela 5.17 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-8-II e LA-1-8-II	171
Tabela 5.18 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-4-II e LA-1-4-II.....	174
Tabela 5.19 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-4-II e LA-1-4-II	175
Tabela 5.20 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-2-II e LA-1-2-II.....	178
Tabela 5.21 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-2-II e LA-1-2-II	179
Tabela 5.22 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-1-II e LA-1-1-II.....	183
Tabela 5.23 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-1-II e LA-1-1-II	183
Tabela 5.24 – Resumo dos principais parâmetros analisados para comparação dos tratamentos utilizando o inóculo LE	186
Tabela 5.25 – Resumo dos principais parâmetros analisados para comparação dos tratamentos utilizando o inóculo LA.....	188
Tabela 5.26 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-4-III e LA-1-4-III	192
Tabela 5.27 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-4-III e LA-1-4-III.....	193
Tabela 5.28 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-2-III e LA-1-2-III	197
Tabela 5.29 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-2-III e LA-1-2-III.....	197
Tabela 5.30 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-1-III e LA-1-1-III	202
Tabela 5.31 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-1-III e LA-1-1-III.....	202
Tabela 5.32 – Resumo dos principais parâmetros analisados para comparação dos tratamentos utilizando o inóculo LE	205
Tabela 5.33 – Resumo dos principais parâmetros analisados para comparação dos tratamentos utilizando o inóculo LA.....	206
Tabela 5.34 – Valores de BMP total para cada biometanizador	210
Tabela 5.35 – Parâmetros cinéticos para cada biometanizador.....	211
Tabela 5.36 – Comparação dos biometanizadores entre as bateladas.....	212

Tabela 5.37 – Teste de Atividade Metanogênica Específica após os ensaios BMP ...	215
Tabela 5.38 – Valores de pH e Alcalinidade Total para os ensaios de BMP	218
Tabela 5.39 – Relação entre acidez e alcalinidade ao final dos tratamentos	221
Tabela 5.40 – Valores de ST e STV para os ensaios de BMP	222
Tabela 5.41 – Valores de DQO inicial e final para cada tratamento	223

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ABRELPE	Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais
AME	Atividade Metanogênica Específica
AOCC	Ácidos Orgânicos de Cadeia Curta
APHA	American Public Health Association
BMP	Potencial bioquímico de metano
BPP	Potencial bioquímico de biogás
BR	Biometanizadores controle
BRS	Bactérias redutoras de sulfato
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CH₄	Gás metano
CNTP	Condições normais de temperatura e pressão
CO₂	Gás carbônico
CSTR	Reator de mistura contínua
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DQO	Demanda química de oxigênio
EESC	Escola de Engenharia de São Carlos (USP)
EIA/RIMA	Estudo de impacto ambiental/Relatório de impacto ambiental
EPA	Environmental Protection Agency
ETE	Estação de tratamento de esgoto
GEE	Gases de efeito estufa
H₂S	Gás sulfídrico
EUA	Estados Unidos da América
FORSU	Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
IPEA	Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada
LA	Lodo de lagoa de acúmulo de lixiviados de aterro sanitário
LE	Lodo de estação de tratamento de esgotos
PCR/DGGE	Reação em Cadeia da Polimerase/Eletroforese em gel de gradiente desnaturante
PLANRS	Plano Nacional de Resíduos Sólidos
PMGIRS	Plano Municipal de Gestão Integrada de Resíduos Sólidos
PNRS	Política Nacional dos Resíduos Sólidos
RCC	Resíduos da Construção Civil
RD	Resíduo Domiciliar
RLU	Resíduo de Limpeza Urbana
R_m	Taxa máxima de produção de metano
RSU	Resíduo Sólido Urbano
R₀/I₀	Relação resíduo/inóculo (substrato/micro-organismo)

SMA	Secretaria de Estado do Meio Ambiente
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
ST	Sólidos totais
STF	Sólidos totais fixos
STV	Sólidos totais voláteis
S_0/X_0	Relação substrato/micro-organismo
TDH	Tempo de detenção hidráulica
TWh	Terawatt-hora
UE	União Europeia
UTC	Usinas de Triagem e Compostagem
λ	Fase <i>lag</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	1
2	OBJETIVOS	4
2.1	Objetivo Geral	4
2.2	Objetivos específicos	4
3	REVISÃO DA LITERATURA.....	5
3.1	Resíduos Sólidos	5
3.2	Panorama dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil	7
3.2.1	Geração dos RSU.....	7
3.2.2	Formas de disposição final dos RSU	12
3.2.3	Caracterização dos RSU gerados.....	16
3.3	Iniciativas de destinação final dos resíduos sólidos no Brasil sob a ótica da PNRS.....	20
3.4	Considerações sobre as tecnologias empregadas no Brasil	35
3.5	Panorama Geral dos RSU no âmbito mundial	37
3.6	Lixiviados de Aterros Sanitários.....	52
3.7	Lodos de Estação de Tratamento de Esgoto	56
3.8	Digestão Anaeróbia	59
3.8.1	Cinética anaeróbia	67
3.8.2	Atividade Metanogênica Específica (AME).....	71
3.8.3	Biologia molecular aplicada à digestão anaeróbia.....	73
3.8.4	Biometanização de resíduos sólidos orgânicos.....	76
3.8.5	Co-digestão.....	83
3.8.6	Aclimação	86
3.8.7	Teste de biodegradabilidade anaeróbia (BMP).....	89
3.9	Tecnologias de biometanização	91
3.9.1	Tipos de tecnologias	92
4	MATERIAL E MÉTODOS	98
4.1	Inóculos	100
4.1.1	Lodo ETE	100
4.1.2	Lodo Aterro	101
4.2	Substrato	104
4.3	Pré-tratamento.....	105
4.4	Ensaio Atividade Metanogênica Específica (AME)	108
4.4.1	Procedimento Experimental.....	108

4.4.2	Soluções de macro e micronutrientes	112
4.4.3	Substrato.....	112
4.4.4	Cálculos AME.....	113
4.4.5	Biomassa utilizada nos ensaios	114
4.5	Ensaio Potencial Bioquímico de Metano (BMP)	114
4.5.1	Relações resíduo/inóculo (R_0/I_0)	114
4.5.2	Aparato experimental	115
4.5.3	Montagem do ensaio BMP	116
4.5.4	Coleta e análise do biogás	122
4.5.5	Cálculos BMP	125
4.6	Análises físico-químicas.....	127
4.7	Análises microbiológicas	127
4.7.1	Microscopias ópticas de contraste de fase e de fluorescência	127
4.7.2	PCR/DGGE	128
4.8	Métodos Estatísticos	130
4.8.1	Apresentação dos resultados	131
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	132
5.1	Caracterização do lodo ETE, lodo Aterro e FORSU.....	132
5.2	Atividade Metanogênica Específica (AME)	137
5.3	Ensaio de Potencial Bioquímico de Metano (BMP)	140
5.3.1	1ª Batelada	140
5.3.2	2ª Batelada	167
5.3.3	3ª Batelada	189
5.3.4	Produção acumulada	207
5.3.5	Análises físico-químicas	216
5.3.6	Análises de microscopia óptica	224
5.3.7	PCR/DGGE	234
6	CONCLUSÕES	239
7	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	242
	REFERÊNCIAS	243
	APÊNDICE A – FIGURAS ADICIONAIS.....	277
	APÊNDICE B – FIGURAS ADICIONAIS.....	284

1 INTRODUÇÃO

Questões relacionadas à disposição final e ao tratamento de resíduos sólidos urbanos constituem um dos mais graves problemas da sociedade contemporânea, representando o maior percentual de desperdícios, motivo que constitui um fator de crescente preocupação (RUSSO, 2003). No contexto mundial, até pouco mais de um século atrás, pequena importância era dada à questão dos resíduos sólidos, ainda nesse panorama, os países desenvolvidos, especialmente os europeus, tiveram um grande avanço nessa questão nos últimos 25 anos. Tal motivação se deu por meio de políticas e legislações mais rigorosas e avançadas, que incentivaram o desenvolvimento e a implementação de tecnologias de tratamento e proporcionaram melhora significativa na gestão dos resíduos sólidos urbanos (RSU).

No Brasil, a partir do estabelecimento da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), promulgada pela Lei Federal 12.305 em agosto de 2010 e regulamentada pelo Decreto 7.404, em 23 de dezembro de 2010, tem-se um marco histórico na gestão de resíduos sólidos no país, não apenas por seu status de política nacional, mas fundamentalmente pelos avanços conceituais e técnicos e as importantes conquistas socioambientais que a PNRS representa.

Segundo Massukado (2008), o aterramento dos resíduos sólidos orgânicos gera despesas que poderiam ser evitadas, ou seja, se a matéria orgânica fosse separada na fonte e encaminhada para um tratamento específico. A matéria orgânica é a fração dos resíduos sólidos que apresenta maior biodegradabilidade e devido a isso contribui para a disseminação de problemas ambientais e de saúde pública. No Brasil, dentre os resíduos sólidos urbanos (RSU) gerados diariamente, a fração orgânica compreende mais da metade em massa, sendo que normalmente é co-disposta com os demais tipos de resíduos em lixões e aterros sanitários. Portanto, evitando-se o depósito da fração orgânica em aterro sanitário, permite-se aumentar a sua vida útil ou que sejam construídos aterros sanitários de menor porte. Além disso, pode contribuir para a diminuição dos gases de efeito estufa (GEE) e ainda para a diminuição da geração de lixiviados, que possuem elevado potencial para a poluição de águas superficiais e subterrâneas.

Outra problemática que deve ser enfrentada é a geração de lodos de estação de tratamentos de esgotos (ETE). Os resíduos provenientes de ETE, usualmente denominados lodos de ETE, também apresentam dificuldades em seu gerenciamento. Para exemplificar: o tratamento de esgoto atingiu apenas 40,8 % da população urbana em 2014 (SNSA, 2016), e

decorrente disso a produção de lodo no Brasil chegou ao número de 1,11 Mt Bbs/ano, no entanto, a maior parte desse montante não foi tratada (ALVES, 2016).

Na gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos, a PNRS estabelece a seguinte ordem de prioridade: não geração, redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos – preferencialmente, aliado ao uso de tecnologias visando à recuperação energética – e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, ou seja, quando demonstrada a inviabilidade para o aproveitamento dos resíduos (BRASIL, 2010).

Dentre as problemáticas relatadas, destaca-se a emissão do gás metano. Embora seja responsável por crescente parcela das emissões de GEE no mundo, esse gás detém um elevado potencial calorífico, tornando seu uso energético atrativo, seja para geração de energia elétrica, energia térmica, como biocombustível veicular (biometano) e/ou para injeção na rede de gás natural, mitigando os efeitos dos GEE.

Sob essa perspectiva, o uso de resíduos sólidos orgânicos como fonte de energia renovável tem sido considerado fundamental no país, por associar o adequado tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) com a mitigação dos efeitos dos GEE e a diversificação da matriz energética. No Brasil, cerca de 64 % da energia elétrica gerada é derivada de recursos hídricos (EPE, 2016) e por volta de 34,3 MtCO₂ foram gerados a partir da biodegradação da FORSU gerando, portanto GEE (OC/SEEG, 2017). Tornando a utilização desses resíduos fonte de energia e consequentemente um fator de preservação ambiental.

Frente à corrente problemática de escassez hídrica e de mudanças climáticas e a grande geração de GEE promovida pela disposição da FORSU, faz-se necessário o desenvolvimento de tecnologias modernas, ou seja, as de baixa emissão de carbono, que contribuam para a diversificação da matriz energética nacional, baseada no uso das energias renováveis. Alternativas que possuem flexibilidade operativa e capacidade de armazenamento podem ser fundamentais para o desenvolvimento de fontes renováveis intermitentes, como a energia promovida pela geração do biogás.

Dentre as formas de tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), a compostagem é mais utilizada no Brasil, no entanto, nas últimas décadas, o processo de biometanização de resíduos sólidos orgânicos de origens diversas vem se intensificando pela bioestabilização da matéria orgânica e, simultaneamente, pela produção do biogás rico em metano (CH₄) que pode ser aproveitado energeticamente.

Para melhor desempenho no processo de biometanização tem-se utilizado cada vez mais a alternativa da co-digestão (MATA-ALVAREZ et al., 2014). O princípio básico da co-digestão consiste em equilibrar diversos parâmetros em uma mistura de substratos selecionados.

Esse equilíbrio envolve características qualitativas e quantitativas dos resíduos provenientes de diferentes fontes. O caráter quantitativo de um componente individual influencia indiretamente na qualidade do meio reacional (MONTUSIEWICZ; LEBIOCKA; PAWLOWSKA, 2008).

Além de rendimentos mais elevados de biogás, devido a efeitos sinérgicos positivos sobre os micro-organismos, a co-digestão apresenta outros benefícios, tais como: diluição de substâncias tóxicas provenientes de qualquer um dos substratos envolvidos; melhor equilíbrio de nutrientes; redução da deficiência de macro e micronutrientes; melhor estabilidade do processo; aumento do conteúdo de umidade exigido pelo biometanizador (MATA-ALVAREZ; MACÉ; LLABRÉS, 2000; MONTUSIEWICZ; LEBIOCKA, 2011).

A partida de um biometanizador, muitas vezes, requer o uso de estratégias para otimização de seu funcionamento, como por exemplo a utilização da co-digestão. Durante a biometanização, o inóculo necessita de ambientes adequados para o seu crescimento e estabelecimento de sua população para em seguida obter um maior rendimento de biogás no processo. Ao iniciar o biometanizador pela primeira vez, o digestor necessita ser inoculado com micro-organismos imprescindíveis para o processo anaeróbio. Durante a fase de arranque, a população microbiana precisa ser gradualmente aclimatada ao substrato. Isso pode ser alcançado aumentando progressivamente a carga de alimentação, o que permite tempo para atingir uma população equilibrada de micro-organismos.

Em linhas gerais, o sucesso da biometanização depende da escolha do substrato e do inóculo, além disso, fatores como aclimação do inóculo, relação ideal substrato/micro-organismos e controle do processo são essenciais para melhor rendimento do biogás com maior teor de metano.

O que se defende nesta pesquisa é que os resíduos sólidos orgânicos não sejam enviados para os aterros sanitários, mas sim para sistemas anaeróbios (biometanizadores) que permitam um tratamento com aproveitamento energético, sem descumprir as diretrizes da PNRS e cuja disposição final priorize o retorno de nutrientes ao solo, criando um ciclo que sustente a exploração do solo sem seu desgaste irreversível.

Dessa forma, considera-se indispensável o desenvolvimento e a promoção de tecnologias adaptadas a realidade nacional que garanta: o adequado tratamento biológico da FORSU, de forma robusta e com simplicidade operacional garantindo sua autossuficiência energética; disseminando o tratamento descentralizado dos resíduos sólidos orgânicos via co-digestão. Sendo assim, com tecnologias de baixo custo operacional e elevada eficiência energética, os biometanizadores podem se configurar em uma alternativa atraente para pequenas cidades e grandes fontes geradoras de resíduos sólidos orgânicos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar diferentes estratégias para o processo de aclimação dos lodos anaeróbios LE (lodo de estação de tratamento de esgoto) e LA (lodo de lagoa de acúmulo de lixiviados de aterro sanitário) por meio de sucessivas alimentações na decomposição e estabilização da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

2.2 Objetivos específicos

- ✓ Avaliar a produção de biogás por meio dos ensaios de Potencial Bioquímico de Metano (BMP);
- ✓ Avaliar o efeito das relações resíduo/inóculo (R_0/I_0) em função do rendimento de metano;
- ✓ Avaliar a Atividade Metanogênica Específica (AME) dos inóculos ao longo do processo de aclimação;
- ✓ Avaliar parâmetros cinéticos para os tratamentos;
- ✓ Avaliar as mudanças da comunidade microbiana em função das sucessivas alimentações, bem como, das relações resíduo/inóculo (R_0/I_0) em função das estratégias de aclimação;
- ✓ Avaliar qual lodo detém melhores características para a inoculação de biometanizadores alimentados com fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Resíduos Sólidos

Tecnicamente, o que se entende por lixo corresponde-se aos materiais que podem ser reaproveitados, os resíduos, e por materiais que não podem ser aproveitados, os rejeitos, porém, verifica-se que o termo lixo advindo da produção da cultura humana tem uma outra significância. Palavra de origem controversa, conforme muitas fontes este termo vem do latim *lix*, que significa cinzas e está vinculado às cinzas dos fogões (MUCELIN; BELLINI, 2008).

Anteriormente as transformações provocadas pela Revolução Industrial, grande parte dos resíduos domiciliares era composta por restos de alimentos, por cinzas do fogão e da lareira. Os restos de alimentos eram dados aos animais ou usados como adubo, as cinzas eram descartadas e constituíam o lixo. Atualmente, utiliza-se o termo lixo para fazer referência a qualquer material de origem doméstica, agrícola, comercial ou industrial que se descarta porque não ter utilidade, ou ainda por se considerar ultrapassado ou antigo. Outra acepção da palavra lixo, é quando se faz menção ao recipiente ou local que são acondicionados os materiais supracitados (ASSAD, 2016).

No Brasil, a partir do estabelecimento da Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS), promulgada pela Lei Federal 12.305 em agosto de 2010 e regulamentada pelo Decreto 7.404, em 23 de dezembro de 2010, tem-se um marco histórico na gestão de resíduos sólidos no país, não apenas por seu status de política nacional, mas fundamentalmente pelos avanços conceituais e técnicos (esses ainda classificados como desafios) e as importantes conquistas socioambientais que a PNRS representa. Seu texto traz clara definição de resíduos sólidos e, principalmente, a distinção entre os termos resíduo e rejeito, tal situação ocasionou a valorização e agregou, inclusive, valor ao seu significado.

resíduo sólido: material, substância, objeto ou bem descartado, resultante de atividades humanas em sociedade, cuja destinação final se procede, se propõe proceder ou se está obrigado a proceder, nos estados sólido ou semissólido, bem como gases contidos em recipientes e líquidos, cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgoto ou em corpos d'água, ou exijam para isso soluções técnicas ou economicamente inviáveis em face da melhor tecnologia disponível (BRASIL, 2010).

A mesma define ainda os rejeitos como:

resíduos sólidos que, depois de esgotada todas as possibilidades de tratamento e recuperação por processos tecnológicos disponíveis e economicamente viáveis, não apresentem outra possibilidade que não a disposição final ambientalmente adequada (BRASIL, 2010).

O texto em questão claramente discorre sobre o advento da evolução tecnológica e o desenvolvimento de novos processos. Tudo isso levando em conta o pensamento de que certos resíduos, atualmente considerados como rejeitos, sejam aproveitados de acordo com a lei já mencionada. Outra proposta também é que esses resíduos tenham destinação correta, não sendo enviados para aterros sanitários.

A representação da divisão total, essa em conformidade com a lei da PNRS de acordo com sua origem, está demonstrada pela Figura 3.1, sendo complementada pela classificação adotada junto a portaria SMA 045/2015 e os resíduos cemiteriais.

Figura 3.1 - Diagrama de blocos representando a classificação dos resíduos sólidos segundo a origem, conforme a Lei nº 12.305/10

Fonte: Adaptado de SCHALCH; CASTRO; CÓRDOBA (2015)

Dentre as classificações de resíduos sólidos, a PNRS define os resíduos sólidos quanto sua origem e a sua periculosidade. Quanto a origem, isso de acordo com o artigo 13 da PNRS, os resíduos sólidos urbanos (RSU) são definidos como a soma de dois tipos de resíduos. Sendo eles, os domiciliares (RD) – originários de atividades domésticas em residências urbanas; e os de limpeza urbana (RLU), que têm sua origem de varrição, de limpeza de logradouros e de vias públicas, bem como de outros serviços de limpeza urbana (BRASIL, 2010).

3.2 Panorama dos Resíduos Sólidos Urbanos no Brasil

3.2.1 Geração dos RSU

A geração de resíduos sólidos é um problema sobretudo urbano, já que a concentração da população em áreas urbanas é majoritária e ainda apresenta elevado crescimento. Segundo o IBGE (2010), 80 % da população brasileira vive em áreas urbanas. A geração de resíduos sólidos domiciliares está intrinsicamente ligada ao porte da cidade, ou seja, os valores de geração *per capita* aumentam de acordo com a população dos municípios.

O manejo dos resíduos sólidos urbanos no Brasil está frequentemente relacionado às seguintes etapas: geração, acondicionamento, coleta regular, transporte e disposição final. Schalch et al. (2002) apontavam a tímida inclusão de alternativas como coleta seletiva ou processos de compostagem ou de tratamento térmico. Esses voltados, principalmente, a necessidade de integrar todas as atividades em um plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos (PMGIRS). Entretanto, mesmo havendo constatação das necessidades de implantação de gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos gerados nos municípios, acaba-se por vivenciar uma soma de iniciativas desconjuntadas e mal planejadas, dificultando, dessa forma, a operação e a manutenção de programas, que se tornam rapidamente inviáveis (SCHALCH; CASTRO; CÓRDOBA, 2015).

A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico do IBGE (2010) apontou que cerca de um terço dos resíduos sólidos gerados no Brasil ainda tinham como destino lixões e aterros controlados.

Destoando desses números, isso desde o ano de 1954, o ato de realizar a destinação ou disposição ilegal de resíduos sólidos em lixões já era proibida pela Lei nº 2.312 – Normas Gerais sobre Defesa e Proteção da Saúde, posteriormente, no ano de 1981, a Lei nº 6.938 – Política Nacional de Meio Ambiente proibia a existência dos lixões.

Todavia somente entre o período de 1998 a 2010 verificou-se redução na destinação para lixões, principalmente quando analisadas, nesses quesitos, grandes cidades. Essa redução ocorreu no mesmo período em que foi promulgada a Lei nº 9.605/98, a chamada Lei de Crimes Ambientais, a qual discorre no artigo 54 sobre o ato criminoso de causar poluição de qualquer natureza em níveis tais que resultem ou possam resultar em danos à saúde humana. Propõe também discussão sobre a disposição inadequada de resíduos (BRASIL, 1998).

Ainda segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico do IBGE (2010), somente cerca de 27,7 % das unidades de destino final em 2008 eram aterros sanitários e 50,8 %, lixões a céu aberto. Porém, o Instituto de Pesquisas Econômicas Aplicadas – IPEA (2012), avaliou a evolução da disposição final dos RSU entre 2000 e 2008, nesse contexto observou que houve aumento de 120 % na quantidade de resíduos dispostos em aterros sanitários e redução de 18 % na quantidade de resíduos encaminhados para lixões. Todas as regiões tiveram acréscimo na quantidade de resíduos conduzida para aterros sanitários, nesse cenário as regiões Norte e Nordeste aumentaram em quase quatro vezes a quantidade em relação ao ano de 2000. Os municípios de pequeno e médio portes tiveram acréscimos significativos de 370 % e 165 %, respectivamente. Esse fato pode ter ocorrido em função da escassez de locais adequados para disposição dos resíduos nos municípios de grande porte (IPEA, 2012).

Observa-se a evolução da disposição final dos RSU entre 2000 e 2008 pelas informações contidas nas Tabelas 3.1 e 3.2.

Tabela 3.1 – Quantidade de RSU e/ou públicos encaminhados para disposição em solo, considerando apenas lixão, aterro controlado e aterro sanitário (t/dia)

	Lixão		Aterro Controlado		Aterro Sanitário	
	2000	2008	2000	2008	2000	2008
Brasil	45.484,7	37.360,80	33.854,3	36.673,2	49.614,5	110.044,4
<i>Estrato populacional</i>						
Municípios pequenos	34.533,1	32.504,3	10.405,9	14.067,9	6.878,4	32.420,5
Municípios médios	10.116,6	4.844,5	15.252,5	17.278,3	17.105,8	45.203,4
Municípios grandes	832,0	12,0	7.922,9	5.327,0	25.630,3	32.420,5
<i>Macrorregião</i>						
Norte	6.148,5	4.892,5	3.221,8	4.688,2	1.350,2	4.540,6
Nordeste	20.579,6	23.461,5	6.113,1	6.819,0	6.714,9	25.246,6
Sudeste	11.521,0	3.636,2	15.685,6	16.767,0	32.568,4	61.576,8
Sul	4.645,8	1.432,8	4.698,8	3.485,0	5.882,1	15.293,1
Centro-Oeste	2.589,8	3.937,8	4.135,0	4.914,0	3.098,9	3.387,3

Fonte: IPEA (2012)

Verifica-se aumento no número de unidades de disposição no solo em aterros sanitários e aterros controlados, ao mesmo tempo em que se reduz o número de lixões. Tanto os municípios de pequeno porte quanto aqueles de médio e grande portes reduziram o número de lixões, por outro lado demonstra a quantidade aumentada de novos aterros sanitários, sendo quase o dobro em municípios de pequeno porte. Em 2000, 68 % das unidades de disposição no solo correspondiam aos lixões, 18 % aos aterros controlados e 14 % aos aterros sanitários. Em 2008, 49 % das unidades de disposição no solo eram lixões, 22 % aterro controlado e 29 % aterros sanitários (IPEA, 2012).

Tabela 3.2 – Número de unidades de destino considerando apenas disposição no solo em lixão, aterro controlado e aterro sanitário

	Lixão		Aterro Controlado		Aterro Sanitário	
	2000	2008	2000	2008	2000	2008
Brasil	4.642	2.906	1.231	1.310	931	1.723
<i>Estrato populacional</i>						
Municípios pequenos	4.507	2.863	1.096	1.226	773	1.483
Municípios médios	133	42	130	78	125	207
Municípios grandes	2	1	5	6	33	33
<i>Macrorregião</i>						
Norte	430	388	44	45	19	45
Nordeste	2.273	1.655	142	116	77	157
Sudeste	1.040	317	475	807	463	645
Sul	584	197	466	256	280	805
Centro-Oeste	315	349	104	86	92	71

Fonte: IPEA (2012)

Segundo a PNSB 2008 (IBGE, 2010), 97 % dos resíduos domiciliares e/ou públicos gerados no Brasil são coletados, sendo que a abrangência de coleta chega a 90 % dos domicílios. Entretanto, do total coletado, somente 58 % são tratados ou destinados de forma ambientalmente adequada, já os 39 % restantes são destinados de forma inadequada: 20 % vão para os 1.226 aterros controlados, e 19 % para os 2.863 lixões espalhados pelo território brasileiro. Outra informação relevante, trazida pelo Plano Nacional de Resíduos Sólidos (PLANRS), é que 98 % dos lixões existentes concentram-se nos municípios de pequeno porte e 57 % estão no Nordeste (BRASIL, 2012).

O dado da abrangência em 90 % dos domicílios, mas com coleta de 97 % do que é gerado demonstra duas possibilidades. A primeira é a ocorrência de apenas 3 % não ser coletado, em contrapartida com seu alcance de 90 %, isso pode significar a existência de uma maior abrangência de coleta nos grandes municípios, que possuam grandes quantidades de

resíduos. Por outro lado, também pode ter sido gerada uma falha nos dados coletados na pesquisa, o que é provável devido à falta de padronização na coleta ou falha de interpretação e auditoria da informação. Outro fator é que os 90 % de abrangência pode não considerar os resíduos de repartições públicas, RLU, RCC, dentre outros resíduos públicos que compõem os resíduos sólidos urbanos, além daqueles classificados como domiciliares (MEIRELES, 2015).

Com a demonstração dessa relação pode-se verificar que das 189 mil toneladas de resíduos sólidos geradas diariamente (IBGE, 2010) 184 mil são coletadas. Sendo que dessas, 74 mil são dispostas em lixões ou aterros controlados que, somadas ao que não é coletado, resultam no montante de 79 mil toneladas por dia, as quais não possuem destinação ambientalmente adequada no Brasil. O cenário construído por todos esses dados representa o montante de 30 milhões de toneladas de resíduos por ano sendo disposta em solos, cursos d'água, pontos de acúmulo e outros locais indevidos (MEIRELES, 2015).

Com alcance nacional, o SNIS se utiliza de dados amostrais. Apesar de não ter caráter censitário, o SNIS vem reduzindo expressivamente a parcela de municípios ausentes ou sem informação nesse âmbito. Desde a primeira coleta, em 2002, o SNIS realizava suas pesquisas selecionando municípios para compor suas amostras. A partir de 2009, passou a ser obrigatória a participação de todos os municípios brasileiros, como condição para acesso a recursos de investimentos em programas do Ministério das Cidades podendo ser verificado pelo histórico de participação dos municípios nos diagnósticos do SNIS (Tabela 3.3) (MEIRELES, 2015). Desde então, é obrigatória a adimplência do município junto ao SNIS, verificado por intermédio de atestado de regularidade com o fornecimento de dados, emitido pelo Ministério das Cidades na forma, conteúdo, periodicidade e prazo estipulados por esse sistema (SNIS, 2017).

De acordo com as informações referentes a 2015, essas constantes no Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (2017), a massa total coletada é estimada em 62,5 milhões de toneladas de resíduos domiciliares e de limpeza pública, que corresponde ao valor de 171.239 t/dia. Desse montante, 60,9 % eram dispostas em aterros sanitários, 11,5 % em aterros controlados, 10,1 % em lixões e 2,3 % encaminhados para unidades de triagem e de compostagem, restando então uma parcela de 15,4 % sem informação, a qual se refere, sobretudo aos pequenos municípios de até 30 mil habitantes.

Tendo como fonte de análise a Tabela 3.3, verifica-se a realidade de falta de dados, a partir dos percentuais de municípios participantes, pode-se relacionar também a correspondência populacional nos Diagnósticos de Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos do SNIS, tendo como referência o total de municípios do Brasil em cada ano do diagnóstico. Sendo assim, no período entre 2002 a 2008, anos em que a pesquisa era opcional e a amostra_por

municípios convidados, o índice de participação dos municípios demonstrou crescimento de 2,2 % para 9,4 %, ficando evidente a pequena representatividade do diagnóstico. Já a abrangência da população em relação ao seu total nos anos de 2002 a 2008 pode ser notada, mesmo com número baixo de municípios participantes, a população total abordada em 2008 constituía-se de 57,8 % o que indica a pequena participação dos municípios de pequeno porte aderidos ao SNIS.

Tabela 3.3 – Histórico de participação dos municípios nos diagnósticos do SNIS

Ano do diagnóstico	Amostragem (IBGE)	
	Municípios participantes	População total (habitantes)
2002	2,2 %	31,6 %
2003	3,4 %	39,6 %
2004	4,1 %	41,6 %
2005	4,4 %	42,2 %
2006	6,2 %	53,2 %
2007	7,5 %	53,3 %
2008	9,4 %	57,8 %
2009	35,3 %	63,0 %
2010	37,2 %	66,9 %
2011	37,7 %	67,7 %
2012	54,6 %	76,6 %
2013	64,1 %	80,8 %
2014	67,6 %	82,8 %
2015	63,2 %	79,4 %

Fonte: Elaborado a partir de SNIS (2004 - 2017) e MEIRELES (2015)

Nota-se que o número de municípios participantes aumentou bruscamente a partir de 2009, quando o preenchimento diagnóstico tornou-se obrigatório para adimplência com o SNIS e recebimento de recursos federais.

O aumento gradativo no número de municípios com adesão ao SNIS foi relatado até o ano de 2014 contando com 67,6 % de participação no total dos municípios brasileiros, constituindo 82,8 % da população. A partir do relatório do SNIS (2017) representando o ano de referência da coleta de dados em 2015, evidenciou-se uma ligeira queda da porcentagem municípios participantes do SNIS, isso demonstra que determinados municípios, que responderam o SNIS no ano de 2014, não atualizaram suas informações para o ano seguinte. Mesmo com o número crescente de dados obtidos, ainda assim, a realidade é marcada pela escassez e falta de confiabilidade dos dados que são encaminhados a esse sistema.

De acordo com informações coletadas pela Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais – ABRELPE, entre os anos de 2008 a 2016, pode-se verificar a geração de RSU em relação à taxa de crescimento populacional no país para o mesmo período, conforme demonstrado na Tabela 3.4.

Tabela 3.4 – Geração de RSU no Brasil entre 2008 e 2016

Ano	Geração de RSU (t/ano)	População urbana total (habitantes)	Geração de RSU <i>per capita</i> (kg.hab⁻¹.ano⁻¹)
2008	52.933.296	157.072.094	337,0
2009	57.011.136	158.657.883	359,4
2010	60.868.080	160.879.708	378,4
2011	61.936.368	162.318.568	381,6
2012	62.730.096	163.713.417	383,2
2013	76.387.200	201.062.789	379,9
2014	78.583.405	202.799.518	387,5
2015	79.889.010	204.528.955	390,6
2016	78.257.825	206.165.187	379,6

Fonte: Elaborado a partir de ABRELPE (2009 - 2017)

De acordo com os dados informados pela Tabela 3.4 pode-se verificar que entre os anos de 2008 a 2016 houve aumento de 32,4 % da geração de RSU, índice superior à taxa de crescimento populacional no país no mesmo período, chegando ao número de 23,8 %.

Outro importante dado demonstrado é a geração *per capita*, índice que também obteve aumento significativo no período abordado com 11,2 % de aumento na geração de quilo de RSU por habitante/ano. Essa situação ilustra um cenário preocupante para o futuro, tendo em vista que quanto maior a população, consequentemente, maior será a geração de resíduos sólidos urbanos, além do mais, o crescente aumento da geração *per capita* intensifica esse fator de acréscimo da quantidade gerada.

3.2.2 Formas de disposição final dos RSU

Um dos maiores desafios com que se defronta a sociedade moderna é a disposição final ambientalmente adequada e segura dos resíduos sólidos urbanos. Um dos maiores problemas em cidades densamente urbanizadas, especialmente nas regiões metropolitanas, é a falta de locais apropriados para dispor os resíduos sólidos (JACOBI; BENSEN, 2011).

A disposição final ambientalmente adequada consiste na distribuição ordenada de rejeitos em aterros sanitários, observando normas operacionais específicas de modo a evitar danos ou riscos à saúde pública e à segurança, bem como minimizar os impactos ambientais adversos (BRASIL, 2010).

As estratégias de gestão para os resíduos sólidos gerados devem ser realizadas durante a formulação do plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos (PMGIRS) para, posteriormente, serem implementadas e geridas como demonstrado na Figura 3.2.

Figura 3.2 - Modelo de gestão para resíduos domiciliares

Fonte: Adaptado de SCHALCH; CASTRO; CÓRDOBA (2015)

A disposição final dos RSU no Brasil é feita de duas formas: em sua forma inadequada utilizam-se os lixões e os aterros controlados, já na forma ambientalmente adequada são utilizados os aterros sanitários. Os lixões e os aterros controlados são métodos de disposição final inadequados, isso por gerarem impactos consideráveis ao meio ambiente. Outra situação é que o termo aterro controlado é utilizado de maneira errônea, muitas vezes utilizado para nomear um local intermediário entre um lixão e um aterro sanitário. Nesse caso, será proposta breve explanação das temáticas: lixões e aterros sanitários.

3.2.2.1 Lixão

Segundo Jardim et al. (2000) o lixão constitui uma forma inadequada de disposição final de resíduos sólidos, que se caracteriza na simples descarga sobre o solo, não se utilizando medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública como a utilização de impermeabilização do solo, cobertura dos resíduos e drenagem de líquidos percolados ou gases gerados. No local, não há controle do recebimento dos resíduos em relação a sua caracterização física e nem sua quantidade.

Nos lixões, além da total falta de controle de descarte, destacam-se outros problemas, dentre eles: a inexistência de proteções da base, bem como de proteções superficiais, essas favorecem a infiltração da água da chuva e, conseqüentemente, a geração de lixiviados percolados no solo, situação que comina na contaminação dos aquíferos subterrâneos ou os corpos hídricos superficiais. Os resíduos sólidos depositados nesses locais permanecem em céu aberto, favorecendo a proliferação de maus odores e vetores de doenças, tais como: insetos, roedores e aves.

A PNRS estipulou como limite o ano de 2014 para o fim dos lixões. No entanto, a aplicação dessa lei até o momento apresenta-se desafiadora, estando o país muito aquém das metas estabelecidas no próprio marco legal ou mesmo no Plano Nacional de Resíduos Sólidos.

Algumas das consequências do atraso brasileiro na observância da gestão de resíduos sólidos foram explicitadas pelo governo federal em fevereiro de 2016, quando a Comissão de Desenvolvimento Regional e Turismo (CRT) do Senado avaliou o Plano Nacional de Resíduos Sólidos como “fracassado”, uma vez que a PNRS estabeleceu um prazo de quatro anos para a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (AGÊNCIA SENADO, 2016).

As metas impostas pelo Plano Nacional de Resíduos Sólidos não foram totalmente concretizadas, tendo em vista que o prazo para a erradicação dos lixões terminou em 03 de agosto de 2014, e cerca de 60 % dos municípios ainda usam essa forma de disposição final (MESQUITA, 2014).

O Projeto de Lei nº 2289/2015, aprovado no Senado e em tramitação na Câmara dos Deputados, estipula o prazo até 31 de julho de 2018 para capitais e regiões metropolitanas se adequarem; até 31 de julho de 2019 para municípios com população superior a 100 mil habitantes; até 31 de julho de 2020 para municípios com população entre 50 mil e 100 mil habitantes e até 31 de julho de 2021 para aqueles com população inferior a 50 mil habitantes.

3.2.2.2 Aterro Sanitário

O aterro sanitário é a forma de disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos no solo. Segue critérios de engenharia e normas operacionais específicas, proporcionando o confinamento seguro dos mesmos, sem causar danos à saúde pública e à sua segurança, minimizando os impactos ambientais. Os critérios de engenharia definem-se na impermeabilização prévia do solo e em projetos de sistemas de drenagem periférica e superficial para a minimização de entrada de águas de chuva, de drenagem de fundo para a coleta de lixiviado, de sistema de tratamento para o lixiviado drenado, de drenagem e queima ou reaproveitamento dos gases gerados durante o processo de bioestabilização da matéria orgânica (ABNT, 1992; BIDONE; POVINELLI, 1999).

Existem dois tipos de aterros sanitários que podem ser implantados: o aterro sanitário de pequeno porte e o aterro sanitário de médio e grande porte dependendo de sua capacidade de recebimento diária (t/dia) (Figura 3.3).

O aterro sanitário de pequeno porte é caracterizado por ser um empreendimento para a disposição de rejeitos no solo, com recebimento de até 20 t/dia ou menor carga, quando definido por legislação local – em que considerados os condicionantes físicos locais – a concepção do sistema possa ser simplificada, adequando os sistemas de proteção ambiental sem prejuízo da minimização dos impactos ao meio ambiente e à saúde pública. É projetado segundo orientações da norma NBR 15849 (ABNT, 2010), que prevê os mesmos sistemas de proteção ambiental dos aterros sanitários de maior porte, como coleta de gás, dreno de percolados e de águas pluviais. O licenciamento ambiental também se dá de forma simplificada, conforme a Resolução CONAMA nº 404/2008.

O aterro sanitário de médio e grande porte compõe-se, portanto, de uma instalação adequada para a disposição final dos rejeitos, isso em quantidades superiores a 20 t/dia. O projeto de um aterro sanitário de médio e grande porte deve seguir as orientações técnicas da norma NBR 13896/97, e ter seu projeto apresentado conforme orientações da norma NBR 8419/92.

No Estado de São Paulo, a normatização dos procedimentos para o licenciamento ambiental foi estabelecida pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente (SMA) por meio da Resolução 42/94, posteriormente modificada pela resolução SMA 54/2004, e posteriormente revogada pela Resolução SMA nº 49/2014, que institui dois instrumentos preliminares para a exigência ou dispensa do EIA e do RIMA: o Relatório Ambiental Preliminar – RAP (Tabela 3.5) e o Termo de Referência – TR (SCHALCH et al., 2002). O RAP é o documento básico

para o licenciamento ambiental e fundamenta a decisão do órgão ambiental sobre a exigência ou dispensa de EIA/RIMA.

O Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) é um documento que reflete as conclusões do EIA. Deve ser apresentado de forma clara e objetiva, facilitando sua compreensão. Assim, todas as informações do RIMA devem ser apresentadas em linguagem acessível e ser ilustradas por mapas, quadros, gráficos e outras formas de comunicação visual, de modo que a sociedade em geral possa “entender as vantagens e desvantagens do projeto, bem como todas as consequências ambientais de sua implementação” (BRASIL, 1986).

Tabela 3.5 – Documentos necessários segundo a capacidade do aterro sanitário

Tipos de Aterros Sanitários	Quantidade diária recebida no aterro sanitário	Documentos necessários
Pequeno porte	Até 20 t/dia	RAP
Médio porte	De 20 a 100 t/dia	RAP ou EIA/RIMA
Grande porte	Acima de 100 t/dia	EIA/RIMA

Fonte: adaptado de SCHALCH; CASTRO; CÓRDOBA (2015)

Figura 3.3 – Aterro Sanitário a) Aterro Fazenda Guaporé São Carlos-SP; b) Aterro sanitário de pequeno porte com disposição em valas

Fonte: SCHALCH; CASTRO; CÓRDOBA (2015)

3.2.3 Caracterização dos RSU gerados

A composição dos RSU pode variar principalmente no que se refere aos hábitos culturais, sociais e a situação econômica de cada população.

Sua caracterização fornece informações qualitativas e quantitativas, as quais são essenciais para determinação das tecnologias de tratamento a serem empregadas em cada

localidade. A Figura 3.4 demonstra a composição gravimétrica dos resíduos sólidos coletados no Brasil, segundo o diagnóstico dos RSU, realizado pelo IPEA (2012).

Figura 3.4 – Estimativa da composição gravimétrica dos RSU no Brasil

Fonte: Adaptado de IPEA (2012)

Na Tabela 3.6 está descrita a composição gravimétrica dos RSU de algumas cidades brasileiras. Ressalta-se, pelos valores apresentados, a grande variabilidade entre as frações dos diversos constituintes dos RSU entre uma cidade e outra. Dessa forma, deve-se evitar o uso de valores médios nacionais ou até mesmo regionais em estudos para não se incorrer em erros. Portanto, é importante cada município ter sua própria caracterização, pois é a partir dessa que muitas decisões poderão ser tomadas, principalmente no que se refere à escolha da viabilidade técnica e econômica para a tecnologia empregada no tratamento dos resíduos gerados.

A caracterização dos RSU pela administração municipal é estratégica, pois permite planejar o sistema de coleta, tratamento e destinação final. No caso da implantação de programas de coleta seletiva, o conhecimento da composição dos resíduos permite um melhor dimensionamento das centrais de triagem e suas áreas de descarga, triagem e acondicionamento dos materiais recicláveis. Com relação à FORSU, fração de interesse deste trabalho, observa-se uma variabilidade relevante, desde 38,42 % até 78,92 %, e, dependendo da fração dos recicláveis, as variações são ainda maiores, como por exemplo, para o papel e papelão, que variam de 2,51 % a 28,0 %.

Tabela 3.6 – Caracterização dos RSU de algumas cidades brasileiras

Cidade	Geração <i>per capita</i> (kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)	Composição (%)						População Aproximada (hab) (ano)
		FORSU	Papel e papelão	Plásticos	Metais	Vídeos	Outros* e rejeitos	
Aquidauana – MS ⁽¹⁾	0,52	72,67	3,46	5,29	1,85	1,70	14,98	33.816 (2000)
Araraquara – SP ⁽²⁾	0,75	54,14	6,27	17,61	1,77	1,17	6,03	206.573 (2012)
Barra de São Miguel – PB ⁽³⁾	0,605	55,10	18,93	7,65	0,84	1,23	16,25	2.364 (2010)
Barreiras – BA ⁽⁴⁾	<i>ni</i>	63,8	8,9	11,3	2,0	3,8	13,70	137.428 (2010)
Belém – PA ⁽⁵⁾	0,73	45,89	17,06	14,98	2,65	1,52	17,91	1.405.871 (2005)
Bela Vista – GO ⁽⁶⁾	0,70	52,9	19,0	18,76	3,75	1,93	3,66	13.770 (2005)
Betim – MG ⁽⁷⁾	0,557	52,12	10,76	9,85	1,82	3,18	20,45	375.331 (2010)
Blumenau – SC ⁽⁸⁾	0,58	46,45	10,23	13,68	4,22	3,71	23,55	261.808 (2002)
Botucatu – SP ⁽⁹⁾	0,48	74,11	7,61	8,41	3,86	1,99	4,02	100.826 (1997)
Cáceres – MT ⁽¹⁰⁾	0,55	60,45	9,27	13,16	2,41	3,23	11,48	84.175 (2007)
Caçu – GO ⁽¹¹⁾	0,68	54,9	12,4	19,4	3,3	3,5	6,5	14.603 (2014)
Caldas Novas – GO ⁽¹²⁾	0,72	58,61	13,36	12,76	2,14	1,62	12,73	57.975 (2004)
Campina Grande – PB ⁽¹³⁾	0,67	75,44	4,12	7,88	1,10	1,26	10,21	355.331 (2005)
Campinas – SP ⁽¹⁴⁾	0,87	56,5	16,2	16,3	1,1	1,3	8,6	1.080.113 (2010)
Campo Mourão – PR ⁽¹⁵⁾	0,765	42,51	15,98	13,92	3,99	2,54	21,06	82.757 (2014)
Curitiba – PR ⁽¹⁶⁾	0,58	47,9	16,0	17,8	2,0	4,7	11,6	1.757.904 (2005)
Florianópolis – SC ⁽¹⁷⁾	0,97	46,35	14,22	14,92	2,52	4,10	17,89	342.315 (2002)
Fortaleza – CE ⁽¹⁸⁾	0,74	50,3	7,2	13,2	2,5	2,0	24,8	2.141.402 (2000)
Hidrolândia – GO ⁽¹⁹⁾	0,47	64,18	10,59	15,79	3,08	2,12	4,26	14.860 (2004)
Irati-PR ⁽²⁰⁾	0,70	42,83	10,08	16,12	1,78	1,97	27,24	44.909 (2010)
Ijuí –RS ⁽²¹⁾	0,79	65,0	17,0	11	1,0	1,0	5,0	71.557 (2010)
Itaúna – MG ⁽²²⁾	0,705	54,1	8,45	7,22	1,05	0,88	28,3	85.463 (2010)
Jaú-SP ⁽²³⁾	0,64	49,4	4,7	10,6	3,0	2,7	29,5	131.050 (2010)
Jesuítas – PR ⁽²⁴⁾	0,66	52,0	28,0	10,0	3,0	4,0	3,0	6.070 (2010)
Leopoldina – MG ⁽²⁵⁾	0,42	48,14	14,55	16,50	2,05	1,39	17,37	39.399 (2004)
Maceió – AL ⁽²⁶⁾	0,87	56,6	8,9	13,5	1,7	1,3	18,0	272.993 (2000)
Maria da Fé – MG ⁽²⁷⁾	0,49	55,6	11,1	12,2	5,60	2,80	12,7	14.216 (2010)

(Continua)

(Continuação)								
Cidade	Geração per capita (kg.hab ⁻¹ .dia ⁻¹)	Composição (%)						População Aproximada (hab) (ano)
		FORSU	Papel e papelão	Plásticos	Metais	Vidros	Outros* e rejeitos	
Maringá – PR ⁽²⁸⁾	0,84	52,15	17,65	13,48	5,01	3,12	8,59	289.000 (2001)
Marília – SP ⁽²⁹⁾	0,79	57,0	16,0	13,0	4,0	4,0	6,0	220.000 (2009)
Mamborê – PR ⁽³⁰⁾	0,835	54,0	15,6	16,8	4,2	2,0	7,4	13.961 (2014)
Nova Iguaçu – RJ ⁽³¹⁾	0,98	38,42	18,12	17,68	2,2	0,78	22,8	767.505 (2010)
Nova Ponte – MG ⁽³²⁾	0,55	40,46	8,81	10,71	0,76	1,11	37,97	10.991 (2010)
Novo Hamburgo – RS ⁽³³⁾	0,75	57,13	12,69	14,82	2,1	3,61	9,64	243.286 (2014)
Palmas – TO ⁽³⁴⁾	0,90	69,1	10,2	11,4	2,2	0,5	6,8	228.332 (2010)
Parintins – AM ⁽³⁵⁾	1,56	50,97	13,85	23,97	1,79	ni	9,42	110.411 (2014)
Pato Branco – PR ⁽³⁶⁾	0,48	49,65	16,74	13,70	1,89	1,33	16,68	67.302 (2005)
Piracicaba – SP ⁽³⁷⁾	0,74	78,92	2,51	9,63	1,88	2,08	4,99	364.671 (2011)
Paranavaí – PR ⁽³⁸⁾	0,72	40,21	16,39	17,36	5,02	5,01	16,01	79.110 (2007)
Porto Alegre – RS ⁽³⁹⁾	0,78	57,27	11,62	11,23	1,46	2,56	4,53	1.412.135 (2011)
Poxoréu – MT ⁽⁴⁰⁾	0,70	63,0	12,0	12,0	3,0	4,0	6,0	11.900 (2010)
Santa Bárbara do Leste-MG ⁽⁴¹⁾	0,57	63,8	9,3	9,5	3,8	1,3	12,3	3.214 (2005)
São Carlos – SP ⁽⁴²⁾	0,68	59,08	6,44	10,47	1,31	1,67	21,03	210.370 (2006)
São Paulo – SP ⁽⁴³⁾	1,10	57,5	11,1	15,9	1,5	1,8	12,2	11.000.000 (2010)
Varjão – DF ⁽⁴⁴⁾	0,433	57,24	13,02	12,44	1,86	1,17	14,25	8.000 (2000)
Vitória – ES ⁽⁴⁵⁾	0,426	53,10	19,2	11,7	3,25	2,69	10,07	272.993 (1996)
Média simples	0,723	55,55	12,3	13,3	2,54	2,25	13,71	

OBS: *ni* = não informado; (*) Visando padronizar a tabela itens como: trapos, couros, madeiras, borrachas, tetra pak, etc. foram incorporados aos *outros*.

Nota: ⁽¹⁾ Leme e Joia; ⁽²⁾ Brunetti Junior (2013); ⁽³⁾ Araújo et al. (2015); ⁽⁴⁾ Carvalho et al. (2011); ⁽⁵⁾ Carneiro (2006); ⁽⁶⁾ Marques Júnior e Pasqualetto (2005); ⁽⁷⁾ Betim (2015); ⁽⁸⁾ Pinheiro; Polz (2002); ⁽⁹⁾ Oliveira (1997); ⁽¹⁰⁾ Alcântara (2010); ⁽¹¹⁾ Souza; Araújo (2014); ⁽¹²⁾ Andrade; Prado (2004); ⁽¹³⁾ Oliveira et al. (2005); ⁽¹⁴⁾ Campinas (2012); ⁽¹⁵⁾ Gasques (2015); ⁽¹⁶⁾ Tavares (2007); ⁽¹⁷⁾ Comcap (2012); ⁽¹⁸⁾ Lessa (2008); ⁽¹⁹⁾ Carvalho (2005); ⁽²⁰⁾ Padilha (2012); ⁽²¹⁾ Dellepiane et al (2017); ⁽²²⁾ Moura; Lima; Archanjo (2012); ⁽²³⁾ Rezende et al. (2013); ⁽²⁴⁾ Sousa (2014); ⁽²⁵⁾ Faria (2005); ⁽²⁶⁾ Tavares (2008); ⁽²⁷⁾ Alkmin e Ribeiro Júnior (2017); ⁽²⁸⁾ Barros Júnior; Tavares; Barros (2003); ⁽²⁹⁾ Grego; Schoenhals (2009); ⁽³⁰⁾ Galdino; Martins (2015); ⁽³¹⁾ Soares (2011); ⁽³²⁾ Siqueira et al. (2015); ⁽³³⁾ Waskow (2015); ⁽³⁴⁾ Coelho et al. (2011); ⁽³⁵⁾ Picanço et al. (2014); ⁽³⁶⁾ Tabalipa e Fiori (2006); ⁽³⁷⁾ Mazzonetto et al. (2016); ⁽³⁸⁾ Nagashima et al. (2011); ⁽³⁹⁾ Porto Alegre (2013); ⁽⁴⁰⁾ Prado e Mattos (2014); ⁽⁴¹⁾ Soares (2009); ⁽⁴²⁾ Frésca (2007); ⁽⁴³⁾ Agostinho (2013); ⁽⁴⁴⁾ Freitas (2006); ⁽⁴⁵⁾ Braga; Nóbrega; Henriques (2000).

Fonte: Elaborado a partir de SILVA (2016)

3.3 Iniciativas de destinação final dos resíduos sólidos no Brasil sob a ótica da PNRS

Após sete anos da implementação da Política Nacional de Resíduos Sólidos, verifica-se moroso avanço. Com a implementação da PNRS, também surgiu incentivo para a utilização de alternativas para o tratamento dos resíduos sólidos, onde em seu artigo 7, inciso XIV indica que devesse buscar:

“incentivo ao desenvolvimento de sistemas de gestão ambiental e empresarial voltados para a melhoria dos processos produtivos e ao reaproveitamento dos resíduos sólidos, incluídos a recuperação e o aproveitamento energético;”

Algumas iniciativas estão sendo tomadas com relação ao tratamento dos resíduos sólidos principalmente aliados à sua recuperação energética. Possibilitando inegável oportunidade para o setor de energias renováveis, levando em conta que 64 % da matriz energética no país é suprida pela hidroeletricidade (Figura 3.5).

Figura 3.5 – Matriz energética no Brasil em 2015

Nota: ¹ Inclui gás de coqueria; ² Inclui importação; ³ Inclui lenha, bagaço de cana, lixo e outras recuperações.

Fonte: Balanço Energético Nacional (2016)

A hidroeletricidade tem sido a principal fonte de geração do sistema elétrico brasileiro por várias décadas, tanto pela sua competitividade econômica quanto pela abundância deste recurso energético a nível nacional. Trata-se de uma tecnologia madura e confiável que, no

atual contexto de maior preocupação com as emissões de gases de efeito estufa, apresenta a vantagem adicional de ser uma fonte renovável de geração (TOLMASQUIM, 2016).

Apesar das inúmeras vantagens, a hidroeletricidade enfrenta hoje dificuldades para sua expansão devido aos seus impactos socioambientais negativos (geralmente associados às áreas alagadas por seus reservatórios) e, para projetos hidrelétricos de grande porte, o financiamento dos elevados investimentos necessários para sua construção (TOLMASQUIM, 2016).

Se por um lado existem desafios para a construção de novas usinas hidrelétricas, por outro lado, em função de sua flexibilidade operativa e capacidade de armazenamento, podem ser fundamentais para o desenvolvimento de fontes renováveis intermitentes como a energia promovida pela geração do biogás.

A ciência tem estudado intensamente os gases: propondo uma nova matriz energética com predominância de fontes renováveis de energia, situação que atenuaria os efeitos danosos dos combustíveis fósseis. O pesquisador inglês Robert Hefner III, autor do livro *A Era dos Gases*, demonstrou como a matriz energética mundial vem evoluindo desde a predominância dos combustíveis sólidos (biomassa da madeira), passando pela era atual dos combustíveis líquidos (derivados do petróleo) e já enxergando a Era dos Gases, que terá seu apogeu no mundo movido a hidrogênio (H_2), esse último o mais puro vetor de energia que a humanidade conhece.

Nessa modelagem, Hefner III avaliou como os padrões de combustíveis variaram e continuarão variando na matriz energética ao longo de 300 anos de história (Figura 3.6). De 1850 até 2150, identificando em seus períodos clássicos, revolução industrial, economia pós-moderna, economia do século 21 e, finalmente, chegando à economia do hidrogênio. Demonstrou como a humanidade utilizou e desenvolveu seus combustíveis em cada período e os foi substituindo diante de fatores determinantes como escassez, efeitos negativos imprevisíveis, impactos ambientais, desempenho econômico, e outros.

No estudo da tendência do uso dos gases até o seu ponto culminante com o uso do hidrogênio, demonstrou que uma etapa não pode ser ignorada ou negligenciada: a passagem pela intensa utilização do metano (CH_4), que compõe o biogás. O metano está na rota do hidrogênio. Será necessário desenvolver e aprimorar as aplicações de metano, como se fosse um estágio preliminar ou precursor da economia do hidrogênio.

Figura 3.6 – Ondas globais de transição energética

Fonte: Adaptado de HEFNER III (2007)

Nesse contexto, onde existe a necessidade de suprir as necessidades da atual matriz energética e, ao mesmo tempo, diminuir as emissões de GEE tanto no quesito do consumo de combustíveis derivados de petróleo, quanto na disposição e tratamentos inadequados dos resíduos. Há grande busca por adoção de novas tecnologias que suprirão estas questões.

Outro fato a se considerar, além da busca por fontes energéticas renováveis, é também, o efeito que a disposição incorreta dos resíduos causa devido à sua contribuição para a geração de gases de efeito estufa (GEE).

Nas últimas décadas, os GEE têm sido apontados como os principais contribuintes para o atual cenário de mudanças climáticas em nível global. O vapor d'água, o dióxido de carbono (CO_2), o metano (CH_4), o óxido nitroso (N_2O) e o ozônio (O_3), naturalmente presentes na atmosfera terrestre, são considerados como os principais gases estufa, capazes de absorver tanto a radiação solar incidente quanto a radiação emitida pela Terra, especialmente nos comprimentos de onda infravermelho e ultravioleta (BAIRD; CANN, 2011).

Sob a perspectiva do tratamento biológico anaeróbio, o CH_4 tem papel de destaque, dado que é o principal subproduto gerado no processo. Embora seja um gás inodoro e incolor, o

metano é potencialmente inflamável e detêm elevado potencial de emissão de GEE, cerca de 25 vezes superior ao CO₂ (IPCC, 2007).

Segundo relatório do Sistema de Estimativas de Emissões de Gases de Efeito Estufa/Observatório do Clima (OC/SEEG, 2017), o setor de resíduos foi responsável pela emissão de 64,3 MtCO₂ e, cerca de 3,3 % das emissões brutas de GEE no Brasil no ano de 2015. Mais da metade das emissões de GEE no setor é gerada pela disposição de resíduos, enquanto o tratamento de esgoto doméstico e industrial, juntos, contribuem com 46,3 % das emissões totais (Figura 3.7).

Figura 3.7 – Contribuição das emissões de GEE (MtCO₂) derivadas dos resíduos, por setor, em 2015

Fonte: Elaborado a partir de OC/SEEG (2017)

Para buscar o equilíbrio entre a redução na geração de GEE e a não geração de resíduos, é imprescindível a adoção de práticas que visem o adequado gerenciamento desses resíduos (Figura 3.8).

A PNRS considera a seguinte hierarquia de estratégias: não geração, redução, reutilização, reciclagem e tratamento dos resíduos sólidos, bem como a disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos (BRASIL, 2010).

Figura 3.8 – Estratégia de gestão integrada dos resíduos sólidos

⁽¹⁾ Devem ser praticadas até os seus limites (Logística reversa); ⁽²⁾ P2 – Prevenção à poluição; (P+L – Produção mais limpa; ACV – Avaliação do ciclo de vida); ⁽³⁾ Necessidade de comprovação de viabilidade técnica e ambiental.

Fonte: SCHALCH; CASTRO; CÓRDOBA (2015)

No Brasil existem algumas iniciativas para implantação de novas tecnologias com a recuperação energética no tratamento de resíduos sólidos, as principais delas estão voltadas para os resíduos agrossilvopastoris como a geração de biogás a partir dos dejetos de animais e do aproveitamento de biomassa.

Outras iniciativas estão sendo realizadas com o atual interesse no aproveitamento do biogás gerado em aterros sanitários, porém essa ação está indo de encontro com o que se estabelece na PNRS, que, determina o não aterramento da matéria orgânica em aterros sanitários, os deixando somente para o recebimento de rejeitos. Por essa questão, não serão abordadas ações de aproveitamento do biogás em aterros sanitários no presente trabalho.

Apesar de pouco difundida no Brasil, a tecnologia do biogás tem evoluído nos últimos anos e já conta com alguns casos de sucesso no país. A diversidade de resíduos possíveis de serem empregados no processo de biometanização, tanto em volume quanto em espécie, permite a elaboração de uma pluralidade de escalas e de arranjos produtivos, respeitadas assim as particularidades de cada projeto.

A seguir serão ilustradas algumas iniciativas recentemente promovidas para o tratamento dos resíduos sólidos e sua recuperação energética. Serão abordadas quatro categorias. A primeira abrange casos com aproveitamento de resíduos agrossilvopastoris, a segunda categoria, que vem ganhando bastante visibilidade, diz respeito à recuperação do biogás oriundo do manejo de esgoto em estações de tratamento, a terceira categoria contempla casos de sistemas de tratamento de resíduos industriais, dentre os quais se destacam as iniciativas de biometanização da vinhaça e, por fim, a quarta categoria que aborda o caso de uma planta biometanização de resíduos sólidos urbanos recém instalada.

I. Resíduos Agrossilvopastoris

Pequenos produtores agropecuários normalmente não possuem recursos para a implantação de plantas de biogás individuais, as quais demandam um investimento inicial relativamente alto. Além disso, muitas vezes, os resíduos gerados por eles isoladamente não alcançam nem volume, nem continuidade favoráveis à biometanização.

Neste contexto, a parceria entre microempreendedores rurais de determinada região, que gerem resíduos orgânicos e tenham interesses em comum, configura uma alternativa para a aquisição de equipamentos, para a diminuição de custos primários e, por consequência, para a obtenção de escala apropriada à operação da tecnologia do biogás (SENAI, 2016).

Ademais, a união entre pequenos produtores possibilita atingir os patamares determinados pela legislação atual para a comercialização do excedente de eletricidade proveniente do biogás. A oferta mínima juridicamente estabelecida é de 1 MW, volume que empreendedores individuais poderiam não alcançar, restando a eles apenas a opção legal de compensação diante da sobra energética (SENAI, 2016).

Granja São Pedro Colombari

Localização: São Miguel do Iguaçu - PR

Status:

- Em operação, com utilização de dejetos de 5.000 suínos

Produção de biogás:

- 750 m³/dia

Destinação do biogás:

- A granja usa um grupo de motogerador com potência instalada de 104 kVA, produzindo cerca de 1.000 kWh/dia de energia elétrica para autoconsumo;
- Uso do biofertilizante nas granjas, reduzindo o tempo de crescimento das pastagens;
- Utilização para movimentação de equipamentos de fábrica de ração. Gera uma economia de R\$ 3.000,00 por mês em diesel.

Figura 3.9 – Granja São Pedro Colombari

Fonte: SENAI (2016)

Condomínio Ajuricaba

Localização: Marechal Cândido Rondon – PR

Status:

- Em operação, com aproveitamento de dejetos de bovinos e suínos de pequenas propriedades rurais;

Produção de biogás:

- 660 m³/dia

Destinação do biogás:

- Produção de energia elétrica, por meio de um grupo motogerador de 100 kVA, redistribuindo para os condomínios a comercialização do biogás para utilização térmica para uma agroindústria local;
- Uso nas propriedades rurais como substituto do gás de cozinha para a cocção de alimentos, aquecimento de água para banho e, ainda, para a limpeza de equipamentos de ordenha;
- Emprego no secador de grãos comunitário.

Figura 3.10 – Condomínio Ajuricaba

À esquerda, instalação para a produção de biogás do Condomínio Ajuricaba. À direita, a Microcentral Termoelétrica a Biogás.

Fonte: CIBIOGÁS-ER (2014)

Projeto de Mobilidade a Biogás – Granja Haacke

Localização: Santa Helena – PR

Status:

- Em operação, com o uso de biometano para veículos dentro do Parque Tecnológico Itaipu;

Produção de biogás:

- 1.000 m³ de biogás/dia, podendo ser convertidos em 700 m³ de biometano/dia;

Destinação do biogás:

- Produção de energia veicular (biometano) para mobilidade no Parque Tecnológico Itaipu.

Figura 3.11 – Projeto de mobilidade a biogás

Posto de abastecimento de Biometano, no Parque Tecnológico Itaipu (esquerda) e ônibus movido a biometano (direita)

Fonte: CIBIOGÁS-ER (2015)

Chácara Marujo

Localização: Castro – PR

Status:

- Em operação, com o uso de dejetos suínos;

Produção de biogás:

- 1.000 m³ de biogás/dia;

Destinação do biogás:

- Aquecimento do piso na maternidade e creches, por meio de aquecedores de água e um sistema de serpentinas de água. O biogás também é usado para a secagem de grãos e geração de energia elétrica.

Figura 3.12 – Chácara Marujo

À direita, biodigestor circular, que funciona como fermentador principal com sistema de geração e aquecimento. À esquerda, biodigestor que tem função de pós-fermentador.

Fonte: SENAI (2016)

Usina de Biogás de Pomerode

Localização: Pomerode – SC

Status:

- Em operação, com o uso de dejetos suínos;

Produção de biogás:

- 2.880 m³ de biometano/dia;

Destinação do biogás:

- Produção de energia veicular (biometano), similar ao gás natural, cuja comercialização é intermediada pela Companhia de Gás de Santa Catarina – SCGÁS.

Figura 3.13 - Usina de gás de Pomerode

Ao fundo, o biodigestor e, à frente, a biorrefinaria de biogás.

Fonte: SENAI (2016)

II. Resíduos de Serviços Públicos de Saneamento Básico

O esgoto doméstico também entra na categoria de matéria-prima para a geração de biogás, desde que submetido ao processo anaeróbio adequado de tratamento. Apesar de produzir um volume relativamente baixo de biogás, o aproveitamento desse efluente mostra-se vantajoso pelo facilitado acúmulo e sua captação, bem como pelo alto consumo energético em estações de tratamento de esgotos, especialmente em cidades dotadas de sistema de tratamento já consolidados.

Estação de Tratamento de Esgoto Ribeirão

Localização: Ribeirão Preto – SP

Status:

- Em operação desde o ano 2.000 com efluentes líquidos urbanos, atende toda a região sul, oeste e norte do município, com capacidade de 1.450 l/s;

Produção de biogás:

- 8.000 m³/dia de biogás, com 65 % de metano;

Destinação do biogás:

- Geração de energia elétrica para autoconsumo com capacidade instalada de 1,5 MW e uso da energia térmica para aquecimento dos digestores;

Figura 3.14 – ETE Ribeirão Preto

À esquerda, vista aérea da ETE Ribeirão. À direita, usina de captação e tratamento de biogás.

Fonte: AMBIENT - Serviços Ambientais de Ribeirão Preto S/A

Estação de Tratamento de Efluentes – ETE Arrudas

Localização: Sabará – MG

Status:

- Em operação, com resíduos líquidos urbanos provenientes de esgoto sanitário da bacia Ribeirão Arrudas (municípios de Contagem e Belo Horizonte);

Produção de biogás:

- 25.000 m³/dia de biogás, com 67 % de metano;

Destinação do biogás:

- Geração de energia elétrica para autoconsumo, com capacidade instalada de 2,4 MW.

Figura 3.15 - ETE Arrudas

À esquerda, vista aérea da unidade de Tratamento de Esgoto Arruda. À direita, estão as instalações de captação e purificação de biogás.

Fonte: COPASA (2015)

III. Resíduos Industriais

Inúmeros são os resíduos industriais com potencial de biometanização. O tratamento e a disposição final pelas empresas geradoras constituem processos custosos, mas cada vez mais mostram-se imprescindíveis, dada a ampliação da consciência ambiental, o endurecimento da legislação pertinente e o incremento fiscalizatório.

Às empresas, portanto, mostra-se interessante atrelar o procedimento obrigatório de tratamento de resíduos à produção de bioenergia, passível de utilização no próprio empreendimento ou de comercialização. Tal cenário proporciona, a um só tempo, abatimento de custos e adequação ao arcabouço legal.

A viabilidade da implantação de usinas de biogás no setor industrial somente é assegurada por estudos de viabilidade e de potencialidade de geração de biogás por cada espécie de resíduo. Tais investigações, por sua vez, conferem fundamento às avaliações econômicas de implantação de projetos nessa direção.

Econcitrus

Localização: Montenegro – Rio Grande do Sul

Status:

- Em operação com uso de resíduos da produção de sucos cítricos e de laticínios;

Produção de biogás:

- Geração de 3 mil m³ de biogás/dia, com 72 % de metano;

Destinação do biogás:

- Purificação do biogás para biometano (96 %);
- Compressão e armazenamento em cilindros para utilização no abastecimento veicular.

Figura 3.16 - Ecocitrus

À esquerda, produção de biogás, à direita, purificação por lavagem, com água sob pressão.

À esquerda, compressão de biometano (96 %) para abastecimento veicular, à direita, sistema de abastecimento veicular.

Fonte: SENAI (2016)

Usina São Martinho

Localização: Pradópolis – SP

Status:

- Em operação com emprego de vinhaça;

Produção de biogás:

- 25.000 m³ biogás/dia, com cerca de 70 % de metano;

Destinação do biogás:

- Produção de energia elétrica, com economia de 5.625 MW/ano
- Utilização para secagem de levedura.

Figura 3.17 - Usina São Martinho

Fonte: MZWEB (2014)

IV. Planta de Tratamento Mecânico Biológico

As plantas de Tratamento Mecânico Biológico (TMB) utilizando como matéria prima mais de uma fonte de substrato já é um fato consolidado principalmente na Europa. No Brasil, a planta instalada na cidade de Curitiba é a primeira em escala real a utilizar o procedimento.

Os processos de natureza mecânica dizem respeito a mecanismos de redução de dimensão dos resíduos sólidos orgânicos, sendo que no processo não há uma triagem mecânica, uma vez que os resíduos já serão separados na fonte. A fração orgânica é destinada, por sua vez, ao processo biológico subsequente, esse representado pelo sistema de tratamento anaeróbio que promoverá a degradação e a estabilização da matéria orgânica com consequente geração de biogás.

Com investimentos da magnitude de R\$ 62 milhões, a CS Bioenergia deve tratar 600 m³ de lodo de esgoto por dia e 150 toneladas de resíduos sólidos orgânicos por dia, sendo a potência instalada é de 2,8 MW. Essa energia é suficiente para atender 2.100 casas ou 8.400 pessoas (SANEPAR, 2016).

Uma outra vantagem desse processo é sua instalação ao lado da Estação de Tratamento de Esgoto – Belém, atualmente a estação recebe uma vazão de 840 l/s e tem uma geração de 530 metros cúbicos de lodo por dia.

C.S Bioenergia Usina - TMB

Localização: Curitiba – PR

Status:

- Previsão de início de operação Jan/2017;

Característica do processo:

- Temperatura mesofílica;
- Digestão via úmida;
- Sistema de duplo estágio (separação da fase de hidrólise);
- Co-digestão de lodo de esgoto e resíduos sólidos orgânicos separados na fonte;
- Capacidade de tratamento de 200.000 t/ano;
- Capacidade elétrica instalada de 2 x 1.426 MWel (2,8 MW médios);
- Capacidade de geração de biogás de 958 Nm³/h;
- Dois digestores com volume de 5.000 m³ cada.

Tecnologia:

- Tecnologia fornecida pela empresa Austríaca AAT Biogas Technology.

Co-digestão:

Resíduos hortifrutigranjeiros (10 %), FORSU (30 %), lodo de esgoto (60 %)

Figura 3.18 - Planta de TMB em Curitiba-PR

Fonte: AAT BIOGAS TECHNOLOGY (2016)

3.4 Considerações sobre as tecnologias empregadas no Brasil

Segundo o levantamento realizado pela ABRELPE (2017) foram geradas aproximadamente 98 milhões de toneladas de RSU somente no ano de 2016, levando em consideração apenas a FORSU esse número atingiu 40 milhões de toneladas.

A princípio o tratamento mecânico biológico, utilizando-se de uma tecnologia importada, indica a solução para os problemas relacionados à geração de resíduos sólidos urbanos em nosso país. Por essa tecnologia ainda estar em desenvolvimento no Brasil, vale mencionar a importância desses sistemas para atendimento à PNRS. Essa preconiza que seja evitado o envio de matéria orgânica para aterros sanitários desde que haja uma opção de tratamento tecnicamente e economicamente viável.

Andrade et al. (2002) comentam que entre as décadas de 70 e 80 o governo brasileiro, por meio dos Ministérios da Agricultura e de Minas e Energia, promoveu a construção de digestores dos modelos chinês ou indiano em diversas fazendas do Brasil. Até o ano de 1988, haviam sido implantadas cerca de 8 mil unidades (GRYSCHKE; BELO, 1983). Devido ao baixo nível de conhecimento da tecnologia, da operação dos digestores, dos custos de manutenção de motores e das dificuldades na utilização do biogás e do biofertilizante, o programa fracassou e grande parte dos digestores foi desativada. Tais insucessos acarretaram no descrédito da tecnologia de biometanização por parte dos produtores rurais brasileiros.

No Brasil, também na década de 70, houve ampla proposta de resolução dos problemas relacionado aos RSU, nos quais os sistemas de compostagem no âmbito municipal tiveram início por meio da implantação das Usinas de Triagem e Compostagem (UTC).

A viabilidade econômica para a implantação das UTCs no país surgiu a partir de incentivos, possibilitados por uma proposta de financiamento do Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES) na década de 80.

No estudo denominado “Usinas de Reciclagem de lixo: Aspectos Sociais e Viabilidade Econômica” é exposto o projeto de implementação dessas usinas, onde sua implantação era definida como:

“O modelo ora proposto – usinas de reciclagem como alternativa para a destinação do lixo urbano – pretende oferecer condições mais dignas de trabalho aos catadores de lixo, além de constituir nova oportunidade de investimento” (NARDIN; PROCHNIK; CARVALHO, 1987).

A intenção do governo, neste caso, era de promover nova tecnologia capaz de absorver a mão-de-obra que vivia dos lixões, bem como de permitir a venda dos reciclados, tornando

rentável a atividade e resolvendo, simultaneamente, questões sanitárias e ecológicas (NARDIN; PROCHNIK; CARVALHO, 1987).

Ainda a respeito desse estudo, foram selecionados os municípios que apresentavam, segundo o censo do IBGE de 1980, mais de 80 mil habitantes. O universo ficou, portanto, restrito aos 180 maiores municípios do país.

Segundo Monteiro et al. (2001), as usinas de compostagem e reciclagem foram apresentadas por fabricantes como uma solução definitiva para os resíduos sólidos urbanos. Nesse sentido, havia promessa do fim dos lixões e, bem como a afirmação de que a operação geraria receita para os municípios.

Em estudo realizado por Castro (1996), foi verificado o funcionamento de uma Usina de Triagem e Compostagem na cidade de São Paulo, a Usina de São Matheus. A UTC foi projetada segundo o sistema DANO, esse de origem dinamarquesa, cujo processo era definido por: recepção e pesagem, fosso de recepção, triagem manual, eletroímã, bioestabilizador, peneira rotativa, separador magnético, separador balístico do composto para as latas de segunda, cura e peneiramento do composto curado.

Suas atividades foram iniciadas em 1970 com capacidade para processar 150 t/dia, utilizando-se, nessa situação, de três biodigestores. No ano seguinte, com a implementação do quarto biodigestor, a capacidade chegou a 200 t/dia. Em 1981, com a substituição das peneiras vibratórias por peneiras rotativas, a capacidade de processamento chegou a 600 t/dia.

Dentre as considerações desse estudo, obteve-se que das 600 t/dia apenas 50 % eram de fato reaproveitadas pelas etapas de triagem e de compostagem, portanto, havia baixa eficiência na operação.

Permaneciam estocados na usina, por falta de mercado, os materiais recicláveis recuperados como vidros (cacos) e o plástico duro. Sendo que, a qualidade final do composto era influenciada por problemas operacionais nas etapas de triagem dos resíduos. Dentre esses materiais que ocasionavam problemas estavam: pedaços de vidro e latas de ferro, que acabavam sendo incorporados ao processo de biodigestão.

Portanto, concluiu-se que a não adoção da prática de compostagem no âmbito nacional advém de uma série de experiências malsucedidas, com metodologias pouco concisas e propostas mal fundamentadas. As experiências realizadas demonstraram que, caso a compostagem fosse implementada no contexto das UTCs sem qualquer tipo de separação prévia, ocasionaria desenvolvimento pouco satisfatório no processo (CASTRO, 1996).

Nesse contexto, propõe-se a comparação entre a implantação dos biodigestores e as UTCs, bem como o que incorre atualmente: o início da implementação das plantas de TMB.

Tais situações permitem observar que nem sempre a importação de tecnologias bem-sucedidas em outros países, irão se tornar uma alternativa técnica e economicamente viável para realidade brasileira.

Faz-se importante mencionar que diversos fatores influenciam na escolha da tecnologia a ser implantada. Dentre eles: a composição dos resíduos a serem tratados, o clima, os hábitos culturais e sociais da população e o investimento para a aquisição e a operação do empreendimento. Outro fator imprescindível é o treinamento efetivo dos colaboradores que irão operar o sistema, sendo, importante enfatizar também que, fatores como viabilidade técnica, econômica e ambiental são determinantes para a implantação e o funcionamento adequado da tecnologia selecionada. Corroborando para todo esse universo, consideram-se indispensáveis as pesquisas relacionadas a modelos tecnológicos a serem adaptadas para a realidade inerente ao Brasil.

3.5 Panorama Geral dos RSU no âmbito mundial

No âmbito mundial, destaca-se o crescimento populacional, que está diretamente relacionado à geração de resíduos. Existem estimativas de que há necessidade de aumento em 70 % da produção de alimentos para atender a demanda da população, essa que pode chegar a 9,6 bilhões de pessoas em 2050 (FAO, 2014).

Quando confrontado o número de pessoas desnutridas com o de pessoas que sofrem com o sobrepeso, fica clara a desigualdade social no planeta. Em estudo realizado pelo *Institute for Health Metrics and Evaluation* (IHME, 2014), publicado na revista *The Lancet*, estabeleceu-se que o número de pessoas obesas ou com sobrepeso cresceu 70 % em três décadas, atingindo 2,1 bilhões de pessoas.

Contrapondo esse fato, a produção de alimentos é considerada o grande desafio do século, pois há necessidade de garantir alimento suficiente à população e, ainda, atingir essa meta sem agredir o meio ambiente (FAO, 2014). Porém, podem ser observadas as principais causas da fome, sendo elas, a expansão do agronegócio, as perdas ao longo da cadeia produtiva, o desperdício de alimentos, a centralização e a má distribuição dos alimentos produzidos (Figura 3.19).

Figura 3.19 – Quantidade (milhões de toneladas) em produção para cada tipo de alimento e sua região

Fonte: Adaptada de FAO (2011)

Segundo relatório da FAO (2013), cerca de um terço dos alimentos produzidos para consumo humano, aproximadamente 1,3 bilhão de toneladas, são desperdiçados anualmente. A FAO calcula que esses alimentos seriam suficientes para alimentar dois milhões de pessoas.

Embora se possa notar elevada geração de resíduos, principalmente devido ao setor da indústria alimentícia nos Estados Unidos da América (EUA), na Europa e em alguns países da Ásia, em contrapartida mudanças estão ocorrendo rapidamente devido às legislações e às fiscalizações mais eficientes nesses países.

Exemplificando a análise supracitada, pode-se citar o relatório promovido pelo *World Bioenergy Association* (2016). Tal estudo demonstra que houve aumento na geração de energia a partir dos RSU em âmbito mundial, isso conforme evidenciado na (Figura 3.20). Verifica-se, dessa forma, o interesse mundial no tratamento dos resíduos com recuperação energética em destaque países da Europa, das Américas e da Ásia.

Figura 3.20 – Produção de energia a partir dos RSU

Fonte: Adaptado de WBA (2016)

3.5.1 União Europeia

No Brasil, a normatização estabelecida pela PNRS em seu artigo 9º indica a não disposição final de resíduos em aterros sanitários, entretanto, já há algum tempo há adesão em países desenvolvidos como, por exemplo, em países do continente europeu. O avanço no quesito da redução da geração de resíduos e o estabelecimento de novas propostas para a destinação final estão demonstradas na Figura 3.21.

Figura 3.21 – Geração de quantidade de RSU e suas relações entre as destinações finais na União Europeia entre 1995 e 2015

Fonte: Adaptado de EUROSTAT (2017)

As Figuras 3.22 e 3.23 ilustram o histórico de geração da União Europeia (UE-27) em 20 anos, apesar do aumento na geração dos RSU, a quantidade total de RSU depositados em aterros sanitários diminuiu. No período de referência, o total de RSU depositados na UE-27 teve uma redução de 83 milhões de toneladas, ou em 58 %, onde passou do montante de 144 milhões de toneladas (302 kg *per capita*) em 1995 para 61 milhões de toneladas (120 kg *per capita*) em 2015. Isso corresponde a uma queda média anual de 4,0 %. Nos últimos dez anos (2005-2015), a disposição em aterros sanitários caiu em média 5,6 % ao ano.

Em consequência, a taxa de disposição final em aterro sanitário em comparação com a produção de RSU na UE-27 reduziu de 63,8 % em 1995 para 25,3 % em 2015.

Outro aspecto a ser considerado é a Diretiva 31/1999, relacionada aos aterros sanitários onde, estipulava-se que os Estados-Membros eram obrigados a reduzir em 75 % a quantidade de RSU biodegradáveis enviados para os aterros sanitários em até 16 de julho de 2006, para 50 % até a data de 16 de julho de 2009 e para 35 % até a data de 16 de julho de 2016. A redução foi calculada com base na quantidade total de resíduos sólidos urbanos biodegradáveis gerados em 1995. A Diretiva levou os países a abordarem diferentes estratégias para evitar o envio da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos para aterros sanitário, empregando assim, outras tecnologias como a compostagem, biometanização, a incineração e o Tratamento Mecânico Biológico (EUROSTAT, 2017).

Figura 3.22 – Geração *per capita* ($\text{kg.hab}^{-1}.\text{ano}^{-1}$) de RSU com destinação final na UE em 2015

Fonte: EUROSTAT (2017)

Figura 3.23 – Relação entre geração *per capita* e tratamento dos RSU na União Europeia em 2015

Fonte: EUROSTAT (2017)

As Figuras 3.22 e 3.23 refletem a atual situação dos países da União Europeia frente às metas estabelecidas. Observa-se que, mesmo com a crescente geração dos RSU, seu tratamento é realizado por completo em quase todos os países.

Como consequência dos investimentos em novas tecnologias para a destinação final ambientalmente adequada dos RSU, a quantidade de resíduos reciclados aumentou de 25 milhões de toneladas (52 kg *per capita*) em 1995 para 69 milhões de toneladas (137 kg *per capita*) em 2015. A recuperação de resíduos sólidos orgânicos por compostagem cresceu com uma taxa média anual de 5,4 % entre 1995 e 2015.

Embora a digestão anaeróbia sequer apareça nos estudos que quantificam as principais tecnologias para destinação final dos RSU, essa tecnologia de tratamento vem ganhando espaço nos últimos anos (DE BAERE; MATTHEEUWS, 2015).

Segundo Blond e Templeton (2011) a primeira planta de digestão anaeróbia foi inserida na Europa para tratamento de lodos de esgoto, especificamente, no ano de 1920, na Alemanha. Posteriormente, as primeiras instalações de plantas biometanizadoras na Europa foram implantadas para receber os RSU brutos, ou seja, sem nenhum tipo de separação de sua fração orgânica na fonte. Entretanto, um avanço significativo ocorreu no quesito reciclagem e fez com que aumentasse significativamente o número de plantas de biometanização, uma vez que se tinha material orgânico com melhor separação na fonte.

Segundo De Baere e Mattheeuws (2015), após anos de declínio no número de unidades de compostagem, com o aumento da coleta seletiva, ocorreu também um crescimento nesta, sendo a digestão anaeróbia utilizada nas etapas iniciais de seu processo, visando à substituição das fases mais intensivas da compostagem.

Com inúmeras iniciativas para o desenvolvimento da biometanização dos resíduos sólidos orgânicos, tem se verificado um aumento da produção de energia bruta (dados não normalizados) a partir deste tratamento (Figura 3.24), onde é possível conferir o avanço da mesma.

Figura 3.24 – Produção bruta de eletricidade em TWh na UE-28 a partir do biogás entre 1990 e 2015

Fonte: Elaborado a partir de EUROSTAT (2017)

Na União Europeia no ano de 2013, mais de dois terços (69 %) da produção elétrica, a partir do biogás, gerava-se por usinas de biometanização, seguido pelo aproveitamento energético do biogás gerado em aterros (21,6 %) e em estações de tratamento de esgotos (9,4 %). Alemanha, Itália, Áustria, Holanda, Bélgica e a República Tcheca, têm papel de protagonismo na produção de biogás a partir de plantas de biometanização (Figura 3.25) (EUROBSERV'ER, 2014).

A produção de biogás total para o ano de 2013 foi de 13.378,7 ktoe, utilizando-se do fator de conversão indicado pela *International Energy Agency* (IEA), obtém-se um montante de 155.594,3 GWh.

Figura 3.25 – Produção primária de biogás na União Europeia em 2013 (ktoe) com respectivas proporções de cada setor

Fonte: Adaptado de EUROBSERV'ER (2014)

Na Figura 3.26, pode ser visualizado a capacidade instalada de biometanização em países da UE, e na Figura 3.27 é verificado o histórico dos países com a capacidade instalada mais relevante no quesito *per capita*.

Figura 3.26 – Capacidade total instalada por países da UE-27 em 2014

Fonte: Adaptado de DE BAERE E MATTHEEUWS (2015)

Figura 3.27 – Aumento da capacidade instalada de biometanização entre (1900 e 2014) por milhões de habitantes por país

Fonte: Adaptado de DE BAERE E MATTHEEUWS (2015)

Líder mundial em geração de energia elétrica a partir de fontes renováveis, a Europa é referência no âmbito de geração e utilização do biogás. A geração de energia térmica e elétrica são as duas principais formas de aproveitamento energético do biogás nos países membros da União Europeia (UE). Grande parte do calor gerado é aproveitado nas instalações das próprias

usinas de biogás, seja para a secagem do lodo, manutenção da temperatura interna do reator ou mesmo para o aquecimento dos edifícios administrativos (UE, 2009; FNR, 2010; EUROBSERV'ER, 2014; DE BAERE e MATTHEEUWS, 2015).

Segundo o último relatório do Panorama das Energias Renováveis na Europa (EUROBSERV'ER, 2016), em 2015, a produção de energia elétrica a partir do uso do biogás foi de 60,922 TWh. Se forem contabilizados somente a geração de energia elétrica a partir do uso do biogás para a Alemanha e Reino Unido, sendo eles considerados o 1º e 2º lugares em geração de energia respectivamente, obtém-se um valor total de 41,3 TWh (EUROBSERV'ER, 2016). Montante esse equivalente à toda energia elétrica gerada no mesmo período pela Região Norte do Brasil, equivalendo a uma estimativa de 40,5 TWh contabilizados todos os setores (residencial, industrial, comercial e outros) (EPE, 2013).

3.5.2 Estados Unidos da América

Outro cenário com grande destaque na geração de RSU são os Estados Unidos da América, observa-se pela Figura 3.28 o montante de geração de RSU em milhões de toneladas e a sua quantia recuperada.

Verifica-se na Figura 3.28 que houve uma geração praticamente crescente de RSU nos EUA desde 1960 até meados de 2008, ano em que ela sofreu um ligeiro declínio, devido à crise econômica enfrentada pelo país, e tendeu a se estabilizar entre os anos de 2009 e 2012. Mesmo após o pico de geração de RSU, ainda é possível verificar-se uma alta geração *per capita*, comparada com o Brasil esse valor é o dobro de sua geração.

Figura 3.28 – Geração em quantidade e per capita dos RSU entre 1960 e 2013

Fonte: Adaptado de EPA (2016)

Já na Figura 3.29 observa-se a quantidade gerada de RSU em milhões de toneladas e seu tratamento por reciclagem, compostagem e incineração ao longo dos anos.

Figura 3.29 – Destinação final dos RSU nos EUA de 1960 e 2012

Fonte: Adaptado de EPA (2014)

A incineração com recuperação energética começou a ser utilizada a partir de 1980, verifica-se um aumento de 98,3 % na utilização desse tratamento de (1980 a 2012), outro tratamento que merece destaque é o de reciclagem com um aumento de 91,4 % desde seu início (1960 a 2012), para a compostagem obteve-se um aumento de 80,3 % (1990 a 2012) e a disposição em aterro sanitário com um acréscimo de 38,9 % observando-se um pico em volume disposto na década de 90 e sua redução até a data de referência de 2012.

Nos EUA, onde a disposição final em aterros sanitários ainda é elevada, tem-se optado pela compostagem dos resíduos de limpeza urbana, uma vez que a FORSU é normalmente triturada e descartada em rede de esgoto sanitário. No ano de 2012 foram geradas 228 milhões de toneladas de RSU dos quais 79 milhões foram destinadas para a reciclagem ou compostagem e 146 milhões foram dispostas em aterros sanitários (EPA, 2014). Ressalta-se que os resíduos de limpeza urbana, devido ao seu baixo peso específico e grandes quantidades geradas, quando dispostos em aterros sanitários reduzem consideravelmente a vida útil dos mesmos. Quanto à biometanização nos EUA, a EPA (2014) sequer a cita em seu documento, provavelmente por ser pouco significativa em âmbito nacional.

A partir da Figura 3.30 verifica-se as composições percentuais dos RSU gerados nos EUA no ano de 2014, onde foram geradas 258 milhões de toneladas do mesmo (EPA, 2017).

Figura 3.30 – Estimativa da composição gravimétrica dos RSU nos EUA

Fonte: EPA (2017)

3.5.3 Japão

Informações sobre a geração e destinação final dos resíduos sólidos no Japão nos anos fiscais de 2000 a 2015 (*MINISTRY OF THE ENVIRONMENT GOVERNMENT OF JAPAN*, 2017) podem ser visualizadas na Tabela 3.7. Pode-se verificar uma redução praticamente contínua na geração total de resíduos neste período, o que pode ser ainda evidenciado pela queda de 15,1 % na geração *per capita*. Nota-se, também, um aumento de 14,4 % da capacidade média das unidades de incineração mostrando que as unidades antigas estão sendo substituídas por instalações de maior capacidade e uma redução de 50,6 % da massa de resíduos sólidos aterrada neste período, principalmente devido à escassez de áreas para construção de aterros sanitários no país. Pode-se notar a redução do número de unidades que fazem o aproveitamento direto do calor (23,1 %) e o aumento do número daquelas que geram eletricidade (34,2 %).

Tabela 3.7 – Informações sobre a gestão dos resíduos sólidos no Japão entre os anos fiscais de 2003 a 2015

Parâmetro	Ano Fiscal						
	2003	2005	2007	2010	2012	2014	2015
Massa total gerada/coletada (10 ⁶ t)	51,61	52,73	50,82	45,36	44,36	44,32	43,98
Geração <i>per capita</i> (kg.hab ⁻¹ .d ⁻¹)	1,106	1,131	1,089	1,033	0,964	0,947	0,939
Massa total reciclada (10 ⁶ t)	9,16	10,03	10,3	9,78	9,26	9,13	9,00
Disposição final (10 ⁶ t)	8,45	7,33	6,35	4,84	4,65	4,30	4,17
Nº de instalações de Incineração	995	1.319	1.285	1.221	1.189	1.162	1.141
Capacidade total de tratamento (t/dia)	193.95	189.48	189.14	185.37	184.43	183.51	181.89
Capacidade média por unidade (t/dia)	139	144	147	152	155	158	159
Instalação com aproveitamento do calor residual	995	904	856	792	781	764	765
Instalações com geração de energia	271	286	298	306	318	338	348
Capacidade de geração (MW)	1.441	1.515	1.604	1.615	1.754	1.907	1.934

Fonte: Web Site Ministry of the Environment Government of Japan (2017)

3.5.4 China

Acompanhado de seu crescimento populacional a geração dos RSU na China vem crescendo rapidamente, onde, a sua geração passou de 31,320 milhões de toneladas em 1980 para 178,602 milhões de toneladas no ano de 2014 (GU et al., 2017) (Figura 3.31).

A geração *per capita* aumentou nos anos 90 e após esse crescimento observou-se um declínio entre os anos 1994 e 2014 passando de 0,913 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ para 0,6532 kg.hab⁻¹.dia⁻¹ (Figura 3.32). Isso sugere que a taxa de crescimento populacional está aumentando mais rapidamente que a taxa de geração de RSU.

Figura 3.31 – Geração de RSU na China entre 1980 e 2014 (geração total de RSU e população urbana)

Fonte: Adaptado de GU et al. (2017)

Figura 3.32 – RSU na China entre 1989 e 2014 (geração per capita e composição gravimétrica)

Nota: Os RSU não foram estimados entre 1980 e 1988, devido à falta de dados.

Fonte: Adaptado de GU et al. (2017)

Gou et al., 2017 estimaram a composição dos RSU gerados na China e obtiveram sua composição (Figura 3.33), onde verifica-se a grande proporção gerada de resíduos alimentares. Com a grande geração de resíduos sólidos orgânicos a partir dos RSU, tem-se cada vez mais a necessidade de dar-se uma destinação final ambientalmente adequada para o mesmo.

Figura 3.33 – Estimativa da composição gravimétrica dos RSU na China

Fonte: Adaptado de GOU et al. (2017)

Países asiáticos, a exemplo da Índia e China, têm utilizado, a séculos, o biogás como alternativa energética para cocção, iluminação e geração de calor. Estima-se que o uso prático do biogás surgiu na Índia, onde o biogás formado pela digestão anaeróbia do esgoto doméstico era utilizado em um hospital (NOGUEIRA, 1986; LUSK, 1998).

O sistema de biogás na China rural é composto por dois padrões, isto é, os digestores de biogás domésticos descentralizados para agregados familiares rurais dispersos e as centrais de biogás para produção de biogás de grande escala. Ambos os sistemas descentralizados e centralizados foram ativamente encorajados e vigorosamente apoiados pelo governo chinês (CHEN; LIU, 2017).

Recentemente, o governo central iniciou o "Plano de Trabalho de Transformação e Modernização de Projetos de Biogás Rural em 2015", que pretende impulsionar a construção de projetos de biogás em larga escala na China rural. O plano tinha uma agenda específica de modernização das tecnologias de biogás, melhorando a gestão e o monitoramento dos projetos de grande escala, bem como estabelecendo sistemas institucionais de correspondência relacionados, com o objetivo de aumentar o rendimento anual de biogás em 487 milhões de m³. Embora a China dê preferência explícita às centrais de biogás de grande escala em detrimento dos digestores de biogás descentralizados a nível domiciliar, ainda a preferência está em consonância com o desenvolvimento socioeconômico e a melhoria das condições de vida rural (Figuras 3.34 e 3.35) (CHEN; LIU, 2017; HE et al., 2013).

Ao final de 2014, havia 41,8 milhões de digestores de biogás domésticos na China rural e a produção total de biogás era de cerca de 13,2 bilhões de m³ somente para os sistemas descentralizados. Famílias chinesas, principalmente as que vivem na zona rural, tem utilizado amplamente o biogás para cocção e iluminação (CHEN et al., 2012; CHEN e CHEN, 2013; CHEN; LIU, 2017). Contudo, ainda são observados sistemas com controle operacional e tecnologia limitados, depreciando a eficiência de tratamento e o aproveitamento energéticos do biogás.

Figura 3.34 – Evolução na implantação dos biodigestores rurais na China

Fonte: Adaptado de CHEN; LIU (2017)

Figura 3.35 – Evolução na implantação dos biodigestores de média e larga escala na China

Fonte: Adaptado de CHEN; LIU (2017)

No ano de 2013 em um total de 59 bilhões de m³ de biogás produzidos a nível mundial utilizando-se da matéria prima de resíduos agrossilvopastoris, resíduos do setor de saneamento e da FORSU, a China foi o maior produtor alcançando 15,2 bilhões de m³ de biogás, contando com as atividades centralizadas e descentralizadas, abrangendo 25,8 % do total da produção mundial (WBA, 2016).

3.6 Lixiviados de Aterros Sanitários

Um dos grandes problemas da disposição final de resíduos sólidos em aterros sanitários é a geração dos lixiviados (percolado), que possuem elevado potencial poluidor e necessitam de tratamento complexo para posterior descarga nos corpos hídricos.

A ABNT (1992) define percolado como o líquido que passou através de um meio poroso e define sumeiro ou chorume como líquido produzido pela decomposição de substâncias contidas nos resíduos sólidos. Esta mesma norma define lixiviação com o deslocamento ou a arraste, por meio líquido, de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos.

A composição dos lixiviados está sujeita a uma série de fatores, pois sua composição sofre variações não somente dependendo dos resíduos descartados, mas também do clima local, da estação do ano, da estrutura do aterro, das condições operacionais e da idade do aterro (Qasim; Chiang, 1994; Millot; Courant, 1997), e as suas características físicas e químicas do lixiviado variam de região para região e estão completamente relacionadas à composição do resíduo a ser disposto, por isso, dentre as diferentes literaturas encontradas, as concentrações de determinadas substâncias ocorrem dentro de uma ampla escala de variação. O lixiviado (fresco) oriundo da disposição de RSU é um dos efluentes com maior concentração de matéria orgânica e possui elevado potencial de contaminação (LUO et al, 2015). A carga de lixiviado gerado por tonelada de resíduo sólido tende a decair com o decorrer das fases de biodegradação, estima-se que cerca de 70 % da carga total de lixiviado seja produzido ainda no primeiro ano de disposição, em fase ácida, isso sem considerar a interferência da pluviosidade (BRENNAN et al, 2015).

Segundo Kulikowska e Klimiuk (2008), a presença de compostos orgânicos e amônia são as substâncias que mais merecem atenção no estudo de lixiviado de aterros sanitários, sendo que os compostos orgânicos possuem significativa variação de acordo com a idade do aterro. As concentrações mais elevadas da maioria dos componentes do lixiviado aparecem na fase acidogênica, já na fase metanogênica estável, todas essas concentrações tornam-se menores. Com relação às concentrações de alguns metais, como o Alumínio, Chumbo, Níquel, Zinco,

estas geralmente são baixas em todas as fases (KJELDSEN et al, 2002). Segundo Mukherjee et al. (2015), a amônia pode ser considerada o componente com maior toxicidade presente no lixiviado, além de estar presente em altas concentrações e persistir durante anos.

As características físicas e químicas do lixiviado variam acentuadamente de acordo com a idade do aterro e das condições climáticas. Por exemplo, na fase ácida, o lixiviado possui baixos valores de pH, altas concentrações de DQO e DBO, bem como grande quantidade de nutrientes e metais pesados. Por outro lado, se uma amostra de lixiviado for analisada durante a fase metanogênica, os valores de pH estarão entre 6,5 e 7,5, e as concentrações de DBO, DQO e nutrientes serão significativamente mais baixas que as encontradas na fase acidogênica. O pH não varia apenas de acordo com a quantidade de ácidos presentes no meio, mas também com a pressão parcial do CO₂ no aterro em contato com o lixiviado. A biodegradabilidade do lixiviado também varia com o tempo, sendo expressa pela relação DBO/DQO (variando de 0,0 a 1,0). Inicialmente, o lixiviado possui maior biodegradabilidade e a relação DBO/DQO apresentada é superior a 0,5. Em aterros mais antigos, essa relação cai para 0,05 a 0,1, isso ocorre devido à presença de ácidos húmicos e fúlvicos, que são substâncias de difícil degradação (CONTRERA, 2008; TCHOBANOGLOUS; THIESEN; VIEGIL, 1993).

O principal impacto causado pelo lixiviado é a contaminação de águas superficiais e subterrâneas, sendo tido como maior impacto ambiental negativo da atividade de aterros sanitários. Ressalta-se que durante muitos anos, não havia preocupação com a impermeabilização de base de aterros, bem como com a coleta de lixiviado, assim normas para a construção e operação de aterros sanitários surgiram apenas nas últimas décadas.

A Tabela 3.8 compara a composição dos lixiviados gerados em aterros sanitários de diferentes idades no Canadá, porém em locais próximos e submetidos ao mesmo índice pluviométrico de 820 mm/ano.

Tabela 3.8 – Comparação da composição dos lixiviados com idades diferentes, de aterros sanitários situados no Canadá

Parâmetros	Aterro Sanitário		
	Keele Valley	Brock North	Beare Road
Idade (anos)	1,5	8	18
pH	5,8	6,35	6,58
Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)	1.800	880	1.070
DQO	13.780	3.750	1.870
DBO ₅	9.660	1.100	-
Sólidos Totais	12.730	5.280	3.070
Sólidos Totais Voláteis	6.300	1.350	1.300
Ácidos Orgânicos	4.600	1.170	1.480
N-Orgânico	170	6	65
Fósforo Total	0,77	0,11	0,15
Ferro	1.070	500	36
Zinco	5,04	0,22	0,19
Cádmio	0,10	0,02	0,008
Cobre	0,19	0,11	0,05
Níquel	1,08	0,01	-

*Todos os valores expressos em mg.L⁻¹, exceto pH e quando indicado.

Fonte: HENRY; PRASAD; YOUNG (1987) *apud* CONTRERA (2008)

Na Tabela 3.9 é exibida a classificação do lixiviado gerado em aterros sanitários correlacionando alguns parâmetros físico-químicos de acordo com sua idade.

Tabela 3.9 – Classificação de lixiviados de aterro sanitário de acordo com a idade

Parâmetro	Idade do Aterro Sanitário		
	Novo	Intermediário	Antigo
Idade (anos)	<5	5 – 10	>10
pH	6,5	6,5 – 7,5	>7,5
DQO (mg/L)	>10.000	4.000 – 10.000	<4.000
DBO ₅ /DQO	>0,3	0,1 – 0,3	<0,1
Biodegradabilidade	Alta	Média	Baixa
Compostos Orgânicos	80 % ácidos orgânicos de cadeia curta	5 – 30 % ácidos orgânicos de cadeia curta e ácidos fúlvicos	Ácidos húmicos e fúlvicos
Metais pesados	Baixo - médio	-	Baixo

Fonte: RENOU et al. (2008)

Na Tabela 3.10 são ilustrados os resultados obtidos por Souto (2009), que fez um levantamento da literatura sobre as características dos lixiviados brasileiros e também os resultados de Andreotolla e Cannas (1992), que reuniram informações sobre mais de 70 aterros

sanitários localizados na Europa e EUA. Observa-se que tanto para o caso dos aterros brasileiros, quanto para os americanos e europeus, todos os parâmetros possuem uma faixa de variação muito grande e as concentrações de N-amoniacal e alcalinidade total são muito elevadas.

Tabela 3.10 – Faixas de concentrações das principais variáveis de caracterização de lixiviados de aterros sanitários brasileiros e americanos e europeus

Parâmetro	Lixiviados		
	Brasil	EUA e Europa	
	Souto (2009)	Andreotolla e Cannas (1992)	
	Fase Ácida	Fase Metanogênica	Fases Ácida e Metanogênica
pH	4,4 – 8,4	5,9 – 9,2	5,3 – 8,5
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	170 – 32.000	125 – 20.200	300 – 11.500
Turbidez (UNT)	100 – 540	0,02 – 620	-
Condutividade (µS/cm)	230 – 45.000	100 – 45.000	-
DQO (mg O ₂ /L)	90 – 100.000	20 – 35.000	150 – 100.000
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	1 – 55.000	3 – 17.200	100 – 90.000
NH ₄ ⁺ (mg N/L)	0,07 – 2.000	0,03 – 3.000	1 – 1.500
NTK (mg N/L)	1,7 – 3.000	0,6 – 5.000	50 – 5.000
NO ₃ ⁻	<Limite – 45	<Limite – 270	0,1 – 50
P _{total} (mg P/L)	<Limite – 260	<Limite – 80	0,1 – 30
PO ₄ (mg P/L)	-	-	0,3 – 25
Ca (mg/L)	-	-	10 – 2.500
Mg (mg/L)	-	-	50 – 1.150
Na (mg/L)	-	-	50 – 4.000
K (mg/L)	-	-	10 – 2.500
SO ₄ (mg/L)	-	-	10 – 1.200
Cl ⁻ (mg/L)	275 – 4.700	20 – 6.900	30 – 4.000
Fe _{total} (µg/L)	<Limite – 1.400	0,01 – 720	0,4 – 2.200
Zn _{total} (µg/L)	<Limite – 27	<Limite – 35	0,05 – 170
Mn _{total} (µg/L)	<Limite – 115	<Limite – 30	0,4 – 50
Cd _{total} (µg/L)	<Limite – 0,1	<Limite – 0,6	0,5 – 140
Ni _{total} (µg/L)	<Limite – 6,5	<Limite – 1,4	20 – 2.050
Pb _{total} (µg/L)	<Limite – 1,5	<Limite – 6,7	8 – 1.020
Cr _{total} (µg/L)	<Limite – 1,2	<Limite – 1,0	30 – 1.600
Cu _{total} (µg/L)	<Limite – 0,8	<Limite – 2,9	4 – 1.400
ST (mg/L)	400 – 45.000	200 – 29.000	-
STV (mg/L)	78 – 26.700	75 – 20.000	-
STF (mg/L)	40 – 28.400	100 – 17.000	-
SST (mg/L)	10 – 7.000	7 – 12.400	-

Nota: <Limite (abaixo do limite de detecção)

Fonte: Elaborado a partir de SOUTO (2009) e ANDREOTOLLA; CANNAS (1992)

A biodegradabilidade indica o percentual de compostos susceptíveis à decomposição pela ação dos micro-organismos, podendo ser classificados em relação à facilidade de degradação em: rapidamente, moderadamente ou lentamente biodegradáveis. Os compostos

rapidamente biodegradáveis apresentam-se geralmente na forma solúvel, consistindo de moléculas mais simples, utilizadas diretamente pelas bactérias heterotróficas, enquanto que compostos moderadamente e lentamente biodegradáveis geralmente apresentam-se na forma particulada. Já os compostos recalcitrantes são aqueles que resistem à biodegradação e tendem a persistir e acumular no ambiente. Tais materiais não são necessariamente tóxicos aos micro-organismos, mas são resistentes ao ataque metabólico (MORAVIA, 2010).

Como resultado da variabilidade das características dos lixiviados, o projeto de sistemas de tratamento desses líquidos torna-se bastante complexo (TCHOBANOGLIOUS et al., 1993). Os processos aplicáveis ao tratamento de lixiviados são os biológicos; os físico-químicos ou a combinação destes (QASIM; CHIANG, 1994).

3.7 Lodos de Estação de Tratamento de Esgoto

O esgoto sanitário é composto, aproximadamente por 99 % de água e apenas cerca de 1 % de material sólido, sendo objetivo das ETEs retirar essas substâncias e retornar à água (a melhor qualidade possível) para os cursos d'água. Os processos de tratamento de esgoto são formados por uma série de operações unitárias, com eficiências distintas, que são empregadas para remoção de substâncias indesejáveis ou para transformação destas substâncias em outras de forma aceitável (BRASIL, 2009).

Em uma típica estação de tratamento de esgotos sanitários uma expressiva quantidade de material sólido é coletada do assentamento (tratamento primário) e do processo de lodos ativados ou tratamento anaeróbio (tratamento secundário). Estes são chamados coletivamente de lodo de esgoto e devem ser tratados antes da sua disposição final, garantindo assim uma proteção ambientalmente adequada (RAMAKRISHNA; VIRARAGHAVAN, 2005).

Os lodos de ETE, também apresentam dificuldades em seu gerenciamento. Avaliando que o tratamento de esgoto atingiu apenas 40,8 % da população urbana em 2014 (SNSA, 2016) a produção de lodo no Brasil chegou a cerca de 1,11 milhões de toneladas de biomassa base seca por ano, sendo a maioria não tratada (ALVES, 2016).

O aumento do volume do lodo de esgoto produzido nas ETEs está diretamente relacionado ao aumento da industrialização e urbanização (KHAN et al., 2013). Em países da Europa como a Alemanha, Reino Unido, Espanha, França e Itália a produção de lodo de esgoto chega a 2,17; 1,771; 1,121; 1,059 e 1,053 milhões de toneladas de biomassa base seca por ano, respectivamente (KELESSIDIS; STASINAKIS, 2012). Na China, cerca de 30 milhões de toneladas de lodo foram produzidos em 2010 (YU, 2011).

O gerenciamento dos lodos (adensamento, estabilização, condicionamento, desidratação e disposição final) pode ser responsável por até 60 % do custo total associado com o tratamento de águas residuárias municipais (ALVES, 2016). Como consequência, um esforço significativo tem sido dedicado para minimizar a produção de lodos e melhorar seu tratamento (BRISOLARA; QI, 2011; NGHIEM et al., 2014; SEMBLANTE et al., 2014; WANG et al., 2008).

Entre as diversas opções disponíveis atualmente, a biometanização é a tecnologia mais empregada. Complementarmente, crescente preocupação com a segurança energética, impactos ambientais e aumento do custo de energia para o tratamento de águas residuárias têm restabelecido o processo de biometanização como uma das principais tecnologias de produção de energias renováveis diante dos interesses científicos (IACOVIDOU, OHANDJA; VOULVOULIS, 2012; KHANAL et al., 2008).

Em particular, o uso da biometanização para co-digerir lodo de ETE com outros resíduos orgânicos para obter um acréscimo tanto a produção de biogás como a qualidade do biossólido tratado ao final do processo, foi proposto e implementado em várias estações de tratamento de águas residuárias em todo o mundo (ATHANASOULIA; MELIDIS; AIVASIDIS, 2014; CABBAI et al., 2013; NGHIEM et al., 2014; RATANATAMSKUL et al., 2011; WANG et al., 2013). A digestão anaeróbia pode ser empregada em plantas de tratamento já existentes, sem investimento de capital significativo.

Na maior parte das etapas do seu manuseio, o lodo de ETE é constituído de mais de 95 % de água, com uma concentração de sólidos da ordem de 0,25 a 12 % do lodo, em peso. Apenas por convenção, o lodo é designado por fase sólida, visando distingui-lo do fluxo do líquido que está sendo tratado (METCALF; EDDY, 1991).

A caracterização físico-química dos lodos produzidos na ETE de Barueri da Sabesp é demonstrada na Tabela 3.11.

Tabela 3.11 – Composição do lodo de esgoto úmido e desidratado

Parâmetros	Lodo úmido	Lodo seco
pH em CaCl ₂ 0,01 M	7,3	6,5
Densidade	1,03 g.cm ⁻³	0,97 g.cm ⁻³
Umidade perdida a (60 – 65 °C)	76,04 %	4,14 %
Umidade perdida entre (65 – 110 °C)	1,32 %	3,29 %
Umidade Total	77,36 %	7,43 %
Matéria Orgânica Total (combustão)	54,64 %	53,02 %
Matéria Orgânica compostável	52,52 %	50,20 %
Mat. Org. resistente à compostagem	2,12 %	2,82 %
Carbono Total (orgânico e mineral)	30,79 %	29,45 %
Carbono Orgânico	29,20 %	27,88 %
Resíduo Mineral Total	45,36 %	46,88 %
Resíduo Mineral Insolúvel	20,89 %	22,45 %
Resíduo Mineral Solúvel	24,47 %	24,43 %
Nitrogênio Total	3,27 %	3,47 %
Fósforo (P ₂ O ₅)	3,27 %	3,84 %
Potássio (K ₂ O) total	0,27 %	0,27 %
Cálcio (Ca) Total	2,52 %	2,46 %
Magnésio (Mg) Total	0,49 %	0,39 %
Enxofre (S) Total	0,66 %	0,68 %
Relação C/N (C total e N total)	9,4 %	8,5 %
Relação C/N (C orgânico e N total)	8,9 %	7,3 %
Cobre (Cu) Total	0,13 %	0,07 %
Manganês (Mn) Total	0,044 %	0,030 %
Zinco (Zn) Total	0,54 %	0,32 %
Ferro (Fe) Total	8,90 %	4,52 %
Boro (B) Total	0,0002 %	0,0002 %
Sódio (Na) Total	0,13 %	0,09 %

Nota: Todos os valores de concentrações são dados com base na matéria seca.

Fonte: POGGIANI; SILVA; GUEDES (2006)

Analisando várias faixas de valores analisadas pelos autores citados, observa-se que a média, considerando os valores mínimos e máximos, é em torno de 20 %, 27 % e 11 % para carboidratos, proteínas e lipídeos, respectivamente (Tabela 3.12). Analisando a composição elementar, têm-se valores médios de 3,6 %, 29 % e 3,4 %, respectivamente, para fósforo (P), carbono (C) e nitrogênio (N), e a relação C/N de cerca de 8,5 (Tabela 3.13).

Tabela 3.12 – Valores de carboidratos, lipídeos e proteínas provenientes de lodos de ETE

Lodo	Carboidratos (%) ^a	Proteínas (%) ^a	Lipídeos (%) ^a	Referência
primário + ativado	21,5 ^b	14,4	20,0	QIAO et al. (2011)
primário + ativado	10,62	33,78	11,42	CABBAI et al. (2013)
primário + ativado	21,19 – 32,58	25,91 – 38,93	9,17 – 16,45	ASTALS; NOLLA-ARDÈVOL; MATA-ALVAREZ (2013)
Digerido	29,7	24,65	2,52	ASTALS; NOLLA-ARDÈVOL; MATA-ALVAREZ (2013)

Nota: ^a % g/g sólidos voláteis (STV); ^b teor de fibras; Valores médios.

Fonte: ALVES (2016)

Tabela 3.13 – Valores de fósforo, carbono e nitrogênio provenientes de lodos de ETE

Lodo	P (%)*	C (%)*	N (%)*	C/N	Referência
Primário	<i>n.i</i>	36,7	3,2	11,5	SIDDIQUI; HORAN; KOFI (2011)
Primário	3,60	19,7	3,66	5,4	DI MARIA et al. (2014)
primário + ativado	<i>n.i</i>	37,7	3,56	10,6	CABBAI et al. (2013)
Ativado	<i>n.i</i>	37,6	6,9	5,4	SIDDIQUI; HORAN; KOFI (2011)

Nota: * % de sólidos totais (ST). *n.i* = não informado; Valores médios.

Fonte: ALVES (2016)

De maneira geral, os lodos podem conter elevadas quantidades de nitrogênio e fósforo, além de macro e micronutrientes, com exceção de potássio e boro (TSUTYA et al., 2001).

O potencial de geração de biogás e teor de metano dos lodos também está diretamente ligado à sua composição macromolecular e elementar. O valor estimado do potencial de geração de metano dos lodos de ETE estão na faixa de 188 a 214 NmLCH₄.gDQO⁻¹, segundo levantamento realizado por Astals, Nolla-Ardèvol e Mata-Alvarez (2013), que analisaram a composição típica de amostras de sete lodos coletados em diferentes estações de tratamento de esgoto. Fonoll et al. (2015) analisaram o potencial de geração de biogás de lodo primário e ativado e encontraram valores entre 250 a 280 NmLCH₄.gSTV⁻¹.

O potencial de geração de biogás relatado anteriormente possibilita e torna viável a utilização desses resíduos para aproveitamento energético. Alternativas de tratamento de lodos de ETE em sua forma bruta, tais como a co-digestão com resíduos sólidos urbanos em ambientes controlados ou biometanizadores, visando o aproveitamento energético do biogás – capaz de substituir vários combustíveis fósseis aplicados em sistemas elétricos, térmicos e de transporte – poderiam aumentar o potencial de geração de biogás desses resíduos para geração de energia, reduzir os custos do tratamento do lodo nas ETEs e também os riscos ambientais intrinsicamente ligados a sua disposição final em aterros (ALVES, 2016).

3.8 Digestão Anaeróbia

A digestão anaeróbia ou biometanização compreende um processo natural que ocorre na ausência de oxigênio livre, no qual a matéria orgânica é convertida em uma mistura de gases a partir da atividade sintrófica de diversas populações de micro-organismos. Esta mistura gasosa, conhecida como biogás, é formada principalmente de metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂), além de menores frações de hidrogênio (H₂), nitrogênio (N₂) e sulfeto de hidrogênio (H₂S), apresentando grande potencial energético devido à presença do CH₄ (Tabela 3.14).

O emprego do processo anaeróbio no tratamento de águas residuárias e resíduos é reportado há várias décadas, contudo, somente a partir da crise energética ocorrida na década de 1970 e do conseqüentemente avanço tecnológico observado no setor passou-se a verificar a implantação de inúmeras plantas de tratamento em escala global, visando à adequação dos mais variados tipos de resíduos. O interesse pelo processo de tratamento anaeróbio se deve, basicamente, ao potencial de aplicação do CH₄ gerado no processo associado à adequação ambiental dos resíduos tratados (BORZACCONI et al., 1995; KENNEDY; DROSTE, 1986; KHANAL, 2008; RAJESHWARI et al., 2000; van LIER et al., 2015). O biogás com um teor de metano superior a 45 % é inflamável; quanto maior o teor de CH₄, maior o valor de energia do gás (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011).

Tabela 3.14 – Composição típica do biogás gerados a partir de resíduos orgânicos

Componentes	Símbolo	Concentração (Vol-%)
Metano	CH ₄	55-70
Dióxido de Carbono	CO ₂	35-40
Água	H ₂ O	2 (20 °C) – 7 (40 °C)
Sulfeto de Hidrogênio	H ₂ S	20-20.0000 ppm (2 %)
Nitrogênio	N ₂	< 2
Oxigênio	O ₂	< 2
Hidrogênio	H ₂	< 1
Amônia	NH ₃	< 0,05

Fonte: Adaptado de CECCHI et al. (2003)

A conversão anaeróbia da matéria orgânica pode ser dividida em quatro etapas principais, de acordo com as transformações bioquímicas às quais os compostos orgânicos são submetidos: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, de modo que pelo menos cinco grupos de micro-organismos participam do processo (Figura 3.36). Nas etapas de hidrólise e acidogênese, bactérias hidrolíticas e fermentativas convertem compostos de cadeia longa (polímeros, tais como carboidratos, lipídeos e proteínas) em compostos de cadeia curta facilmente absorvidos através da parede celular, produzindo ácidos orgânicos de cadeia curta (AOCC), álcoois, CO₂ e H₂. Na etapa seguinte (acetogênese), bactérias acetogênicas transformam ácidos orgânicos e álcoois em ácido acético, H₂ e CO₂. Tais compostos correspondem aos substratos utilizados pelas arqueias metanogênicas na produção de metano (metanogênese). As arqueias metanogênicas hidrogenotróficas convertem H₂ e CO₂ em CH₄, enquanto as metanogênicas acetoclásticas utilizam o acetato. Convencionalmente, a maior parte

micro-organismos mantêm a pressão parcial de hidrogênio em níveis extremamente baixos, o que favorece o deslocamento do sentido da reação para a produção de H_2 e CO_2 . Esta relação sintrófica particular descrita entre os organismos oxidadores de acetato e consumidores de H_2 também se aplica a outras reações do processo anaeróbio que envolvem outros organismos produtores e consumidores de H_2 (FUESS, 2016).

A mediação das etapas de hidrólise, acidogênese e acetogênese engloba tanto bactérias anaeróbias obrigatórias (ou estritas) quanto facultativas, ou seja, cujo metabolismo funciona na ausência de oxigênio (O_2), mas caso este gás esteja presente não há inibição (ANNACHATRE, 1996; ROSA, 2009). Micro-organismos não isolados em reatores anaeróbios englobam *Clostridium spp.*, *Peptococcus anaerobus*, *Bifidobacterium spp.*, *Micrococcus ssp.*, *Bacillus ssp.*, *Escherichia coli*, dentro outros (CHERNICHARO, 2007; TCHOBANOGLIOUS et al., 2003). Quanto às arqueias metanogênicas, são micro-organismos estritamente anaeróbios, isto é, a presença de O_2 inibe o seu crescimento. Os principais grupos de arqueias metanogênicas incluem *Methanobactérium*, *Methanobacillus*, *Methanococcus*, *Methanospirillum*, *Methanosaeta*, *Methanothrix* e *Methanosarcina*, sendo os três últimos formados por micro-organismos acetoclásticos (CHERNICHARO, 2007; TCHOBANOGLIOUS et al., 2003).

Por fim, é importante ressaltar a interferência do sulfato na biometanização da FORSU, que por sua vez se trata de um resíduo extremamente heterogêneo, pode conter quantias demasiadas de sulfato. A aplicação da biometanização no tratamento de resíduos ricos em sulfato estimula o processo de sulfetogênese, no qual o sulfato é reduzido principalmente a sulfeto por um grupo específico de micro-organismos, as bactérias redutoras de sulfato (BRS) (GODOI et al., 2015; LENS et al., 1998; VILELA et al., 2014). As BRS constituem um grupo microbiano extremamente versátil, podendo competir com as arqueias metanogênicas por substratos comuns, tais como o acetato e o H_2 (CHEN et al., 2008; VILELA et al., 2014), fato que limita a extração de energia a partir do CH_4 . A toxicidade do H_2S também pode comprometer a atividade metanogênica em sistemas anaeróbios, seja pela permeação da forma não ionizada (H_2S) nas células, desnaturando as proteínas específicas, ou pela precipitação de metais essencialmente pelas formas ionizadas (HS^- e S^{2-}) (CAMILOTI et al., 2014; CHEN et al., 2008; VELA et al., 2002). Entretanto, sob condições de escassez de sulfato, populações de BRS já estabelecidas nos digestores podem atuar como bactérias acetogênicas (DAMIANOVIC; FORESTI, 2009; van LIER et al., 2008; VILELA et al., 2014), oxidando parcialmente ácidos orgânicos a acetato e consequentemente favorecendo a atividade das arqueias metanogênicas em uma associação sintrófica (VELA et al., 2002).

Vários fatores podem influenciar na digestão anaeróbia e na produção de biogás em digestores, tais como: temperatura, pH, umidade, natureza do substrato, teor de carbono e de nitrogênio, inóculo, relação inóculo substrato (S_0/X_0), configuração do digestor, carga orgânica aplicada e tempo de detenção hidráulica (TDH) (CHRISTY; GOPINATH; DIVYA, 2014; KHALID et al., 2011).

Temperatura

Os micro-organismos podem crescer em faixa de temperaturas mínima, ótima e máxima. Na temperatura ótima, as enzimas microbianas estão na forma mais ativa, enquanto que na temperatura mínima as enzimas trabalham com menor eficiência e, portanto, a conversão da matéria orgânica complexa em subprodutos é mais delongada. Na faixa máxima de temperatura, pode ocorrer a desnaturação das proteínas (destruição do arranjo molecular) causando a morte celular. Os micro-organismos metanogênicos, por exemplo, são bastante sensíveis às mudanças bruscas de temperatura e se desenvolvem naturalmente em temperaturas psicofílicas, de 4 °C a 20 °C, mesofílicas, de 20 °C a 40 °C, e termofílicas, acima de 40 °C (LETTINGA ASSOCIATES FOUNDATION, 2009; LETTINGA; REBAC; ZEEMAN, 2001).

A Figura 3.37 apresenta uma comparação entre o crescimento relativo dos micro-organismos metanogênicos conforme sua faixa de temperatura ótima de crescimento. Ou seja, o crescimento relativo segue a seguinte ordem: termofílicas > mesofílicas > psicofílicas, portanto, a temperatura tem forte influência na cinética de crescimento dos micro-organismos metanogênicos. Por esse motivo, via de regra, a velocidade de conversão anaeróbia da matéria orgânica em metano aumenta com o acréscimo da temperatura, porém considera-se as faixas mais eficientes a temperaturas de 32 a 40 °C para micro-organismos metanogênicos mesofílicos e de 50 a 58 °C para as termofílicos (BITTON, 2005; KHANAL, 2008).

Figura 3.37 – Faixas de temperatura e crescimento relativo dos micro-organismos psicrófilos, mesófilos e termófilos

Fonte: Adaptado de LETTINGA, REBAC; ZEEMAN (2001)

pH e Alcalinidade

O pH altera os equilíbrios de dissociação das moléculas e dessa forma altera as cargas dos sítios ativos das enzimas modificando suas estruturas e, conseqüentemente perdendo suas especificidades. Existem micro-organismos que possuem uma faixa mais ampla de sobrevivência do que outros. Podem-se diferenciar em dois grupos principais que dependem de faixas estabelecidas de pH para obter ótima produtividade. As bactérias produtoras de ácidos (acidogênicas) e os micro-organismos produtores de metano (metanogênicos). As acidogênicas preferem pH entre 5,5 e 6,5. Já os micro-organismos metanogênicos preferem a faixa entre 7,8 e 8,2. Em ambiente com ambas as culturas coexistindo, a faixa ótima de pH abrange 6,8 a 7,4 (BITTON, 2005). É comum encontrar relatos de biometanizadores alimentados com dejetos de animais que apresentam valores elevados de pH ($> 7,5$) mas em condições de estabilidade (LI; LIU; SUN, 2015). Em alguns casos, a digestão pode ocorrer em dois reatores, um deles favorecendo condições de acidogênese e outro metanogênese. Apesar de não existir uma regra, considerando que a metanogênese é uma etapa limitante, quando os dois grupos de micro-organismos estão presentes em um único digestor é indicado que o pH permaneça próximo da neutralidade (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2010; KHANAL, 2008). Por outro lado, as etapas de acidogênese e acetogênese produzem como metabólitos ácidos de cadeia curta (1C a 5C), principalmente acético, propiônico e butírico. Quando ocorre a produção demasiada

destes ácidos pode ocorrer um decréscimo no pH e inibir a atividade dos micro-organismos metanogênicos. Portanto, a concentração destes intermediários é um fator importante pois pode afetar a capacidade tampão (alcalinidade) no reator anaeróbio. Normalmente a alcalinidade em um reator anaeróbio varia de 1000 a 5000 mgCaCO₃/L e a estabilidade do processo também pode ser avaliada pela relação entre acidez (devida aos ácidos de cadeia curta) e a alcalinidade. Como demonstrado na Tabela 3.15 por experiências empíricas de Lili et al. (2011), para fins práticos, considera-se que a valores entre 0,1 a 0,25 mgÁc. acético/mgCaCO₃ são considerados normais ou de subcarga no reator enquanto valores próximos de 0,35 mgÁc. acético/mgCaCO₃ são encontrados em sistemas de maior produtividade de metano. Já valores acima deste de podem indicar acúmulo dos ácidos e valores próximos ou superiores a 0,45 mgÁc. acético/mgCaCO₃ geralmente estão vinculados ao colapso da metanogênese no reator (CHERNICHARO, 2007; DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2010).

Tabela 3.15 – Relações entre acidez e alcalinidade em reatores anaeróbios conforme experiências empíricas de LILI et al. (2011)

Razão Acidez/Alcalinidade	Condição do reator
mgÁc.acético/mgCaCO₃	
> 0,4	Reator em sobrecarga
0,3 – 0,4	Maior produtividade de metano
< 0,3	Reator em subcarga

Fonte: Adaptado de LILI et al. (2011)

Substâncias Inibidoras

Micro-organismos anaeróbios são inibidos por substâncias presentes no substrato ou por compostos gerados no próprio metabolismo. A produção excessiva de ácidos orgânicos pode ser um fator de inibição. Amônia, nitrato, metais tóxicos, compostos halogenados, pesticidas, desinfetantes, antibióticos, taninos e cianetos também são exemplos de inibidores (STEINMETZ, 2016).

Por outro lado, também é interessante que micro-organismos anaeróbios são capazes de aclimatar-se e degradar compostos tóxicos e refratários. Em alguns casos a tolerância é manifestada após período de aclimação aos tóxicos (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008; DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2010; KHANAL, 2008).

A inibição por amônia ocorre na digestão de substratos com elevado teor de nitrogênio. O equilíbrio entre íon amônio e amônia livre pode ser favorecido para formação de amônia livre

sob valores altos de pH ($pK_a \sim 9,24$). É conhecido que valores maiores que 100 mg de N como amônia livre.L⁻¹ podem prejudicar a produção de metano. A suposição neste caso é que a amônia livre cause inibição por ser facilmente permeável à membrana celular, causando desbalanço protônico e deficiência de potássio no interior da célula (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008). Já o nitrato provoca inibição, pois compete com as fases iniciais da fermentação anaeróbia pelos substratos orgânicos para promover a desnitrificação (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2010). Compostos sulfurados também causam competição por substrato entre as redutoras de sulfato e as metanogênicas, mas também podem inibir o processo em função da toxicidade do sulfito a um grupo variado de bactérias (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008).

Nutrientes

A natureza do substrato é definida pelos seus constituintes macromoleculares, tais como teor de carboidratos, lipídeos e proteínas que refletem nos elementos químicos tais como carbono, hidrogênio, oxigênio, nitrogênio e enxofre (C, H, O, N, S).

Vale salientar que podem existir alguns componentes nos resíduos (metais e alguns compostos orgânicos recalcitrantes, muitas vezes tóxicos) que não serão degradados e, portanto, tornam-se concentrados no resíduo, interferindo no processo de digestão. Neste contexto também são importantes elementos traços como Fe, Co, Ni, Se, W e Mg. Tais elementos são essenciais para algumas etapas do metabolismo dos micro-organismos metanogênicos e das bactérias fermentativas, pois são cofatores (BITTON, 2005).

As necessidades de nutrientes dos micro-organismos são usualmente estabelecidas a partir da composição química de suas células (Tabela 3.16). Geralmente, o nitrogênio é o nutriente requerido em maiores concentrações para o crescimento dos micro-organismos, que o utilizam na forma orgânica ou amoniacal. Assumindo-se que eles estejam em forma biodisponível, os requisitos dependem do coeficiente de produção celular (CHERNICHARO, 2007).

Para biomassa com baixo coeficiente de produção celular:

DQO : N : P : S = 1000 : 5 : 1 : 1 ou C : N : P : S = 330 : 5 : 1 : 1

Para biomassa com elevado coeficiente de produção celular:

DQO : N : P : S = 350 : 5 : 1 : 1 ou C : N : P : S = 130 : 5 : 1 : 1

Tabela 3.16 – Composição química dos micro-organismos metanogênicos

Macronutrientes	[g/kgSST]	Micronutrientes	[mg/kgSST]
Nitrogênio	65	Ferro	1800
Fósforo	15	Níquel	100
Potássio	10	Cobalto	75
Enxofre	10	Molibdênio	60
Cálcio	4	Zinco	60
Magnésio	3	Manganês	20
		Cobre	10

Fonte: Adaptado de CHERNICHARO (2007)

Alguns fatores são utilizados para avaliar a estabilidade do biometanizador, tais como pH, alcalinidade (parcial e total); ácidos graxos voláteis (AGV), relação ácidos voláteis e alcalinidade total (AGV/AT); relação propionato/acetato, relação carbono e nitrogênio (C/N) e até mesmo a relação entre demanda química de oxigênio e sulfato (DQO/SO₄²⁻). Outros parâmetros são utilizados para avaliar o desempenho de biometanizadores tais como produção (volume CH₄) e rendimento de CH₄ (NmLCH₄.gSTV⁻¹), remoção DQO, remoção STV, Atividade Metanogênica Específica (AME) e PCR/DGGE.

3.8.1 Cinética anaeróbia

Ao efetuar o balanço de massa em um reator anaeróbio é necessário levar em consideração que o termo de geração (ou consumo) está diretamente vinculado a fase da digestão anaeróbia que controla a cinética global. Isso quer dizer que a velocidade de produção de metano, a partir de uma substância orgânica bruta, estará vinculada as velocidades de todas as fases da digestão anaeróbia (STEINMETZ, 2016).

Caso uma das etapas seja limitante (velocidade inferior às demais) ela passará a ser a etapa controladora da cinética global (KHANAL, 2008). Portanto, a velocidade da reação vai estar diretamente vinculada a composição do substrato e a capacidade dos micro-organismos em degradar os compostos. Substratos que contém carboidratos complexos (ex.: fibras insolúveis) a hidrólise pode se tornar a etapa controladora devido à complexidade da matriz a ser degradada (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2010; KHANAL, 2008). Enquanto os açúcares são hidrolisados e acidificados em espaço de tempo curto (poucas horas), a degradação da celulose prossegue muito mais lentamente, e a velocidade depende da quantidade de lignina presente. Os substratos de fonte agrícola são exemplo onde a fase limitante da velocidade na

digestão anaeróbia usualmente é a hidrólise, pois a celulose necessita ser hidrolisada a monômeros de glicose (STEINMETZ, 2016).

Este processo é realizado por enzimas específicas (ex.: β -glucosidase) que rompem ligações β -1,4 glicosídicas e que pode levar de dois a três dias para ocorrer de forma efetiva (MILLER; WOLIN, 1995; YU et al., 2012). Outro exemplo é a degradação de lipídeos e ácidos de cadeia longa também que tem como etapa limitante da velocidade global da digestão anaeróbia na oxidação anaeróbia e acetogênese. Entretanto, na ausência de etapas preliminares que controlam a velocidade da digestão anaeróbia, a metanogênese constituirá na etapa controladora. Vários autores atribuem a baixa relação Y_{XS} e a elevada sensibilidade dos micro-organismos metanogênicos às variações ambientais (inibição) como a principal causa para que a formação de metano seja a etapa limitante da velocidade em reatores anaeróbios (BAUER et al., 2008; CHERNICHARO, 2007; DE VRIEZE et al., 2015). Além disso, usualmente assume-se que a cinética de crescimento microbiano, por consequência também a formação de metano na digestão anaeróbia, é em função da concentração do substrato. Sendo assim, podendo ser utilizado o modelo cinético descrito por Monod (1949), conforme a Equação 3.1:

$$\mu_x = \mu_{m\acute{a}x} \cdot \frac{S}{K_S + S} \quad 3.1$$

onde, μ_x é a velocidade específica de crescimento celular para a concentração de substrato S , $\mu_{m\acute{a}x}$ é a velocidade específica máxima de crescimento celular e K_S é a constante de afinidade (ou de saturação do substrato) que corresponde a concentração de substrato na qual μ_x atinge metade de seu valor máximo ($\mu_x = \mu_{m\acute{a}x}/2$) (MONOD, 1949). Outras propostas se deram a partir das derivações do modelo de Monod, porém contemplando os efeitos de inibição passíveis de ocorrer nos processos biológicos. De maneira geral, os modelos principais que exemplificam o fenômeno de inibição estão relacionados a inibição pelo substrato (Equação 3.1) e pelo produto (Equação 3.2). Nestes casos $K_{I,S}$ representa a constante de inibição por substrato e $K_{I,P}$ a constante de inibição por produto (SCHMIDELL et al., 2001 *apud* STEINMETZ, 2016).

$$\mu_x = \mu_{m\acute{a}x} \cdot \frac{S}{K_S + S} \cdot \frac{K_{I,S}}{K_{I,S} + S} \quad 3.2$$

$$\mu_x = \mu_{m\acute{a}x} \cdot \frac{S}{K_S + S} \cdot \frac{K_{I,P}}{K_{I,P} + S} \quad 3.3$$

Na Tabela 3.17 são apresentados alguns valores usuais das constantes cinéticas em reatores anaeróbios em condições mesofílicas. É possível observar pelos valores de K_s que existe uma tendência de redução dos valores a cada etapa seguinte da digestão anaeróbia, o que corrobora com a importância de cada etapa no controle da velocidade global.

Tabela 3.17 – Resumo de valores de constantes cinéticas para vários substratos utilizados em reatores anaeróbios mesofílicos

Substrato	Etapa	K_s (mgDQO.L ⁻¹)	$\mu_{m\acute{a}x}$ (d ⁻¹)	$Y_{X/S}$ (gSSV.gDQO ⁻¹)
Carboidratos	Acidogênese	22,5 – 630	7,2 – 30	0,14 – 0,17
Ácidos de cadeia longa de cadeia curta	Oxidação anaeróbia	105 – 3.180	0,085 – 0,55	0,04 – 0,11
		12 – 500	0,13 – 1,20	0,025 – 0,047
Acetato	Metanogênese	11 – 421	0,08 – 0,7	0,01 – 0,054
H ₂ e CO ₂		$4,8 \cdot 10^{-5}$ – 0,6	0,05 – 4,07	0,017 – 0,045

Fonte: Adaptado de CHERNICHARO (2007)

Ao efetuar-se a digestão de um substrato puro (ex.: sacarose) adicionado em batelada em reator de volume constante, contendo condições adequadas para a digestão anaeróbia (temperatura, nutrientes, pH, micro-organismos com atividade adequada, sem limitações de hidrólise, etc.) obtêm-se um gráfico do volume cumulativo de gases em função do tempo conforme a Figura 3.38.

Figura 3.38 – Exemplo do perfil produção de biogás de um substrato em processo batelada

Fonte: STEINMETZ (2016)

Este gráfico representa a cinética de formação de produto [$P = P(t)$], demonstrada pelo volume acumulado de biogás (ou metano) em função do tempo e nele é possível observar

algumas informações importantes. Ao relacionar-se o volume máximo acumulado de gás com a quantidade de substrato adicionado ao reator (como $DQO_{\text{adicionada}}$ ou $STV_{\text{adicionado}}$) obtém-se o Potencial Bioquímico de Biogás (PBB) e/ou o Potencial Bioquímico de Metano (PBM), também conhecido pela sigla em inglês BBP (*Biochemical Biogas Potential*) e BMP (*Biochemical Methane Potential*). Tal parâmetro é muito importante para avaliar o potencial energético pela conversão de metano intrínseca do substrato (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2010; VDI, 2006). Avaliando-se a redução da concentração de substrato, também é observado possível determinação do fator de conversão ($Y_{P/S}$) de substrato em produto (P), definido pela Equação 3.4. Neste caso, P_0 e S_0 representam as concentrações iniciais de produto e substrato, respectivamente.

$$Y_{P/S} = \frac{dP}{dS} \quad \text{ou} \quad Y_{P/S} = \frac{P - P_0}{S_0 - S} \quad 3.4$$

Considera-se a quantidade inicial de produto desprezível ($P_0 = 0$), onde, durante a reação não houve limitações cinéticas, e, ao tempo final tem-se a máxima formação de produto ($P = P_{\text{máx}}$) e a concentração final de substrato será desprezível se comparada com a concentração inicial ($S = 0$), então pode-se reescrever como estabelecido na Equação 3.5 (SCHMIDELL et al., 2001 *apud* STEINMETZ, 2016).

$$Y_{P/S} = \frac{P}{S_0} \quad 3.5$$

Esta equação também é usualmente denominada como coeficiente de eficiência de formação de biogás ou metano (do inglês, *biogas yield*), expresso como o volume de gás na CNTP (NmL) produzido com relação a massa de substrato removido (DQO_{removida} ou STV_{removida}). Outro fator que pode ser identificado é a velocidade de formação de produto, que é a derivada de P em cada ponto dP/dt . Portanto, por meio da derivação dos incrementos de volume de gás e tempo (dV/dt) também é possível identificar a velocidade de produção de gases na digestão anaeróbia. Quando dP/dt é ponderado pela quantidade de micro-organismos no reator obtém-se então a velocidade específica de formação de biogás ou metano (μ_P), definida pela Equação 3.6. (FLORENTINO; BISCARO; PASSOS, 2010; KRÜMPEL et al., 2016). Usualmente também é descrita como a produção específica de biogás ou metano, expressa como $NmL.gSTV_{\text{substrato}}^{-1}.d^{-1}$.

$$\mu_P = \frac{1}{X} \cdot \frac{dP}{dt} \quad 3.6$$

3.8.2 Atividade Metanogênica Específica (AME)

Um processo de digestão anaeróbia bem-sucedido depende, fundamentalmente, da existência de biomassa adaptada, com elevada atividade e resistência a variações de nutrientes ou condições do meio (McCARTY, 1964). A viabilidade da biomassa presente e sua atividade devem ser acompanhadas, evitando, desta forma, o comprometimento do processo anaeróbio devido a uma microbiota pouco adaptada. Para avaliar o comportamento da biomassa sob o efeito de determinado resíduo orgânico pode-se utilizar o teste da atividade metanogênica específica (DOLFING; BLOEMEN, 1985; FIELD; LETTINGA; GEURTS, 1987).

A Atividade Metanogênica Específica (AME) pode ser definida como a capacidade máxima de produção de metano por um consórcio de micro-organismos anaeróbios, realizada em condições controladas de laboratório, para viabilizar a atividade bioquímica máxima de conversão de substratos orgânicos a biogás (AQUINO et al., 2007). Desta forma, a AME pode ser utilizada como um parâmetro da “eficiência” da população metanogênica presente em um reator biológico e, como tal, constitui-se ainda em uma importante ferramenta para o controle operacional de reatores anaeróbios (FORESTI et al., 1999).

O ensaio é baseado na medida da velocidade de produção de metano em função da massa de inóculo e geralmente expresso com base nas unidades $\text{gDQOCH}_4.\text{gSSV}_{\text{inóculo}}^{-1}.\text{d}^{-1}$ ou $\text{gDQOCH}_4.\text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}.\text{d}^{-1}$. Ou seja, é a velocidade máxima específica de formação de gás metano ($\mu P_{\text{máx}}$), obtida pela obtenção do valor máximo da função dV/dt demonstrada na Figura 3.38 (FLORENTINO; BISCARO; PASSOS, 2010).

O conhecimento da AME do lodo de determinado reator permite estabelecer em última análise, a capacidade máxima de remoção de DQO da fase líquida, e por isso permite estimar a carga orgânica máxima que pode ser aplicada com minimização do risco de desbalanceamento de processo anaeróbio. Fazendo uma análise inversa, a AME permite determinar a massa mínima de lodo anaeróbio a ser mantido no reator para a remoção de determinada carga orgânica (AQUINO et al., 2007).

Há diferentes procedimentos para a determinação da atividade metanogênica de lodos anaeróbios descritos na literatura. A falta de uma padronização internacionalmente aceita para o teste de AME dificulta a comparação dos resultados obtidos a partir de cada método devem ser utilizados principalmente como base relativa de comparação em cada local aplicado e levar em consideração o objetivo principal de aplicação do resultado (AQUINO et al., 2007; BORGES, 2004; CHERNICHARO, 2007; MONTEGGIA, 1997; PENNA, 1994).

O acompanhamento da atividade metanogênica da biomassa utilizada na partida e ao longo do período de operação dos reatores anaeróbios alimentados com FORSU, torna-se de grande importância, tendo em vista a evolução e comportamento dos micro-organismos frente à variação da imposição de taxas de carregamento orgânico na produção de biogás.

Para quantificar o biogás, ou melhor, o metano produzido durante o ensaio, os métodos a serem utilizados podem ser: manométricos, com o uso de equipamentos como respirômetros (Chernicharo et al., 1997; Monteggia, 1991) ou sistemas Oxitop® (Borges, 2004) ou volumétricos, com a medição do volume e composição do biogás ou medição direta do volume de metano (Chernicharo, 2007).

Alguns valores de teste da AME podem ser verificados na Tabela 3.18.

Tabela 3.18 – Valores do teste AME por diferentes métodos e diferentes inóculos

Amostra	AME	Método	Referência
Lodo de UASB tratando esgoto sanitário	0,0704 gDQOCH ₄ .gSTV ⁻¹ .d ⁻¹	Oxitop®	GAUDENCIO (2016)
Mistura de lodo de UASB tratando esgoto sanitário + dejetos suíno	0,0138 gDQOCH ₄ .gSSV ⁻¹ .d ⁻¹	Volumétrico	MENDOZA (2015)

Fonte: Próprio Autor

Segundo Angelidaki et al. (2009), lodos anaeróbios não granulares ativos devem apresentar AME ao acetato de 0,1 gDQOCH₄.gSSV⁻¹.d⁻¹, enquanto que lodos granulares devem apresentar valores de 0,3 gDQOCH₄.gSSV⁻¹.d⁻¹ para serem considerados ativos. Para fins práticos, os testes de atividade são utilizados para avaliar a efetividade dos micro-organismos. Além da AME para avaliar as rotas acetoclástica e hidrogenotrófica, também é possível avaliar as diferentes etapas da digestão anaeróbia e assim verificar a efetividade do lodo ou inóculo.

3.8.3 Biologia molecular aplicada à digestão anaeróbia

Os micro-organismos anaeróbios envolvidos no processo de conversão da matéria orgânica em metano são pertencentes a dois domínios diferentes: *Bacteria* e *Archaea*. Inicialmente, as arqueias foram consideradas membros anômalos do domínio *Bacteria* por apresentarem o mesmo padrão de célula procariótica (no geral, ausência de núcleo verdadeiro e de organelas funcionais), possuírem um único cromossomo circular e transcreverem vários genes a partir de um mesmo mRNA policistrônico (MADIGAN et al., 2010).

Contudo, o sequenciamento comparativo do ácido ribonucleico ribossomal (RNAr) tornou as arqueias um grupo reconhecidamente distinto das bactérias típicas e revelou maior relação genética entre *Archaea* e *Eukarya* do que entre *Bacteria* e *Archaea* (WOESE; FOX, 1977) (Figura 3.39).

Figura 3.39 – Árvore filogenética universal construída a partir do sequenciamento comparativo da subunidade menor do gene RNAr

Nota: Apenas alguns organismos-chave ou linhagens são apresentadas em cada domínio. LUCA corresponde ao ancestral universal comum mais antigo (*Last Universal Common Ancestor*)

Fonte: MIDIGAN et al. (2014)

Assim, as *Archaea* passaram a representar um novo domínio e, juntamente com o domínio *Bacteria*, integram o grupo dos procariotos. Apesar de bactérias e arqueias serem similares quanto ao tamanho e à forma, existem diferenças entre esses dois grupos de organismos quanto à organização do genoma, expressão gênica, composição celular e filogenia.

A importância da análise da diversidade dos micro-organismos envolvidos no processo da digestão anaeróbia está em se obter informações acerca das propriedades

metabólicas específicas responsáveis pela decomposição dos resíduos (KLAMMER; KNAPP; INSAM, 2008).

Vanwonderghem et al. (2014) defendem que, antes de direcionar esforços para a otimização da digestão anaeróbia e de seus produtos, é necessário entender as capacidades metabólicas dos micro-organismos envolvidos no processo, bem como o nível da redundância funcional dentro da comunidade e os mecanismos fundamentais de interações interespecies.

O estudo da comunidade microbiana de ambientes naturais e de sistemas de engenharia (como um biometanizador) torna-se limitado quando baseado apenas em métodos tradicionais de cultivo, já que os micro-organismos cultiváveis representam uma pequena fração da comunidade. Dessa forma, tende-se a subestimar a diversidade microbiana quanto à riqueza e à abundância de espécies (WINTZINGERODE; GÖBEL; STACKEBRANDT, 1997). O estudo da comunidade microbiana no ambiente ou em sistemas de tratamento é de fundamental importância para o entendimento dos processos metabólicos envolvidos na degradação e consequente melhoria dos processos de tratamento.

O uso de técnicas de biologia molecular para descrever populações em comunidades naturais vem ocorrendo desde meados de 1980 (AMANN; LUDWIG; SCHLEIFER, 1995).

De maneira geral, os métodos moleculares podem ser divididos em dois grupos: um deles, também conhecido como técnicas de *fingerprinting*, analisa a estrutura de uma comunidade através de um perfil de amplificação de genes RNAr 16S via PCR, como, por exemplo, a eletroforese em gel de gradiente desnaturante (DGGE - *Denaturing Gradient Gel Electrophoresis*); o outro grupo, que pode ser representado pelos sequenciamentos de nova geração (NGS - *Next Generation Sequencing*), é constituído por métodos que envolvem o sequenciamento do gene RNAr 16S dos membros da comunidade para posterior identificação destas sequências em banco de dados (DUARTE, 2010).

Para se obter dados informativos a partir de amostras de um biometanizador, deve-se garantir que a extração de ácidos nucleicos (DNA ou RNA) resulte em um produto de alta qualidade (TALBOT et al., 2008).

A partir da etapa de extração, obtém-se o DNA total contido em uma amostra. Normalmente, o alvo das análises são apenas sequências específicas (conhecidas ou não) que estão presentes nesse DNA total. Para estudá-las através de técnicas da biologia molecular são necessárias grandes quantidades dessas sequências que, ao invés de serem obtidas extraindo-se mais DNA de amostras ou empregando-se os dispendiosos métodos de clonagem, podem ser geradas utilizando-se a reação em cadeia da polimerase ou PCR (*Polymerase Chain Reaction*) (BIANCO, 2015).

A diversidade da comunidade microbiana de um biometanizador pode ser analisada pela técnica de eletroforese em gel de gradiente desnaturante, a qual baseia-se no princípio de que fragmentos de DNA de mesmo tamanho, mas com sequências nucleotídicas distintas (em pelo menos um par de bases) migrarão para posições distintas em um gel de poliacrilamida, conforme diferenças no comportamento de desnaturação (MUYZER; SMALLA, 1998). Como resultado, tem-se um perfil de bandas (impressão digital), que reflete a diversidade genética da amostra em determinado tempo e sob determinadas condições, sendo que o número de bandas corresponde, teoricamente, ao número de espécies dominantes (HIRASAWA, 2007; SANZ; KÖCHLING, 2007).

Há diversos trabalhos que utilizaram o DGGE no estudo da digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos, sendo alguns exemplos apresentados na Figura 3.40. A técnica de DGGE pode ser empregada em conjunto com outras técnicas moleculares. Normalmente, o sequenciamento é utilizado como técnica complementar por fornecer a afiliação filogenética de fragmentos (bandas) de interesse, uma vez que o DGGE apenas informa sobre a diversidade da comunidade microbiana, não identificando seus membros.

Figura 3.40 – Quadro demonstrativo de exemplos de trabalhos que utilizaram o DGGE para analisar a comunidade microbiana presente em biometanizadores

Origem da amostra	Objetivo relacionado à utilização do DGGE	Técnicas moleculares empregadas	Referências
Fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (proveniente de usina de triagem mecânica) inoculada com lodo fermentado (de digestor mesofílico de estação de tratamento de efluentes urbanos)	Comparar se há variações na estrutura da comunidade de arqueias metanogênicas quando variado o tamanho do substrato	DGGE e FISH	BERNAT et al. (2015)
Quatro diferentes fontes de resíduo orgânico: - lodo de esgoto primário; - lodo ativado; - lodo de tanque séptico; - resíduos alimentares	Caracterizar a comunidade de <i>Bacteria</i> e <i>Archaea</i> em biometanizadores tratando diferentes os tipos de resíduos orgânicos	DGGE, sequenciamento e qPCR	KIM et al. (2015)
Lodo ativado co-digerido com resíduo alimentar	Verificar o efeito de diferentes cargas orgânicas e temperaturas sobre a comunidade microbiana	DGGE	GOU et al. (2014)

Fonte: BIANCO (2015)

3.8.4 Biometanização de resíduos sólidos orgânicos

A biometanização de resíduos sólidos orgânicos é um processo natural convertido em tecnologia amplamente utilizada para tratar resíduos orgânicos uma vez que evita emissões de compostos orgânicos voláteis, estabiliza matéria orgânica, produz um efluente com boas qualidades fertilizantes e, de modo geral, recupera energia através da produção de metano (FONOLL et al., 2015; ROMERO-GÜIZA et al., 2016).

Pode ser realizada em sistemas em batelada ou contínuo. No sistema em batelada, a biomassa é adicionada no início do processo de digestão. No sistema contínuo, a biomassa é constantemente adicionada ao reator. A digestão anaeróbia é uma tecnologia de tratamento de resíduos que melhora a qualidade ambiental e produz energia sustentável (CHRISTY; GOPINATH; DIVYA, 2014).

Segundo ROMERO-GÜIZA et al. (2016), a biometanização é uma tecnologia difundida para o tratamento de resíduos sólidos orgânicos, cuja implementação tem aumentado ao longo dos últimos anos. Concepção dos digestores, funcionamento e desempenho, bem como desvantagens do processo estão relacionados com a natureza/origem do resíduo sólido orgânico, que podem ser agrupadas em cinco categorias diferentes: (I) lodos de esgoto; (II) dejetos animais; (III) resíduos alimentares industriais, incluindo resíduos de abatedouros; (IV) resíduos de colheita e culturas energéticas, incluindo algas; e (V) fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU).

Na cadeia do processo de biometanização existem o pré-processo, durante o processo e pós-processo (Figura 3.41), o pré-processo é representada pela cor verde, onde demonstra as atividades requeridas de entrada no processo, a cor azul representa durante o processo de biometanização, onde existem todos os parâmetros a serem controlados e as cores amarela e vermelha representam os produtos finais do processo de biometanização a fim de se obter um reaproveitamento desse subproduto.

Figura 3.41 – Representação da cadeia do processo de biometanização

Fonte: Adaptado de VÖGELI et al. (2014)

O tratamento anaeróbico de resíduos orgânicos sólidos não é tão difundido como o processo aeróbico, principalmente devido ao maior tempo necessário para atingir a bioestabilização (FERNÁNDEZ; PÉREZ; ROMERO, 2010). O processo também é sensível a níveis elevados de amônia livre resultante da degradação anaeróbia do nitrogênio proveniente dos componentes ricos em proteínas (FOUNTOULAKIS; MANIOS, 2009). A diminuição da atividade específica de arqueias metanogênicas tem sido relacionada com o aumento das concentrações de amônia (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008; KHALID et al., 2011).

3.8.4.1 Fração Orgânica do Resíduos Sólidos Urbanos (FORSU)

Segundo Tchobanoglous et al. (1993), a fração orgânica dos RSU é composta por madeira, papel, papelão plásticos, têxteis, borracha, couro, restos de alimentos e resíduos de jardinagem, segundo a soma destes dois últimos a fração biodegradável. Os resíduos alimentares são compostos principalmente de polímeros de carboidratos (amido, celulose e hemicelulose), lignina, proteínas, lipídeos, ácidos orgânicos, e uma menor parcela inorgânica restante (KIRAN et al., 2014).

Christensen, 2011, trouxe em seu estudo as faixas de teor de umidade dos componentes da FORSU e seus valores típicos são os listados na Tabela 3.19.

Tabela 3.19 – Faixas do teor de umidade dos componentes da FORSU

Componente	Teor de Umidade (%)	
	Faixa	Valor Típico
Restos de alimentos	50 – 80	70
Aparas de grama	40 – 80	60
Resíduos de jardinagem	30 – 80	60

Fonte: Adaptado de CHRISTENSEN (2011)

De acordo com Christensen (2011), o conteúdo de matéria orgânica dos resíduos sólidos pode ser determinado de várias maneiras, tais como, sólidos totais voláteis (STV), carbono orgânico total (COT), Demanda Química de Oxigênio (DQO, em mgO_2/g resíduo seco).

Compostos orgânicos específicos, tais como ácidos orgânicos de cadeia curta (AOCC: ácido acético, ácido propiônico, ácido butírico, etc.), proteínas, carboidratos, gorduras, celulose, hemicelulose e lignina também podem ser determinados, ainda que frequentemente estas determinações sejam complexas e imprecisas (SILVA, 2016).

A celulose, a hemicelulose e a lignina são os principais componentes das fibras vegetais (Figura 3.42), presentes em seus caules, folhas e frutos. Os materiais lignocelulósicos são polímeros de carboidratos complexos compostos, basicamente por celulose, hemicelulose e lignina, onde, representam 90 % da matéria seca do material, juntamente com outros componentes, como os extrativos e cinzas que representam os 10 % restantes (BALAT, 2011; CARDONA; QUINTERO; PAZ, 2010; SANTANA et al., 2008).

Figura 3.42 – Estrutura esquemática da biomassa lignocelulósica

Fonte: Adaptado de RUBIN (2008)

A composição química dos resíduos de poda, capina ou jardinagem são demonstrados na Tabela 3.20, onde pode-se verificar a grande porcentagem de material lignocelulósico que são de difícil degradação anaeróbia e, portanto, levarão sempre à baixa produção de biogás, a não ser que se faça algum tipo de pré-tratamento da amostra, alterando sua estrutura física e química das fibras vegetais.

Tabela 3.20 – Composição química de aparas de jardinagem

Componente	Conteúdo em massa* (%)
Celulose	30,8 ± 0,5
Hemicelulose	15,9 ± 0,3
Lignina solúvel em ácido	0,6 ± 0,1
Lignina insolúvel em ácido	32,3 ± 0,1
Extratos	9,6 ± 0,2
Sólidos Totais Voláteis	98,9 ± 0,1
Sólidos Totais	94,3 ± 0,1

Nota: *Porcentagens em relação à massa seca, exceto para sólidos totais.

Fonte: Adaptado de ZHAO; ZHENG; YEBO LI (2014)

No processo da biometanização existe uma relação estequiométrica entre os constituintes do substrato e a quantidade de gases que serão produzidos durante a digestão anaeróbia. Ou seja, quando conhecidos os componentes químicos de um substrato (C, H, O, N e S) é possível estimar a quantidade de metano a ser recuperado (BUSWELL; NEAVE, 1930)

As Tabela 3.21 e Tabela 3.22 apresentam, respectivamente, elementar da FORSU e valores médios da composição macromolecular segundo diversos autores.

Tabela 3.21 – Composição elementar da FORSU

Composição					Referência
C (%)	H (%)	N (%)	S (%)	C/N	
48,4	6,7	2,94	0,2	16,5	HLA; ROBERTS (2015)
37,7	5,7	3,3	0,1	11,4	DONG; ZHENHONG; YONGMING (2010)
51,3	7,5	2,4	0,2	21,4	HANSEN et al. (2007)
49,2	6,9	3,7	0,9	13,3	EISTED; CHRISTENSEN (2011)
48,7	6,9	3,8	0,3	12,8	HAN; SHIN (2002)
42,3	5,3	3,3	0,0	12,8	SALGADO (2003)
46,6 ± 4,4	6,6 ± 0,62	2,9 ± 0,6	0,3 ± 0,26	16,1	CAMPUZANO; GONZÁLEZ- MARTÍNEZ (2016)*

Nota: Todos os valores estão baseados em peso seco. *média de diversos autores.

Fonte: Adaptado de CAMPUZANO; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ (2016)

Tabela 3.22 – Características macromolecular da FORSU

Gordura, óleo e graxa	Proteína	Fibras	Lignina	Carboidratos					Referência
				celulose	celulose hemi-	amido	açúcares	total	
20,7	17,4	22,9	5,4	12,0	5,5	17,4	22,0	62,0	ALIBARDI; COSSU (2015)
17,5	15,2	39,5	13,5	21,1	5,1	-	-	52,9	CAMPUZANO; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ (2015)
15,6	23,1	13,6	-	-	-	-	-	61,4	DONG; ZHENHONG; YONGMING (2010)
35,0	26,6	19,6	-	-	-	-	-	52,1	AGYEMAN; TAO (2014)
-	-	22,6	7,1	11,2	4,3	-	-	-	SCHIEVANO et al. (2010)
9,6	7,7	37,8	9,6	17,5	10,7	-	-	-	RAO; SINGH (2004)
-	-	41,8	3,8	23,4	14,6	-	-	-	ADHIKARI et al. (2013)
-	11,7	71,9	14,6	51,9	12,6	-	-	-	ZHU et al. (2010)
13,8	14,9	26,4	-	-	-	13,8	8,0	-	DAVIDSSON et al. (2007)
-	-	36,6	18,5	5,0	13,1	-	-	-	HARTMANN; AHRING (2005)
19,9	18,9	-	-	-	-	-	-	61,9	BROWNE; MURPHY (2013)
6,09	14,61	-	-	-	-	-	-	35,0	CABBAI et al. (2013)
20,5	30,0	-	-	-	-	-	-	-	FITAMO et al. (2016)
17,5 ± 6,6	17,7 ± 5,5	29,2 ± 15,0	9,7 ± 5,3	18,6 ± 15,0	8,6 ± 4,6	17,1 ± 2,5	10,5 ± 6,0	55,5 ± 10,1	CAMPUZANO; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ (2016)*

Nota: valores em (% STV) (-) não informado * média de diversos autores.

Fonte: Adaptado de CAMPUZANO; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ (2016)

A matéria orgânica pode ser dividida em compostos facilmente biodegradáveis (carboidratos, lipídeos e proteínas) e pouco biodegradáveis (fibras, ácidos húmicos e ácidos fúlvicos). A matéria orgânica biodegradável pode ser dividida em diferentes categorias de substratos. Os carboidratos simples, como a glicose, sacarose ou lactose, aminoácidos ou AGV, não necessitam de qualquer fase de hidrólise para serem biodegradados. Carboidratos complexos, tais como celulose, proteínas, e ácidos graxos de cadeia longa, necessitam passar pela etapa de hidrólise para que possam ser transformados em monômeros degradáveis antes da conversão a CH₄ (LESTEUR et al., 2010).

A quantidade de biogás e metano produzidos são dependendo das concentrações de carboidratos, gorduras e proteínas do substrato (VDI, 2006). Na Tabela 3.23 são demonstrados

volumes médios de biogás que são produzidos para cada tipo de substância. É possível constatar que as gorduras têm maior capacidade de produzir biogás e também maiores concentrações de metano. Porém, a biometanização de apenas um destes substratos isoladamente pode levar a baixas eficiências de conversão em metano.

Sabe-se que a velocidade de degradação segue a seguinte ordem: carboidratos > proteínas > lipídeos e, a estabilidade do processo na digestão anaeróbia depende do balanço na ecologia de grupos de bactérias e arqueias (espécies formadoras de ácidos, acetogênicas e metanogênicas) (CHERNICHARO, 2007). Um dos fatores que regula esse balanço é a qualidade nutricional e também está vinculado com a velocidade de degradação dos constituintes do substrato. Portanto, mesmo que se utilize substratos constituídos por gorduras puras, dificilmente tem-se a garantia de que ocorrerá a conversão em metano de forma eficiente (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2010; KHANAL, 2008).

Tabela 3.23 – Estimativa de potencial e composição do biogás de substratos puros

Substrato	Potencial de Biogás (NmL.gSTV _{adic} ⁻¹)	Composição aproximada	
		CH ₄ (%)	CO ₂ (%)
Carboidratos	750	50	50
Gorduras	1390	72	28
Proteínas	800	60	40

Fonte: Adaptado de VDI 4630 (2006)

Na Figura 3.43 são apresentados os potenciais bioquímicos de biogás de resíduos diversos e algumas culturas agrícolas, constantes na base de dados do Curatório Alemão de Agricultura (KTBL, 2014). As barras claras demonstram a quantidade máxima de biogás que cada substrato produz separadamente e as barras escuras demonstram a concentração de metano no biogás. O potencial bioquímico de biogás (BBP) cresce nos substratos à direita do gráfico e isso tem relação com o crescimento dos teores de STV e variações na composição química, pois os teores de celulose também tendem a ser maiores nestes substratos.

Figura 3.43 – Potencial de biogás para diferentes substratos

Fonte: KTBL¹ (2014) *apud* STEINMETZ (2016)

Percebe-se que, quanto maior a biomassa residual biodegradável, maior será o teor de CH₄ no biogás, porém em contrapartida, materiais lignocelulósicos tem baixo potencial bioquímico de biogás (BBP).

¹ KTBL. Online European Feedstock Atlas basis version.

criar sinergia entre substratos, diluir compostos inibidores/tóxicos e/ou aumentar a estabilidade do digerido (ASTALS; ARISO; GALÍ, 2011; FONOLL et al., 2015).

Nos anos, entre 2010 e 2013, das publicações envolvendo biometanização, 50 % abordaram a co-digestão de diversos substratos considerando assim um tema de extrema relevância. Historicamente, a co-digestão de lodo de esgoto e da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU) é a mais relatada (MATA-ALVAREZ et al., 2014).

Apesar do lodo de esgoto ser digerido sozinho na maioria das aplicações, o uso de co-substratos na biometanização é uma tendência crescente para melhorar os rendimentos de metano com vários benefícios associados (ASTALS; ARISO; GALÍ, 2011; NARTKER et al., 2014).

Para Li et al. (2013), resíduo de cozinha, palha de milho e esterco de frango podem ser utilizados como matérias-primas para a produção de biogás através do processo de co-digestão anaeróbia. Ye et al. (2013) utilizando reatores de 2,5 L em condições mesofílicas compararam a monodigestão com a co-digestão de palha de arroz com resíduos de cozinha e esterco de suínos e observaram um aumento de 71 % na produção de metano quando utilizou a tecnologia de co-digestão, a proporção dos resíduos utilizados foi de 0,4:1,6:1 de resíduos alimentares, esterco suíno e palha de arroz, respectivamente.

Yao et al. (2014) estudaram diferentes concentrações de substrato e inóculo na co-digestão de resíduos vegetais e esterco bovino em digestores em batelada e relataram o aumento da produção de metano de $141,2 \text{ mLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ para $186,8 \text{ mLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ aumentando a concentração do substrato de 17 % para 35 % baseado em peso seco. As condições ideais para o processo foram de 35 % de substrato e 30 % de inóculo, que rendeu produção de metano de $170,8 \text{ mLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$.

Pavi et al. (2017) testaram a co-digestão de lodo de esgoto com resíduos hortifrutegrangeiros (frutas e vegetais) (RHF) e resíduos alimentares (RA), testando várias relações RHF:RA (0:1; 1:0; 1:1; 1:3) + lodo de esgoto, obtendo valores de $164,5 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ para (RA), $275,9 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ para (RHF), $350,6 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ para 1:1 (RA:RHF), e obtendo um maior potencial bioquímico de metano de $396,6 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ com 79,7 % de teor de CH_4 para a mistura de 1:3 (RA:RHF).

Em relação à origem do inóculo, sabe-se que também é de grande importância, uma vez que podem conter diferentes populações microbianas, adaptação ao substrato e materiais biodegradáveis remanescentes. Dentre os resíduos disponíveis, destacam-se como fontes promissoras de inóculo o lodo mesofílico proveniente das estações de tratamento de esgotos, lixiviados de aterro sanitário, estratos de solo, lodos de plantas de tratamento de efluentes

industriais e outros materiais de origem animal, como rúmen, dejetos bovino, suíno e de frango, que são ricos em micro-organismos anaeróbios capazes de acelerar o tempo de biodegradação da matéria orgânica (CONTRERA et al., 2013; ELBESHBISHY; NAKHLA; HAFEZ, 2012; FORSTER-CARNEIRO et al., 2004; GRIFFIN et al., 1998; HAGOS et al., 2017; KHALID et al., 2011; SILVA, 2014; ZHANG; HU; LEE, 2016).

Na Tabela 3.24 são encontrados vários substratos co-digeridos juntamente com resíduos alimentares, observando a melhora do processo em ambos os casos.

Tabela 3.24 – Co-digestão de resíduos alimentares com outros substratos orgânicos

Substrato	Ação da co-digestão	Fator de influência	Referência
RA + DB	Aumento do BMP e estabilidade do sistema	Aumento da capacidade de tamponamento e suprimento de elementos traço	ZANG et al. (2013)
RA + DB	Aumento do BBP	Aumento da capacidade de tamponamento da amônia	MARAÑÓN et al. (2012)
RA + DB	Aumento do BMP	Balanço de nutrientes	EL-MASHAD; ZHANG (2010)
RA + Lixiviado de aterro sanitário	Aumento do BMP	Aumento da capacidade de tamponamento e menor acúmulo de AGV	XIAOFENG et al. (2014)
RA + Resíduos agropecuários	Aumento do BMP e redução de STV	Aumento da capacidade de tamponamento	KIM; OH (2011)
RA + DB + Óleo	Aumento do BMP	Aumento da capacidade de tamponamento	NEVES; OLIVEIRA; ALVES (2009a)
RA + DB + Gordura	Aumento do BMP	Suplemento de lipídeos	NEVES; OLIVEIRA; ALVES (2009b)
RA + Efluente de dejetos de animais	Aumento do BMP e Carga orgânica	Aumento da capacidade de tamponamento	WANG; PENG; SU (2013)
RA + Efluente de suínos	Aumento do PBB e estabilidade no processo	Suprimento de elementos traço	ZHANG; LEE; JAHNG (2011)
RA + Resíduos de jardim	Aumento do BMP	Menor acúmulo de AGV	BROWN e LI (2013)
RA + Grãos de destilaria	Aumento do BBP	Aumento da capacidade de tamponamento da amônia	WANG et al. (2012)
RA + Lodo de esgoto desidratado	Estabilidade no sistema	Menor inibição de Na ⁺	DAI et al. (2013)
RA + Lodo de esgoto	Permissão de recebimento de elevadas cargas orgânicas	Aumento da capacidade de tamponamento da amônia	KIM; NAM; SHIN (2011)
RA + Resíduos verdes	Aumento da remoção de STV	Relação C/N	KUMAR; OU; LIN (2010)
FORSU + Lodo de esgoto + Lixiviado de aterro sanitário + Água	Aumento do BMP	Aumento da umidade e remoção de STV	GUVEN et al. (2017)

Nota: RA (Resíduo Alimentar); DB (Dejeto Bovino)

Fonte: Próprio Autor

3.8.6 Aclimação

A partida de um biometanizador, muitas vezes, requer o uso de estratégias para otimização de seu funcionamento, como por exemplo a utilização da co-digestão. Durante a biometanização, o inóculo necessita de ambientes adequados para o seu crescimento e estabelecimento de sua população para consequentemente obter um maior rendimento de biogás no processo. Um dos desafios no estudo de comunidades procariontes é avaliar a capacidade do inóculo em se aclimatar ao tipo de substrato e às condições operacionais do biometanizador.

Ao iniciar o biometanizador pela primeira vez, o digestor precisa ser inoculado com micro-organismos necessários para o processo anaeróbio. Durante a fase de arranque, a população microbiana precisa ser gradualmente aclimatada ao substrato. Isso pode ser conseguido aumentando progressivamente a carga de alimentação diária, o que permite tempo para atingir uma população equilibrada de micro-organismos. A sobrecarga inicial apresenta um risco para o processo anaeróbio geral. Sobrecarregar a alimentação de substrato em comparação com a população ativa capaz de digeri-la, ou condições de digestores em rápida mudança (por exemplo, mudança brusca de temperatura, acumulação de substâncias tóxicas, aumento da taxa de fluxo). Tais distúrbios afetam especificamente arqueias metanogênicas, enquanto as bactérias acidogênicas, que são mais tolerantes, continuam a funcionar e produzem ácidos. Isso eventualmente leva a uma acidificação do digestor que inibe a atividade metanogênica. Tal desequilíbrio de bactérias acidogênicas versus metanogênicas pode resultar em falha do biometanizador. A utilização da estratégia de co-digestão com inóculos pode evitar isso, pois aumenta a capacidade do tampão, reduzindo assim o risco de acidificação (DE VRIEZE; VERSTRAETE; BOON, 2013; VÖGELI et al., 2014).

O gás produzido nas primeiras semanas após o arranque é principalmente dióxido de carbono (CO_2). Este gás não é inflamável e pode ser liberado. Após alguns dias, o teor de metano do gás aumentará suficientemente para um nível que pode sustentar uma chama ($\text{CH}_4 > 45\% \text{ -Vol.}$) e levar a biogás de alta qualidade ($55 - 70\% \text{ -Vol.}$) (VÖGELI et al., 2014).

O principal objetivo de se realizar a aclimação de um determinado inóculo é o de vencer ou reduzir a etapa da fase *lag* e que o consumo do substrato entre na fase exponencial para que se obtenha um maior rendimento de biogás com um maior teor de CH_4 .

Quando uma cultura microbiana é inoculada em um meio novo, o crescimento geralmente começa somente após um período de tempo chamado fase *lag* (Figura 3.45). Este intervalo pode ser breve ou prolongado, dependendo do histórico do inóculo e das condições de crescimento. Se uma cultura de crescimento exponencial é transferida para o mesmo meio

sob as mesmas condições de crescimento (temperatura, aeração e similares), não há a fase *lag* e o crescimento exponencial começa imediatamente. No entanto, se o inóculo é retirado de uma cultura antiga (fase estacionária) e transferido para o mesmo meio, geralmente há a fase *lag*, mesmo que todas as células do inóculo estejam vivas. Isso ocorre porque as células estão esgotadas de vários constituintes essenciais e o tempo é necessário para sua biossíntese (MADIGAN et al., 2014).

A fase *lag* também ocorre quando o inóculo consiste de células que foram danificadas (mas não mortas) por mudanças significativas de temperatura, radiação ou produtos químicos tóxicos devido ao tempo necessário para que as células reparem o dano. A fase *lag* também é observada quando uma população microbiana é transferida de um meio de cultura rico para um pior. Para crescer em qualquer meio de cultura, as células devem ter um complemento completo de enzimas para a síntese dos metabolitos essenciais não presentes nesse meio. Assim, após a transferência para um meio onde os metabolitos essenciais devem ser biosintetizados, é necessário tempo para a produção das novas enzimas que irá realizar essas reações (MADIGAN et al., 2014).

Figura 3.45 – Curva de crescimento típica de uma população microbiana

Fonte: Adaptado de MADIGAN et al. (2014)

A precisão dos dados de BBP e BMP em um ensaio cinético é altamente dependente das capacidades metabólicas do inóculo utilizado. A redução da atividade metanogênica do consórcio microbiano pode levar a resultados não reprodutíveis e subestimar a produção de biogás (ANGELIDAKI et al., 2009; BAUER et al., 2008). Neste contexto, Angelidaki et al. (2009) recomendam a utilização de um inóculo fresco proveniente de reator anaeróbio ativo,

isto é, plantas de biogás que degradam dejetos ou lodo de reatores anaeróbios de plantas de tratamento de esgoto doméstico. Ou seja, inóculos que contêm composição microbiana ampla (bactérias hidrolíticas, bactérias acidogênicas e arqueias metanogênicas). A recomendação é de que estes inóculos sejam pré-incubados durante período de 2 a 5 dias antes dos ensaios, a fim de minimizar a influência de material orgânico biodegradável residual (STEINMETZ, 2016).

Além disso, fontes de inóculo e processos de aclimação são dois fatores ligados que governam o potencial de biodegradabilidade do substrato. Por exemplo, Gu et al. (2014) observaram associação entre a fonte do inóculo e o uso ou não de processo de aclimação sobre a velocidade de produção de biogás de substratos celulósicos. De Vrieze et al. (2015) identificaram diferenças na eficiência de degradação do substrato, dependendo da estrutura das comunidades metanogênicas do inóculo.

Contrera et al. (2013) avaliaram a tratabilidade dos lixiviados do aterro sanitário de São Carlos - SP utilizando-se de um reator anaeróbio operado em bateladas sequenciais com biomassa imobilizada em espuma de poliuretano (AnSBBR), foi verificada uma baixa biodegradabilidade dos lixiviados a serem tratados, portanto, utilizou-se da estratégia de aclimação da biomassa imobilizada do reator que era constituída do lodo proveniente do fundo de uma lagoa de lixiviados, ao final de sua aclimação, verificou-se melhora significativa na remoção de DQO do lixiviado recalcitrante.

Em estudo realizado por Steinmetz et al. (2016) foi avaliado o estabelecimento de metodologia, em escala laboratorial, para enriquecimento de inóculo anaeróbio mesofílico. Para isso avaliou-se um método para aclimação de mistura de três fontes de inoculantes, mantidos em condição mesofílica em reator de 40 litros, por meio de ciclos de alimentação e reinoculação. O inóculo enriquecido demonstrou-se eficaz na digestão de substratos de referência (celulose, gelatina, cama de aviário e lodo), com recuperação de biogás a 99 %.

Em países onde o mercado de biogás é forte (ex.: Alemanha, Itália e outros países da Europa) obter amostra de inóculo em condições mesofílicas é relativamente fácil. No entanto, no Brasil esse fato é um grande limitador em função da menor disponibilidade de plantas de digestão anaeróbia em larga escala, da maior distância entre as plantas de biogás e os laboratórios ou centros de pesquisa, da menor estabilidade dos reatores (consequência do menor investimento em controle de processo usados no Brasil), além da quase inexistência de instalações que praticam co-digestão em condições mesofílicas.

Portanto, as variações entre origem e métodos de enriquecimento e de aclimação do inóculo precisam ser padronizadas para que os ensaios sejam reprodutíveis e rastreáveis (DIN, 1985; LI et al., 2013; VDI, 2006).

3.8.7 Teste de biodegradabilidade anaeróbia (BMP)

O teste de BMP foi desenvolvido como um método para determinar o potencial de biodegradabilidade de substratos, verificar a possibilidade de inibição da digestão anaeróbia para diferentes condições, estimar melhores taxas entre substrato e inóculo e ainda verificar o tempo de detenção necessário para se completar a digestão anaeróbia de um substrato complexo (ANGELIDAKI et al., 2009; ELBESHBISHY; NAKHLA; HAFEZ, 2012; HANSEN et al., 2004; KOCH; DREWES, 2014; RAPOSO et al., 2012).

Esse teste pode ser realizado em batelada ou de forma contínua, em condições anaeróbias, compreendendo a incubação do substrato selecionado (resíduo) em frascos ou tubos fechados, a uma temperatura específica (mesofílica ou termofílica), e com certa quantidade de inóculo metanogênico. Alguns autores adicionam solução tampão e solução com nutrientes para propiciar um pH neutro e fonte de carbono e energia para os micro-organismos, respectivamente. O grau de degradação do substrato é avaliado após a incubação, em intervalos de tempo pré-estabelecidos por meio da observação da produção acumulada de metano e determinação da taxa de biodegradação ou hidrólise, ou ainda observação da quantidade de substrato consumido (KAFLE; KIM; SUNG, 2013; RAPOSO et al., 2009; RAPOSO et al., 2012; SCHIEVANO et al., 2010).

De acordo com Kunz; Amaral e Steinmetz (2016), o entendimento e o uso correto dos termos técnicos no processo de biometanização fornecem os subsídios para interpretação dos resultados e a tomada de decisão na operação e controle dos biometanizadores. Portanto, é de extrema importância que a padronização das unidades de medidas para que se possa extrapolar os resultados obtidos em laboratórios para comparações entre valores alcançados em laboratórios e em escala real.

Para o adequado dimensionamento do biometanizador, o controle do processo de biometanização, o desenvolvimento de pesquisas na área de biogás e a geração de índices técnicos confiáveis, é fundamental expressar os parâmetros de maneira correta, equiparável com o que é utilizado internacionalmente (DEUBLEIN; STEINHAUSER, 2011). A relação entre o volume de metano produzido e quantidade de sólidos voláteis acrescentados é tratada como rendimento de metano, o presente trabalho irá tratar o rendimento de metano (BMP) como $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, a fim de manter-se essa padronização.

A biometanização dos resíduos sólidos orgânicos está influenciada por diversos fatores, onde a relação resíduos/inóculo (R_0/I_0) é um fator chave para a otimização do processo. Por se tratarem de parâmetros operacionais muito importantes, a fonte de inóculo bem como a relação

(R_0/I_0) devem ser avaliadas por meio de teste de biodegradabilidade anaeróbia (FORSTER-CARNEIRO et al., 2007; FORSTER-CARNEIRO; PÉREZ; ROMERO, 2008; NEVES; OLIVEIRA; ALVES, 2004).

Na Figura 3.46 estão demonstrados valores de rendimento de metano de diversos autores, a maioria dos valores alcançados variam entre 300 e 600 $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ pela relação STV/ST entre 75 e 95 %.

Figura 3.46 – Rendimento de metano em função da relação STV/ST

Fonte: Adaptado de CAMPUZANO; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ (2016)

3.9 Tecnologias de biometanização

As características típicas dos processos utilizados em uma planta típica de tratamento de resíduos sólidos orgânicos dependendo dos tipos de resíduos à serem tratados e do sistema de biometanização são demonstrados na Figura 3.47.

Figura 3.47 – Operações unitárias de uma planta típica de tratamento de resíduos orgânicos

Fonte: Adaptado de STRIPPEL et al. (2016)

Onde:

1) Diferentes resíduos; 2) Recepção e armazenamento dos resíduos; 3) Processo de pré-tratamento dos resíduos; 4) Local fechado de armazenamento, separação e preparação da matéria orgânica putrescível; 5) Biofiltro para redução de odores; 6) Unidade de saneamento (antes ou depois do biometanizador); 7) Biometanizador (uma ou mais unidades operando em linha ou paralelo equipados com sistema de aquecimento); 8) Armazenamento de biogás hermeticamente selado; 9) Sistema de purificação do biogás (dessulfurização e retirada de umidade); 10) Equipamentos de segurança (dispositivo de alívio de pressão, válvulas de segurança, chamas de gás, bem como, sistema de controle da planta); 11) Unidades combinadas de geração de calor e energia (CHP), podendo utilizar como alternativa também o biogás para abastecimento de frotas veiculares e gás natural; 12) Locais de armazenamento do digestato para futura utilização; 13) Separação, secagem, pelletização e pós-compostagem do digestato.

3.9.1 Tipos de tecnologias

A princípio, diferencia-se os processos de biometanização em dois grandes grupos: úmida e seca. Os processos podem ser ainda diferenciados de acordo com a temperatura (mesofílicos ou termofílicos) e modo de operação (contínuo ou descontínuo) (Figura 3.48). Para exemplificar, na Alemanha a maior parte das instalações de biogás opera com biometanização úmida contínua na faixa de temperatura mesofílica. Na biometanização úmida são utilizados tanques, como biometanizadores verticais ou horizontais. Enquanto que no processo de biometanização contínua de substâncias sólidas, o substrato é em geral transportado segundo o princípio de escoamento por pistão e em geral uma mistura local é realizada transversalmente à direção de transporte. No processo descontínuo de digestão de materiais sólidos, a digestão ocorre em biodigestores de garagem em formato de túneis (BRASIL, 2016).

A concentração média de umidade presente nos RSU varia de, aproximadamente, 50 a 80 %. De maneira geral, os processos via úmida diluem o material a ser digerido até que o mesmo apresente uma concentração máxima de sólidos totais (ST) da ordem 15 %, contudo, a maioria desses sistemas operem com concentrações de ST variando entre 3 a 7 %. Os processos via seca operam com teores de ST superiores a 15 %, chegando a 35 %, enquanto os processos via extrasseca operam com teor de ST na faixa de 25 a 50 % (BRASIL, 2016; DE BAERE, 2000; WARD et al., 2008).

Os processos de via úmida são caracterizados pela adição de água ou efluente líquido proveniente do lodo digerido no sistema ao resíduo até a obtenção do percentual de ST requerido pela tecnologia. De regra, utilizam reatores do tipo mistura completa, sendo a agitação do material realizada por agitadores mecânicos internos, recirculação via bombeamento do material em digestão ou pela injeção de biogás comprimido na base do reator. Um problema comumente observado em reatores via úmida se dá pela formação de uma capa flutuante, denominada espuma, composta por plásticos e outros materiais de baixa densidade, que se acumulam no interior do reator, formando uma dura crosta acima do material em digestão. Essa crosta acarreta problemas operacionais, uma vez que pode danificar os agitadores mecânicos e comprometer a extração do biogás (BRASIL, 2015).

Outro problema observado em reatores via úmida é a sedimentação em seu interior contendo materiais inorgânicos com densidade superior ao lodo em digestão, tais como pedras, vidros, areias (Austermann et al., 2007), resultando em redução do volume útil do reator. Outro complicador nos sistemas em que há adição de efluente líquido proveniente da secagem do lodo digerido, é a elevação dos níveis de amônia, atingindo concentrações que podem inibir ou

intoxicar o meio biológico. O acrescentamento de água ao resíduo a ser alimentado promove uma diluição na concentração de compostos tóxicos ou inibidores do processo biológico, porém acarreta custos, além de incrementar o volume de efluente líquido a ser tratado (OSTREM, 2004; VANDEVIVERE; DE BAERE; VERSTRAETE, 2003).

De acordo com Kelleher (2007), os processos de pré-tratamento dos resíduos requeridos nos sistemas via úmida ocasionam uma maior perda de sólidos voláteis, o que diminui a produtividade de biogás no sistema. Devido à maior complexidade dos sistemas via úmida e da maior quantidade de equipamentos utilizados, seja no pré-tratamento ou no desaguamento do material digerido, esses sistemas tendem a necessitar de uma maior demanda interna da energia elétrica do que os sistemas via seca. Estudos indicam que os sistemas de desaguamento do material digerido podem ser responsáveis por até 30 % do consumo energético total da planta (FRICK; PEREIRA, 2013).

Processos via seca não diluem o material de entrada, mas comumente utilizam uma unidade para o condicionamento do resíduo, visando a sua inoculação, homogeneização e fluidificação antes de sua introdução no reator (Austermann et al., 2007), adicionando lodo da recirculação. Dada às características do material, geralmente utilizam bombas axiais a pistão com cilindros gêmeos de deslocamento, similares às utilizadas no bombeamento de concreto. Os sistemas via seca utilizam reatores do tipo mistura completa, fluxo pistão ou uma mescla dos dois, e geralmente produzem um menor volume de efluentes líquidos, requerendo, assim, instalações de menor porte e menos complexas para o desaguamento do material digerido e tratamento dos efluentes líquidos gerados, além de possuírem menor consumo energético. Devido à possibilidade de aplicação de uma maior carga orgânica, os reatores via seca requerem menor volume do que os via úmida; entretanto, devido à maior densidade do material em digestão, o processo requer a utilização de equipamentos mais potentes e robustos (VANDEVIVERE; DE BAERE; VERSTRAETE, 2003).

Apesar das vantagens frente aos reatores via úmida, algumas plantas apresentam problemas operacionais devido, principalmente, à sedimentação de materiais impróprios no interior do reator, tais como pedras, vidros e areia. O principal problema apresentado neste tipo de tecnologia decorre do acúmulo de inertes no reator, que resulta em deficiências na homogeneização do material e criação de zonas mortas, acarretando em perda de capacidade de digestão, entupimento e problemas operacionais diversos (BRASIL, 2015).

Já os sistemas extrassecos são reatores que operam com elevado teor de sólidos (35 a 50 %) mas em operação descontínua, em regime de bateladas sequenciais, sendo a FORSU introduzida por pás carregadeiras em reatores do tipo túneis de biodigestão, também conhecido

como sistemas garagem. Visando a continuidade de operação e, conseqüentemente, de produção de biogás, as plantas têm sido projetadas com quatro ou mais reatores, possibilitando a introdução e remoção de substrato de maneira sequencial e uma operação em estágios distintos de biodigestão (LI; PARK; ZHU, 2011).

A FORSU é geralmente misturada com composto orgânico antes de ser introduzida no túnel de biodigestão. O líquido gerado nos túneis é coletado e enviado a um tanque de estabilização. Uma vez introduzido o material, inicia-se uma aspersão de líquido derivado do tanque de estabilização pela parte superior do túnel, de forma a ocorrer uma lixiviação do material em digestão e prover micro-organismos metanogênicos ao mesmo, acelerando o processo de estabilização do material. A geração de líquido excedente não é reportada na literatura, mas verifica-se que esta geração varia de acordo com a tecnologia, sendo de 20 a 40 % do total de entrada (BRASIL, 2015).

Figura 3.48 – Tipos de tecnologias de biometanização

Fonte: Elaborado a partir de DE BAERE (2000) e FRICKE; PEREIRA (2013)

3.9.1.1 Processo contínuo úmido

No processo contínuo úmido a biomassa sólida é diluída utilizando o efluente do processo para a entrada no biometanizador.

No caso do tratamento de resíduos com maior valor energético, são necessários maiores investimentos, devido à maior velocidade do processo e da elevada suscetibilidade a perturbações.

O investimento referido, quando se trata de sistema CSTR (reator de mistura completa), inclui gastos com automação para monitoramento e controle, como também a maior qualidade do material (válvulas tipo gaveta de aço inox pneumáticas ao invés do modelo manual de latão). Portanto, para os substratos em questão, normalmente, são utilizados os CSTR com cobertura fixa e misturador central (BRASIL, 2015) (Figura 3.49).

Figura 3.49 – Reator de mistura completa (CSTR)

Fonte: Adaptado de STRIPPEL et al. (2016)

As vantagens são o melhor controle de fluxo e menores forças de cisalhamento, que, no entanto, estão relacionadas a elevados investimentos, já que a estática do reator deve aguentar a força do misturador e é necessário um armazenamento adicional de biogás. Muitas vezes, o processo de tratamento de substratos com alto valor energético é realizado em duas fases (digestão bifásica), no qual o pós-digestor serve, também, como reservatório de biogás (BRASIL, 2015).

3.9.1.2 Processo contínuo seco

Se designa biometanização via seca, o processo operado nas faixas termofílica ou mesofílica, com reator de único estágio, fluxo pistão semi-contínuo, horizontal de formato retangular, construído em concreto armado (Figura 3.50). Podendo-se alimentá-lo com diversos tipos de resíduos orgânicos, aceitando-se teores de matéria seca entre 15 % a 45 % (STRABAG, 2010). O resíduo é introduzido no reator por uma unidade compacta de alimentação. O material digerido é extraído com o auxílio de uma bomba e tanque de vácuo, podendo ser recirculado ou desidratado por uma prensa, seguida por uma centrífuga, sendo geralmente estabilizado em túneis de compostagem aeróbia.

Figura 3.50 – Sistema de fluxo em pistão (Plug Flow)

Fonte: Adaptado de STRIPPEL et al. (2016)

3.9.1.3 Processo descontínuo extrasseco

Os processos de biometanização via seca descontínua, ou seja, em batelada, realizada em reatores de tipo garagem (Figura 3.51), apresentam vantagens em relação à preparação de substrato, menor demanda energética e também em relação aos requisitos de monitoramento e controle do processo, quando comparados às outras tecnologias, apesar das perdas de eficiência na produção e captação do biogás (STRIPPEL et al., 2016)

As garagens são estanques, conectadas a um reservatório de biogás e contam com aspersão do percolado sobre o substrato, visando à criação das condições de vida ideais para os micro-organismos metanogênicos. Em alguns casos, com o objetivo de iniciar o processo de degradação aeróbia, utiliza-se, antes da inoculação, aeração curta com difusores de ar

localizados abaixo do substrato depositado. Após o procedimento de degradação aeróbia, o aquecimento incorporado às paredes dos contêineres assegura temperatura de processo ideal (mesofílico ou termofílico). Ao final do ciclo de digestão, anteriormente à abertura, o reator é aerado evitando-se então a emissão de metano, que pode criar um ambiente explosivo. Faz-se necessário um filtro biológico para tratar o ar extraído. Parte do material digerido é separado para a inoculação do processo e a outra parte é levado à pós-digestão (BRASIL, 2015).

Por ser um processo descontínuo, com menor mistura do substrato e necessidade de abertura do contêiner após o ciclo da digestão, o processo apresenta uma menor eficiência na geração de biogás, obtendo-se um volume de biogás de 20 a 30 % menor em relação ao processo contínuo (BRASIL, 2015).

Fonte: Adaptado de STRIPPEL et al. (2016)

Os biometanizadores de estágio único são aqueles que se utilizam somente de um biometanizador para as fases de acidogênese e metanogênese, enquanto os de estágio múltiplo, as separam em dois biometanizadores. A separação tem como intuito melhorar a digestão, permitindo a flexibilização necessária para otimizar cada uma das etapas. Porém, a esperada vantagem da separação nem sempre é verificada na prática, resultando em processos mais complexos, que requerem maiores investimentos, com uma menor produção final de biogás. Todavia, sua maior vantagem reside numa taxa de alimentação mais constante na segunda etapa, principalmente no caso de substratos cuja degradação é limitada pela metanogênese (VANDEVIVERE; DE BAERE; VERSTRAETE, 2003). Desta forma, o biometanizador de estágio único se torna mais viável para resíduos com baixo teor de celulose, sendo a única tecnologia aplicável para razão C:N menor que 20 (BJÖRSSON, 2012).

4 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo são descritas as unidades experimentais, as operações e os procedimentos empregados no desenvolvimento e na condução do trabalho. Este trabalho teve como objetivo avaliar a viabilidade de estratégias de aclimação de lodos anaeróbios. A relação proposta tangenciou essa utilização na partida de biometanizadores alimentados com fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, visando a obter expressivo desempenho em seu rendimento.

A pesquisa foi desenvolvida nas dependências da Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC/USP).

O fluxograma experimental está representado na Figura 4.1.

Figura 4.1 - Fluxograma experimental

Fonte: Próprio Autor

4.1 Inóculos

Foram utilizados dois diferentes inóculos, sendo eles: lodo mesofílico, esse proveniente de um reator UASB em escala real tratando efluente doméstico (lodo ETE), e lodo de um sistema australiano de lagoas que tratava lixiviado desse aterro sanitário desativado (lodo Aterro).

4.1.1 Lodo ETE

O lodo ETE (LE) foi coletado de um reator *Upflow anaerobic sludge blanket* (UASB) da Estação de Tratamento de Esgoto Monjolinho (Figura 4.2), situada na cidade de São Carlos/SP. Essa ETE consiste em dois módulos de reatores UASB, sendo que cada módulo é composto por quatro reatores e, atualmente, o sistema completo recebe uma vazão de 650 l/s.

Figura 4.2 – a) Coleta do lodo ETE. b) Acondicionamento do lodo ETE

(a)

(b)

Fonte: Próprio Autor

O lodo coletado foi armazenado em galões de 5 L e mantidos sob refrigeração a 4 °C até a realização de sua caracterização inicial.

4.1.2 Lodo Aterro

4.1.2.1 Caracterização do local de coleta

O inóculo lodo Aterro (LA) foi coletado do Aterro Sanitário Fazenda Guaporé, situado na cidade de São Carlos/SP (Figuras 4.3 e 4.4).

O aterro sanitário foi construído em 1989 e seu encerramento se deu no ano de 2011, constituindo, dessa forma, 24 anos de operação. Sua área total corresponde a 10,63 hectares.

Figura 4.3 – Fotografia aérea do Aterro Sanitário de São Carlos – Fazenda Guaporé (2007)

Fonte: Adaptado de Vega Engenharia *apud* CONTRERA (2008)

Figura 4.4 – Esquema de operação atual do sistema de tratamento de lixiviados do aterro sanitário desativado e a localização do ponto de coleta do lodo Aterro

Fonte: Adaptado de FERREIRA (2010)

4.1.2.2 Coleta do lodo Aterro

Para que houvesse a possibilidade da coleta do lodo no fundo da lagoa 3 (Figura 4.5), foram utilizados os seguintes equipamentos e materiais:

- 1 (unidade) – gerador de energia elétrica movido a gasolina;
- 1 (unidade) – bomba autoaspirante de alta pressão;
- 1 (unidade) – extensão elétrica, 30 m;
- 6 (unidades) – tubo soldável em PVC rígido, 6 m, 32 mm;
- 1 (unidade) – tubo polietileno, 6 m;
- 1 (unidade) – registro de esfera soldável, $\frac{1}{2}$ ”;
- 4 (unidades) – união soldável, 32 mm;
- 3 (unidades) – curva soldável 90 °, 32 mm;
- 4 (unidades) – adaptador soldável com anel, 32 mm;
- 5 (unidades) – luva mista soldável, 32 mm;
- 2 (unidades) – caixa d’água 1.000 L;

Figura 4.5 – Procedimento para a coleta Lodo ATERRO: a) bomba com tubulação conectada. b) gerador de energia elétrica movido a gasolina

(a)

(b)

Fonte: Próprio Autor

O lodo foi succionado por uma bomba acrescida por conexão de tubulação com 30 m de comprimento, a mesma foi direcionada até o meio da lagoa com o encanamento voltado para o fundo. Utilizou-se desse mecanismo partindo do pressuposto que o sedimento teria sedimentado pela manta geotêxtil e, então, se aglomerado ao fundo da lagoa. Para o funcionamento da bomba utilizou-se de um gerador de energia movido a gasolina.

O lodo coletado foi acondicionado em duas caixas d'água de 1.000 L (Figura 4.6) e, então, deixado pelo período de uma semana no local de coleta para que ocorresse uma nova sedimentação e, assim, fosse possível a obtenção de lodo com um maior teor de sólidos. Após esse período, retornou-se ao local de coleta e retirou-se o sobrenadante das caixas d'água, com a retirada desse material obteve-se somente o lodo sedimentado do fundo das caixas.

O lodo foi acondicionado em quatro galões de 60 L (Figura 4.7 (b)) e levado para a EESC, esses foram deixados em temperatura ambiente até o momento de sua caracterização inicial.

Figura 4.6 – Coleta do lodo Aterro sedimentado do fundo da lagoa 3

Fonte: Próprio Autor

Figura 4.7 – Armazenamento e acondicionamento do lodo Aterro: a) armazenamento do lodo em caixas d'água; b) coleta e acondicionamento em galões de 60 L do lodo sedimentado do fundo das caixas d'água

Fonte: Próprio Autor

4.2 Substrato

Para a realização dos ensaios de biodegradabilidade utilizou-se como substrato a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU).

A FORSU é conhecida por sua grande heterogeneidade, sendo sua composição variada por diversos fatores. Dentre esses aspectos, pode-se citar os serviços oferecidos (qualidade, frequência, etc.) da coleta seletiva e de suas variações de locais públicos prestados, bem como das atividades comerciais e indústrias desenvolvidas, do nível econômico e educacional da sociedade, entre outros fatores.

Optou-se por utilizar a FORSU padrão (Figura 4.8) elaborada de acordo com a metodologia descrita por (Pinto, 2000), tendo como objetivo a redução de problemas relacionados a reprodutibilidade entre experimentos, bem como por obter em sua composição tanto a fração orgânica dos resíduos domiciliares, quanto a fração orgânica dos resíduos de limpeza urbana.

Figura 4.8 – Composição da FORSU utilizada na pesquisa

Nota: Composição % em base úmida.

Fonte: PINTO (2000)

As frações constituintes da FORSU foram separadas em domicílio, essa atividade se deu sempre no dia anterior a cada análise e/ou alimentação dos biometanizadores. A FORSU foi pesada e seus componentes foram cortados em frações com diâmetro entre 2 a 5 cm aproximadamente. Para a pesagem desses componentes utilizou-se balança auto-calibrante modelo APX-200 (máxima: 200g; d=0,1 mg), marca Denver Instrument.

Após a pesagem, a amostra foi encaminhada para sua caracterização inicial.

4.3 Pré-tratamento

Após a obtenção dos inóculos e do substrato, foram realizadas análises iniciais para caracterização em termos de Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos e Sólidos Totais Voláteis.

Posteriormente à realização das análises, foi definido que os ambos os inóculos deveriam obter similar concentração inicial em gSTV.L⁻¹ para que se fosse possível a montagem dos ensaios BMP com a inoculação dos biometanizadores sempre com o mesmo volume inicial. Foi, portanto, definido arbitrariamente que ambos os inóculos ficariam com a concentração

inicial em 25 gSTV.L^{-1} . Para que os inóculos ficassem com a mesma concentração, utilizou-se dos seguintes pré-tratamentos:

- lodo ETE (diluição em 40 % de seu volume inicial)
- lodo Aterro (centrifugação)

Para o lodo ETE foi utilizado a diluição em água destilada na proporção de 1 (água destilada) / 2,5 (lodo ETE) para que se chegasse a concentração inicial estabelecida de 25 gSTV.L^{-1} .

Após caracterização inicial, foi verificado que o lodo Aterro tinha pequena fração de sólidos, pois, era proveniente de uma lagoa já estabilizada, mesmo com a garantia de se ter coletado o sedimento ao fundo da lagoa de tratamento (Figura 4.9 (a)). Para solucionar o problema da baixa concentração de gSTV.L^{-1} , foi realizado o desaguamento desse lodo, de modo que fosse preservada a comunidade microbiana contida no mesmo.

Para realização do desaguamento do lodo Aterro, foi utilizada uma centrífuga de bancada marca Fanem, modelo 215, com o aparelho foi feita a retirada de parte de sua umidade e concentrando maior teor de sólidos. Após a obtenção de sua fração sólida (Figura 4.9 (b)), foi realizada novamente a análise de sólidos e calculada sua diluição para que a concentração inicial fosse restabelecida em 25 gSTV.L^{-1} (Figura 4.9 (c)).

Figura 4.9 – Pré-tratamento lodo Aterro: a) comparação inicial entre lodo e lixiviado coletados da lagoa de lixiviados do aterro sanitário; b) lodo Aterro centrifugado; e c) lodo Aterro após o pré-tratamento

Fonte: Próprio Autor

Para a FORSU, optou-se em diluí-la na concentração de 100 g de FORSU para 1.000 mL em água destilada (1:10). A diluição fez-se necessária para facilitar tanto as análises físico-químicas, como a montagem dos experimentos BMP.

A amostra composta foi triturada em liquidificador doméstico para garantir a homogeneidade e o reduzido tamanho das partículas (Figura 4.10 (b)). A diluição do substrato em água apresenta como vantagem a minimização dos riscos de choque de carga orgânica e/ou de cargas tóxicas ao processo de biometanização, em função da diluição e solubilização da concentração desses compostos no meio líquido (LI; PARK; ZHU, 2011; NAGAO et al., 2012; OSTREM, 2004).

Para as análises e a alimentação entre as bateladas do experimento BMP foram pesados 400 g de FORSU (Figura 4.10 (a)), a fração foi cortada e mantida em refrigeração a 4 °C até o dia seguinte para sua diluição e trituração, respectivamente.

Figura 4.10 – FORSU após pesagem de seus componentes. (a) FORSU antes do pré-tratamento; e (b) FORSU após o pré-tratamento

Fonte: Próprio Autor

4.4 Ensaio Atividade Metanogênica Específica (AME)

4.4.1 Procedimento Experimental

Para a realização do ensaio de atividade metanogênica específica (AME), adotou-se a metodologia desenvolvida por Martins et al. (2015), esse consiste na descrição de um protocolo breve e preciso que se utiliza do método manométrico com Oxitop®.

O sistema Oxitop® é um equipamento manométrica que consiste na utilização de um frasco de vidro com duas aberturas laterais. É equipado por um transdutor de pressão localizado em um cabeçote de medição, selados por um septo de borracha e por uma válvula de teflon hermético, que são utilizados para injeções de substrato e para a descarga de biogás (Figuras 4.11 e 4.12).

Durante o ensaio, os frascos de 250 mL foram mantidos em estufa, a temperatura controlada de 35 °C e sob agitação constante. A pressão exercida sobre um sensor, devido à acumulação de biogás no *headspace*, foi automaticamente registrada pelos cabeçotes de medição. O cálculo do volume do biogás gerado foi realizado a partir de dados obtidos pelo acúmulo de pressão, levando-se em consideração, portanto, o volume do *headspace* (150 mL), a temperatura de incubação e a equação de estado de um gás ideal.

Figura 4.11 – Frascos e componentes utilizados no ensaio AME

Fonte: Próprio Autor

Figura 4.12 – a) Frascos com cabeçote de medição incubados em estufa dispostos sobre a bandeja agitadora; b) controle Oxitop® de medição

Fonte: Próprio Autor

O ensaio para o Teste AME foi realizado para os inóculo lodo ETE *in natura* e lodo Aterro *in natura*, sendo feito após as bateladas como ilustrado no fluxograma da Figura 4.1.

Para o cálculo das relações S_o/X_o foi utilizado a seguinte fórmula:

$$\frac{S_o}{X_o} = \frac{DQO_{substrato}}{\text{massa em STV}_{inóculo}} \quad 4.7$$

Onde:

S_o/X_o = relação substrato/micro-organismo escolhida previamente;

$DQO_{substrato} = 3 \text{ gDQO.L}^{-1}$;

Massa em $STV_{inóculo}$ = valor M_1 em $gSTV.L^{-1}$;

Para a realização do preenchimento do meio reacional foi utilizada a equação (4.8):

$$V_1 \cdot M_1 = V_2 \cdot M_2 \quad 4.8$$

Onde:

V_1 = Volume do meio reacional (100 mL);

M_1 = Valor estabelecido na equação (4.7);

V_2 = Volume da concentração inicial do inóculo $gSTV.L^{-1}$;

M_2 = Massa do inóculo em (g) a ser adicionada nos frascos;

Para todos os ensaios foram realizados testes em triplicatas, situação que compôs a confiabilidade dos resultados.

O procedimento utilizado para a realização dos ensaios Teste AME foi realizado conforme a metodologia descrita a seguir:

- 1) Colocaram-se os frascos sobre uma balança analítica, tarando-a em seguida;
- 2) Adicionou-se a quantidade de biomassa (inóculo) no frasco conforme a concentração de STV obtida em (g) a partir da equação (4.8) (Figura 4.13);
- 3) Adicionou-se no frasco um volume de 100 μL de cada uma das soluções de nutrientes (descritas na Tabela 4.1);
- 4) Adicionou-se água destilada até completar 100 g indicado pela balança analítica;
- 5) Após completar o meio reacional, os frascos foram selados com os septos laterais e seu respectivo adaptador para o cabeçote de medição (Figura 4.12 (a));
- 6) Encaminhou-se os frascos para bancada com *manifold* de gases, fluxionou-se gás N_2 (100 %) durante cinco minutos no meio líquido com o auxílio de uma pipeta de vidro, essa conectada a uma mangueira de borracha encaixada em um bico injetor de gás (Figura 4.14 (a));
- 7) Adicionou-se 5 lentilhas de NaOH no cesto com o auxílio de uma pinça e conectou-se o cesto no adaptador para o cabeçote de medição;

Figura 4.13 – Pesagem da biomassa adicionada no ensaio

Fonte: Próprio Autor

Figura 4.14 – Sistema de impulsão de gás N_2 para a imposição de um ambiente anaeróbio a) fluxo no meio líquido; b) fluxo no *headspace*

Fonte: Próprio Autor

- 8) Colocou-se o cesto e o cabeçote de medição em rosqueá-lo até o fim, posteriormente, injetou-se por dois minutos o gás N_2 com o auxílio de outra mangueira com uma agulha inserida pelo septo lateral (Figura 4.14 (b));
- 9) Passados dois minutos de impulsão do gás, a injeção foi interrompida e o cabeçote de medição foi rosqueado até sua completa vedação;
- 10) Repetiram-se os passos 1-9 para todos os frascos que foram utilizados no decorrer de todos os ensaios Teste AME;
- 11) Colocaram-se os frascos ordenadamente em estufa com sistema de agitação contínuo sob temperatura de 35 °C (Figura 4.12 (a));
- 12) Aguardou-se 120 minutos para a retirada da pressão inicial devida à expansão de gases após incubados;
- 13) Após a retirada da pressão inicial por meio de selo hídrico, iniciou-se a determinação da pressão com o controle Oxitop® (Figura 4.12 (b));

Para que os dados coletados pudessem refletir apenas o consumo do substrato adicionado pelos micro-organismos presentes nos inóculos, o inóculo foi incubado por 24h para consumo de sua biomassa remanescente, tempo este suficiente para a completa estabilização, eliminando, assim, a necessidade de incubação de frascos “branco”. Após as 24h iniciais de incubação foi realizada a injeção da solução estoque de substratos orgânicos (Tabela 4.2) nos

frascos, o tempo de medição foi acompanhado até que a produção de CH₄ fosse estabilizada por completo.

4.4.2 Soluções de macro e micronutrientes

A composição das soluções de macro e micronutrientes utilizadas nos ensaios de AME é apresentada na Tabela 4.1. Em cada frasco foram adicionados 100 µL da Solução I (macronutrientes) e Solução II (micronutrientes).

Tabela 4.1 - Composição das soluções de macro e micronutrientes utilizadas nos ensaios de atividade metanogênica específica

Solução I: Macronutrientes	Massa em 1.000 mL
NH ₄ Cl	73,6 mg
KH ₂ PO ₄	13,6 mg
(NH ₄) ₂ SO ₄	13,6 mg
Solução I: Macronutrientes	Massa em 1.000 mL
FeCl ₂ 4H ₂ O	2.000 mg
CoCl ₂ 6H ₂ O	2.000 mg
MnCl ₂ 4H ₂ O	500 mg
CuCl ₂ 2H ₂ O	30 mg
(NH ₄) ₆ Mo ₇ O ₂₄ 4H ₂ O	50 mg
NiCl ₂ 6H ₂ O	10 mg
ZnCl ₂ H ₂ O	50 mg
H ₃ PO ₃ (solução saturada)	1 mL

Fonte: MARTINS et al. (2015)

4.4.3 Substrato

A solução estoque de ácidos orgânicos utilizada como fonte de carbono está representada na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Solução estoque de ácidos orgânicos utilizada como fonte de carbono

Solução	Massa em 50 mL	Concentração da solução
Acetato de sódio	4,69 g	93,8 g/L
Propionato de sódio	3,307 g	66,14 g/L
Butirato de sódio	2,753 g	55,06 g/L

Fonte: MARTINS (2015)

4.4.4 Cálculos AME

Os cálculos para a determinação da Atividade Metanogênica Específica dos inóculos são apresentados nas equações 4.9 a 4.13.

$$CH_4\text{ massa} = CH_4\text{ massa (fase gasosa)} + CH_4\text{ massa (fase líquida)} \quad 4.9$$

$$CH_4\text{ massa (fase gasosa)} = \frac{M * V_{(g)} * P}{R * T} \quad 4.10$$

$$CH_4\text{ (fase líquida)} = K * P * M * V_{(l)} \quad 4.11$$

$$PME_r = \frac{CH_4\text{ massa} * S}{X * V_{(l)}} \quad 4.12$$

$$AME = \frac{dPME_r}{dt} \quad 4.13$$

Onde:

M = massa molar do metano (16,04 g.mol⁻¹);

V = volume da fase líquida ou gasosa (L);

P = pressão no *headspace* (atm);

R = constante universal dos gases (0,082057 L.atm.K⁻¹.mol⁻¹);

T = temperatura (K);

K = constante da Lei de Henry (para o metano a 35 °C);

S = coeficiente estequiométrico da oxidação do metano (4 gDQO.gCH₄⁻¹);

X = concentração de biomassa no ensaio (gSTV.L⁻¹);

PME = taxa de produção de metano específica (gDQOCH₄.gSTV⁻¹) no tempo t.

Derivando-se a PME_r em relação ao tempo, encontra-se a atividade metanogênica específica (AE) no tempo t. A AME corresponde à máxima atividade específica no período.

4.4.5 Biomassa utilizada nos ensaios

O ensaio da AME foi realizado inicialmente para os lodos ETE e Aterro na forma *in natura*.

Inicialmente foram realizados ensaios em triplicata para ambos os inóculos utilizando-se das relações $(S_0/X_0) = 0,5$ e $1,0$.

A partir dos resultados obtidos, foram realizados novos ensaios com diferentes relações, essas foram escolhidas a partir da relação (S_0/X_0) que obteve o maior valor.

Para o lodo ETE, foram realizados ensaios com as relações $(S_0/X_0) = 0,8$ e $1,2$ e para o lodo Aterro foram realizados ensaios com as relações $(S_0/X_0) = 0,7; 1,2; 1,5; 1,7$ e $2,0$.

Os ensaios foram realizados até a obtenção da melhor relação (S_0/X_0) para, posteriormente, utilizar-se a mesma relação (S_0/X_0) para o ensaio AME com os lodos utilizados nos ensaios de BMP.

4.5 Ensaio Potencial Bioquímico de Metano (BMP)

O ensaio de biodegradabilidade anaeróbia da FORSU foi desenvolvido a partir de adaptações do teste *Biochemical Methane Potential* originalmente proposto por Owen et al., (1979). No ensaio realizado, não foram utilizadas soluções de nutrientes e solução tampão, uma vez que se buscaram condições mais próximas das que ocorrem em biometanizadores em escala real.

Desse modo, foram realizadas três bateladas sequenciais e foram utilizados inóculos lodo ETE e lodo Aterro e da FORSU como substrato.

4.5.1 Relações resíduo/inóculo (R_0/I_0)

A quantidade de resíduo/inóculo foi determinada em função da concentração de sólidos totais voláteis (STV), definindo, assim, sua relação (R_0/I_0) em $\text{gSTV}_{\text{resíduo}}/\text{gSTV}_{\text{inóculo}}$.

As relações foram definidas a partir dos resultados do Teste AME (item 4.4), observando a maior capacidade metanogênica dos inóculos foi possível definir as relações (R_0/I_0) utilizadas.

Também foram incubados frascos somente com o lodo, denominados branco (BR). Esses biometanizadores BR foram incubados com o mesmo volume de inóculo contido nas

demais relações, seus volumes úteis foram completados com água destilada para que o volume fosse análogo aos demais.

Os testes foram realizados considerando as seguintes relações (R_0/I_0):

1ª Batelada $\rightarrow (R_0/I_0) = (1/16; 1/8; 1/4; 1/2; 1/1; BR);$

2ª Batelada $\rightarrow (R_0/I_0) = (1/8; 1/4; 1/2; 1/1);$

3ª Batelada $\rightarrow (R_0/I_0) = (1/4; 1/2; 1/1);$

Ao término de cada batelada, os biometanizadores foram deixados em repouso, o lodo sedimentado foi mantido e seu volume correspondente ao sobrenadante foi retirado. Para as bateladas seguintes, os biometanizadores foram realimentados com o dobro da relação (R_0/I_0), conforme descritos nas Tabelas 4.4 e 4.5.

4.5.2 Aparato experimental

Foram utilizados frascos Duran® com volume de 250 mL como biometanizadores. Os frascos com o conjunto (inóculo + resíduo + água destilada) preencheram um volume útil de 150 mL. Os ensaios foram realizados para os inóculos lodo ETE e lodo Aterro alimentados com a FORSU com duração de três bateladas sequenciais. Os ensaios foram realizados em estufa com temperatura controlada de 35 °C com agitação manual intermitente.

Na Figura 4.15 são demonstrados os frascos Duran® (biometanizadores) incubados em estufa a 35 °C.

Figura 4.15 – Biometanizadores utilizados para o ensaio BMP: (a) frascos Duran® utilizados com o lodo ETE e o lodo Aterro e; (b) biometanizadores incubados em estufa a 35 °C

Fonte: Próprio Autor

4.5.3 Montagem do ensaio BMP

Foram montados biometanizadores em triplicata determinadas pelas letras A, B e C para as relações resíduo/inóculo supracitadas, além de frascos branco (BR) contendo apenas os dois diferentes tipos de inóculos testados. As relações volumétricas foram determinadas com base na concentração de sólidos totais voláteis do resíduo e dos inóculos.

O fluxograma experimental e as relações (R_0/I_0) para o ensaio BMP está representado na Figura 4.16.

Figura 4.16 – Fluxograma experimental do ensaio BMP

Fonte: Próprio Autor

As quantidades de inóculo (lodo ETE e lodo Aterro) e FORSU foram determinadas conforme descrito a seguir:

- Primeiramente, foi determinado que os inóculos partiriam da mesma concentração inicial em termos de gSTV.L^{-1} , sendo assim, como o cálculo de preenchimento foi determinado em função de $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$, o volume inicial dos inóculos seria o mesmo;
- Determinou-se o preenchimento dos biometanizadores com volume dos inóculos com o valor estabelecido de 75 mL;
- Efetuou-se o cálculo para determinação da concentração de gSTV.L^{-1} contido em 75 mL de lodo;
- Sabendo-se da concentração de gSTV.L^{-1} contida no inóculo, foram realizados os cálculos para determinação das relações (R_0/I_0) em $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$;
- A razão entre a massa $\text{gSTV}_{\text{resíduo}} \cdot \text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ resultou no volume adicionado em cada biometanizador;
- Para que todos os biometanizadores fossem completados com o mesmo volume útil (150 mL), foi adicionado água destilada para completar o volume restante até obter o volume útil máximo estabelecido e para que todos tivessem o mesmo volume de *headspace*.

As quantidades das relações (R_0/I_0) para o início da 1ª Batelada estão determinadas na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Concentrações e volumes utilizados na montagem dos biometanizadores na 1ª Batelada

Biometanizador	Relação R_0/I_0 (gSTV.gSTV^{-1})	[] resíduo (gSTV.L^{-1})	[] inóculo (gSTV.L^{-1})	[] mistura (gSTV.L^{-1})	Volume resíduo (mL)	Volume inóculo (mL)	Volume água (mL)	Volume Útil (mL)
LE – (1-16) – I	1:16	0,1175	1,88	1,9975	4,29	75	70,71	150
LE – (1-8) – I	1:8	0,235	1,88	2,115	8,58	75	66,42	150
LE – (1-4) – I	1:4	0,47	1,88	2,35	17,16	75	57,84	150
LE – (1-2) – I	1:2	0,94	1,88	2,82	34,32	75	40,68	150
LE – (1-1) – I	1:1	1,88	1,88	3,76	68,64	75	6,36	150
LE – (BR) – I	BR	0	1,88	1,88	0	75	75	150
LA – (1-16) – I	1:16	0,1175	1,88	1,9975	4,29	75	70,71	150
LA – (1-8) – I	1:8	0,235	1,88	2,115	8,58	75	66,42	150
LA – (1-4) – I	1:4	0,47	1,88	2,35	17,16	75	57,84	150
LA – (1-2) – I	1:2	0,94	1,88	2,82	34,32	75	40,68	150
LA – (1-1) – I	1:1	1,88	1,88	3,76	68,64	75	6,36	150
LA – (BR) – I	BR	0	1,88	1,88	0	75	75	150

Nota: [] concentração.

Fonte: Próprio Autor

Para a realização da 1ª batelada, após o preenchimento dos biometanizadores, foram preparadas quantidades excedentes dos meios reacionais para caracterização inicial físico-química (DQO, Alcalinidade, AOCC).

Ao final da batelada, os biometanizadores foram armazenados em temperatura a 4 °C por um período de quatro horas, essa situação ocorreu para que os inóculos pudessem sedimentar-se e, assim, fosse possível mantê-los para as próximas etapas sem que sua biomassa fosse retirada.

Quanto aos inóculos para a 1ª batelada mantinham-se armazenados em temperatura de 4 °C até o momento da inoculação dos biometanizadores. Propôs-se que ao final das bateladas fosse retirado o sobrenadante (75 mL) e, posteriormente, que houvesse a manutenção somente dos inóculos (75 mL). Outro ponto importante, foi armazená-los por um período de uma semana sob refrigeração de 4 °C, reduzindo-se, dessa forma, a atividade dos micro-organismos até a próxima realimentação. Intencionou-se com esse procedimento chegar a um denominador comum, o qual mantivesse os resultados comparativamente fidedignos, não se realizando, portanto, a realimentação dos biometanizadores com inóculos em estado ativo.

As quantidades das relações (R_0/I_0) para o início da 2ª batelada estão determinadas na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 – Concentrações e volumes utilizados na montagem dos biometanizadores na 2ª Batelada

Biometanizador	Relação R_0/I_0 (gSTV.gSTV⁻¹)	□ resíduo (gSTV.L⁻¹)	□ inóculo (gSTV.L⁻¹)	□ mistura (gSTV.L⁻¹)	Volume resíduo (mL)	Volume inóculo (mL)	Volume água (mL)	Volume útil (mL)
LE – (1-8) – II	1:8	0,235	1,88	2,115	8,58	75	66,42	150
LE – (1-4) – II	1:4	0,47	1,88	2,35	17,16	75	57,84	150
LE – (1-2) – II	1:2	0,94	1,88	2,82	34,32	75	40,68	150
LE – (1-1) – II	1:1	1,88	1,88	3,76	68,64	75	6,36	150
LA – (1-8) – II	1:8	0,235	1,88	2,115	8,58	75	66,42	150
LA – (1-4) – II	1:4	0,47	1,88	2,35	17,16	75	57,84	150
LA – (1-2) – II	1:2	0,94	1,88	2,82	34,32	75	40,68	150
LA – (1-1) – II	1:1	1,88	1,88	3,76	68,64	75	6,36	150

Nota: A concentração dos inóculos foi considerada como a concentração inicial da 1ª Batelada, sem considerar o ganho ou perda de gSTV.L⁻¹ durante o ensaio anterior. □ concentração.

Fonte: Próprio Autor

Ao fim da 1ª batelada, manteve-se o volume inicial de 75 mL correspondente aos inóculos adicionados ao início da batelada, efetuando-se sua realimentação conforme mostrado na (Figura 4.17).

Após o preenchimento dos biometanizadores, foram retirados 4 mL de amostra do meio reacional de cada frasco para a realização de análises iniciais de DQO e AOCC.

O volume de 4 mL foi repostado com água destilada para que o volume útil permanecesse em 150 mL.

Figura 4.17 – Realimentação dos biometanizadores

Fonte: Próprio Autor

Para o início da 3ª batelada, realizou-se o mesmo procedimento da 2ª batelada, sendo relações (R_0/I_0) para o início da 3ª batelada estão determinadas na Tabela 4.5.

Tabela 4.5 – Concentrações e volumes utilizados na montagem dos biometanizadores na 3ª Batelada

Biometanizador	Relação R_0/I_0 (gSTV.gSTV ⁻¹)	[] resíduo (gSTV.L ⁻¹)	[] inóculo (gSTV.L ⁻¹)	[] mistura (gSTV.L ⁻¹)	Volume resíduo (mL)	Volume inóculo (mL)	Volume água (mL)	Volume Útil (mL)
LE – (1-4) – III	1:4	0,47	1,88	2,35	17,16	75	57,84	150
LE – (1-2) – III	1:2	0,94	1,88	2,82	34,32	75	40,68	150
LE – (1-1) – III	1:1	1,88	1,88	3,76	68,64	75	6,36	150
LA – (1-4) – III	1:4	0,47	1,88	2,35	17,16	75	57,84	150
LA – (1-2) – III	1:2	0,94	1,88	2,82	34,32	75	40,68	150
LA – (1-1) – III	1:1	1,88	1,88	3,76	68,64	75	6,36	150

Nota: A concentração dos inóculos foi considerada como a concentração inicial da 1ª Batelada, sem considerar o ganho ou perda de gSTV.L⁻¹ durante o ensaio anterior. [] concentração.

Fonte: Próprio Autor

Para o início de todas as bateladas, após homogeneização do meio reacional, o pH foi aferido, a fim de verificar a existência de condições ótimas para a partida dos biometanizadores. Não foi adicionada solução tampão, pois esperava-se que o próprio inóculo obtivesse essa capacidade de neutralização dos ácidos gerados no sistema.

Os biometanizadores foram encaminhados para uma bancada com *manifold* de gases, onde foram submetidos à atmosfera de N_2 (100 %) durante cinco minutos para troca gasosa no volume do *headspace*. Tal procedimento impôs um ambiente anaeróbio (Figura 4.18) e, posteriormente, foram fechados com tampa de butila e rosca plástica e incubados em condição mesófila (35 °C).

Figura 4.18 – Sistema de impulsão de gás N_2 para a imposição de um ambiente anaeróbio

Fonte: Próprio Autor

Após o fim de cada batelada, eram realizadas análises físico-químicas de DQO; AOCC e Alcalinidade.

Ao final das 1ª e 2ª bateladas os tratamentos LE-1-1 e LA-1-1 foram encerradas e seus meios reacionais foram conduzidos para análise de Sólidos, verificado, dessa forma, a nova concentração de $gSTV.L^{-1}$.

Após esse procedimento, realizou-se um novo ensaio de atividade metanogênica específica (AME) utilizando a relação (S_0/X_0) determinada conforme o item (4.4).

Finalizada a 3ª batelada, utilizou-se o mesmo procedimento para as relações (R_0/I_0) finalizadas (1/4; 1/2; 1/1) para ambos os inóculos.

4.5.4 Coleta e análise do biogás

Ao longo do período de incubação, foram feitas aferições do volume e da composição do biogás quanto seu teor de metano, gás carbônico e gás sulfídrico.

A coleta e a leitura do volume, bem como da composição do biogás foram realizadas conforme o acompanhamento da curva de produção acumulada, iniciando, dessa forma, com espaçamento mínimo entre os dias de medição e, após a verificação da estabilização de sua produção, a medição tornou-se espaçada, ou seja, se outrora medisse dia a dia, neste momento, passaram a ser medidas entre períodos maiores.

O volume do biogás foi medido conforme ilustrado na (Figura 4.19), e deu-se pela pressão interna exercida pelos gases ocupados no *headspace* dos biometanizadores. Antes da verificação da composição do biogás, a pressão interna dos biometanizadores eram medidas por meio do equipamento MilliGascounter da marca Ritter.

O aparelho utilizado determinava a pressão em kPa, onde, se transformou a pressão aferida em volume por meio dos cálculos descritos no item 4.5.5. A medição do aparelho comportava um limite de detecção de 59 kPa, após esse processo, o aparelho não realizava a medida do acréscimo de pressão. Além disso, essa medida de 59 kPa tornou-se um fator de segurança para que o acréscimo de pressão interna não aumentasse ao ponto de perfurar o septo de segurança contido na tampa de butila.

O acúmulo de pressão interna do biometanizadores dava-se até o momento em que os valores ficavam próximos à medida de 50 kPa. Após a verificação deste limite, os biometanizadores eram despressurizados com a ajuda de uma agulha, sendo que sua abertura estava voltada para a atmosfera, atingindo-se pressão interna de 0 kPa conforme demonstrado na (Figura 4.20).

Para que não ocorressem erros de medição devido ao gás dissolvido no meio líquido e esse ocupasse o *headspace* ocorrendo acréscimo de pressão, os biometanizadores eram agitados de forma manual e despressurizados, esse procedimento foi repetido por três vezes, até que tivesse a garantia de pressão 0 kPa sem acréscimo de gases dissolvidos do meio líquido.

Figura 4.19 – Aferição da pressão interna dos biometanizadores

Fonte: Próprio Autor

Figura 4.20 – Despressurização dos biometanizadores

Fonte: Próprio Autor

Após aferição da pressão interna, os biometanizadores eram encaminhados até a sala de cromatografia gasosa. Uma amostra de 500 μ L de seu biogás era coletada utilizando-se de uma seringa *gastight* com trava (Figura 4.21 (a)).

Após a coleta, a amostra era injetada no cromatógrafo a gás Shimadzu GC-2014 (Figura 4.21 (b)), esse equipado com detector de condutividade térmica e coluna HP-Plot/Q (30 m x 0,53 mm de diâmetro interno x 40,0 μ m de espessura de filme) com hidrogênio como gás de arraste e tempo de corrida de 5,25 min (Figura 4.22).

Figura 4.21 – Procedimento de aferição da composição do biogás: (a) retirada da amostra e; (b) injeção do biogás em cromatógrafo gasoso

Fonte: Próprio Autor

Figura 4.22 – Cromatógrafo gasoso utilizado na medição da composição dos gases contidos no biogás: (a) cromatógrafo Shimadzu GC-2014 e; (b) coluna HP-Plot/Q

Fonte: Próprio Autor

4.5.5 Cálculos BMP

Os cálculos para a determinação da produção acumulada dos inóculos são apresentados nas equações 4.14 a 4.17.

Distribuição percentual de metano (% CH₄); dióxido de carbono (% CO₂); nitrogênio (% N₂) e gás sulfídrico (% H₂S) no biogás.

$$\%CH_4 = \frac{n_{CH_4}}{n_t} \quad 4.14$$

$$\%CO_2 = \frac{n_{CO_2}}{n_t} \quad 4.15$$

$$\%N_2 = \frac{n_{N_2}}{n_t} \quad 4.16$$

$$\%H_2S = \frac{n_{H_2S}}{n_t} \quad 4.17$$

Na qual, n_{CH_4} , n_{CO_2} , n_{N_2} , n_{H_2S} correspondem ao número de mols de cada um dos gases contidos no biogás: metano, dióxido de carbono, nitrogênio e gás sulfídrico, respectivamente. Esse conteúdo foi medido por cromatografia e calculado pelas curvas de calibração do cromatógrafo. O valor de n_t corresponde ao número de mols totais na amostra de gás injetado, calculado usando a equação dos gases ideais (Equação 4.18).

$$n_t = \frac{P \cdot V_i}{R \cdot T} \quad 4.18$$

Onde:

P = pressão no *headspace* (atm);

V_i = volume do *headspace* (mL);

R = constante universal dos gases (0,082057 L.atm.K⁻¹.mol⁻¹);

T = temperatura experimental (308 K);

n_t = número total de mols no *headspace*.

Para que o valor fosse obtido nas Condições Normais de Temperatura de Pressão, o valor adquirido na equação 4.18 foi transformado de acordo com as equações 4.19 e 4.20.

$$N_{VCO_2} = \frac{n_{CO_2} \cdot R \cdot T}{P} \quad 4.19$$

$$N_{VCH_4} = \frac{n_{CH_4} \cdot R \cdot T}{P} \quad 4.20$$

$$N_{Vbiogás} = N_{VCO_2} + N_{VCH_4} \quad 4.21$$

Onde:

$N_{Vbiogás}$ = volume de biogás (CNTP);

N_{VCH_4} = volume metano (CNTP);

N_{VCO_2} = volume dióxido de carbono (CNTP);

n_{CO_2} = número de mols de CO_2 no biogás;

n_{CH_4} = número de mols de CH_4 no biogás;

R = constante universal dos gases ($0,082057 \text{ L.atm.K}^{-1}.\text{mol}^{-1}$);

T = temperatura 273,15 K (CNTP);

P = pressão 0,986923267 atm (CNTP);

Para conversão dos valores laboratoriais para as condições CNTP, considerou-se a pressão zero dos biometanizadores como 0,914 atm (pressão atmosférica do município de São Carlos-SP).

O cálculo de rendimento de metano (BMP) foi realizado pela equação 4.22.

$$BMP = \frac{(N_{VCH_4} - N_{VCH_4branco})}{m_{resíduoadic}} \quad 4.22$$

Onde:

BMP = rendimento de metano ($N_{VCH_4} \cdot m_{resíduoadic}^{-1}$);

N_{VCH_4} = volume acumulado de metano (CNTP);

$N_{VCH_4branco}$ = volume acumulado de metano do inóculo (CNTP);

$m_{resíduoadic}$ = massa de resíduo adicionada.

4.6 Análises físico-químicas

Foram realizadas as caracterizações da FORSU e dos lodos ETE e Aterro, utilizando-se das seguintes análises físico-químicas: Sólidos Totais, Sólidos Totais Fixos, Sólidos Totais Voláteis, DQO, Densidade, Umidade, C, N, H, pH, Alcalinidade Total, NTK, N-Amoniacal, Fósforo Total, Cr, Cu, Pb, Ni, Zn, Mo, Se, Ba, Cd, K, Na, Ca, Mg e Fe.

Para a caracterização inicial utilizou-se análises de DQO, pH e AOCC. Com exceção da 1ª Batelada, realizou-se análise de Alcalinidade Total.

As análises iniciais eram obtidas pela mistura do meio reacional (FORSU + lodo + água destilada).

Ao término das bateladas, retirou-se o sobrenadante correspondente ao volume de 75 mL para a realização das seguintes análises físico-químicas: DQO, pH, Alcalinidade e AOCC. Quando o inóculo não era mantido para a próxima batelada, também eram realizadas análises de ST, STF e STV. As análises de Sólidos eram realizadas a partir do meio reacional.

Todas as análises foram feitas de acordo com procedimentos estabelecidos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, AWWA, WEF, 2005). Com exceção das análises de C, N e H elementares que foram analisados pelo laboratório da Embrapa Instrumentação – São Carlos/SP.

4.7 Análises microbiológicas

As análises microbiológicas da biomassa contida nos inóculos utilizados foram realizadas para verificar as mudanças na comunidade microbiana devido às condições operacionais.

4.7.1 Microscopias ópticas de contraste de fase e de fluorescência

Realizou-se análise de microscopia óptica de contraste de fase para a verificação da morfologia dos micro-organismos presentes na biomassa dos inóculos utilizados e microscopia óptica de fluorescência para a detecção das arqueias metanogênicas presentes na biomassa. As análises de microscopia óptica foram realizadas para os inóculos *in natura* (lodos ETE e Aterro), os inóculos BR (controle) e para os inóculos presentes nas relações R_0/I_0 (1/4; 1/2; 1/1) ao final da 3ª Batelada.

As análises foram realizadas a partir da visualização em microscópio Olympus modelo BX60-FLA e sistema de captura de imagens Image Pro-Plus.

4.7.2 PCR/DGGE

A técnica de PCR/DGGE foi utilizada para avaliação da comunidade microbiana presente nos lodos (ETE e Aterro) dos biometanizadores (LE-II; LA-II; LE-III; LA-III; LE-IV; LAIV; LE-BR-I; LA-BR-I), verificando-se, nesse contexto, a similaridade entre as amostras e o índice de diversidade microbiana para os Domínios *Bacteria* e *Archaea*.

Extração de DNA

A extração de DNA das amostras foi realizada com o *Kit Power Soil DNA Isolation* (MOBIO Laboratories, Inc.), esse apropriado para remover interferentes da PCR, como ácidos húmicos. O procedimento da extração de DNA foi realizado de acordo com o fabricante.

A quantificação e a pureza do DNA total extraído foram realizadas em espectrofotômetro (Nanodrop 2000), obtendo-se a concentração de DNA em $\text{ng} \cdot \mu\text{L}^{-1}$ e relação de $A_{260/280}$.

A integridade do DNA extraído foi realizada por eletroforese em gel de agarose 0,8 % em TAE 1X. Utilizou-se 5 μL de *ladder* (KAPA *Universal Ladder Kit*) e 5 μL de DNA total extraído de cada amostra, corados com 0,7 μL de corante para DNA (*Blue Green Loading Dye I* – LGC Biotecnologia). A imagem do gel foi capturada e visualizada sob luz UV pelo equipamento *Eagle Eye II* (Stratagene, La Jolla, CA, USA).

PCR (Polymerase Chain Reaction)

A partir do DNA extraído das amostras dos inóculos, foram obtidos fragmentos do gene RNAr 16S para os Domínios *Bacteria* e *Archaea*, utilizando-se a técnica de PCR com *primers* homólogos às regiões conservadas deste gene. A PCR foi realizada com *GoTaq® Green Master Mix* (Promega).

Para o Domínio *Bacteria* foi utilizado o *set primer* 968FGC – 1401R (NÜBEL et al., 1996), sendo as reações de amplificação realizadas em termociclador *Mastercycler EP Gradient* (Eppendorf). Para o Domínio *Archaea*, utilizou-se o *set primer* 1100FGC – 1400R (KUDO et al., 1997) com amplificação realizada no termociclador *GeneAmp PCR System 2400*

(Perkin Elmer). As condições de tempo e temperatura das amplificações são apresentadas na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 – Condições de tempo e temperatura que foram aplicadas em cada etapa da reação em cadeia da polimerase para os Domínios *Bacteria* e *Archaea*

Etapas da amplificação	Ciclos	Condições para o domínio <i>Bacteria</i>		Condições para o domínio <i>Archaea</i>	
		Tempo (min)	Temperatura (°C)	Tempo (min)	Temperatura (°C)
Pré-desnaturação	1	7	95	5	94
Desnaturação	35	0,75	94	1	94
Anelamento	35	0,75	56	1	55
Extensão	35	1	72	1	72
Extensão final	1	10	72	7	72
Resfriamento	-	-	4	-	4

Fonte: Bianco et al. (2015)

O produto da PCR foi feito por eletroforese em gel de agarose 1,2 % em TAE 1X. Foram usados 5 µL de *ladder* (*Universal DNA Ladder Kit* - KAPA) e 5 µL de cada amostra amplificada, corados com 0,7 µL de corante para DNA (*Blue Green Loading Dye I* – LGC Biotecnologia).

A leitura do gel foi capturada e visualizada sob luz UV pelo equipamento *Eagle Eye II* (Stratagene, La Jolla, CA, USA).

DGGE (*Denaturing Gradient Gel Eletrophoresis*)

O preparo da eletroforese em gel de gradiente desnaturante seguiu a metodologia utilizada conforme Sakamoto (2001). A concentração do gel com gradiente desnaturante usado foi de 45 % e 65 % para os Domínios *Bacteria* e *Archaea*. As condições de corrida foi 75V por 16 horas a temperatura de 60 °C. O corante fluorescente usado foi o brometo de etídeo. A imagem do DGGE foi realizada sob luz UV (254 nm) pelo equipamento *Eagle Eye II* (Stratagene, La Jolla, CA, USA), acoplado a um computador com o *software Eagle Sight*.

4.8 Métodos Estatísticos

Para análise dos padrões de bandas de DGGE utilizou-se do *software BioNumerics V.3.5*, empregando o coeficiente de correlação de Pearson, e método de agrupamento UPGMA (*Unweighted Pair Group Method With Arithmetic Mean*) para a construção do dendrograma, bem como para obtenção do coeficiente de similaridade das amostras. Já o *software Past V.3.06* foi utilizado para obtenção do índice de diversidade de Shannon (H) e a dominância da comunidade microbiana presente nas amostras.

Os resultados de rendimento e teor de metano foram interpretados a partir de testes estatísticos utilizando o *software Statistica 9.0*. Realizaram-se os testes de Shapiro-Wilk, Lillefors e Kolmogorov-Smirnov para *p-valor* igual a 0,05 para testar a normalidade das distribuições dos dados obtidos, sendo consideradas normais quando havia concordância entre os três testes. Quando os dados obtidos foram considerados não paramétricos utilizou-se o teste Wald-Wolfowitz. Esse teste é equivalente ao teste *t* de Student e utilizado quando as distribuições dos conjuntos de dados não se ajustam à norma. O teste Wald-Wolfowitz avalia se as distribuições de dados são diferentes na média e também considera a forma das distribuições, assegurando que as amostras populacionais são mutualmente independentes.

Para os dados considerados como normais, foram utilizados o teste *t* de Student para comparação entre duas amostras, a ANOVA e o teste Tukey para duas ou mais amostras comparadas independentes.

Os dados de rendimento de CH₄ foram ajustados por meio da equação de *Gompertz*, modificada por Zwietering et al. (1990), utilizando o *software OriginPro 9.0*. O modelo *Gompertz* modificado foi utilizado para descrever o progresso na produção acumulativa de CH₄ e H₂ em experimentos em batelada, todo o processo baseado na relação entre o crescimento e o metabolismo bacteriano (CHEN; LIN; LIN, 2002; GUO et al., 2010; LAY et al., 1997; LAY; LEE; NOIKE, 1999; LAY, 2001; XIE et al., 2011; ZHAO et al., 2016). Dessa forma, a partir da equação *Gompertz* modificada foi possível estimar o Potencial de Produção de CH₄ (*P*); Taxa Máxima de Produção de CH₄ (*R_m*) e Tempo de Fase *lag* (*λ*). A equação de *Gompertz* modificada é representada a seguir pela Equação 4.23. Os gráficos com o ajuste estão apresentados no Apêndice B.

$$M(t) = P \cdot \exp \left\{ - \exp \left[\frac{R_m \cdot e}{P} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad 4.23$$

Onde:

$M(t)$ = rendimento de metano em função do tempo t ;

P = potencial de produção de metano ($NV_{CH_4} \cdot m_{resíduo}^{-1}$);

R_m = taxa máxima de produção de metano ($NV_{CH_4} \cdot m_{resíduo}^{-1} \cdot d^{-1}$);

λ = tempo da fase *lag* (dias);

e = constante (2,71828182).

4.8.1 Apresentação dos resultados

Para a apresentação dos dados de produção acumulada de CH_4 dos tratamentos, CH_4 dos biometanizadores controle, rendimento de CH_4 , teor de CH_4 e biogás, foram apresentados gráficos temporais utilizando o *software Microsoft Excel®* 2016 (Microsoft Office, 2016). Os pontos medidos são apresentados nos gráficos em série temporal e foram obtidos pelas médias das triplicatas medidas, demonstrados, juntamente, com seu respectivo desvio padrão amostral.

Para facilitar a visualização e a comparação entre os tratamentos, os dados de rendimento de CH_4 e teor de CH_4 foram apresentados também na forma de gráficos *boxplot*. Já os Testes de AME e dos ajustes cinéticos também foram apresentados na forma de gráficos temporais.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O presente trabalho foi dividido em cinco etapas, sendo elas: caracterização e preparação das amostras, 1ª Batelada, 2ª Batelada, 3ª Batelada e Acúmulo total.

5.1 Caracterização do lodo ETE, lodo Aterro e FORSU

Através da caracterização do inóculo e substrato pode-se obter variedade de informações a respeito dos resíduos e inóculos, tais como, identificação do potencial de produção de metano, a necessidade ou não de adição de solução nutriente, as concentrações que viabilizam a aplicação no processo e verificação de compostos potencialmente inibidores (AL SEADI; LUKEHURST, 2012; CHERNICHARO, 2007).

A caracterização inicial e após o pré-tratamento do lodo ETE e lodo Aterro e FORSU encontram-se nas Tabela 5.1 e Tabela 5.2, respectivamente.

Tabela 5.1 – Caracterização inicial do lodo ETE, lodo Aterro e FORSU

Amostra	ST (g/L)	STF (g/L)	STV (g/L)
lodo ETE	70,9	29,4	41,5
lodo Aterro	7,87	5,07	2,8
FORSU*	84	12,55	71,45

Nota: *g/Kg.

Fonte: Próprio Autor

Tabela 5.2 – Caracterização do lodo ETE, lodo Aterro e FORSU após seus respectivos pré-tratamentos

Parâmetros	lodo ETE	lodo Aterro	FORSU
ST (g/L)	42,6	52,59	30,27
STF (g/L)	17,6	27,69	2,88
STV (g/L)	25	25	27,39
DQO (g/L)	60,65	24,9	29,6
DBO (g/L)	-	-	15,0
Densidade (g/L)	1.006	999,7	1.100
Umidade (%)	95,72	95,0	97,25
C (%)	29,33	19,23	42,15
N (%)	3,6	2,1	1,98
H (%)	3,55	1,92	3,3
C/N	9,5	10,68	24,8

(Continua)

(Continuação)

pH	7,06	7,91	5,76
Alcalinidade Total (gCaCO ₃ /L)	1.526,84	4.240,8	464,52
NTK (mg/L)	1864	1192	503
N-Amoniacal (mg/L)	339	87	29
Fósforo total(mg/L)	324,4	243	55,35
Cr (mg/L)	7,57	3,417	< 0,005
Cu (mg/L)	12,78	1,741	0,24
Pb (mg/L)	1,8	0,76	< 0,01
Ni (mg/L)	8,24	2,159	< 0,008
Zn (mg/L)	60,85	9,19	0,695
Mo (mg/L)	0,67	0,19	0,02
Se (mg/L)	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Ba (mg/L)	8,87	8,38	1,97
Cd (mg/L)	0,071	0,052	0,013
K (mg/L)	49	472	242
Na (mg/L)	64	495	132
Ca (mg/L)	426	1215	948
Mg (mg/L)	80,1	221,3	58,9
Fe (mg/L)	1.149	765	2,441
Mn (mg/L)	6,52	18,77	6,52

Nota: < abaixo do limite de detecção.

Fonte: Próprio Autor

Os valores encontrados para ST (30,27), STF (2,88) e STV (27,39) para FORSU estão próximos aos valores obtidos em levantamento realizado por Campuzano e González-Martínez (2016), esses relataram valores da caracterização de resíduos alimentares de diversos autores com valores de ST (27,2), STF (4,3) e STV (22,9).

O valor de pH original do resíduo merece destaque, uma vez que foi detectado pH ácido, que não favorece a atividade das arqueias metanogênicas. A produção de ácidos orgânicos, tais como propiônico, butírico e lático, promove aumento de íons H⁺ na solução, tais condições ácidas podem acarretar no aumento da taxa de degradação do amido e compostos lignocelulósicos, esses presentes na FORSU e, conseqüentemente, geradores de aumento na concentração de ácidos e compostos inibitórios (CHAMY et al., 1994). Nesse caso, a utilização de um inóculo, que possa elevar o pH e fornecer alcalinidade ao sistema, é de suma importância. Vale ressaltar ainda que a alcalinidade no sistema também pode ser oriunda de outras reações de decomposição e formação de produtos.

Guardadas as devidas proporções, o valor de pH obtido pela FORSU está de acordo com explanações de diversos autores, esses retratam valores parecidos de pH para resíduos

alimentares (ADHIKARI et al., 2013; DONG et al., 2010; HANC et al., 2011; SAJEENA BEEVI; MADHU; SAHOO, 2015).

A alcalinidade presente no LA chama a atenção para o alto valor ($4.240,8 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$), valores reportados pela literatura estão considerados desejáveis quando estabelecidos entre 2.500 e $5.000 \text{ mgCaCO}_3\cdot\text{L}^{-1}$.

Os macros e micronutrientes podem estar presentes, tanto no inóculo (lodo de esgoto, amostras de solos, resíduos orgânicos agrícolas) quanto no substrato utilizado, materiais essenciais nos processos anaeróbios, pois ajudam no metabolismo e no crescimento bacteriano, bem como no funcionamento e na ativação de enzimas e co-enzimas e na produção de metano (SINHA; PANDEY, 2011).

Relatos demonstram que para todos os processos biológicos há a requisição de nutrientes e elementos traço (metais e vitaminas) durante a biometanização, tais como: nitrogênio, fósforo, enxofre, potássio, magnésio, sódio, cálcio e ferro. Esses foram relatados como macronutrientes necessários na síntese do meio. Além disso, alguns metais como: cromo, cobalto, cobre, manganês, molibdênio, níquel, selênio e zinco, conhecidos como elementos traço, são considerados como micronutrientes, sendo a maioria utilizados como parte da ativação das enzimas. Os elementos traço precisam ser dosados quando adicionados aos biometanizadores, de modo a manter o metabolismo e o crescimento microbiano. No entanto, altas concentrações de elementos traço podem tornar-se tóxicas para o meio (ANGELADAKI; SANDERS, 2004; DEMIREL; SCHERER, 2011; FERMOSO et al., 2009).

Banks et al. (2012) identificaram que determinados micronutrientes podem ser críticos no processo de biometanização envolvendo a FORSU, isso se deu quando o sistema foi operado com alta carga orgânica volumétrica (COV) de $3,5 \text{ gSTV}\cdot\text{L}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$, bem como com concentração de amônia em ($4,7 \text{ gNH}_4^+\cdot\text{N}\cdot\text{L}^{-1}$). As análises microbiológicas da comunidade metanogênica revelaram que a via metanogênese hidrogenotrófica foi a predominante ao invés da via metanogênese acetoclástica, situação que resultou no acúmulo de ácido propiônico.

Demais nutrientes, tais como, Pt, Cu, Zn, Na, Ca, Mg, Fe, Mn, também foram detectados. O cálcio está relacionado com o crescimento celular (Alshiyab et al., 2008) e, conseqüentemente, tem influenciado na produção de CH_4 (LO et al., 2012b). O íon magnésio (Mg) constitui paredes e membranas celulares e é utilizado como ativador e cofator de muitas enzimas (SINHA; PANDEY, 2011; ALSHIYAB et al. 2008). Desse modo, uma concentração mínima de Mg é necessária em processos anaeróbios para produção de CH_4 .

Constata-se que os macro e micronutrientes são essenciais para o processo, porém, também podem ser fator de inibição e levar a baixos índices de recuperação do biogás com CH_4 . Os

valores para o Ca mantiveram-se dentro a faixa que pode ser consideradas adequadas para o processo, FORSU (948 mg.L⁻¹), LE (426 mg.L⁻¹) e LA (1215 mg.L⁻¹), sendo ela na faixa entre $100 < \text{Ca} < 1035 \text{ mg.L}^{-1}$ (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008; LO et al., 2012b).

Assim como o Ca, o sódio (Na) é importante para o crescimento celular tendo sua concentração ideal na faixa de $100 < \text{Na} < 350 \text{ mg.L}^{-1}$. Concentrações entre $3500 < \text{Na} < 8000 \text{ mg.L}^{-1}$ têm sido relatadas como inibitórias em processos anaeróbios para produção de CH₄ (LO et al., 2012a). Os valores para FORSU (132 mg.L⁻¹) e LE (64 mg.L⁻¹) ficaram na faixa ideal, o inóculo LA (495 mg.L⁻¹) obteve valor acima dos demais, porém, permaneceu fora da faixa inibitória.

Os elementos mais estudados na suplementação nutricional do processo de biometanização são Ni, Co e Fe, uma vez que são essenciais para viabilização da rota via metanogênese acetoclástica (HOELZLE; VIRDIS; BATSTONE, 2014). Zitomer, Johnson e Speece (2008) estudaram o impacto da suplementação de concentrações de Ni, Co e Fe (25 mg.L⁻¹) em comunidades termofílicas e mesofílicas. Os resultados mostraram que as taxas de assimilação de proprionato e acetato aumentaram após a adição dos micronutrientes.

Valores ideais para Ni compreendem a faixa de $0,03 < \text{Ni} < 27 \text{ mg.L}^{-1}$ e faixas inibitórias entre $35 < \text{Ni} < 1600 \text{ mg.L}^{-1}$ (ALTAS, 2009; FERMOSO et al., 2009; MA et al., 2009). Os valores obtidos estão dentro da faixa considerada ótima.

Valores para concentração de Fe são ideais para ($< 0,3 \text{ mg.L}^{-1}$) (WORM et al., 2009). Os inóculos e a FORSU ficaram expressivamente acima da faixa ideal.

As concentrações de Cd ideais são $< 1,6 \text{ mg.L}^{-1}$ e concentrações consideradas inibitórias estão na faixa de $36 < \text{Cd} < 3400 \text{ mg.L}^{-1}$ (YUE; YU; WANG, 2007). Os valores obtidos para a FORSU e os lodos (LE e LA) estão dentro da faixa considerada ótima.

Valores para concentração de Cr ideais estão na faixa de $0,01 < \text{Cr} < 15 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo consideradas inibitórias entre $27 < \text{Cr} < 2500 \text{ mg.L}^{-1}$ (LIN; SHEI, 2008). Os valores obtidos para a FORSU e os inóculos (LE e LA) estão dentro da faixa considerada ótima.

Os valores para concentrações de cobre consideradas ideais estão na faixa de $0,03 < \text{Cu} < 2,4 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo consideradas inibitórias $12,5 < \text{Cu} < 350 \text{ mg.L}^{-1}$ (LIN; SHEI, 2008; MA et al., 2009). Os valores obtidos para a FORSU e LA estão dentro da faixa considerada ótima, porém, o valor de LE (12,78 mg.L⁻¹) está no limite dos valores inibitórios.

Para o K valores ideais estão relatados em concentrações $< 400 \text{ mg.L}^{-1}$ e valores inibitórios estão estabelecidos entre $400 < \text{K} < 28.934 \text{ mg.L}^{-1}$ (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008; LO et al., 2012b). Os valores retratados na caracterização demonstram valores para FORSU

(242 mg.L⁻¹), LE (49 mg.L⁻¹) e LA (472 mg.L⁻¹), este último, considerado inibitório com valor acima de 400 mg.L⁻¹.

Valores de Mg ideais estão em concentrações < 720 mg.L⁻¹ (LO et al., 2012b). Os valores obtidos constam abaixo do valor estabelecido, sendo assim, considerado ideal.

Valores para Mo ideais estão em < 0,05 mg.L⁻¹ (LO et al., 2012b). O valor para FORSU (0,02) está dentro do limite, porém valores de LE (0,67 mg.L⁻¹) e LA (0,19 mg.L⁻¹) ficaram acima de < 0,05 mg.L⁻¹.

Concentrações ideais para Pb estão reportadas em 0,2 mg.L⁻¹ e inibitórias na faixa de 67,2 < Pb < 8000 mg.L⁻¹ (ALTAS, 2009). Valores de LE (1,8 mg.L⁻¹) e LA (0,76 mg.L⁻¹) estão acima da faixa ideal, porém constam fora da faixa inibitória. Para lodos de processos biológicos são comumente encontrados altos valores de metais, uma vez que existe acúmulo desses metais durante o processo de biodegradação.

Para Se valores ideais estão para valores < 0,04 mg.L⁻¹ (WORM et al., 2009). Os valores obtidos ficaram abaixo do limite de detecção.

Os valores retratados para Zn ficam na faixa ideal entre 0,03 < Zn < 2 mg.L⁻¹ e inibitórias para 7,5 < Zn < 1500 mg.L⁻¹ (CHEN; CHENG; CREAMER, 2008; LO et al., 2012a; LO et al., 2012b; WORM et al., 2009). Valores para LE (60,85 mg.L⁻¹) e LA (9,19 mg.L⁻¹) ficaram acima da faixa ideal e entraram na faixa considerada inibitória, para FORSU (0,695 mg.L⁻¹) o valor ficou na faixa ideal.

Verificam-se macro e micronutrientes disponíveis elevando, dessa forma, o funcionamento do processo de biometanização, como pode ser verificado nos relatos supracitados que a maioria dos valores está dentro de limites podendo ser considerados ótimos.

Apesar de em altas concentrações o nitrogênio promover impactos negativos ao ambiente, esse nutriente é essencial para o metabolismo microbiano, sendo parte constituinte de proteínas e ácidos nucleicos, além de vitaminas e outros compostos celulares. Portanto, seu caráter essencial fica evidenciado para os processos anaeróbios, especialmente, na produção de metano.

A relação C/N reflete os níveis de nutrientes de um substrato no processo de biometanização e, portanto, esses sistemas são sensíveis à relação C/N. Uma alta relação C/N induz baixa taxa de solubilização proteica e leva a baixas concentrações de nitrogênio amoniacal total e amônia livre dentro de um sistema. Assim, a inibição de amônia pode ser evitada otimizando a relação C/N no processo de biometanização. No entanto, uma relação C/N excessivamente elevada fornece nitrogênio insuficiente para manter a biomassa celular e, pode levar, a rápida degradação de nitrogênio por micro-organismos, resultando em menor produção

de biogás e vice-versa. Os substratos com uma relação C/N excessivamente baixa aumentam o risco de inibição de amônia, sendo esse tóxico para as arqueias metanogênicas, podendo provocar utilização insuficiente das fontes de carbono. A relação C/N ideal para a digestão anaeróbia mostrou-se entre 20 e 30 ou entre 20 e 35, sendo a proporção de 25 a mais utilizada (PUNAL et al., 2000; YEN; BRUNE, 2007). A co-digestão de resíduos agrossilvopastoris com dejetos ou lodos de esgoto proporciona efeitos sinérgicos positivos e pode potencialmente diluir compostos tóxicos (HAGOS et al., 2017). A relação C/N obtida pela FORSU foi de (24,8), valor similar ao retratado por Zhang, Su e Tan (2013) (24,5) e mostrou-se, dessa forma, estar na faixa ideal para equilibrado processo de biometanização. A relação é maior em resíduos devido ao alto teor de carbono, no entanto, em inóculos como lodo de esgoto e lodo de lagoa de lixiviados, essa relação é menor devido ao alto teor de nitrogênio, isso se deve ao fato do acúmulo nos processos já realizados de biodigestão.

5.2 Atividade Metanogênica Específica (AME)

Após a caracterização inicial, os inóculos (LE e LA) foram submetidos a vários ensaios de AME para a obtenção da melhor relação substrato/micro-organismo (S_0/X_0) e, conseqüentemente, dar prosseguimento a montagem dos ensaios BMP. Esses ensaios foram realizados em triplicatas e estão abordados na Tabela 5.3, os gráficos com as curvas demonstradas em forma temporal estão anexados no Apêndice B.

Tabela 5.3 – Ensaios de AME para inóculos *in natura*

Amostra (<i>in natura</i>)	(S_0/X_0)	(g DQOCH ₄ .gSTV ⁻¹ .d ⁻¹)
LE	0,5	0,146066 ± 0,0081
LE	0,8	0,157733 ± 0,0156
LE	1,0	0,208800 ± 0,0008
LE	1,2	0,210433 ± 0,0035
LA	0,5	0,087035 ± 0,0251
LA	0,7	0,097366 ± 0,0004
LA	1,0	0,070133 ± 0,0011
LA	1,2	0,180366 ± 0,0185
LA	1,5	0,104433 ± 0,0004
LA	1,7	0,184600 ± 0,0235
LA	2,0	0,186533 ± 0,0436

Nota: Os valores estão demonstrados pelas médias das triplicatas com seus respectivos desvios padrão.

Fonte: Próprio Autor

Para o inóculo LE *in natura* foram realizados ensaios de AME primeiramente para as relações ($S_0/X_0 = 0,5$ e $1,0$), verificando-se maior atividade para o valor da relação $1,0$. Após isso, foram realizados mais dois ensaios: ($S_0/X_0 = 0,8$) e ($S_0/X_0 = 1,2$). Verificou-se a maior AME para o valor de $0,210433 \text{ gDQOCH}_4.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$ na relação $S_0/X_0 = 1,2$.

Os ensaios realizados para o inóculo LA *in natura* de AME também foram realizados primeiramente para as relações ($S_0/X_0 = 0,5$ e $1,0$), verificando-se maior atividade para o valor da relação $0,5$. Após isso, foram realizados mais dois ensaios, um com valor próximo ($S_0/X_0 = 0,7$) e um com valor maior ($S_0/X_0 = 1,2$). Após os resultados das relações ($S_0/X_0 = 0,7$ e $1,2$), observou-se falta de linearidade dos valores como verificado para o inóculo LE, por essa razão, optou-se pela realização de novos ensaios. Realizaram-se três ensaios para as relações ($S_0/X_0 = 1,5$, $1,7$ e $2,0$). Nesse caso, podem ser observados resultados sem uniformidade, tendo em vista, que para os valores das relações ($S_0/X_0 = 1,0$, $1,2$ e $1,5$) obteve-se $0,070133$, $0,180366$, $0,104433 \text{ gDQOCH}_4.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$, respectivamente.

Os valores para as relações ($S_0/X_0 = 1,7$ e $2,0$) obtiveram os maiores valores de AME $0,184600$ e $0,186533 \text{ gDQOCH}_4.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$, respectivamente. Porém, optou-se em adotar o valor da relação ($S_0/X_0 = 1,2$), mantendo, assim, a mesma relação adotada para o inóculo LE.

Segundo Angelidaki et al. (2009), para serem considerados ativos, os lodos anaeróbios não granulares devem apresentar AME ao acetato mínima de $0,1 \text{ gDQOCH}_4.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$, enquanto que os lodos granulares devem apresentar valores de $0,3 \text{ gDQOCH}_4.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$. Portanto, para a relação $S_0/X_0 = 1,2$ dos dois inóculos foram obtidos resultados de acordo com o estabelecido por Angelidaki et al. (2009).

Rocha (2003) pesquisou a AME de quatro lodos granulares de indústria de bebidas. A máxima AME foi obtida com lodo granular de cervejaria na concentração de (S_0) $0,25 \text{ gSTV.L}^{-1}$ e (X_0) 4 gSTV.L^{-1} ($1,74 \text{ gDQOCH}_4.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$). Já para a concentração de (S_0) $4,5 \text{ gSTV.L}^{-1}$ e (X_0) 2 gSTV.L^{-1} , a atividade foi de ($0,11 \text{ gDQOCH}_4.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$).

Em estudo realizado por Jiménez et al. (2015) testando a co-digestão de dejetos suíno, palha de arroz e resíduos de argila, obtiveram interação significativa entre os substratos e expressivo rendimento da produção de metano em resposta da AME causada pelos três substratos. Os resíduos de argila tiveram efeito positivo para reduzir a inibição da AME causada pela alta concentração de dejetos suíno, isso devido às propriedades adsorventes de nitrogênio e amônia da argila. A condição ótima para a co-digestão anaeróbia foi obtida para valores de AME de $1,31$ e $1,38 \text{ gDQOCH}_4.\text{gSSV}^{-1}.\text{d}^{-1}$ em condições mesófilas e termofílicas, respectivamente.

Steinmetz et al. (2016) realizaram o ensaio de AME para lodo granular de UASB tratando efluentes de indústria de gelatinas, a atividade do lodo granular reduziu quando estocado em laboratório. A AME reduziu de $0,326 \pm 0,029 \text{ g DQO CH}_4.\text{g STV}^{-1}.\text{d}^{-1}$ no lodo fresco para $0,176 \pm 0,007 \text{ g DQO CH}_4.\text{g STV}^{-1}.\text{d}^{-1}$ no lodo estocado em laboratório a temperatura ambiente durante seis meses.

A não existência de procedimento padrão para a determinação da AME dificulta a comparação dos resultados obtidos por diferentes estudos e acaba por limitar a aplicabilidade e disseminação do teste de AME como ferramenta de controle dos processos anaeróbios (AQUINO et al., 2007).

Observa-se a existência de diversos interferentes no processo no ensaio de AME, como por exemplo, o tipo de substrato utilizado (Jiménez et al., 2015), o tipo de inóculo (Jiménez et al., 2015; Rocha, 2003; Steinmetz et al., 2016), se o inóculo é fresco ou não (Steinmetz et al., 2016), a relação (S_0/X_0) utilizada (Rocha, 2003), o tipo de procedimento utilizado (Aquino et al., 2007), entre outros fatores. Sendo assim, foram comparados os resultados entre os experimentos realizados no presente trabalho, observando maior atividade metanogênica específica para o lodo ETE, situação plausível devido as suas condições no momento da coleta.

O lodo ETE foi retirado de um UASB em operação, esse tratando esgoto sanitário, portanto, o inóculo já estava em atividade. Após a coleta, o mesmo foi acondicionado em geladeira a temperatura de 4°C até o momento de sua utilização.

Já para o lodo Aterro, foi obtida uma atividade metanogênica específica menor, explicando-se devido ao fato de o inóculo ter sido coletado em uma lagoa de acúmulo de lixiviados de aterro sanitário, essa desativada há mais de 6 anos. Além disso, mesmo coletando o lodo ao fundo da lagoa, situação que permitia estar em condições anaeróbias, o mesmo estava em temperatura ambiente, diferentemente do LE que estava sendo operado em reatores em condições mesofílicas, favorecendo sua atividade. Após a coleta, o inóculo LA também foi acondicionado em geladeira a temperatura de 4°C até o momento de ser utilização. Para que fossem evitados possíveis erros na determinação dos resultados da AME dos inóculos, após a coleta, os dois inóculos foram acondicionados nas mesmas condições.

Diferentemente do ensaio AME, que utilizou-se das melhores condições ambientais como: substratos de fácil assimilação (acetato, butirato e proprionato), câmara com agitação, e adição de meio nutricional de macro e micronutrientes, o ensaio BMP utilizou-se de substrato pretendendo avaliar sua biodegradabilidade em relação ao inóculo testado. Por essa razão, as relações (R_0/I_0) devem ser menores que as utilizadas nos ensaios AME, portanto, estipulou-se valor máximo para a relação $R_0/I_0 = 1,0$.

5.3 Ensaios de Potencial Bioquímico de Metano (BMP)

Para apresentação dos resultados dos ensaios BMP serão divididos pelas bateladas (1ª, 2ª e 3ª).

Todos os resultados estão compreendidos com a letra (N) o que determina que os valores foram extrapolados para as condições da (CNTP).

5.3.1 1ª Batelada

5.3.1.1 Relação ($R_0/I_0 = 1/16$)

Na Figura 5.1 estão demonstrados os valores de rendimento de metano (BMP), branco (biometanizador controle), produção de metano, produção de biogás e teor de metano, fornecendo essas informações para os inóculos (LE-1-16-I) e (LA-1-16-I).

Figura 5.1 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/16$)

Fonte: Próprio Autor

Verificando-se a (Figura 5.1 (a)), observa-se rendimento acumulado de metano final de $87 \pm 32 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ para a relação LE-1-16-I. As curvas de metano do tratamento LE-1-16-I e do LE-BR-I com valor acumulado de $84,12 \pm 1,9 \text{ NmLCH}_4$ foram muito próximas, fato que determinou baixo rendimento ao final da 1ª batelada. Isso indica que a concentração de FORSU adicionada ($0,1175 \text{ gSTV.L}^{-1}$) foi consumida rapidamente, determinando, assim, baixo rendimento acumulado quando subtraído os valores obtidos pelo LE-BR-I. O maior rendimento de metano foi observado ao 4º dia, quando se obteve valor acumulado de $154 \pm 18,8 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. Observado o baixo valor obtido pelo LE-BR de $30,09 \pm 0,7 \text{ NmLCH}_4$, portanto, a FORSU adicionada foi consumida nos primeiros dias pelos micro-organismos presentes no biometanizador. Após esse pico de consumo, os valores de LE-1-16-I e LE-BR-I ficaram próximos até o final da batelada.

Propondo-se a análise da curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano (Figura 5.1 (b)), percebe-se um *start-up* após o primeiro dia de operação do processo com teor de metano de 45,32 %, com um aumento exponencial do 8º dia de $61,02 \pm 3,6$ % para o 29º dia de $67,61 \pm 1,86$ %, chegando ao final do 70º dia com teor de metano de $71,07 \pm 0,33$ %.

Já para o LA-1-16-I (Figura 5.1 (c)), foi obtido um rendimento de metano acumulado final de 18 ± 16 NmLCH₄.gSTV_{adíc}⁻¹. Ao se verificar a curva de rendimento, observa-se um pico já nos primeiros dias de operação com maior rendimento acumulado de metano para os dias 1º ($428 \pm 1,9$ NmLCH₄.gSTV_{adíc}⁻¹) e 7º ($412 \pm 5,6$ NmLCH₄.gSTV_{adíc}⁻¹), demonstrando queda acentuada a partir do 11º dia com o valor de $109 \pm 9,7$ NmLCH₄.gSTV_{adíc}⁻¹. Isso se deve ao biometanizador LA-BR-I ter iniciado a produção de metano somente no 8º dia, portanto, a produção de metano do tratamento LA-1-16-I nos primeiros dias de operação se deu pelo consumo da FORSU adicionada, situação que indica adaptação imediata dos micro-organismos do inóculo em relação ao substrato adicionado.

Analizando-se a curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano (Figura 5.1 (d)), percebe-se um *start-up* após o primeiro dia de operação do processo com teor de metano de 54,28 % com diminuição do teor de metano do 2º dia para 32,12 % e recuperação do teor após o 7º dia com $54,32 \pm 0,57$ %. Os números são explicados pela queda no rendimento demonstrada no gráfico nos primeiros dias (Figura 5.1 (c)), sendo que após o período de adaptação dos micro-organismos, percebeu-se aumento do teor de metano no 11º dia para $58,75 \pm 0,88$ %, chegando ao final do 70º dia com teor de metano de $72,45 \pm 0,22$ %.

Na Figura 5.2 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os respectivos teores de metano.

Figura 5.2 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/16$)

Fonte: Próprio Autor

Verificando-se os *boxplots* da Figura 5.2 visualiza-se a distinção entre os tratamentos, porém, existe a sobreposição de dados, para a precisa determinação, ou seja, se são estatisticamente diferentes ou não, foi aplicado o teste *t* com nível de significância de ($p < 0,05$) (Tabela 5.4).

Tabela 5.4 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-16-I e LA-1-16-I

NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹	LE – (1-16)	LA – (1-16)
Valor máximo	196,3267	429,8013
Média	92,29399	159,7474
Desvio padrão	6,409472	19,80303
<i>p</i> (erro padrão)	0,001	
% CH₄	LE – (1-16)	LA – (1-16)
Valor máximo	71,25597	72,69326
Média	63,62838	60,37443
Desvio padrão	0,9693001	1,481536
<i>p</i> (erro padrão)	0,069	

Fonte: Próprio Autor

Com os resultados obtidos pelo teste *t* pode-se afirmar que os tratamentos LE-1-16-I e LA-1-16-I são estatisticamente diferentes ($p < 0,05$) com nível de confiança de 95 % para os valores de rendimento de metano, dessa forma, observa-se tanto no valor máximo quanto nas médias, maior rendimento para o tratamento LA-1-16-I.

Já para os valores de teor de CH₄, verificou-se a partir do teste *t* o valor de *p* maior que o erro padrão ($p < 0,05$), portanto, assume-se que os tratamentos são estatisticamente iguais, com nível de confiança de 95 %.

Os valores das constantes cinéticas estão demonstrados na Tabela 5.5.

Tabela 5.5 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-16-I e LA-1-16-I

	<i>P</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	<i>Rm</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹ .dia ⁻¹	<i>λ</i> (dias)	R²
LE-1-16	88,18	109,5	0,46	0,90774
LA-1-16	354,06	122,4	0,115	0,80649

Fonte: Próprio Autor

Analisando a Tabela 5.5 observa-se que o ajuste (R²) para o tratamento LA-1-16 não ficou próximo ao valor de 1,0, isso se deve ao fato das curvas de rendimento não formarem um

padrão de curva sigmoidal (Figura 5.1 (c)) face a subtração dos valores quando produzido metano nos biometanizadores LA-BR.

Os valores para as taxas de rendimento (R_m) ficaram próximos para ambos tratamentos, verificando alta taxa de consumo de substrato, corroborando, dessa forma, com as análises dos gráficos, esses, por sua vez, que obtiveram pico de consumo nos primeiros dias de operação.

Já os valores da fase *lag* (λ), indicam que a produção de metano em relação a FORSU adicionada teve início mais rapidamente para o tratamento LA-1-16 com 0,115 dias em relação ao tratamento LE-1-16 com 0,46 dias, portanto, uma aclimação mais rápida para o inóculo LA. Os gráficos com os ajustes do modelo cinético estão demonstrados no Apêndice A.

5.3.1.2 Relação ($R_0/I_0 = 1/8$)

Na Figura 5.3 estão demonstrados os valores de rendimento de metano (BMP), branco (biometanizador controle), produção de metano, produção de biogás e teor de metano, fornecendo essas informações para os inóculos (LE-1-8-I) e (LA-1-8-I).

Figura 5.3 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/8$)

Fonte: Próprio Autor

A análise da (Figura 5.3 (a)) propicia a observação de que há um rendimento acumulado de metano final de $24 \pm 23 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ para o tratamento LE-1-8-I. As curvas de metano do tratamento LE-1-8-I e do LE-BR-I com valor acumulado de $84,12 \pm 1,9 \text{ NmLCH}_4$ foram muito próximas, porém, observa-se uma tendência de curva crescente do biometanizador LE-BR-I ao final da batelada. Enquanto o tratamento LE-1-8-I já se mantinha estável, determinando, assim, baixo rendimento ao final da batelada, foi verificada produção de metano mais rapidamente quando adicionado à FORSU. Assim, como observado nas relações (1/16), nota-se também no tratamento LE-1-8-I maior rendimento de metano no período inicial, quando ao 4º dia, obteve-se valor acumulado de $152 \pm 6,4 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, contrapondo-se ao que foi observado pelo LE-BR-I relatando o valor de $30,09 \pm 0,7 \text{ NmLCH}_4$. Portanto, a FORSU adicionada foi consumida nos primeiros dias pelos micro-organismos presentes no

biometanizador e, após esse pico de consumo, houve a estabilização do processo. Outro ponto é que neste momento o tratamento LE-1-8-I já se mantinha estabilizado, observou-se um aumento de 10 NmLCH₄ entre os dias 20 e 70, enquanto o BR obteve um acréscimo de 18,64 NmLCH₄, explicando a queda da curva BMP na (Figura 5.3 (a)).

Analisando-se a curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano (Figura 5.3 (b)), percebe-se um *start-up* após o primeiro dia com produção nula de metano, já no segundo dia de operação, obteve-se teor de metano equivalente a 58,23 %, no terceiro dia ocorreu decréscimo para 54,43 % e uma recuperação pode ser percebida com um aumento exponencial do 8º dia de 60,00 ± 0,14 % para o 29º dia com 65,28 ± 0,02 %, chegando ao final do 70º dia com teor de metano de 70,04 ± 0,63 %. O que demonstra moroso processo na adaptação dos micro-organismos metanogênicos nos primeiros dias de operação, devido à extensão da fase acidogênica, observado pela maior produção de CO₂ no sistema.

Já para o LA-1-8-I (Figura 5.3 (c)) foi obtido rendimento de metano acumulado final de 36 ± 10,72 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹. Verificando-se a curva de rendimento, observa-se um pico nos primeiros dias de operação com maior rendimento acumulado de metano para o 6º dia de 268 ± 14,77 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹ e 7º dia de 279 ± 14,44 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹ com uma queda acentuada a partir do 11º dia para 130 ± 28,56 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹. Essa situação está relacionada ao fato de o biometanizador LA-BR-I ter iniciado a produção de metano somente no 8º dia.

Dessa forma, a produção de metano do tratamento LA-1-8-I nos primeiros dias de operação se deu pelo consumo da FORSU adicionada, indicando adaptação imediata dos micro-organismos do inóculo em relação ao substrato, semelhante ao acontecido no tratamento LA-1-16-I. Entretanto, atingiu seu ápice de consumo somente no 7º dia em contraponto ao LA-1-8-I que obteve seu maior rendimento já no primeiro dia de operação.

Esse fato pode ser explicado por sua alimentação ter sido o dobro do LA-1-16-I, ou seja, havia mais substrato disponível para os micro-organismos poderem degradar. O que se verifica também na (Figura 5.3 (c)) é maior desvio padrão após os primeiros dias de operação, esse pode ser verificado pela diferença medida entre as triplicatas, ocorrência que pode indicar maior instabilidade no processo durante os dias 8 e 25 e/ou erros de medição.

Analisando a curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano (Figura 5.3 (d)), percebe-se um *start-up* após o primeiro dia de operação do processo com teor de metano de 42,13 % com um baixo teor até seu 5º dia de 45,48 %, circunstância que explica a queda no rendimento demonstrada no gráfico (Figura 5.3 (c)) nos primeiros dias, e demonstra

recuperação de seu teor após o 6º dia para 57,54 % com aumento exponencial até o dia 19 com $66,16 \pm 2,66$ %, isso após o período de adaptação dos micro-organismos, chegando ao final do 70º dia com teor de metano de $71,69 \pm 0,47$ %.

Na Figura 5.4 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os teores de metano.

Figura 5.4 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/8$)

Fonte: Próprio Autor

Ao se verificar os *boxplots* da Figura 5.3, visualiza-se a distinção entre os tratamentos, entretanto, para compor o rol de resultados fidedignos, pensou-se na existência de sobreposição de dados e, para a determinação se são estatisticamente diferentes ou não, foi aplicado o teste *t* com nível de significância de ($p < 0,05$) (Tabela 5.6).

Tabela 5.6 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-8-I e LA-1-8-I

NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	LE – (1-8)	LA – (1-8)
Valor máximo	156,21	295,94
Média	78,61	134,76
Desvio padrão	4,5676	9,4771
<i>p</i> (erro padrão)	4,7.10 ⁻⁷	
% CH ₄	LE – (1-8)	LA – (1-8)
Valor máximo	70,63	72,21
Média	63,20	63,48
Desvio padrão	0,511896	1,481536
<i>p</i> (erro padrão)	0,082	

Fonte: Próprio Autor

Com os resultados obtidos pelo teste t pode-se afirmar que os tratamentos LE-1-8-I e LA-1-8-I são estatisticamente diferentes ($p < 0,05$) com nível de confiança de 95 % para os valores de rendimento de metano, podendo ser observado tanto no valor máximo quanto nas médias, maior rendimento para o tratamento LA-1-8-I.

Já para os valores de teor de CH_4 , verificou-se a partir do teste t o valor de p maior que o erro padrão ($p < 0,05$), portanto, assume-se que os tratamentos são estatisticamente iguais, com nível de confiança de 95 %.

Os valores das constantes cinéticas estão demonstrados na Tabela 5.7.

Tabela 5.7 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-8-I e LA-1-8-I

	P $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$	Rm $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$	λ (dias)	R^2
LE-1-8	116,6	41,01	0,24	0,87552
LA-1-8	242,2	90,26	0,16	0,86812

Fonte: Próprio Autor

Observa-se na Tabela 5.7 que o ajuste (R^2) tanto para o tratamento LE-1-8-I quanto para o LA-1-8-I, foi abaixo de 0,9 e isso ocorre porque as curvas de rendimento não formam um padrão de curva sigmoidal (Figura 5.3 (a) e (c)) devido ao fato de existir uma subtração dos valores quando produzido metano nos biometanizadores LE-BR-I e LA-BR-I.

O potencial máximo de metano (P) ajustado pelo modelo *Gompertz* modificado foi diferente dos valores obtidos em laboratório, tanto para o tratamento LE-1-8-I com $152 \pm 6,4$ $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, quanto para o tratamento LA-1-8-I com $279 \pm 14,44$ $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. Essa conjuntura fica evidente por conta de a utilização dos pontos para o ajuste no modelo serem iniciais, e também, pelo valor de R^2 , situação que não permite afirmar a coerência desse valor com a realidade obtida em laboratório.

Os valores para a taxa de rendimento (Rm) observados foram de LE-1-8-I (41,01 $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) e LA-1-8-I (90,26 $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$), portanto, para o tratamento LE-1-8-I taxa 54 % superior, indicando velocidade de consumo de substrato pelos micro-organismos superior ao tratamento LE-1-8-I.

Já os valores da fase *lag* (λ) indicam que a produção de metano em relação à FORSU adicionada teve início mais rápido para tratamento LA-1-8-I com 0,16 dias do que o tratamento

LE-1-8-I com 0,24 dias, indicando, assim, aclimação mais rápida para o inóculo LA. Os gráficos com os ajustes do modelo cinético estão demonstrados no Apêndice A.

5.3.1.3 Relação ($R_0/I_0 = 1/4$)

Na Figura 5.5 estão demonstrados os valores de rendimento de metano (BMP), branco (biometanizador controle), produção de metano, produção de biogás e teor de metano, fornecendo essas informações para os inóculos (LE-1-4-I) e (LA-1-4-I).

Figura 5.5 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/4$)

Fonte: Próprio Autor

A (Figura 5.5 (a)) permite avaliar o rendimento acumulado de metano final de $94 \pm 8,83$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹ para o tratamento LE-1-4-I. As curvas de metano do tratamento LE-1-4-I com valor de $128 \pm 4,15$ NmLCH₄ e do biometanizador LE-BR-I com valor de $84,12 \pm 1,9$

NmLCH₄ tiveram diferença de 34,28 % na produção acumulada de metano. Observa-se tendência de curva crescente, tanto no tratamento LE-1-4-I quanto no biometanizador LE-BR-I ao final da batelada. Essa situação indica consumo de substrato remanescente tanto para o (BR) quanto para o tratamento LE-1-4. Assim, como observado nas relações (1/16 e 1/8), observa-se também no tratamento LE-1-4-I maior rendimento de metano no período inicial ao 2º dia de $29 \pm 2,64 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, em dissonância ao que se observou no biometanizador LE-BR-I verificado o valor de $45,14 \pm 1,02 \text{ NmLCH}_4$. Nos 3º e 4º dias foram observados decréscimo na produção de metano no biometanizador BR e acréscimo na produção de metano no tratamento LE-1-4-I. Portanto, a FORSU adicionada teve interferência na produção de metano durante este período, onde, nos 3º e 4º dias foi obtido rendimento de metano de $85 \pm 2,31 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ e $113 \pm 0,01 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, respectivamente. Após esse pico de consumo, o tratamento LE-1-4-I manteve-se estável até o final do 70º dia com pequena variação no rendimento, seguindo a tendência do biometanizador BR.

A curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano pode ser observada na (Figura 5.5 (b)), nesse contexto, percebe-se um *start-up* após o primeiro dia com um teor de metano de 51,41 %, chegando ao 4º dia com um valor de 60,70 %. Posteriormente, houve irrisória variação até o 42º dia com $64,91 \pm 0,65 \%$, chegando ao final do 70º dia com teor de metano de $69,04 \pm 0,69 \%$. Outro ponto importante é a demonstração de significativa adaptação dos micro-organismos metanogênicos durante 28 dias, sendo eles entre a penúltima (dia 42) e última (dia 70) medição, esse verificado pela subida das curvas de metano (Figura 5.5 (a)) e biogás (Figura 5.5 (b)).

Verificando-se o tratamento LA-1-4-I (Figura 5.5 (c)) foi obtido um rendimento de metano acumulado final de $95 \pm 13,51 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. Com relação a curva de rendimento, observa-se uma variação já nos primeiros dias de operação com maior rendimento acumulado de metano para os 4º ($120 \pm 2,03 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$), 6º ($125 \pm 3,74 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$) e 7º ($148 \pm 5,64 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$) dias, demonstrando queda acentuada a partir do 11º dia com o valor acumulado de $104 \pm 2,22 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ e mantendo-se estável até o seu 70º dia com $95 \pm 13,51 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. Como o biometanizador LA-BR-I iniciou sua produção de metano a partir do 8º dia, os valores obtidos pelo tratamento LA-1-8-I durante os oito primeiros dias ocorreu pelo consumo da FORSU adicionada, após esse consumo, observou-se estabilização da produção.

Ao observar a curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano (Figura 5.5 (d)), percebe-se um *start-up* após o primeiro dia, sendo demonstrado com os

seguintes resultados: teor de metano de 18,12 % em seu primeiro dia de operação, chegou em 31,75 % no 3º dia, passou por um pico no 4º dia de 51,22 %, um decréscimo ao 5º dia com o valor de 42,38 %, tendo se recuperado a partir do 7º dia com 53,22 %. Outra observação é que houve modesta variação entre os dias 11 ($60,10 \pm 0,75$) e 43 ($66,76 \pm 0,69$), chegando ao final do 70º dia com teor de metano de $70,73 \pm 0,50$ %. Tal análise permitiu verificar que houve maior adaptação dos micro-organismos metanogênicos durante os 28 dias situados entre a penúltima (dia 42) e última (dia 70) medição, sendo verificado pela subida das curvas de metano (Figura 5.5 (c)) e de biogás (Figura 5.5 (d)), assim como verificado pelo tratamento LE-1-4-I.

Na Figura 5.6 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os teores de metano.

Figura 5.6 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/4$)

Fonte: Próprio Autor

A Figura 5.6 permite verificar os *boxplots* para visualizar a distinção entre os tratamentos, em todo caso, vale ressaltar que há a existência da sobreposição de dados, portanto, visando determinar se possuem valores estatisticamente similares ou diferentes, foi aplicado o test *t* com nível de significância de ($p < 0,05$) (Tabela 5.8).

Tabela 5.8 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-4-I e LA-1-4-I

NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	LE – (1-4)	LA – (1-4)
Valor máximo	118,95	154,19
Média	94,71	100,32
Desvio padrão	3,0581	3,4199
<i>p</i> (erro padrão)	0,22	
% CH ₄	LE – (1-4)	LA – (1-4)
Valor máximo	71,37	71,15
Média	62,68	60,34
Desvio padrão	0,52428	1,72576
<i>p</i> (erro padrão)	0,19	

Fonte: Próprio Autor

Com os resultados obtidos pelo teste t pode-se afirmar que os tratamentos LE-1-4-I e LA-1-4-I são estatisticamente iguais ($p < 0,05$), demonstrando nível de confiança de 95 % para os valores de rendimento de metano, podendo ser observados tanto no valor máximo quanto nas médias, maior rendimento para o tratamento LA-1-4-I.

Já para os valores de teor de CH_4 , verificou-se a partir do teste t o valor de p maior que o erro padrão ($p < 0,05$), portanto, assume-se que os tratamentos são estatisticamente iguais, com nível de confiança de 95 %.

Os valores das constantes cinéticas estão demonstrados na Tabela 5.9.

Tabela 5.9 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-4-I e LA-1-4-I

	P $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$	Rm $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$	λ (dias)	R^2
LE-1-4	101,5	42,56	0,34	0,93898
LA-1-4	103,75	26,4	0,13	0,94478

Fonte: Próprio Autor

Analisando a Tabela 5.9, observa-se que o ajuste (R^2) tanto para o tratamento LE-1-4-I quanto para o LA-1-4-I ficou acima de 0,9, com isso, obteve-se expressivo ajuste do modelo a partir dos pontos obtidos em laboratório.

O potencial máximo de metano (P) ajustado pelo modelo *Gompertz* modificado ficou próximo aos valores obtidos em laboratório tanto para o tratamento LE-1-4-I valor acumulado de $94 \pm 8,83 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ quanto para o tratamento LA-1-4-I valor acumulado de $95 \pm 13,51 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$.

Os valores para a taxa máxima de rendimento (Rm) observados foram de $42,56 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ (LE-1-4-I), esses se aproximaram ao que obtido foi pelo tratamento LE-1-8 de $41,01 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, bem como para o tratamento LA-1-4-I de $26,4 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, sendo taxa inferior a obtida pelo tratamento LA-1-8-I de $90,26 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$.

Já os valores da fase *lag* (λ) indicam que a produção de metano em relação a FORSU adicionada teve início mais rápido para tratamento LA-1-4-I com 0,13 dias do que o tratamento LE-1-4-I com 0,34 dias, indicando, assim, uma aclimação mais rápida para o inóculo LA, porém, essa produção obteve baixo teor de metano em seu primeiro dia de 18,12 %, quando comparado ao primeiro dia do tratamento LE-1-4-I valor de 51,41 %. Os gráficos com os ajustes do modelo cinético estão demonstrados no Apêndice A.

5.3.1.4 Relação ($R_0/I_0 = 1/2$)

Na Figura 5.7 estão demonstrados os valores de rendimento de metano (BMP), branco (biometanizador controle), produção de metano, produção de biogás e teor de metano, fornecendo essas informações para os inóculos (LE-1-2-I) e (LA-1-2-I).

Figura 5.7 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/2$)

Fonte: Próprio Autor

Com base na (Figura 5.7 (a)), observa-se rendimento acumulado de metano final de $127 \pm 1,66$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹ para o tratamento LE-1-2-I. As curvas de metano do tratamento LE-1-2-I valor de $204 \pm 1,56$ NmLCH₄ e do LE-BR-I valor de $84,12 \pm 1,9$ NmLCH₄ tiveram diferença significativa de 58,76 % na produção acumulada de metano, situação que indica que o acréscimo da FORSU foi o fator do aumento de produção para o tratamento LE-1-2-I. Observa-se que no 16º dia há rendimento acumulado de metano no valor de $117 \pm 7,03$

$\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, sendo esse valor 92 % do valor final da produção acumulada alcançada ao 70º dia valor de $127 \pm 1,66 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, portanto, após o 16º dia a produção já havia sido considerada estabilizada.

Analisando-se a curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano (Figura 5.7 (b)), percebe-se um *start-up* após o primeiro dia com um teor de metano correspondente a 37,34 %, chegando ao 10º dia com 62,45 %, mantendo uma pequena variação até o 42º com um valor de $67,02 \pm 0,95$ % e chegando ao final do 70º dia com um teor de metano de $70,50 \pm 0,83$ %. O que demonstra uma maior adaptação dos micro-organismos metanogênicos durante os 28 dias entre a penúltima (dia 42) e última (dia 70) medição, verificado pela subida das curvas de metano (Figura 5.7 (a)) e biogás (Figura 5.7 (b)).

Analisando-se a curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano (Figura 5.7 (b)), percebe-se um *start-up* após o primeiro dia com teor de metano correspondente a 37,34 %, chegando ao 10º dia com 62,45 %, mantendo, dessa forma, pequena variação até o 42º dia com valor de $67,02 \pm 0,95$ %, chegando ao final do 70º dia com teor de metano de $70,50 \pm 0,83$ %. Essas relações demonstram maior adaptação dos micro-organismos metanogênicos durante 28 dias, esses compreendidos entre a penúltima (dia 42) e última (dia 70) medição, sendo verificada, portanto, pela subida das curvas de metano (Figura 5.7 (a)) e biogás (Figura 5.7 (b)).

A análise do tratamento LA-1-2-I (Figura 5.7 (c)) permite verificar o valor de rendimento de metano acumulado final de $161 \pm 3,88 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. As curvas de metano do tratamento LA-1-2-I com $231 \pm 3,64 \text{ NmLCH}_4$ e do LA-BR-I com $79,26 \pm 0,76 \text{ NmLCH}_4$ tiveram diferença significativa de 65,69 % na produção acumulada de metano, sendo assim, há indicação de que o acréscimo da FORSU foi o fator do aumento de produção para o tratamento LA-1-2-I.

Com relação a curva de rendimento, observa-se ao 37º dia rendimento acumulado de metano com o valor de $149 \pm 2,18 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, sendo esse valor 92 % do valor final da produção acumulada alcançada ao 70º dia com o valor de $161 \pm 3,88 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, portanto, após o 30º dia, a produção já havia sido considerada estabilizada. Como o biometanizador LA-BR-I iniciou a produção de metano a partir do 8º dia, os valores obtidos pelo tratamento LA-1-8-I verificados durante os oito primeiros dias ocorreram pelo consumo da FORSU adicionada.

A curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano (Figura 5.7 (d)), permite analisar um *start-up* após o primeiro dia com um teor de metano de 0,42 %, aumentando para

7,44 %, ao 5º dia, 22,57 %, ao 7º dia, $45,47 \pm 7,53$, ao 8º dia, sendo estabelecida em $63,95 \pm 0,7$ % ao 11º dia, mantendo-se praticamente constante até o 43º dia com $67,98 \pm 0,28$ %, chegando ao final do 70º dia com teor de metano de $71,43 \pm 0,39$ %. As circunstâncias descritas permitem avaliar que houve maior adaptação dos micro-organismos metanogênicos durante os 28 dias, sendo eles entre a penúltima (dia 42) e última (dia 70) medição, verificado pela subida das curvas de metano (Figura 5.7 (c)) e de biogás (Figura 5.7 (d)), assim como verificado pelo tratamento LE-1-2-I. Pode-se verificar também grande período de adaptação dos micro-organismos metanogênicos, isso nos 10 primeiros dias de operação, sendo provável pela maior quantidade de substrato adicionado no biometanizador. Ao se propor a comparação com o tratamento LA-1-8-I, pode-se verificar que no primeiro dia de operação foi obtido o teor de metano de 42,13 %, atingindo, dessa forma, 60,78 % em seu 8º dia. Para explicar tal contexto atribui-se a quantidade de substrato adicionada que, neste caso, foi quatro vezes menor do que no tratamento LA-1-2-I.

Na Figura 5.8 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os teores de metano.

Figura 5.8 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/2$)

Fonte: Próprio Autor

Os *boxplots* da Figura 5.8 permitem visualizar a distinção entre os tratamentos, porém, para resultados de dados compatíveis com a proposta do trabalho, foi aplicado o teste t com nível de significância de ($p < 0,05$) (Tabela 5.10). Tal teste corrobora para que a sobreposição de dados não seja prejudicial, bem como para determinar se são estatisticamente diferentes ou não.

Tabela 5.10 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-2-I e LA-1-2-I

NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹	LE – (1-2)	LA – (1-2)
Valor máximo	129,01	164,50
Média	85,18	79,98
Desvio padrão	5,5794	7,9534
<i>p</i> (erro padrão)		0,59
% CH₄	LE – (1-2)	LA – (1-2)
Valor máximo	71,38	71,73
Média	62,05	56,66
Desvio padrão	1,0996	3,2127
<i>p</i> (erro padrão)		0,11

Fonte: Próprio Autor

Com os resultados obtidos pelo teste *t* pode-se afirmar que os tratamentos LE-1-2-I e LA-1-2-I são estatisticamente iguais ($p < 0,05$), possuindo nível de confiança de 95 % para os valores de rendimento de metano. Observa-se também essa relação quando analisados o valor máximo para o tratamento LA-1-2-I e o maior valor para as médias para o tratamento LE-1-2-I.

Para os valores dos resultados de teor de CH₄ obtidos pelo teste *t* pode-se afirmar que os tratamentos LE-1-2-I e LA-1-2-I são estatisticamente iguais. Nesse caso, foi verificado que o valor de *p* mostrou-se maior que o erro padrão ($p < 0,05$), portanto, assume-se que os tratamentos são estatisticamente iguais, obtendo nível de confiança de 95 % com maior média de teor de metano para o tratamento LE-1-2-I, bem como valores máximos de teor de metano 71,38 % para LE-1-2-I e 71,73 % para LA-1-2-I.

Os valores das constantes cinéticas estão demonstrados na Tabela 5.11.

Tabela 5.11 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-2-I e LA-1-2-I

	<i>P</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	<i>Rm</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹ .dia ⁻¹	<i>λ</i> (dias)	R²
LE-1-2	124,5	11,208	1,22	0,99196
LA-1-2	145,5	12,24	4,04	0,9817

Fonte: Próprio Autor

A Tabela 5.11 contém importantes relações, dentre elas a que diz respeito ao ajuste (R²) tanto para o tratamento LE-1-2-I quanto para o tratamento LA-1-2-I, esses ficaram próximos a 1,0, a partir disso obteve-se ajuste adequado do modelo de acordo com pontos obtidos em laboratório.

O potencial máximo de metano (P) ajustado pelo modelo *Gompertz* modificado ficou próximo aos valores obtidos em laboratório para o tratamento LE-1-2-I de $127 \pm 1,66 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, já para o tratamento LA-1-2-I o valor situou-se em $161 \pm 3,88 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, mostrando pequena diferença de 9,62 % para o valor obtido no ajuste que obteve valor de $145,5 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$.

Essa conjuntura permitiu avaliar também os valores para a taxa máxima de rendimento (R_m), tendo sido observados no tratamento LE-1-2-I ($11,208 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$), evidenciando valor de 3,7 vezes inferior à taxa obtida pelo tratamento LE-1-8-I de $41,01 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ e 3,8 vezes menor que a taxa obtida pelo tratamento LE-1-4-I de $42,56 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$.

Já o valor observado para a taxa de rendimento R_m no tratamento LA-1-2-I foi de $12,24 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, evidenciando, dessa forma, valor de 7,4 vezes menor que a obtida pelo tratamento LA-1-8 com taxa de $90,26 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, e 2,16 vezes menor que a obtida pelo tratamento LA-1-4 com taxa de $26,4 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$. Tais relações indicam que a maior adição de substrato influenciou a taxa de rendimento de metano (R_m), podendo ser observado pelo baixo teor de metano nos primeiros dias (Figura 5.7 (d)).

Os valores da fase *lag* (λ) indicam que a produção de metano em relação à FORSU adicionada teve início mais rapidamente para tratamento LE-1-2-I com 1,22 dias em relação ao tratamento LA-1-2-I com 4,04 dias, indicando, dessa forma, aclimatação mais rápida para o inóculo LE (3,3 vezes menor). Portanto, o acréscimo de substrato no tratamento LA-1-2-I influenciou diretamente na fase *lag*, acarretando, portanto, inibição inicial devido à alta carga orgânica adicionada. Os gráficos com os ajustes do modelo cinético estão demonstrados no Apêndice A.

5.3.1.5 Relação ($R_0/I_0 = 1/1$)

Na Figura 5.9 estão demonstrados os valores de rendimento de metano (BMP), branco (biometanizador controle), produção de metano, produção de biogás e teor de metano, fornecendo essas informações para os inóculos (LE-1-1-I) e (LA-1-1-I).

Figura 5.9 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/1$)

Fonte: Próprio Autor

Verificando-se a (Figura 5.9 (a)), observa-se rendimento acumulado de metano final de $102 \pm 7,76 \text{ NmLCH}_4.gSTV_{adic}^{-1}$ para o tratamento LE-1-1-I. As curvas de metano do biometanizador LE-1-1-I valor de $277 \pm 14,60 \text{ NmLCH}_4$ e do LE-BR-I valor de $84,12 \pm 1,9 \text{ NmLCH}_4$ tiveram diferença significativa de 69,63 % na produção acumulada de metano, indicando que o acréscimo da FORSU foi o fator determinante para o aumento de produção de metano no tratamento LE-1-1-I. Observa-se, também, que o rendimento de metano manteve-se negativo até o 13º dia, sendo que chegou ao 14º dia com o valor de $0 \pm 4,43 \text{ NmLCH}_4$, em tal análise verificou-se maior valor de rendimento de metano obtido pelo biometanizador LE-BR-I em relação ao tratamento LE-1-1-I, demonstrando, assim, inibição inicial do processo em relação ao acréscimo da FORSU.

Detectou-se entre 14º e 16º dias a presença do gás H₂S pelo cromatógrafo, houve, nesse caso, indícios de uma competição determinada pelas bactérias redutoras de sulfato (BRS). As BRS constituem um grupo microbiano extremamente versátil, podendo competir com as arqueias metanogênicas por substratos comuns, tais como o acetato e o H₂, fato que limita a extração de energia a partir do CH₄ (CHEN et al., 2008).

Ainda a partir da (Figura 5.9 (a)), observa-se que ao 18º dia o rendimento acumulado de metano obteve o valor de $18 \pm 14,14 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, verificando, posteriormente, no 42º dia o valor de $61 \pm 0,30 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, atingindo ao final do 70º dia o valor acumulado de rendimento de metano de $102 \pm 7,76 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, com isso, verifica-se aumento no rendimento do 42º dia para o 70º dia de 40,2 %.

Com relação a curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano proposta pela (Figura 5.9 (b)), percebe-se um *start-up* após o primeiro dia com teor de metano de 25,32 %, chegando ao 18º dia com valor de $44,33 \pm 6,15 \%$ e ao 24º dia obtendo o valor de $51,78 \pm 12,31 \%$. Pode-se verificar, com esses números, alto desvio padrão nessa medição com os biometanizadores LE-1-1-I-A (66 %), LE-1-1-I-B (44 %) e o LE-1-1-I-C (45 %), sendo que após o 42º dia, foi obtido o valor de teor de metano de $58,10 \pm 1,31 \%$ e alcançou-se ao final do 70º dia teor de metano de $73,19 \pm 2,27 \%$. A adaptabilidade significativa dos micro-organismos metanogênicos fica demonstrada durante os 28 dias, sendo observada entre a penúltima (dia 42) e a última (dia 70) medição, acréscimo do teor de metano de 20 % verificado pela subida das curvas de metano (Figura 5.9 (a)) e teor de metano (Figura 5.9 (b)).

Observa-se, também, rendimento acumulado de metano final de $148 \pm 5,99 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ para o tratamento LA-1-1-I. As curvas acumuladas de metano do tratamento LA-1-1-I de $357 \pm 14,60 \text{ NmLCH}_4$ e do LA-BR-I de $79,26 \pm 0,76 \text{ NmLCH}_4$ tiveram diferença significativa de 77,79 % na produção acumulada de metano, indicando que o acréscimo da FORSU foi fator determinante para aumento de produção de metano no tratamento LA-1-1-I.

Quanto ao rendimento de metano, pode-se constatar que esse se manteve negativo até o 10º dia, iniciando a produção a partir do 11º dia de $40 \pm 6,85 \text{ NmLCH}_4$, tal fato se deve ao rendimento de metano do biometanizador LA-BR-I ter sido maior que o obtido pelo tratamento LA-1-1-I, verificando, assim, inibição inicial do processo, apresentando semelhança ao ocorrido com o tratamento LE-1-1-I. Contudo, diferentemente do ocorrido no tratamento LE-1-1-I, o tratamento LA-1-1-I no 37º dia de operação já havia obtido 91 % de produção acumulada, sendo $135 \pm 6,20 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. Nesse caso, o processo já poderia ser

considerado em estágio de estabilização, ao contrário do tratamento LE-1-1-I que entre o 36º e o 70º dia obteve acréscimo de 45,1 % no rendimento de metano acumulado.

A análise da Figura 5.9 (d) permite verificar que houve um *start-up* para a produção de metano, tendo início somente ao 5º dia com teor de metano de 1,28 %, ao 8º dia com $14,44 \pm 1,96$ %, obtendo pico, apenas no 11º dia com teor de metano equivalente a $54,51 \pm 2,36$ %, atingindo o valor de $60,68 \pm 1,14$ % no 13º dia e mantendo-se nessa faixa até o final do 70º dia com teor de metano equivalente a $68,86 \pm 0,08$ %.

Na Figura 5.10 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os teores de metano.

Figura 5.10 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/1$)

Fonte: Próprio Autor

Pode-se visualizar a distinção entre tratamentos ao se verificar os *boxplots* da Figura 5.10, entretanto, há sobreposição de dados e, para tal situação, ou seja, para determinar se são estatisticamente diferentes ou não, foi aplicado o teste *t* com nível de significância de ($p < 0,05$) (Tabela 5.12).

Tabela 5.12 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-1 e LA-1-1

NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	LE – (1-1)	LA – (1-1)
Valor máximo	108,64	154,32
Média	17,36	59,30
Desvio padrão	3,8028	7,0437
<i>p</i> (erro padrão)	1,2.10 ⁻⁶	
% CH ₄	LE – (1-1)	LA – (1-1)
Valor máximo	74,95	69,01
Média	44,08	52,11
Desvio padrão	2,0851	3,5125
<i>p</i> (erro padrão)	0,056	

Fonte: Próprio Autor

Com o resultado obtido pelo teste t pode-se afirmar que os tratamentos LE-1-1-I e LA-1-1-I são estatisticamente diferentes para valores de BMP, esse verificado pelo valor de p menor que o erro padrão ($p < 0,05$). Sendo assim, assume-se que os tratamentos são estatisticamente diferentes com nível de confiança de 95 %, podendo ser observado tanto o valor máximo de rendimento de metano quanto a maior média do BMP para o tratamento LA-1-1-I.

Observa-se, também, que o tratamento LA-1-1-I manteve sua média de rendimento de metano superior, situação plausível devido ao tempo de estabilização ter ocorrido anteriormente ao tratamento LE-1-1-I. Portanto, o tratamento LA-1-1-I manteve constante produção acumulada, possuindo média superior ao tratamento LE-1-1-I como observado na Figura 5.12 dos *bloxplots* de BMP e na (Figura 5.9 (a) e (c)).

Para os resultados de teor de CH_4 obtidos pelo teste t , pode-se afirmar que os tratamentos LE-1-1-I e LA-1-1-I são estatisticamente iguais, constatado pelo valor de p maior que o erro padrão ($p < 0,05$), dessa forma, atribui-se que os tratamentos são estatisticamente iguais, tendo nível de confiança de 95 % com maior média de teor de metano para o tratamento LA-1-1-I, observado pela (Figura 5.9 (d)).

Os valores das constantes cinéticas estão demonstrados na Tabela 5.13.

Tabela 5.13 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-1-I e LA-1-1-I

	P $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$	Rm $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$	λ (dias)	R^2
LE-1-1	101,5	2,737	13,7	0,9572
LA-1-1	138,04	8,626	6,21	0,9891

Fonte: Próprio Autor

A Tabela 5.13 permite observar que o ajuste (R^2) tanto para o tratamento LE-1-1-I quanto para o LA-1-1-I ficou próximo a 1,0, com isso, obteve-se ajuste adequado do modelo a partir dos pontos obtidos em laboratório.

O potencial máximo de metano (P) ajustado pelo modelo *Gompertz* modificado ficou próximo aos valores obtidos em laboratório para o tratamento LE-1-1-I ($102 \pm 7,76 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$), já para o tratamento LA-1-1-I obteve-se valor de ($148 \pm 5,99 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$) com pequena diferença de 6,73 % para o valor obtido no ajuste ($138,04 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$).

Os valores para a taxa máxima de rendimento de metano (R_m) foram para o tratamento LE-1-1-I de 2,737 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.dia⁻¹, chegando a proporção 15 vezes menor que a taxa obtida pelo tratamento LE-1-8-I de 41,01 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.dia⁻¹ e 4,1 vezes menor que a taxa obtida pelo tratamento LE-1-2 de 11,208 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.dia⁻¹. Essas relações indicam consumo muito mais lento do substrato pelos micro-organismos presentes no inóculo, provavelmente, devido ao fato da maior relação (R_0/I_0) introduzida ao biometanizador ter acarretado inibição no processo como demonstrado na (Figura 5.9 (a)).

Os valores para a taxa máxima de rendimento de metano (R_m) verificado para o tratamento LA-1-1-I foi de 8,626 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.dia⁻¹, sendo uma taxa 3,15 vezes maior que a obtida pelo tratamento LE-1-1-I com 2,737 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.dia⁻¹. Propondo comparação entre os tratamentos, esses que possuíam o mesmo inóculo, foi 10,5 vezes menor a obtida pelo tratamento LA-1-8-I com 90,26 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.dia⁻¹, três vezes menor que o tratamento LA-1-4-I valor de 26,4 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.dia⁻¹ e 1,42 vezes menor que o tratamento LA-1-2-I valor de 12,24 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.dia⁻¹. Essa situação indicou que a maior adição de substrato influenciou na taxa de rendimento de metano (R_m), observado também pelo baixo teor de metano nos primeiros dias de operação (Figura 5.9 (d)), indicando inibição inicial dos micro-organismos metanogênicos devido ao aumento da carga orgânica adicionada.

Já os valores da fase *lag* (λ) indicam que a produção de metano em relação à FORSU adicionada teve início mais rapidamente para tratamento LA-1-1-I com 6,21 dias em relação ao tratamento LE-1-1-I com 13,7 dias. Essa conjuntura indica aclimação mais rápida para o inóculo LA (2,2 vezes menor). Portanto, o acréscimo de substrato no tratamento LE-1-1-I influenciou negativamente a produção de metano, isso pode ser observado pela maior fase *lag*, acarretando inibição inicial devido à alta carga orgânica adicionada.

Os gráficos com os ajustes do modelo cinético estão demonstrados no Apêndice A.

5.3.1.6 Resumo da 1ª Batelada

Com o objetivo de produzir resultados fidedignos, bem como propor comparação propícia entre os tratamentos realizados durante a 1ª Batelada, as Figuras 5.11 e 5.12 elencam somente resultados obtidos pelo valor acumulado de rendimento de metano (BMP).

Figura 5.11 – Valores de BMP para o inóculo LE

Fonte: Próprio Autor

A comparação proposta pela Figura 5.11 permitiu verificar que para o inóculo LE, ao final da 1ª batelada o maior valor obtido foi gerado pelo tratamento LE-1-2-I valor acumulado de $127 \pm 1,66 \text{ NmLCH}_4 \cdot \text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ e o menor valor pelo tratamento LE-1-8-I de $24 \pm 23,06 \text{ NmLCH}_4 \cdot \text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. Entretanto, foi observado maior rendimento ao 4º dia de operação, obtendo valor de $152 \pm 6,39 \text{ NmLCH}_4 \cdot \text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, indicando sua menor concentração de sólidos totais voláteis adicionado como fonte de substrato $0,235 \text{ gSTV} \cdot \text{L}^{-1}$. Ainda nesse quadro, sendo ela, quatro vezes menor a quantidade adicionada pelo tratamento LE-1-2-I com $0,94 \text{ gSTV} \cdot \text{L}^{-1}$, obteve-se consumo imediato do substrato e, após o consumo, verificou-se a produção de biogás constante.

Esse processo constituiu-se por ser semelhante aos demais tratamentos com exceção do tratamento LE-1-1-I, que iniciou rendimento de metano somente ao 16º dia de operação, mantendo, dessa forma, produção na fase exponencial até ao final da batelada. Tais condições explicam-se pelo maior conteúdo de sólidos totais voláteis contido na co-digestão ($3,76 \text{ gSTV} \cdot \text{L}^{-1}$), além disso, houveram indícios de competição das BRS com as arqueias metanogênicas pelo substrato, podendo ter causado inibição na produção de metano. Outro fator condicionante foi o auto conteúdo de matéria orgânica com componentes como a lignocelulose, que tem por característica dificultar a quebra desses compostos pelos micro-organismos para seu consumo (MOORHEAD; SINSABAUGH, 2000; SALA; GUDE, 1999).

Na Figura 5.12 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os teores de metano.

Figura 5.12 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para as relações utilizadas na 1ª Batelada para LE

Foto: Próprio Autor

A Figura 5.12 permitiu apurar que valores de rendimento de metano em escala temporal demonstrada pelo gráfico *boxplot* obtidos pelas médias, pode-se observar, também, que para ambos tratamentos há grande variação ao longo da batelada. A exceção reside unicamente no tratamento LE-1-4-I, que manteve a média em valores próximos, ou seja, não oscilou em grandes variações.

Já para os valores encontrados em escala temporal para o teor de metano, pode-se verificar que os tratamentos ficaram na faixa entre 50 e 70 % de CH₄ com exceção do tratamento LE-1-1-I. A observação também permeia que há grande variação como identificado na Figura 5.12 e evidenciado pela produção nula até seu 14º dia de operação.

Propondo comparação entre os tratamentos utilizados com o inóculo LE são verificados na Tabela 5.14 os principais parâmetros a serem analisados.

Tabela 5.14 – Resumo dos principais parâmetros analisados para comparação dos tratamentos utilizando o inóculo LE

	BMP (maior valor) NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	BMP final NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	% CH ₄ (maior valor)	(Rm) NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹ .dia ⁻¹	λ (dias)
LE-1-16	154	87	71,07	109,5	0,46
LE-1-8	152	24	70,04	41,01	0,24
LE-1-4	113	94	69,40	42,56	0,34
LE-1-2	127	127	70,50	11,208	1,22
LE-1-1	102	102	73,19	2,737	13,7

Nota: Os valores BMP e % CH₄ são os obtidos pelas médias medidas em laboratório e os valores Rm e fase lag (λ) são os obtidos pelo ajuste fornecido pela equação de *Gompertz* Modificada.

Fonte: Próprio Autor

A análise da Tabela 5.14 permite observar nos tratamentos LE-1-16-I, LE-1-8-I e LE-1-4-I os maiores valores de BMP durante a batelada, esse verificado pela baixa quantidade de substrato adicionado nesses tratamentos, corroborando para a obtenção de valores pelo ajuste do modelo cinético, evidenciando, dessa forma, maior taxa máxima de consumo de substrato e menor fase *lag*.

Outro ponto importante tangencia o valor da relação R_0/I_0 , esse que foi dobrado e gerou obtenção dos maiores valores de BMP ao final da batelada, situação observada pelas curvas de produção acumulada (Figura 5.11). Contudo, com a adição de maior quantidade de gSTV.L^{-1} nos biometanizadores, pode-se verificar menor taxa máxima de produção de metano e, conseqüentemente, maior fase *lag* com destaque para o tratamento LE-1-1-I, que se caracterizou por uma fase *lag* de 13,7 dias, sendo essa, muito superior aos demais tratamentos, indicando, assim, uma sobrecarga inicial no sistema.

Figura 5.13 – Valores de BMP para o inóculo LA

Fonte: Próprio Autor

Os tratamentos expostos pela Figura 5.13 têm como base a utilização do inóculo LA, nesse caso, obteve-se o maior valor de BMP para o tratamento LA-1-2-I com $161 \pm 3,88 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ e o menor valor para o tratamento LA-1-16-I com $18 \pm 16,17 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. No entanto, observa-se maior rendimento no 1º dia de operação, obtendo valor de $428 \pm 1,91 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, indicando que esse fato é devido a menor concentração de sólidos totais voláteis adicionado como fonte de substrato $0,1175 \text{ gSTV.L}^{-1}$. Outro ponto é

a quantidade oito vezes menor em relação à quantidade adicionada ao tratamento LA-1-2-I com $0,94 \text{ gSTV.L}^{-1}$, o qual apresentou consumo imediato do substrato e, após o consumo, a produção constante de biogás. Esse processo se assemelha aos demais tratamentos, tendo como exceções os tratamentos LA-1-2-I e LA-1-1-I, que iniciaram o rendimento de metano somente nos 2º e 6º dias de operação, respectivamente. Houve a manutenção da produção na fase exponencial até o 37º dia de operação, evidenciado pelo maior conteúdo de sólidos totais voláteis contido na co-digestão com valores de $2,82 \text{ gSTV.L}^{-1}$ e $3,76 \text{ gSTV.L}^{-1}$, respectivamente.

Na Figura 5.14 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os teores de metano.

Figura 5.14 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para as relações utilizadas na 1ª Batelada para LA

Fonte: Próprio Autor

O estudo da Figura 5.14 permite analisar os valores de rendimento de metano em escala temporal, esses demonstrados pelo gráfico *boxplot* obtidos pelas médias, sendo que para ambos tratamentos, foram obtidas variações ao longo da batelada com exceção para o tratamento LA-1-4-I, que se manteve constante, sem volumosas variações.

Já quanto aos valores encontrados em escala temporal para o teor de metano, pode-se verificar que os tratamentos ficaram na faixa entre 50 e 70 % de CH₄ com exceção ao biometanizador LA-BR-I. Nessa análise foram observadas grande variações, sendo verificado pela produção nula nos primeiros dias de operação, possuindo, também, aumento gradativo ao longo dos dias de operação.

São verificados na Tabela 5.15 os principais parâmetros a serem analisados, esses levando em consideração os tratamentos utilizados com o inóculo LA.

Tabela 5.15 - Resumo dos principais parâmetros analisados para comparação dos tratamentos utilizando o inóculo LA

	BMP (maior valor) NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	BMP final NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	% CH ₄ (maior valor)	(Rm) NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹ .dia ⁻¹	λ (dias)
LA-1-16	428	18	72,45	122,4	0,115
LA-1-8	279	36	71,69	90,26	0,16
LA-1-4	148	95	70,73	26,4	0,13
LA-1-2	161	161	71,43	12,24	4,04
LA-1-1	148	148	68,86	8,626	6,21

Nota: Os valores BMP e % CH₄ são os obtidos pelas médias medidas em laboratório e os valores Rm e fase lag (λ) são os obtidos pelo ajuste fornecido pela equação de *Gompertz* Modificada.

Fonte: Próprio Autor

Ao analisar a Tabela 5.15, observa-se para os tratamentos LA-1-16-I, LA-1-8-I e LA-1-4 os maiores valores de BMP obtidos durante a batelada, indicando, nessas circunstâncias, que o baixo conteúdo de substrato adicionado nesses tratamentos foi consumido rapidamente. Houve a corroboração com valores obtidos pelo ajuste do modelo cinético, verificando-se maior taxa máxima de consumo de produção de metano e menor fase lag.

À medida que o valor da relação R₀/I₀ foi dobrada, obteve-se os maiores valores de BMP ao final da batelada, observação propiciada pelas curvas de produção acumulada (Figura 5.13). Contudo, com a adição de maior quantidade de gSTV nos biometanizadores, verificou-se menor taxa máxima de produção de metano e, conseqüentemente, maior fase lag, fator gerador do aumento linear da fase lag em relação à diminuição das taxas máxima de produção de metano.

5.3.2 2ª Batelada

Devido ao fato do biogás acumulado ter apresentado perda no *headspace*, isso evidenciado nas descrições acerca da 1ª Batelada, o procedimento neste caso, ou seja, na 2ª Batelada, foi aferir esse material somente após uma semana de incubação.

5.3.2.1 Relação (R₀/I₀ = 1/8)

Na Figura 5.15 estão demonstrados os valores de rendimento de metano (BMP), branco (biometanizador controle), produção de metano, produção de biogás e teor de metano, fornecendo essas informações para os tratamentos (LE-1-8-II) e (LA-1-8-II).

Figura 5.15 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/8$)

Fonte: Próprio Autor

O biometanizador contendo somente o inóculo (LE-BR-I) foi mantido e o biometanizador (LE-1-16-I) foi realimentado na proporção ($R_0/I_0 = 1/8$), sendo essa junção denominada tratamento LE-1-8-II.

Observou-se rápida aclimação por parte dos micro-organismos (Figura 5.15 (a)), apresentando ao 8º dia de operação o valor de BMP $258 \pm 36,19 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, sendo correspondente a 82 % da produção acumulada final. Outro ponto importante ocorreu no 13º dia de operação onde foi obtido o valor de BMP $294 \pm 16,30 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, esse correspondente a 94 % da produção acumulada final. Portanto, já em fase estacionária, esse valor manteve-se estável até o 42º dia, atingindo o maior BMP $318 \pm 10,09 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, chegando ao final do 55º dia com um BMP final de $313 \pm 1,87 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. Para o

biometanizador LE-BR-I obteve-se o valor de $9,85 \pm 0,13 \text{ NmLCH}_4$ observando a estabilização com a produção de 10 % do valor total obtido pela batelada anterior.

A curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano observada na (Figura 5.15 (b)), permite constatar ao 8º dia de medição um teor de metano correspondente a $53,62 \pm 4,67 \%$, já ao 24º dia apresentou o valor de $60,32 \pm 1,85 \%$, mantendo-se estável até o final da batelada, atingindo ao 55º dia teor de metano correspondente a $63,81 \pm 0,2 \%$.

O biometanizador contendo somente o inóculo (LA-BR-I) foi mantido e o biometanizador (LA-1-16-I) foi realimentado na proporção ($R_0/I_0 = 1/8$), sendo chamado de tratamento LA-1-8-II.

Verifica-se na (Figura 5.15 (c)) o tratamento LA-1-8-II possuidor de um BMP final de $322 \pm 30,65 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. Analisando-se a curva de rendimento, observa-se ao 8º dia de operação um BMP de $313 \pm 35,24 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, ou seja, resultando 97 % do valor acumulado final, verificando-se, assim, a estabilização após o 8º dia de operação. Notou-se, portanto, rápida aclimação dos micro-organismos em relação ao substrato adicionado, indicando maior afinidade pelo substrato adicionado (FORSU), situação constatada pela rápida assimilação. Para o biometanizador LA-BR-I obteve-se o valor de $7,89 \pm 0,40 \text{ NmLCH}_4$ observando a estabilização na produção obtendo produção de 10 % do valor total obtido pela batelada anterior.

A curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano mostrada na (Figura 5.15 (d)), esclarece que no 8º dia de operação mediu-se valor referente a $59,82 \pm 4,02 \%$, esse mantido estável até a obtenção do maior valor verificado já ao final do 55º dia ($66,62 \pm 3,58 \%$).

Na Figura 5.16 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os teores de metano.

Figura 5.16 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/8$)

Fonte: Próprio Autor

Na Figura 5.16 verifica-se os *boxplots*, neles estão contidas as informações acerca da distinção dos tratamentos, inclusive demonstra a sobreposição de dados. Com base nisso, para determinação se são estatisticamente diferentes ou não, foi aplicado o teste *t* com nível de significância de ($p < 0,05$) (Tabela 5.16).

Tabela 5.16 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-8-II e LA-1-8-II

NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	LE – (1-8)	LA – (1-8)
Valor máximo	329,45	362,88
Média	299,61	318,97
Desvio padrão	3,1073	4,3561
<i>p</i> (erro padrão)	5.10 ⁻⁴	
% CH ₄	LE – (1-8)	LA – (1-8)
Valor máximo	65,51	70,68
Média	60,1	63,3
Desvio padrão	0,55988	0,51165
<i>p</i> (erro padrão)	5.10 ⁻⁵	

Fonte: Próprio Autor

Com os resultados obtidos pelo teste *t*, pode-se afirmar que os tratamentos LE-1-8-II e LA-1-8-II são estatisticamente diferentes tanto para o BMP quanto para o teor de metano. Isso se deve a verificação do valor de *p* ser menor que o erro padrão ($p < 0,05$), portanto, assume-se que os tratamentos são estatisticamente diferentes com nível de confiança de 95 %, podendo ser observado nos valores máximos e nas médias maior valor para o tratamento LA-1-8-II.

Os valores das constantes cinéticas estão demonstrados na Tabela 5.17.

Tabela 5.17 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-8-II e LA-1-8-II

	<i>P</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	<i>Rm</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹ .dia ⁻¹	<i>λ</i> (dias)	<i>R</i> ²
LE-1-8	306,07	44,26	1,17	0,99067
LA-1-8	319,6	84,96	1,35	0,99943

Fonte: Próprio Autor

Analisando a Tabela 5.17 observa-se que o ajuste (*R*²) tanto para o tratamento LE-1-8-II quanto para o LA-1-8-II ficou próximo a 1,0, tal circunstância fomentou o ajuste adequado do modelo a partir dos pontos obtidos em laboratório.

O potencial máximo de metano (*P*) ajustado pelo modelo *Gompertz* modificada ficou próximo aos valores obtidos em laboratório para o tratamento LE-1-8-II com $313 \pm 1,87$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹ e para o tratamento LA-1-8-II com $322 \pm 30,65$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹. Os valores para a taxa de rendimento (*Rm*) observados foram de LE-1-8-II com 44,26 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.dia⁻¹ e para o tratamento LA-1-8-II obteve-se taxa de 84,96 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.dia⁻¹.

Já os valores da fase *lag* (*λ*) indicam que a produção de metano em relação a FORSU adicionada teve início mais rapidamente para tratamento LE-1-8-II com 1,17 dias em relação ao tratamento LA-1-8-II com 1,35 dias.

Os gráficos com os ajustes do modelo cinético estão demonstrados no Apêndice A.

5.3.2.2 Relação (*R*₀/*I*₀ = 1/4)

Na Figura 5.17 estão demonstrados os valores de rendimento de metano (BMP), branco (biometanizador controle), produção de metano, produção de biogás e teor de metano, fornecendo essas informações para os inóculos (LE-1-4-II) e (LA-1-4-II).

Figura 5.17 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/4$)

Fonte: Próprio Autor

O biometanizador contendo somente o inóculo (LE-BR-I) foi mantido e o biometanizador (LE-1-8-I) foi realimentado na proporção ($R_0/I_0 = 1/4$), denominado, portanto, tratamento LE-1-4-II.

Verifica-se na (Figura 5.17 (a)) o tratamento LE-1-4-II, sendo que no 8º dia de operação, apresentou valor de BMP acumulado de $136 \pm 9,47 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, correspondente a 48 % da produção acumulada final, já no 10º dia exibiu valor de $167 \pm 12,54 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, chegando ao 13º dia com o valor de BMP correspondente a $246 \pm 1,46 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, valor análogo a 96,5 % de produção final acumulada, portanto, consonante a fase estacionária. Esse valor manteve-se estável, apresentando ao final do 55º dia o valor de BMP final de $255 \pm 10,22 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. Para o biometanizador LE-BR-I obteve-se o valor de

$9,85 \pm 0,13 \text{ NmLCH}_4$, sendo observada a estabilização com a produção de 10 % do valor total na batelada anterior.

Tendo como base a (Figura 5.17 (b)), cuja finalidade é analisar a curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano, percebe-se no 8º dia de medição um teor de metano correspondente a $50,12 \pm 2 \%$, já no 13º dia aportou no valor de $60,29 \pm 1,07 \%$, mantendo a estabilidade até o final da batelada, chegando ao 55º dia com um teor de metano final correspondente a $64,46 \pm 1,27 \%$.

O biometanizador contendo somente o inóculo (LA-BR-I) foi mantido e o biometanizador (LA-1-8-I) foi realimentado na proporção ($R_0/I_0 = 1/4$), sendo intitulado de (LA-1-4-II).

Examinando o tratamento LA-1-4-II (Figura 5.17 (c)), verificou-se a obtenção de um BMP acumulado final de $270 \pm 7,01 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. Já com relação à curva de rendimento observa-se ao 8º dia de operação BMP de $190 \pm 3,71 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, nesse momento chegando a 70 % do valor acumulado final e obtendo valor acumulado após 13 dias de $254 \pm 8,39 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, gerando a verificação de que houve estabilização após o 13º dia de operação obtendo, dessa forma, 94 % do valor acumulado final.

A análise também propiciou observar rápida aclimação dos micro-organismos em relação ao substrato adicionado, indicando afinidade pelo substrato adicionado (FORSU) devida à rápida assimilação. Para o biometanizador LA-BR-I obteve-se o valor de $7,89 \pm 0,40 \text{ NmLCH}_4$, podendo ser observada a estabilização na produção obtendo, nesse caso, 10 % do valor total obtido pela batelada anterior.

Ao analisar a curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano proposta pela (Figura 5.17 (d)), percebe-se ao 8º dia de operação valor compreendido em $58,61 \pm 1,31 \%$, apresentando valor de $64,31 \pm 2,78 \%$, no 13º dia, já no 17º dia observou-se valorações na casa de $66,42 \pm 2,56 \%$, mantendo-se estável até atingir o maior valor ao final do 55º dia ($68,49 \pm 2,19 \%$).

Na Figura 5.18 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os teores de metano.

Figura 5.18 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/4$)

Fonte: Próprio Autor

O conteúdo dos *boxplots* da Figura 5.18 permite visualizar a distinção entre os tratamentos, contudo sabe-se que há sobreposição de dados e, para determinar se são estatisticamente diferentes ou não, foi aplicado o teste *t* com nível de significância de ($p < 0,05$) (Tabela 5.18).

Tabela 5.18 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-4-II e LA-1-4-II

NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	LE – (1-4)	LA – (1-4)
Valor máximo	266,11	275,11
Média	224,87	258,19
Desvio padrão	5,2837	3,5415
<i>p</i> (erro padrão)	1,2.10 ⁻⁶	
% CH ₄	LE – (1-4)	LA – (1-4)
Valor máximo	65,72	70,68
Média	60,45	63,99
Desvio padrão	0,65474	0,52374
<i>p</i> (erro padrão)	3.10 ⁻⁹	

Fonte: Próprio Autor

Com os resultados obtidos pelo teste *t*, pode-se afirmar que os tratamentos LE-1-4-II e LA-1-4-II são estatisticamente diferentes, tanto para o valor de BMP quanto para o teor de metano, podendo ser verificado o valor de *p* menor que o erro padrão ($p < 0,05$). Nessas circunstâncias, os tratamentos apresentam-se estatisticamente diferentes, possuindo nível de confiança de 95 %, observada tanto no valor máximo quanto nas médias, maior rendimento para o tratamento LA-1-4-II.

Os valores das constantes cinéticas estão demonstrados na Tabela 5.19.

Tabela 5.19 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-4-II e LA-1-4-II

	<i>P</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	<i>Rm</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹ .dia ⁻¹	<i>λ</i> (dias)	<i>R</i> ²
LE-1-4	244,77	21,97	1,74	0,98313
LA-1-4	268,62	37,1	2,54	0,99965

Fonte: Próprio Autor

Analisando a Tabela 5.19 observa-se que o ajuste (*R*²) tanto para o tratamento LE-1-4-II quanto para o LA-1-4-II ficou próximo a 1,0, com isso obteve-se ajuste adequado do modelo a partir dos pontos obtidos em laboratório.

O potencial máximo de metano (*P*) ajustado pelo modelo *Gompertz* modificado ficou próximo aos valores obtidos em laboratório para os tratamentos LE-1-4-II foi de $255 \pm 10,22$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹ e para o tratamento LA-1-4-II de $270 \pm 7,01$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹. Os valores para a taxa máxima de rendimento de metano (*Rm*) observados foram de 21,97 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.dia⁻¹ para o tratamento LE-1-4-II e para o tratamento LA-1-4-II obteve-se uma taxa de 37,1 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.dia⁻¹.

Quanto aos valores obtidos da fase *lag* (*λ*), ficou evidente a produção de metano em relação à FORSU adicionada, teve rápido início para o tratamento LE-1-4-II com tempo de 1,74 dias em relação ao tratamento LA-1-4-II com 2,54 dias, indicando, assim, aclimação mais rápida para o inóculo LE, em contrapartida aos valores obtidos pela 1ª batelada, os quais obtiveram-se valores para LE-1-4-I de 0,34 dias e 0,13 dias para LA-1-4-I, pode se observar uma fase *lag* menor em relação aos valores obtidos pela 2ª batelada. Os gráficos com os ajustes do modelo cinético estão demonstrados no Apêndice A.

5.3.2.3 Relação ($R_0/I_0 = 1/2$)

Na Figura 5.19 estão demonstrados os valores de rendimento de metano (BMP), branco (biometanizador controle), produção de metano, produção de biogás e teor de metano, fornecendo essas informações para os inóculos (LE-1-2-II) e (LA-1-2-II).

Figura 5.19 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/2$)

Fonte: Próprio Autor

O biometanizador contendo somente o inóculo (LE-BR-I) foi mantido e o biometanizador (LE-1-4-I) foi realimentado na proporção ($R_0/I_0 = 1/2$), sendo nomeado tratamento LE-1-2-II.

Observou-se ao 8º dia um BMP com valor acumulado de $42 \pm 4,19$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹, chegando ao 15º dia em $103 \pm 5,05$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹ (Figura 5.19 (a)), montante equivalente a 48,6 % da produção acumulada final. Verificou-se no 22º dia o valor de $143 \pm 14,15$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹ e ao 30º dia o valor de BMP $198 \pm 3,57$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹, correspondente a 93,4 % da produção acumulada final. Com base nessa compilação de resultados, avaliou-se a chegada da fase estacionária, sendo esse valor mantido estável, chegando ao final do 55º dia com rendimento acumulado de metano final de $212 \pm 1,31$

$\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. Para o biometanizador LE-BR-I obteve-se o valor de $9,85 \pm 0,13 \text{ NmLCH}_4$ e observou-se a estabilização com a produção de 10 % do valor total na batelada anterior.

Na Figura 5.19 pode-se inquirir que a curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano, isso ao chegar ao 8º dia de medição, apresenta teor de metano correspondente a $30,19 \pm 2,82 \%$, no 15º dia, chegando ao valor de $51,56 \pm 2,45 \%$, no 24º dia e ao valor de $59,94 \pm 3,36 \%$, ao 30º dia ($65,95 \pm 0,37 \%$), gerando a manutenção da estabilidade até o final da batelada, chegando ao 55º dia com teor de metano correspondente a $65,37 \pm 0,14 \%$.

O biometanizador contendo somente o inóculo (LA-BR-I) foi mantido e o biometanizador (LA-1-4-I) realimentado na proporção ($R_0/I_0 = 1/2$), sendo denominado tratamento LA-1-2-II.

A análise do tratamento LA-1-2-II (Figura 5.19 (c)) permitiu constatar o valor de rendimento de metano acumulado final de $208 \pm 3,73 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. Já quanto a curva de rendimento, observa-se ao 8º dia de operação valor de BMP de $101 \pm 7,78 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, chegando, nessas condições, a 48,5 % do valor acumulado final, já ao 10º dia obteve $154 \pm 3,55 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, chegando ao valor acumulado de $192 \pm 2,10 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ ao 17º dia, verificando, assim, sua estabilização após o 17º dia de operação chegando a 92,3 % do valor acumulado final.

Dentro desse cenário pode-se observar rápida aclimação dos micro-organismos em relação ao substrato adicionado (FORSU), indicando, dessa forma, substancial afinidade, gerando considerável assimilação. Para o biometanizador LA-BR-I obteve-se o valor de $7,89 \pm 0,40 \text{ NmLCH}_4$, propiciando a observação de que houve a estabilização com a produção de 10% do valor total na batelada anterior.

Demonstrada pela Figura 5.19, a curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano indica que no 8º dia de operação atingiu-se o valor de $55,12 \pm 1,92 \%$, chegando ao valor de $63,70 \pm 2,78 \%$, no 10º dia e $65,67 \pm 2,56 \%$ no 15º dia, a estabilidade fez-se presente até chegar no maior valor ao final do 55º dia, sendo $66,88 \pm 1,09 \%$.

Na Figura 5.20 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os teores de metano.

Figura 5.20 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/2$)

Fonte: Próprio Autor

De acordo com os *boxplots* da Figura 5.20, há distinção entre os tratamentos, no entanto, o advento da sobreposição de dados é inegável recorrente, mas, para isso, ou seja, para haver determinação se os dados são estatisticamente diferentes ou não, foi aplicado o teste *t* com nível de significância de ($p < 0,05$) (Tabela 5.20).

Tabela 5.20 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-2-II e LA-1-2-II

NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	LE – (1-2)	LA – (1-2)
Valor máximo	213,45	210,54
Média	146,52	186,96
Desvio padrão	9,3056	4,3915
<i>p</i> (erro padrão)	0,00017	
% CH ₄	LE – (1-2)	LA – (1-2)
Valor máximo	65,72	70,68
Média	60,45	63,99
Desvio padrão	0,65474	0,52374
<i>p</i> (erro padrão)	2.10 ⁻⁶	

Fonte: Próprio Autor

Com os resultados obtidos pelo teste *t*, pode-se afirmar que os tratamentos LE-1-2-II e LA-1-2-II são estatisticamente diferentes, isso ocorre tanto para os valores de BMP quanto para os valores de teor de metano, situação verificada pelo valor de *p* menor que o erro padrão ($p < 0,05$). Portanto, assume-se que os tratamentos são estatisticamente diferentes e é atribuído o nível de confiança de 95 %, podendo ser observado tanto no valor máximo quanto nas médias maior rendimento para o tratamento LA-1-2-II.

Os valores das constantes cinéticas estão demonstrados na Tabela 5.21.

Tabela 5.21 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-2-II e LA-1-2-II

	<i>P</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	<i>Rm</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹ .dia ⁻¹	<i>λ</i> (dias)	<i>R</i> ²
LE-1-2	215,69	8,56	3,7	0,9922
LA-1-2	202,95	18,7	1,47	0,99456

Fonte: Próprio Autor

A Tabela 5.21 evidencia que o ajuste (*R*²) tanto para o tratamento LE-1-2-II quanto para o LA-1-2-II ficou próximo a 1,0, nessa situação obteve-se ajuste adequado do modelo a partir dos pontos obtidos em laboratório.

O potencial máximo de metano (*P*) ajustado pelo modelo *Gompertz* modificado ficou próximo aos valores obtidos em laboratório para o tratamento LE-1-2-II com $212 \pm 1,31$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹ e para o tratamento LA-1-2-II com o valor de $208 \pm 3,73$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹. Já os valores para as taxas máximas de rendimento de metano (*Rm*) observados foram de 8,56 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.dia⁻¹ para o tratamento LE-1-2-II e para o tratamento LA-1-2-II obteve-se taxa de 18,7 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.dia⁻¹. O valor obtido pelo tratamento LA-1-2-II rendeu taxa 2,2 vezes superior ao tratamento LE-1-2-II, verificando-se também presença de velocidade de consumo de substrato pelos micro-organismos, esses contidos no inóculo LA superior ao inóculo LE.

Já os valores da fase *lag* (*λ*) indicam que a produção de metano em relação à FORSU adicionada teve início mais rapidamente para o tratamento LE-1-2-II com 3,7 dias em relação ao tratamento LA-1-2-II com 1,47 dias, indicando, assim, aclimação mais rápida para o inóculo LA. Os gráficos com os ajustes do modelo cinético estão demonstrados no Apêndice A.

5.3.2.4 Relação (*R*₀/*I*₀ = 1/1)

Na Figura 5.21 estão demonstrados os valores de rendimento de metano (BMP), branco (biometanizador controle), produção de metano, produção de biogás e teor de metano, fornecendo essas informações para os tratamentos (LE-1-1-II) e (LA-1-1-II).

Figura 5.21 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/1$)

Fonte: Próprio Autor

O biometanizador contendo somente o inóculo (LE-BR-I) foi mantido e o biometanizador (LE-1-2-I) foi realimentado na proporção ($R_0/I_0 = 1/1$), sendo intitulado tratamento LE-1-1-II.

Observou-se no 7º dia de operação valor acumulado BMP de $15 \pm 1,72$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹, chegando ao 17º dia com $40 \pm 14,12$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹, já no 24º dia estava com $82 \pm 19,54$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹ (Figura 5.21 (a)), e no 42º dia obteve-se o valor de BMP de $123 \pm 1,66$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹, correspondente a 90,4 % da produção acumulada final. Outro ponto a ser destacado, é que após as fases descritas chegou-se à fase estacionária e, as valorações mantiveram-se estáveis, chegando ao final do 55º dia com rendimento acumulado de metano final de $136 \pm 12,01$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.

Para o biometanizador LE-BR-I obteve-se o valor de $9,85 \pm 0,13$ NmLCH₄, sendo observada a estabilização com produção de 10 % do valor total na batelada anterior.

Assim como no tratamento LE-1-1-I, também foi detectado o gás H₂S nos primeiros dias de operação no tratamento LE-1-1-II. Tal detecção foi mensurada entre o 7º e 10º dia de medição, porém, a partir da medição do 13º dia, não houve detecção do gás supracitado. Nesse cenário, pode-se atribuir esses resultados ao baixo valor do BMP nos primeiros dias de operação, propiciando, também, tendência de curva crescente de produção a partir do 17º dia.

A curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano, observada na (Figura 5.21 (b)), permite traçar considerações, dentre elas que no 8º dia de medição um teor de metano com o valor de $19,30 \pm 1,73$ % foi detectado, já no 15º dia apresentou valor de $30,92 \pm 4,23$ %, no 17º dia valor de $38,42 \pm 8,98$ %, no 24º dia as valorações $55,43 \pm 4,72$ %, no 30º dia apresentou $65,83 \pm 0,91$ %. O maior valor de teor de metano foi apresentado no 42º dia por $68,36 \pm 0,78$ %, chegando ao 55º dia de operação com teor de metano correspondente a $62,97 \pm 6,09$ %.

A queda no teor de metano entre o 42º e o 55º dias de operação, deve-se a constante despressurização dos biometanizadores, situação ocasionada pelo acúmulo de biogás contido no *headspace*, sendo observadas a cada despressurização queda do número de mols de CH₄, dados demonstrados em análise da composição do biogás pelo cromatógrafo.

O biometanizador contendo somente o inóculo (LA-BR-I) foi mantido e o biometanizador (LA-1-2-I) foi realimentado na proporção ($R_0/I_0 = 1/1$), sendo eleito tratamento LA-1-1-II.

Ao optar-se pela estratégia de manter os biometanizadores acumulando biogás durante os sete primeiros dias para o tratamento LA-1-1-II, foram perdidas duas triplicatas devido ao acúmulo na produção inicial de biogás no começo da operação, com isso, o septo de segurança contido na tampa de butila foi rompido em dois dos três biometanizadores. Portanto, esse tratamento será demonstrado somente pelo biometanizador LA-1-1-II-B.

Verificando-se o tratamento LA-1-1-II (Figura 5.21 (c)), foi obtido rendimento de metano acumulado final de 124 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹. Ao analisar a curva de rendimento de metano, observou-se no 8º dia de operação valor de BMP de 57 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹, chegando a 46 % do valor acumulado final, já no 13º dia apresentou 81 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹, obtendo-se valor acumulado após o 24º dia de 110 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹, verificando-se, assim, a estabilização após o 24º dia de operação, chegando a 89 % do valor acumulado final. Rápida aclimação dos micro-organismos em relação ao substrato adicionado pode ser observada,

indicando maior afinidade pelo substrato adicionado (FORSU) devido a sua rápida assimilação. Para o biometanizador LA-BR-I, obteve-se o valor de $7,89 \pm 0,40$ NmLCH₄, observando-se estabilização com a produção de 10 % do valor total na batelada anterior.

Analisar a curva de biogás gerada com seu respectivo teor de metano (Figura 5.21 (d)), permite perceber que no 8º dia de operação chegou-se ao valor de 52,40 %, já no 13º dia o valor foi de 60,80 %, no 22º de 64,96 %, mantendo como característica sua estabilidade até chegar a seu maior valor, ao final do 55º dia apresentando 64,88 %.

Na Figura 5.22 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os teores de metano.

Figura 5.22 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/1$)

Fonte: Próprio Autor

Verificando-se os *boxplots* da Figura 5.22, visualiza-se a distinção entre os tratamentos, porém, existe a sobreposição de dados, portanto, para determinação se são estatisticamente diferentes ou não, foi aplicado o teste *t* com nível de significância de ($p < 0,05$) (Tabela 5.22).

Tabela 5.22 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-1-II e LA-1-1-II

NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹	LE – (1-1)	LA – (1-1)
Valor máximo	147,92	124,37
Média	75,48	101,89
Desvio padrão	7,0904	5,5281
<i>p</i> (erro padrão)		0,032
% CH₄	LE – (1-1)	LA – (1-1)
Valor máximo	70,94	65,62
Média	48,27	61,57
Desvio padrão	2,7664	0,9682
<i>p</i> (erro padrão)		0,003

Fonte: Próprio Autor

Com os resultados obtidos pelo teste *t*, pode-se afirmar que os tratamentos LE-1-1-II e LA-1-1-II são estatisticamente diferentes tanto para o valor de BMP quanto para o teor de metano, isso pode ser verificado pelo valor de *p* ser menor que o erro padrão (*p* < 0,05), utilizando-se desses aparatos, assume-se que os tratamentos são estatisticamente diferentes, sendo o nível de confiança de 95 %, permitindo avaliar os valores máximos para LE-1-1-II e as médias para o tratamento LA-1-1-II. Nesse âmbito, observa-se maiores médias para o tratamento utilizando o inóculo LA devido a sua rápida estabilização, bem como a manutenção dos valores até o fim da batelada, enquanto o tratamento LE demorou mais para estabilizar e encontrar equilíbrio.

Os valores das constantes cinéticas estão demonstrados na Tabela 5.23.

Tabela 5.23 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-1-II e LA-1-1-II

	<i>P</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	<i>Rm</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹ .dia ⁻¹	<i>λ</i> (dias)	R²
LE-1-1	141,3	4,53	7,65	0,99067
LA-1-1	122,5	6,23	0,03	0,98365

Fonte: Próprio Autor

Analisando-se a Tabela 5.23 observa-se que o ajuste (R²) tanto para o tratamento LE-1-1-II quanto para o LA-1-1-II ficou próximo a 1,0, portanto, obteve-se ajuste adequado do modelo a partir dos pontos obtidos em laboratório.

O potencial máximo de metano (*P*) ajustado pelo modelo *Gompertz* modificado ficou próximo aos valores obtidos em laboratório para o tratamento LE-1-1-II (136 ± 12,01 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹) e, para o tratamento LA-1-1-II, obteve valor de 124 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.

Os valores para as taxas máximas de rendimento de metano (R_m) observados de LE-1-1-II foram $4,53 \text{ NmLCH}_4 \cdot \text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ e para o tratamento LA-1-1-II apresentou $6,23 \text{ NmLCH}_4 \cdot \text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$. O valor obtido pelo tratamento LA-1-1-II obteve taxa 27,2 % superior ao tratamento LE-1-1-II, indicando, dessa forma, velocidade de consumo de substrato pelos micro-organismos contidos no inóculo LA superior ao inóculo LE.

Já os valores da fase *lag* (λ) indicam a produção de metano em relação à FORSU adicionada, caracterizando-se por ser mais rápida para tratamento LA-1-1-II (0,03 dias) em relação ao tratamento LE-1-1-II (7,65 dias), indicando, dessa forma, aclimatação superior para o inóculo LA. Os gráficos com os ajustes do modelo cinético estão demonstrados no Apêndice A.

5.3.2.5 Resumo da 2ª Batelada

As Figuras 5.23 e 5.24 foram criadas para trazerem à tona as valorações obtidas pelo acúmulo de rendimento de metano (BMP). Proporcionando, dessa forma, comparação eficiente entre os tratamentos realizados durante a 2ª Batelada.

Figura 5.23 – Valores de BMP para o inóculo LE

Fonte: Próprio Autor

Quando comparados os tratamentos verificados pela Figura 5.23 contendo o inóculo LE, obteve-se o maior valor de $313 \pm 1,87 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ ao final do 55º dia pelo tratamento LE-1-8-II, seguido pelo tratamento LE-1-4-II ($255 \pm 10,22 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$) e LE-1-2-II ($212 \pm 1,31 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$). A menor obtenção de valor se deu no tratamento LE-1-1-II com $136 \pm 12,01 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, com isso, pode-se observar, maior tendência de valores de BMP para as menores relações (R_0/I_0), fato relatado por diversos autores (FORSTER-CARNEIRO; PÉREZ; ROMERO, 2008; LIM; FOX, 2013; PAVI et al., 2017).

Elbeshbishy, Nakhla e Hafez (2012) realizaram testes de BMP com resíduo orgânico e inóculo lodo (ETE) para relações R_0/I_0 : 1/4; 1/2; 1/1; 2/1 e 4/1 $\text{gSTV}_{\text{resíduo}}.\text{gSTV}_{\text{inóculo}}^{-1}$ e temperatura de incubação igual a 37°C , possuindo agitação contínua e ajuste de pH. Nesse estudo, os melhores resultados, em termos de produção acumulada de metano, foram obtidos para a menor relação (R_0/I_0), assim como presenciado nos valores obtidos pela 2ª batelada.

Na Figura 5.24 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os teores de metano.

Figura 5.24 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para as relações utilizadas na 2ª Batelada para LE

Foto: Próprio Autor

A análise da Figura 5.24 permite verificar a diminuição da relação (R_0/I_0), bem como observa-se, também, menor variação das médias, fato que apresenta extrema importância na partida de biometanizadores. Evidente significância está o *start-up* próximo ao seu equilíbrio, sendo ele fator determinante no processo.

Para os tratamentos LE-1-1-II e LE-1-2-II, observou-se inibição inicial nos primeiros dias de operação, esse fato se deve ao maior conteúdo de gSTV.L^{-1} de FORSU adicionada,

sendo verificados valores acima de 50 % no teor de CH₄ somente no 24º dia de operação para LE-1-1-II e 15º dia para LE-1-2-II.

A comparação entre os tratamentos utilizados com o inóculo LE são verificados na Tabela 5.24, sendo analisados os principais parâmetros.

Tabela 5.24 – Resumo dos principais parâmetros analisados para comparação dos tratamentos utilizando o inóculo LE

	BMP (maior valor) NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	BMP final NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	% CH₄ (maior valor)	(Rm) NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹ .dia ⁻¹	λ (dias)
LE-1-8	318	313	63,81	44,26	1,17
LE-1-4	255	255	64,46	21,97	1,74
LE-1-2	212	212	65,95	8,56	3,7
LE-1-1	136	136	68,36	4,53	7,65

Nota: Os valores BMP e % CH₄ são os obtidos pelas médias medidas em laboratório e os valores *Rm* e fase *lag* (*λ*) são os obtidos pelo ajuste fornecido pela equação de *Gompertz* Modificada.

Fonte: Próprio Autor

Com dados expostos na Tabela 5.24, observa-se os maiores valores de BMP obtidos pelos tratamentos LE-1-8-II, LE-1-4-II, LE-1-2-II e LE-1-1-II, respectivamente. As taxas de consumo de substrato retrataram tendência linear, isso em conformidade ao que foi dobrado com relação ao valor (R_0/I_0). Foi observada também a redução pela metade na taxa (*Rm*), relatando maior taxa para o tratamento LE-1-8-II (44,26 NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.dia⁻¹), assim como maior valor de BMP. Outro fato a ser destacado, foi uma menor fase *lag* (1,17 dias), sendo evidenciado tendência linear para os valores obtidos, apresentando, dessa forma, resultados inversamente proporcionais a relação (R_0/I_0).

Figura 5.25 – Valores de BMP para o inóculo LA

Fonte: Próprio Autor

Utilizando as analogias propostas pela Figura 5.25, pode-se observar nos tratamentos utilizando o inóculo LE, bem como naqueles que utilizaram o inóculo LA que os maiores valores foram obtidos pelas menores relações (R_0/I_0).

Ao se propor uma comparação, obtêm-se que os tratamentos ao fazerem a utilização do inóculo LA apresentaram maior valor de $322 \pm 30,65 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ ao final do 55º dia pelo tratamento LA-1-8-II, seguido pelo tratamento LA-1-4-II com $270 \pm 7,01 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ e LA-1-2-II com $208 \pm 3,73 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, já o menor valor foi obtido pelo tratamento LA-1-1-II com BMP de $124 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. Tais resultados permitiram considerar que houve uma tendência para maiores valores de BMP, sendo apresentadas nas menores relações (R_0/I_0). Na Figura 5.25 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os teores de metano.

Figura 5.26 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para as relações utilizadas na 2ª Batelada para LA

Fonte: Próprio Autor

São verificados na Tabela 5.25 os principais parâmetros a serem analisados, propondo, dessa forma, comparação entre os tratamentos utilizados com o inóculo LA.

Tabela 5.25 – Resumo dos principais parâmetros analisados para comparação dos tratamentos utilizando o inóculo LA

	BMP (maior valor) NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	BMP final NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	% CH ₄ (maior valor)	(R _m) NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹ .dia ⁻¹	λ (dias)
LA-1-8	323	322	66,62	84,96	1,35
LA-1-4	271	270	68,49	37,1	2,54
LA-1-2	208	208	66,90	18,7	1,47
LA-1-1	124	124	63,81	6,23	0,03

Nota: Os valores BMP e % CH₄ são os obtidos pelas médias medidas em laboratório e os valores R_m e fase lag (λ) são os obtidos pelo ajuste fornecido pela equação de *Gompertz* Modificada.

Fonte: Próprio Autor

Analisando-se a Tabela 5.24, observam-se os maiores valores de BMP, sendo esses obtidos pelos tratamentos LA-1-8-II, LA-1-4-II, LA-1-2-II e LA-1-1-II, respectivamente. As taxas de consumo de substrato retrataram tendência uniforme com valores inversamente proporcionais. Ao que tangencia a relação (R₀/I₀), também, pode ser observado a redução pela metade das taxas (R_m) com exceção do tratamento LA-1-1-II, pois esse obteve taxa três vezes inferior em relação ao tratamento LA-1-2-II. Já com relação as maiores relações (R₀/I₀), essas obtiveram os melhores valores para a fase lag e, também, para a taxa (R_m), sendo verificados os menores valores de BMP entre os tratamentos estudados. Esse fato foi explorado por diversos autores em suas obras, cujas indicações para um baixo rendimento de metano para a relação

($R_0/I_0 = 1/1$) ficaram evidentes. A maior taxa (R_m) foi verificada para o tratamento LA-1-8-II ($84,96 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$), assim como maior BMP ($323 \pm 36,02 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$).

5.3.3 3ª Batelada

5.3.3.1 Relação ($R_0/I_0 = 1/4$)

Na Figura 5.27 estão demonstrados os valores de rendimento de metano (BMP), branco (biometanizador controle), produção de metano, produção de biogás e teor de metano, fornecendo essas informações para os tratamentos (LE-1-4-III) e (LA-1-4-III).

Figura 5.27 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/4$)

Fonte: Próprio Autor

Os procedimentos utilizados para a realização da 3ª batelada tangenciam ações que envolvem a continuidade de ações presentes nas bateladas anteriores. O biometanizador contendo somente o inóculo (LE-BR-I) foi mantido, já o biometanizador (LE-1-16-I) foi realimentado com a FORSU na proporção ($R_0/I_0 = 1/8$), sendo intitulado de (LE-1-8-II) e, para a 3ª batelada, o biometanizador (LE-1-8-II) foi realimentado com a FORSU na proporção ($R_0/I_0 = 1/4$), sendo denominado de (LE-1-4-III).

Ao analisar a (Figura 5.27 (a)) verifica-se na curva de produção de metano um padrão de crescimento, onde houve produção inicial mais lenta, situação demonstrada pela inclinação da curva ao ser comparada com a produção de metano da Figura 5.27 (c). Foi observado valor de BMP de $21 \pm 3,18 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ (1º dia) e manteve-se um padrão de taxa de produção de aproximadamente $10 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ até o 15º dia, obtendo-se o valor de $160 \pm 1,80 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. Um processo de desaceleração na produção com o valor de $165 \pm 3,29 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ (16º dia) pode ser observado, chegando ao 21º dia ao valor de BMP de $200 \pm 4,92 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, apresentando, dessa forma, 90 % da produção acumulada total, demonstrando no 55º dia o valor de $222 \pm 2,25 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, portanto, pode-se considerar que o tratamento LE-1-4-III manteve-se estável a partir do 21º dia de operação.

A apresentação da (Figura 5.27 (b)) permite verificar a produção de biogás ($\text{CO}_2 + \text{CH}_4$) e seu respectivo teor de metano para cada dia de operação medido. Observa-se que a curva de teor de metano acompanhou a de produção de metano, essa relatada pela Figura 5.27 (a). Com relação à operação, nota-se em seus primeiros dias baixo teor de metano e um *start-up* no 1º dia com $10,27 \pm 1,52 \%$, comparativamente a 1ª batelada, isso logo no primeiro dia de operação para o tratamento LE-1-4-I, houve um *start-up* de $51,41 \%$.

Tal fato pode ser explicado pelo inóculo LE ter sido coletado em um sistema em operação, sendo considerado um inóculo ativo, que obteve seu *start-up* no biometanizador LE-BR-I, chegando a valorações de $43,12 \%$, outro ponto importante é valor da AME que superou o valor do inóculo LA situação anteriormente discutida.

Para o segundo e o terceiro dias houve acréscimo de $16,23 \pm 1,59 \%$ e $20,73 \pm 1,10 \%$ respectivamente, evidenciando padronização no aumento do teor de metano próximo de 3% ao dia, situação presente até o 14º dia com valor de $53,09 \pm 0,51 \%$. A partir dessa última data, ocorreu a despressurização do sistema devido ao acúmulo de gás no *headspace* do biometanizador, que pode ser observado pela curva de teor de metano na Figura 5.27 (b). Após essa fase, no 21º dia foi observado o valor $59,20 \pm 1,54 \%$, variando minimamente até apresentar o maior valor, sendo ele $64,05 \pm 0,99 \%$, ocorrendo ao final do 55º dia de operação.

Na Figura 5.27 (c) podem ser verificadas as curvas correspondentes ao tratamento LA-1-4-III, após o primeiro dia de incubação foi observado o valor de BMP de $11 \pm 3,42 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ com despontamento para os seguintes dias: 2º dia ($45 \pm 7,75 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$), 4º dia ($87 \pm 4,28 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$), 7º dia ($156 \pm 8,44 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$), 10º dia ($202 \pm 12,31 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$), chegando ao 11º dia ao valor de BMP de $209 \pm 14,14 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ observando, dessa forma, 91 % da produção acumulada total, a qual chegou ao final do 55º dia com o valor de $228 \pm 11,86 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, tais descrições permitiram considerar que o tratamento LE-1-4-III manteve-se estável a partir do 11º dia de operação.

Foi possível verificar o teor de metano para cada dia de operação medido conforme apresenta a (Figura 5.27 (d)). Houve despontamento nos primeiros dias de operação o que se mostra contrário ao que foi observado no tratamento LE-1-4-III.

Após o 1º dia foi verificado um *start-up* com o valor de teor de metano correspondente a 5,45 %, sendo que dos 11 $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ produzidos no 1º dia de operação, 10,4 $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ foi constituído de CO_2 , esse procedimento geralmente ocorre na fase de hidrólise e acidogênese, onde as bactérias acidogênicas se reproduzem em velocidade superior aos micro-organismos metanogênicos, fato gerador da respiração das bactérias acidogênicas por conta da multiplicação e do crescimento, ocasionando, dessa forma, a produção de CO_2 no sistema.

Sucessivamente, no 2º dia o sistema contava com $20,38 \pm 2,95 \%$, já no 3º dia com $29,90 \pm 2 \%$, passados quatro dias com $35,49 \pm 1,41 \%$, chegando ao 7º dia com $53,55 \pm 1,23 \%$. Nesse momento da operação, os biometanizadores do tratamento LA-1-4-III tiveram que ser despressurizados, diminuindo, dessa forma, o número de mols de CH_4 contido no *headspace*, processo também ocorrido no tratamento LE-1-4-III em seu 14º dia. Chegando ao 21º dia com o valor de $59,20 \pm 1,54 \%$, gerando pequena variação até chegar ao maior valor: $64,62 \pm 2,28 \%$ ao final do 55º dia de operação.

Na Figura 5.28 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os teores de metano.

Figura 5.28 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/4$)

Fonte: Próprio Autor

Nos *boxplots* da Figura 5.28 ficam evidentes que os tratamentos se distinguem e, que há sobreposição de dados. Sendo assim, para a determinar se eles são estatisticamente diferentes ou não, foi aplicado o teste *t* com nível de significância de ($p < 0,05$) (Tabela 5.26).

Tabela 5.26 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-4-III e LA-1-4-III

NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	LE – (1-4)	LA – (1-4)
Valor máximo	224,03	242,35
Média	137,54	180,58
Desvio padrão	7,4396	7,2469
<i>p</i> (erro padrão)	5,6.10 ⁻⁵	
% CH ₄	LE – (1-4)	LA – (1-4)
Valor máximo	65,18	67,52
Média	45,98	54,38
Desvio padrão	1,8086	1,7407
<i>p</i> (erro padrão)	0,001	

Fonte: Próprio Autor

Com os resultados obtidos pelo teste *t* pode-se afirmar que os tratamentos LE-1-4-III e LA-1-4-III são estatisticamente diferentes tanto para o BMP quanto para o teor de metano. Isso pode ser verificado pelo valor de *p* menor que o erro padrão ($p < 0,05$), portanto, assume-se que os tratamentos são estatisticamente diferentes. Dessa forma, apresentam nível de confiança de 95 %, quanto aos valores máximos para LE-1-4-III e as médias para o tratamento LA-1-4-III, observa-se maiores médias para o tratamento utilizando o inóculo LA, isso devido a sua rápida estabilização e gerando manutenção de valores até o fim da batelada, enquanto o tratamento LE apresentou demora para estabilizar e encontrar seu equilíbrio.

Os valores das constantes cinéticas estão demonstrados na Tabela 5.27.

Tabela 5.27 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-4-III e LA-1-4-III

	<i>P</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	<i>Rm</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹ .dia ⁻¹	<i>λ</i> (dias)	<i>R</i> ²
LE-1-4	221,15	11,46	0,098	0,99398
LA-1-4	224,98	26,44	0,68	0,99067

Fonte: Próprio Autor

Analisando a Tabela 5.27 observa-se que o ajuste (*R*²) tanto para o tratamento LE-1-4-III quanto para o LA-1-4-III ficou próximo a 1,0, dessa forma obteve-se ajuste adequado do modelo a partir dos pontos obtidos em laboratório.

O potencial máximo de metano (*P*), esse ajustado pelo modelo *Gompertz* modificado, ficou próximo aos valores obtidos em laboratório para o tratamento LE-1-4-III ($222 \pm 2,25$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹) e para o tratamento LA-1-4-III foi obtido o valor de ($228 \pm 11,86$ NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹). Os valores da fase *lag* (*λ*) indicam que a produção de metano em relação à FORSU adicionada teve início mais rápido para tratamento LE-1-4-III (0,098 dias) em relação ao tratamento LA-1-4-III (0,68 dias), indicando aclimação mais rápida para o inóculo LE.

Os gráficos com os ajustes do modelo cinético estão demonstrados no Apêndice A.

5.3.3.2 Relação (*R*₀/*I*₀ = 1/2)

Na Figura 5.29 estão demonstrados os valores de rendimento de metano (BMP), branco (biometanizador controle), produção de metano, produção de biogás e teor de metano, fornecendo essas informações para os tratamentos (LE-1-2-III) e (LA-1-2-III).

Figura 5.29 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/2$)

Fonte: Próprio Autor

O biometanizador contendo somente o inóculo (LE-BR-I) foi mantido, já o biometanizador (LE-1-8-I) foi realimentado com a FORSU na proporção ($R_0/I_0 = 1/4$), sendo chamado de (LE-1-4-II) e, para a 3ª batelada, o biometanizador (LE-1-4-II) foi realimentado com a FORSU na proporção ($R_0/I_0 = 1/2$), sendo denominado (LE-1-2-III).

Ao analisar a (Figura 5.29 (a)), verifica-se padrão de crescimento na curva de produção de metano, situação em que houve produção inicial mais lenta, isso pode ser observado pela inclinação da curva ao comparar-se com a primeira supracitada. Foi observado, também, o valor de BMP para o 1º dia de operação de $9 \pm 2,55 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, chegando ao 3º dia com $21 \pm 4,21 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, tais dados sequenciais levaram a observação de baixo BMP até a chegada do 21º dia com $80 \pm 3,82 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. No 32º dia atingiu o valor de $152 \pm 26,47 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, em seu 36º dia de operação foi observado o valor de

$157 \pm 26,47 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, nessa fase chegou a 91,2 % da produção acumulada total, obtendo ao final do 55º dia o valor de $174 \pm 4,34 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, demonstrando, portanto, que o tratamento LE-1-2-III manteve-se estável a partir do 36º dia de operação.

A partir da (Figura 5.29 (b)) foi possível verificar a produção de biogás e seu respectivo teor de metano para cada dia de operação medido. Observa-se que a curva de teor de metano (Figura 5.29 (b)) acompanhou a curva de produção de metano relatada pela (Figura 5.29 (a)) e, percebe-se nos primeiros dias de operação, baixo teor de metano observando um *start-up* no 1º dia com $7,93 \pm 2,26 \%$. Nesse caso, comparativamente, a 1ª batelada no primeiro dia de operação para o tratamento LE-1-2-I apresentou um *start-up* de 37,34 %, processo semelhante ao ocorrido com os tratamentos LE-1-4-III e LE-1-4-I.

Conforme foi apresentado nas primeiras bateladas, nota-se que o aumento da relação (R_0/I_0) tendenciou a uma inibição inicial dos micro-organismos produtores de metano e um crescimento dos micro-organismos acidogênicos, isso observado pelo alto teor de CO_2 contido no biogás logo nos primeiros dias para as relações que continham maior quantidade de FORSU adicionada. Tal fato se deve a uma maior carga orgânica adicionada no sistema, gerando, dessa forma, mais ácidos orgânicos devido à degradação do substrato, consequentemente, houve queda no pH do meio, ocasionando um meio inibitório para os micro-organismos produtores de metanos, sendo que o reestabelecimento das condições ideais foi verificado somente após o 24º dia de operação com o teor de metano com $52,21 \pm 8,91 \%$, chegando ao 32º dia com $63,26 \pm 5,10 \%$, após todas essas fases houve permanência no período estável, apresentando pequenas variações, chegando, no entanto, ao 55º dia onde atingiu seu maior valor ao final do 55º dia com $63,54 \pm 1,10 \%$.

O biometanizador contendo somente o inóculo (LA-BR-I) foi mantido, o biometanizador (LA-1-8-I) foi realimentado com a FORSU na proporção ($R_0/I_0 = 1/4$), sendo chamado de (LA-1-4-II) e, para a 3ª batelada, o biometanizador (LA-1-4-II) foi realimentado com a FORSU na proporção ($R_0/I_0 = 1/2$), sendo intitulado de (LA-1-2-III).

Na (Figura 5.29 (c)) pode-se verificar as curvas resultantes do tratamento LA-1-2-III, sendo que após o primeiro dia de incubação foi observado o valor de BMP de $11 \pm 2,93 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, apresentando diferenciações nos seguintes dias: 3º dia ($39 \pm 10,23 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$), 5º dia ($88 \pm 19,99 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$), 6º dia ($109 \pm 21,54 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$), 11º dia ($169 \pm 8,15 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$), chegando ao 16º dia ao valor de BMP de $175 \pm 6,71 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$.

Fato importante a ser relatado é que, após o 12º dia, percebeu-se queda no rendimento como evidenciado na (Figura 5.29 (c)), sendo que essa queda durou até o 21º dia, onde houve reestabelecimento da produção somente a partir do 24º dia com $176 \pm 7,23 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. Já quanto a estabilização na produção, ao 11º dia de operação somou-se 91,3 % da produção acumulada total, chegando ao final do 55º dia com o valor de $185 \pm 6,81 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, sendo assim, considera-se que o tratamento LE-1-4-III manteve-se estável a partir do 11º dia de operação.

A partir da (Figura 5.29 (d)) verifica-se o teor de metano para cada dia de operação medido, foi observado despontamento nos primeiros dias ao contrário do observado no tratamento LE-1-2-III, sendo semelhante ao ocorrido com o tratamento LA-1-4-III. Foi verificado um *start-up* após o 1º dia de operação com o valor de $9,48 \pm 2,49 \%$, após o 2º dia o sistema obteve $17,23 \pm 2,86 \%$, no 3º dia com $28,71 \pm 5,37 \%$, já no 5º dia com $49,18 \pm 6,30 \%$, chegando ao 7º dia com o valor de $60,32 \pm 2,26 \%$, nesse contexto, os resultados ao longo dos dias mantiveram-se lineares até o 16º dia com o valor de $63,95 \pm 0,97 \%$, situação em que houve decaimento no seu teor de metano a partir do 17º dia obtendo $60,45 \pm 0,56 \%$ como pode ser visualizado na (Figura 5.29 (d)). Entretanto, notou-se recuperação no teor de metano a partir do 24º dia com $62,09 \pm 0,55 \%$ com pequena variação até chegar ao maior valor de $64,07 \pm 0,64 \%$ ao final do 55º dia de operação.

Na Figura 5.30 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os teores de metano.

Figura 5.30 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/2$)

Fonte: Próprio Autor

Fica evidente, como demonstrado pelos *boxplots* da Figura 5.30, que os tratamentos se distinguem. Entretanto, aplicou-se o teste *t* com nível de significância de ($p < 0,05$) (Tabela 5.28), a importância do mesmo se deu para determinar se os tratamentos são estatisticamente diferentes ou não, já que existe sobreposição de dados.

Tabela 5.28 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-2-III e LA-1-2-III

NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹	LE – (1-2)	LA – (1-2)
Valor máximo	179,02	192,03
Média	69,66	143,41
Desvio padrão	6,1562	6,1286
<i>p</i> (erro padrão)	1,6.10 ⁻¹⁴	
% CH₄	LE – (1-2)	LA – (1-2)
Valor máximo	67,48	65,80
Média	37,04	55,86
Desvio padrão	2,0200	1,7307
<i>p</i> (erro padrão)	4,8.10 ⁻¹¹	

Fonte: Próprio Autor

Com os resultados obtidos pelo teste *t* pode-se afirmar que os tratamentos LE-1-2-III e LA-1-2-III são estatisticamente diferentes, isso se dá tanto a nível de BMP quanto relacionado ao teor de metano, situação verificada pelo valor de *p* menor que o erro padrão ($p < 0,05$). Portanto, assume-se que os tratamentos são estatisticamente diferentes, com nível de confiança de 95 %, podendo ser observados os valores máximos e as médias para o tratamento LA-1-2-III com exceção ao maior valor encontrado em relação ao teor de metano apresentando o valor de 67,48 % para LE-1-2-III. Observou-se maiores médias para o tratamento utilizando o inóculo LA devido a sua rápida estabilização e mantendo-se os mesmos valores até o fim da batelada, enquanto que o tratamento LE demorou mais para estabilizar e encontrar equilíbrio.

Os valores das constantes cinéticas estão demonstrados na Tabela 5.29.

Tabela 5.29 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-2-III e LA-1-2-III

	<i>P</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	<i>Rm</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹ .dia ⁻¹	<i>λ</i> (dias)	R²
LE-1-2	193,99	5,04	3,15	0,98677
LA-1-2	178,36	25,28	1,53	0,99453

Fonte: Próprio Autor

Analisando a Tabela 5.29 observa-se que o ajuste (R^2) tanto para o tratamento LE-1-2-III como para o LA-1-2-III ficou próximo a 1,0, com isso obteve-se ajuste adequado do modelo a partir dos pontos obtidos em laboratório.

O potencial máximo de metano (P), esse ajustado pelo modelo *Gompertz* modificado, ficou próximo aos valores obtidos em laboratório para o tratamento LE-1-2-III ($174 \pm 4,34 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$) e para o tratamento LA-1-2-III foi obtido valor de $185 \pm 6,81 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, sendo o valor P maior de $193,99 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ para o tratamento LE-1-2-III indicando, dessa forma, tendência de consumo de substrato passados os 55 dias de operação, isso verificado pelo baixo valor obtido pela taxa de consumo de substrato.

Os valores para a taxa de rendimento Rm observados foram de LE-1-2-III ($5,04 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) e LA-1-2-III ($25,28 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$), verificando taxa de consumo de substrato (Rm) cinco vezes maior para o inóculo LA, indicando, dessa forma, considerável afinidade dos micro-organismos pelo consumo do substrato (FORSU) adicionado.

Os valores da fase *lag* (λ) indicam que a produção de metano em relação à FORSU adicionada teve início mais rápido para tratamento LA-1-2-III (1,53 dias) em relação ao tratamento LE-1-2-III (3,15 dias), indicando aclimatação mais rápida para o inóculo LA.

Os gráficos com os ajustes do modelo cinético estão demonstrados no Apêndice A.

5.3.3.3 Relação ($R_0/I_0 = 1/1$)

Na Figura 5.31 estão demonstrados os valores de rendimento de metano (BMP), branco (biometanizador controle), produção de metano, produção de biogás e teor de metano, fornecendo essas informações para os tratamentos (LE-1-1-III) e (LA-1-1-III).

Figura 5.31 – Ensaio BMP para a relação ($R_0/I_0 = 1/1$)

Fonte: Próprio Autor

O biometanizador contendo somente o inóculo (LE-BR-I) foi mantido, sendo o biometanizador LE-1-4-I realimentado com a FORSU na proporção ($R_0/I_0 = 1/2$), denominado LE-1-2-II e, para a 3ª batelada, o biometanizador (LE-1-2-II) foi realimentado com a FORSU na proporção ($R_0/I_0 = 1/1$), intitulado LE-1-1-III.

Ao analisar a (Figura 5.31 (a)), verifica-se na curva de produção de metano um padrão de crescimento, momento em que houve produção inicial mais lenta observado pela inclinação da curva ao comparar-se com a curva de produção de metano da (Figura 5.31 (c)) como já relatado nos demais tratamentos da 3ª batelada.

Foi observado valor de BMP para o 1º dia de operação de $6 \pm 1,16 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, apresentando baixo BMP até a chegada do 17º dia com $32 \pm 10,72 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, demonstrado pela curva de metano aumento exponencial a partir do 19º com valor de

$51 \pm 8,80 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, já no 32º dia de operação foi observado o valor de $97 \pm 9,91 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, levando em consideração a produção acumulada total chegou-se ao valor final de $147 \pm 6,76 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ no 55º dia de operação.

A análise da curva acumulada de metano não permite afirmar que o processo foi finalizado em fase estacionária, fato evidente quando demonstrado o crescimento da curva mesmo após os 55 dias de operação, situação que pode ser confirmada pelo ajuste cinético proposto nas paragrafações a seguir.

A partir da (Figura 5.31 (b)) foi possível verificar a produção de biogás e seu respectivo teor de metano para cada dia de operação medido. Observa-se que a curva de teor de metano acompanhou a curva de produção de metano relatada pela (Figura 5.31 (a)), percepção factível nos primeiros dias de operação, onde gerou baixo teor de metano observando um *start-up* no 1º dia com $7,95 \pm 1,55 \%$. Comparando-se a 1ª batelada, especificamente, ao primeiro dia de operação para o tratamento LE-1-1-I houve um *start-up* de 25,32 %, processo semelhante ao ocorrido também nos tratamentos LE-1-4-III, LE-1-4-I, LE-1-2-III e LE-1-2-I.

Como verificado nas outras bateladas, percebe-se que com o aumento da relação (R_0/I_0) a tendência é a inibição inicial dos micro-organismos metanogênicos, sendo verificado pela maior relação (R_0/I_0) utilizada neste estudo com baixo teor de metano nos primeiros dias de operação. Foram verificados os seguintes dados: no 2º dia ($11,28 \pm 1,41 \%$), 5º dia ($18,65 \pm 0,64 \%$), sendo notado pequeno aumento gradativo até chegar no 17º dia com teor de metano de $32 \pm 7,67 \%$, condição explicada devido à detecção de H_2S no sistema do 3º ao 12º dia, gerando aumento exponencial a partir do 19º dia ($39,44 \pm 7,42 \%$), 21º dia ($45,21 \pm 4,78$), 32º dia ($58,72 \pm 3,89 \%$), atingindo valor máximo no 50º dia com $63,45 \pm 1,74 \%$ e, chegando ao final do processo, com teor de metano de $62,85 \pm 2,81 \%$ no 55º dia.

O biometanizador contendo somente o inóculo (LA-BR-I) foi mantido, o biometanizador LA-1-4-I foi realimentado com a FORSU na proporção ($R_0/I_0 = 1/2$), sendo chamado de LA-1-2-II e, para a 3ª batelada, o biometanizador LA-1-2-II foi realimentado com a FORSU na proporção ($R_0/I_0 = 1/1$), sendo chamado de LA-1-1-III.

Na (Figura 5.31 (c)) verificam-se as curvas resultantes do tratamento LA-1-2-III, sendo que após o primeiro dia de incubação foi observado o valor de BMP de $7 \pm 2,93 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, chegando ao 8º dia com $52 \pm 16,43 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, apresentando aumento significativo no 10º dia com valor de $90 \pm 18,32 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, atingindo fase exponencial até chegar ao 21º dia, onde obteve-se valor acumulado de BMP de $152 \pm 6,31 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, gerando 91 % da produção acumulada total que chegou ao final

do 55º dia com o valor de $167 \pm 7,94 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, dessa forma, o tratamento LA-1-1-III manteve-se estável a partir do 21º dia de operação.

A partir da (Figura 5.31 (d)) foi possível verificar o teor de metano para cada dia de operação medido, sendo observado um *start-up* após o 1º dia de operação com o valor de $10,95 \pm 2,61 \%$, já no 2º dia o sistema obteve $14,03 \pm 1,63 \%$, 4º dia com $19,33 \pm 0,32 \%$, sendo notado aumento significativo a partir do 6º dia com $30,49 \pm 4,41 \%$, chegando ao 9º dia com valor de $49,95 \pm 6,59 \%$, 10º dia com $58,82 \pm 6,33 \%$ mantendo essa constância até o 19º dia ($61,90 \pm 2,07 \%$). Foi observado decaimento no teor de metano a partir do 17º dia para $60,45 \pm 0,56 \%$, observando-se pequena queda nesse teor devido à despressurização dos biometanizadores, situações ocorridas em outros tratamentos. Foi verificada recuperação no teor de metano a partir do 32º dia com valor de $63,69 \pm 1,02 \%$, demonstrando pequena variação até chegar ao maior valor de $64,22 \pm 0,99 \%$, ocorrendo ao final do 55º dia de operação.

Na Figura 5.32 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os teores de metano.

Figura 5.32 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para a relação ($R_0/I_0 = 1/1$)

Fonte: Próprio Autor

Ao serem analisados os *boxplots* da Figura 5.32 evidenciam que os tratamentos se distinguem, porém, os dados se apresentam, muitas vezes, sobrepostos. Para isso, foi proposta determinação se eles são estatisticamente diferentes ou não, aplicando-se, dessa forma, o teste *t* com nível de significância de ($p < 0,05$) (Tabela 5.30).

Tabela 5.30 – Tratamento estatístico para as relações LE-1-1-III e LA-1-1-III

NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹	LE – (1-1)	LA – (1-1)
Valor máximo	154,25	176,26
Média	45,51	98,42
Desvio padrão	4,7479	6,5051
<i>p</i> (erro padrão)	7,3.10 ⁻¹⁰	
% CH₄	LE – (1-1)	LA – (1-1)
Valor máximo	65,95	65,35
Média	33,97	49,46
Desvio padrão	1,9321	2,0733
<i>p</i> (erro padrão)	1,8.10 ⁻⁷	

Fonte: Próprio Autor

Com os resultados obtidos pelo teste *t* pode-se afirmar que os tratamentos LE-1-1-III e LA-1-1-III são estatisticamente diferentes tanto para o BMP quanto para o teor de metano, verificado pelo valor de *p* menor que o erro padrão (*p* < 0,05). Portanto, assume-se que os tratamentos são estatisticamente diferentes, com nível de confiança de 95 %, podendo observar os valores máximos e as médias para o tratamento LA-1-1-III com exceção para o maior valor encontrado em relação ao teor de metano, sendo observado o valor de 65,95 % para LE-1-1-III, assim como também visualizado para o tratamento da relação ($R_0/I_0 = 1/1$) na 3ª batelada. Foram observadas as maiores médias para o tratamento utilizando o inóculo LA, isso se deve a rápida estabilização, bem como a manutenção dos valores até o fim da batelada, enquanto o tratamento LE demorou para estabilizar e encontrar equilíbrio.

Os valores das constantes cinéticas estão demonstrados na Tabela 5.31.

Tabela 5.31 – Valores dos coeficientes cinéticos para rendimento de metano das relações LE-1-1-III e LA-1-1-III

	<i>P</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	<i>Rm</i> NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹ .dia ⁻¹	λ (dias)	R²
LE-1-1	195,27	3,41	6,07	0,99071
LA-1-1	164,44	11,14	3,02	0,99441

Fonte: Próprio Autor

Analisando a Tabela 5.31 observou-se que o ajuste (R²) tanto para o tratamento LE-1-1-III quanto para o LA-1-1-III ficou próximo a 1,0, com isso obteve-se ajuste adequado do modelo a partir dos pontos obtidos em laboratório.

O potencial máximo de metano (*P*) ajustado pelo modelo *Gompertz* modificado ficou próximo aos valores obtidos em laboratório para o tratamento LA-1-1-III com

$167 \pm 7,94 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, já para o tratamento LE-1-1-III obteve-se o valor de $147 \pm 6,76 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$. Esse valor ficou abaixo do ajustado no modelo cinético, indicando, dessa forma, tendência de consumo de substrato passados os 55 dias de operação, situação verificada pelo baixo valor obtido pela taxa de consumo de substrato, relatado, também, o mesmo para o tratamento LE-1-2-III.

Os valores para a taxa de rendimento R_m observados foram de LE-1-1-III ($3,41 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$) e LA-1-1-III ($11,14 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$), verificando-se taxa (R_m) 3,3 vezes maior para o inóculo LA, condição que indica maior afinidade dos micro-organismos pelo consumo do substrato (FORSU) adicionado.

Os valores da fase *lag* (λ) indicam que a produção de metano em relação à FORSU adicionada teve início mais rápido (3,02 dias) para tratamento LA-1-1-III em relação ao tratamento LE-1-1-III (6,07 dias), indicando aclimação duas vezes mais rápida para o inóculo LA. Resultado semelhante ao ocorrido nos tratamentos LA-1-2-III com 1,53 dias e LE-1-2-III com 3,15 dias, verificado, dessa forma, aclimação duas vezes mais rápida para o inóculo LA.

Os gráficos com os ajustes do modelo cinético estão demonstrados no Apêndice A.

5.3.3.4 Resumo da 3ª Batelada

Visando comparação fidedigna aos tratamentos realizados durante a 3ª Batelada, as Figuras 5.33 e 5.35 trazem somente os valores obtidos pelo valor acumulado de rendimento de metano (BMP).

Figura 5.33 – Valores de BMP para o inóculo LE

Fonte: Próprio Autor

Ao comparar-se os tratamentos com inóculo LE indicados pela Figura 5.33, pode-se considerar que o maior valor obtido foi de $222 \pm 2,25 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ ao final do 55º dia pelo tratamento LE-1-4-III, seguidos pelos tratamentos LE-1-2-III ($174 \pm 4,34 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$) e LE-1-1-III ($147 \pm 6,76 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$), sendo observada tendência de BMP para as menores relações (R_0/I_0) como o obtido também na 2ª batelada. Foi observado para as relações LE-1-2-III e LE-1-1-III grande período de aclimação nos 20 primeiros dias, situação explicada pela maior quantidade de substrato adicionada, levando mais tempo na fase acidogênica observada pela alta produção de biogás com baixo teor de metano. Outro limitante da produção de metano nos primeiros 12 dias de operação foi a presença de H_2S , observado no tratamento LE-1-1-III, indicando, assim, alto conteúdo de sulfato contida na FORSU.

Na Figura 5.34 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os teores de metano.

Figura 5.34 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para as relações utilizadas na 3ª Batelada para o inóculo LE

Foto: Próprio Autor

Analisando a Figura 5.34 é verificado que o aumento da relação (R_0/I_0) ocasionou menor variação das médias para o BMP, fator de extrema importância para a partida de biometanizadores, uma vez que com um *start-up* próximo ao seu equilíbrio pode ser determinante para o sucesso do processo, situação inversa quando comparada ao que foi obtida na 2ª batelada, verificando menor variação das médias para as menores relações (R_0/I_0). Situação explicada pelo processo de aclimação dos micro-organismos, isso no período inicial, até obter seu equilíbrio no meio para os micro-organismos metanogênicos. Já para as maiores

relações, houve pequena variação das médias, isso devido ao longo período de inibição, encontrando equilíbrio próximo aos 30 dias de operação.

Para os teores de metano foram observadas, também, grande faixa das médias, fato verificado pelo início retardado na produção de metano e tardia recuperação.

Para comparação entre os tratamentos utilizados com o inóculo LE são verificados na Tabela 5.32 os principais parâmetros a serem analisados.

Tabela 5.32 – Resumo dos principais parâmetros analisados para comparação dos tratamentos utilizando o inóculo LE

	BMP (maior valor) $\text{NmLCH}_4\text{.gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$	BMP final $\text{NmLCH}_4\text{.gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$	% CH_4 (maior valor)	(R_m) $\text{NmLCH}_4\text{.gSTV}_{\text{adic}}^{-1}\text{.dia}^{-1}$	λ (dias)
LE-1-4	222	222	64,05	11,46	0,098
LE-1-2	174	174	63,54	5,04	3,15
LE-1-1	147	147	63,45	3,41	6,07

Nota: Os valores BMP e % CH_4 são os obtidos pelas médias medidas em laboratório e os valores R_m e fase λ (λ) são os obtidos pelo ajuste fornecido pela equação de *Gompertz* Modificada.

Fonte: Próprio Autor

Analisando a Tabela 5.35 observa-se os maiores valores de BMP foram obtidos pelos tratamentos LE-1-4-III, LE-1-2-III, e LE-1-1-III respectivamente, assim como verificado na 2ª batelada. As taxas de consumo de substrato retrataram tendência uniforme, isso verificada com o aumento da relação (R_0/I_0), bem como com a diminuição das taxas de consumo de substrato conforme ao que foi apresentado na Figura 5.35. Também foi relatado aumento da fase λ com um valor inversamente proporcional à diminuição da constante (R_m).

Figura 5.35 – Valores de BMP para o inóculo LA

Fonte: Próprio Autor

Assim como observado nos tratamentos utilizando o inóculo LE, também foram relatados processos semelhantes nos tratamentos utilizando o inóculo LA, esses demonstrados pela Figura 5.35, onde observam-se os maiores valores obtidos pelas menores relações (R_0/I_0).

Ao comparar-se os tratamentos indicados pela Figura 5.35 determinados pelos tratamentos com inóculo LA, obteve-se o maior valor de $185 \pm 6,81 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ obtido ao final do 55º dia pelo tratamento LA-1-4-III, seguido pelo tratamento LA-1-2-III com $270 \pm 7,01 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ e o menor valor de $167 \pm 7,94 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ obtido pelo tratamento LA-1-1-III. Na Figura 5.36 estão demonstrados os *boxplots* com os rendimentos de metano e os teores de metano.

Figura 5.36 – *Boxplot* rendimento de metano e teor de metano para as relações utilizadas na 3ª Batelada para LA

Fonte: Próprio Autor

Para comparação entre os tratamentos utilizados com o inóculo LA foram verificados na Tabela 5.33 os principais parâmetros a serem analisados.

Tabela 5.33 – Resumo dos principais parâmetros analisados para comparação dos tratamentos utilizando o inóculo LA

	BMP (maior valor) NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	BMP final NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹	% CH ₄ (maior valor)	(Rm) NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹ .dia ⁻¹	λ (dias)
LA-1-4	228	228	64,62	26,44	0,68
LA-1-2	185	185	64,79	25,28	1,53
LA-1-1	167	167	64,22	11,14	3,02

Nota: Os valores BMP e % CH₄ são os obtidos pelas médias medidas em laboratório e os valores Rm e fase lag (λ) são os obtidos pelo ajuste fornecido pela equação de *Gompertz* Modificada.

Fonte: Próprio Autor

Analisando a Tabela 5.33 observa-se os maiores valores de BMP e esses foram obtidos pelos tratamentos LA-1-4-III, LA-1-2-III e LA-1-1-III respectivamente. As taxas de consumo de substrato para os tratamentos foram de 26,44 $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ para LA-1-4-III, 25,28 $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ para LA-1-2-III. O menor valor para a constante R_m foi verificado pelo tratamento LA-1-1-III (11,14 $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$), entretanto, valor verificado cerca de 3,3 vezes superior ao obtido pelo tratamento LE-1-1-III (3,41 $\text{NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$).

Para valores da fase *lag* foram obtidos valores para os tratamentos LA-1-4-III (0,68 dias), LA-1-2-III (1,53 dias) e LA-1-1-III (3,02 dias) respectivamente, relatando tendência de valores uniformes nas relações (R_0/I_0). Para valores dos tratamentos LA-1-2-III e LA-1-1-III foi verificado a metade dos valores obtidos pela fase *lag* dos tratamentos LE-1-2-III e LE-1-1-III.

5.3.4 Produção acumulada

Neste item serão apresentados os valores de produção acumulada de metano, produção acumulada para BMP e produção acumulada do biometanizador controle. Os valores correspondem ao mesmo biometanizador em escala temporal, sendo que para cada biometanizador foi utilizada uma técnica de aclimação, passando sempre de uma maior relação (R_0/I_0) para uma menor relação (R_0/I_0) na próxima batelada (Figuras 5.37 e 5.38), a Tabela 5.34 demonstra os valores de BMP acumulados para cada inóculo.

Os tratamentos iniciados com a relação ($R_0/I_0 = 1/2$) e, posteriormente, realimentados com a relação ($R_0/I_0 = 1/1$) foram chamados de LE-I e LA-I.

Para os tratamentos iniciados com a relação ($R_0/I_0 = 1/16$), realimentados com a relação ($R_0/I_0 = 1/8$) e posteriormente realimentados com a relação ($R_0/I_0 = 1/4$) receberam o nome de LE-II e LA-II.

Para os tratamentos iniciados com a relação ($R_0/I_0 = 1/8$), realimentados com a relação ($R_0/I_0 = 1/4$) e posteriormente realimentados com a relação ($R_0/I_0 = 1/2$) receberam o nome de LE-III e LA-III.

E por fim, para os tratamentos iniciados com a relação ($R_0/I_0 = 1/4$), realimentados com a relação ($R_0/I_0 = 1/2$) e posteriormente realimentados com a relação ($R_0/I_0 = 1/1$) receberam o nome de LE-IV e LA-IV.

Figura 5.37 – Produção acumulada total para os biometanizadores a) LE-I; b) LA-I; c) LE-II e d) LA-II

Fonte: Próprio Autor

Figura 5.38 - Produção acumulada total para os biometanizadores a) LE-III; b) LA-III; c) LE-IV e d) LA-IV

Fonte: Próprio Autor

Tabela 5.34 – Valores de BMP total para cada biometanizador

Biometanizador	1ª alimentação (NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹)	2ª alimentação (NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹)	3ª alimentação (NmLCH ₄ .gSTV _{adic} ⁻¹)
LE-I	127 ± 1,66	328 ± 14,52	-
LA-I	172 ± 3,88	383 ± 0	-
LE-II	87 ± 32,42	445 ± 47,43	846 ± 55,06
LA-II	18 ± 16,17	349 ± 20,47	749 ± 27,25
LE-III	24 ± 23,06	292 ± 25,67	600 ± 25,88
LA-III	36 ± 10,72	324 ± 9,16	653 ± 14,70
LE-IV	98 ± 6,44	360 ± 8,42	638 ± 16,03
LA-IV	95 ± 13,51	445 ± 21,70	740 ± 33,82

Nota: estratégias de aclimação: LE-I e LA-I (1-2-I, 1-1-II); LE-II e LA-II (1-16-I, 1-8-II e 1-4-III); LE-III e LA-III (1-8-I, 1-4-II e 1-2-III); LE-IV e LA-IV (1-4-I, 1-2-II e 1-1-III).

Fonte: Próprio Autor

Agyeman e Tao (2014) testaram resíduo alimentar com dejetos bovinos na relação ($R_0/I_0 = 1/1$) em gSTV como substrato e, como inóculo, uma mistura de lodo anaeróbico e dejetos bovinos sem materiais grosseiros, ambos estabilizados, sob agitação a uma temperatura de 36 °C. Assim como na presente pesquisa, fazendo a utilização das realimentações, observou-se que os biometanizadores demoravam tempo considerável para estabilizar novamente. Esses autores utilizaram estratégia de aumento gradativo da carga orgânica e obtiveram maior produção de metano na medida em que se elevou a carga ao longo do tempo.

Ao avaliar os resultados de BMP acumulado total por biometanizador, percebem-se substanciais valores para os biometanizadores, contendo, dessa forma, o inóculo LA para as 2ª e 3ª alimentações, com exceção do maior valor obtido pelo biometanizador LE-II. Obteve-se o maior valor de BMP para a estratégia de aclimação do biometanizador LE-II com valor BMP de $846 \pm 55,06 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, seguido do biometanizador LA-II com $749 \pm 27,25 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$, LA-IV com $740 \pm 33,82 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$ e LA-III com $653 \pm 14,70 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$.

Para avaliar o processo de aclimação ao longo de sua duração a Tabela 5.35 aborda os parâmetros cinéticos obtidos em cada alimentação durante o período total.

Tabela 5.35 – Parâmetros cinéticos para cada biometanizador

Biometanizador	1ª alimentação		2ª alimentação		3ª alimentação	
	(<i>Rm</i>)	(λ)	(<i>Rm</i>)	(λ)	(<i>Rm</i>)	(λ)
LE-1-1-I	2,74	13,7	-	-	-	-
LA-1-1-I	8,63	6,21	-	-	-	-
LE-I	11,21	1,22	4,53	7,65	-	-
LA-I	12,24	4,04	6,23	0,03	-	-
LE-II	109,5	0,46	44,26	1,17	11,46	0,098
LA-II	122,4	0,115	84,96	1,35	26,44	0,68
LE-III	41,01	0,24	21,97	1,74	5,04	3,15
LA-III	90,26	0,16	37,1	2,54	25,28	1,53
LE-IV	42,56	0,34	8,56	3,7	3,41	6,07
LA-IV	26,4	0,13	18,7	1,47	11,14	3,02

Nota: *Rm* (NmLCH₄.gSTV_{adic}⁻¹.dia⁻¹); λ (dias). Estratégias de aclimação: LE-I e LA-I (1-2-I, 1-1-II); LE-II e LA-II (1-16-I, 1-8-II e 1-4-III); LE-III e LA-III (1-8-I, 1-4-II e 1-2-III); LE-IV e LA-IV (1-4-I, 1-2-II e 1-1-III).

Fonte: Próprio Autor

Alguns resultados das taxas máximas de produção de metano, independente da relação (R_0/I_0) ou inóculo utilizado, estão próximas aos valores encontrados por Raposo et al. (2006), em experimento utilizando como substrato palha de trigo e inóculo lodo de digestor de dejetos bovino. Esse autor encontrou taxas de produção de metano de 10, 14, 16 e 23 NmLCH₄.gSSV⁻¹.d⁻¹ para relações (R_0/I_0) de 1/3; 1/2; 1/1,5 e 1/1, respectivamente, já os resultados para a relação ($R_0/I_0 = 1/1$) se mantiveram abaixo dos valores encontrados pelos autores. Foram verificadas taxas crescentes na medida em que se aumentou a relação (R_0/I_0), diferentemente, da presente pesquisa, cuja linearidade entre relação (R_0/I_0) e taxa não foram observadas.

Em estudo realizado por Elbeshbishy, Nakhla e Hafez (2012) foi verificado resultados para taxas máximas de produção de metano de 69, 72 e 53 NmLCH₄.gSSV⁻¹.d⁻¹ para relações (R_0/I_0) de 1/1; 1/2 e 1/4, respectivamente, utilizando resíduo alimentar como substrato e lodo mesofílico anaeróbico de uma estação de tratamento de efluente. Os valores obtidos na presente pesquisa para taxas máximas de produção de metano foram para $R_0/I_0 = 1/1$ (2,74; 8,63; 4,53; 6,23; 3,41 e 11,14), para $R_0/I_0 = 1/2$ (11,21; 12,24; 8,56; 18,7; 5,04 e 25,28) e para $R_0/I_0 = 1/4$ (42,56; 26,4; 21,97; 37,1; 11,46 e 26,44), sendo os valores de *Rm* abaixo dos valores encontrados pelos autores.

Comparativamente aos resultados encontrados por Abudi et al. (2016) que utilizaram FORSU como substrato, lodo mesofílico anaeróbico de uma estação de tratamento de efluente e palha de arroz em três relações FORSU/lodo/palha de arroz (1:1,5:1,5; 1:0,5:0,5 e 3:0,5:0,5) respectivamente, utilizando-se de várias combinações e vários pré-tratamentos. Os autores

obtiveram valores para a fase *lag* (λ) entre 0 e 25,36 dias e para as taxas de produção de metano (R_m) foram obtidos valores entre 7,2 e 30,7 NmLCH₄.gSTV⁻¹.d⁻¹. Para calcular as constantes cinéticas os autores utilizaram-se do modelo *Gompertz* modificado, assim como a presente pesquisa. Os valores obtidos neste trabalho demonstram para fase *lag* (λ) menores que os 25,36 dias obtido pelos autores, sendo o maior valor (13,7 dias) e valores acima a 30,7 NmLCH₄.gSTV⁻¹.d⁻¹, esse obtido pelos autores, sendo o maior valor relatado para (R_m) no presente trabalho com o valor de 122,4 NmLCH₄.gSTV⁻¹.d⁻¹.

Para que se fosse possível fazer a verificação do efeito das estratégias de aclimação utilizadas para os biometanizadores serão demonstrados nas Tabela 5.36 a comparação dos valores para BMP, bem como os parâmetros cinéticos obtidos para as mesmas relações (R_0/I_0) entre as bateladas.

Tabela 5.36 – Comparação dos biometanizadores entre as bateladas

LE	BMP	(R_m)	(λ)	LA	BMP	(R_m)	(λ)
LE-1-8-I	24 ± 23,06	41,01	0,24	LA-1-8-I	36 ± 10,72	90,26	0,16
LE-1-8-II	313 ± 1,87	44,26	1,17	LA-1-8-II	322 ± 30,65	84,96	1,35
LE-1-4-I	94 ± 8,83	42,56	0,34	LA-1-4-I	95 ± 13,51	26,4	0,13
LE-1-4-II	255 ± 10,22	21,97	1,74	LA-1-4-II	270 ± 7,01	37,1	2,54
LE-1-4-III	222 ± 2,25	11,46	0,098	LA-1-4-III	228 ± 11,86	26,44	0,68
LE-1-2-I	127 ± 1,66	11,21	1,22	LA-1-2-I	161 ± 3,88	12,24	4,04
LE-1-2-II	212 ± 1,31	8,56	3,7	LA-1-2-II	208 ± 3,73	18,7	1,47
LE-1-2-III	174 ± 4,34	5,04	3,15	LA-1-2-III	185 ± 6,81	25,28	1,53
LE-1-1-I	102 ± 7,76	2,74	13,7	LA-1-1-I	148 ± 5,99	8,63	6,21
LE-1-1-II	136 ± 7,76	4,53	7,65	LA-1-1-II	124 ± 0	6,23	0,03
LE-1-1-III	147 ± 6,76	3,41	6,07	LA-1-1-III	167 ± 7,94	11,14	3,02

Nota: BMP (NmLCH₄.gSTV⁻¹), R_m (NmLCH₄.gSTV⁻¹.d⁻¹) e λ (dias).

Fonte: Próprio Autor

A partir da análise pela Tabela 5.36 percebe-se que não houve uma linearidade entre o aumento dos valores de BMP, aumento dos valores de (R_m) e redução dos valores da fase *lag* (λ) em nenhum dos tratamentos verificados entre as bateladas.

Foi obtido, na maioria dos tratamentos, aumento dos valores de BMP da 2ª batelada em relação a 1ª, e uma queda nos valores da 3ª em relação a 2ª batelada, fato também observado em pesquisa realizada por Silva (2014), que ao realizar ensaios de biodegradabilidade anaeróbia utilizando resíduo alimentar como substrato e lodo anaeróbio de estação de tratamento de

esgoto e dejetos bovinos como inóculos, fez alimentações sucessivas de substrato ao total de três bateladas e também verificou queda nos valores de BMP da 3ª batelada em relação a 2ª.

Essa situação ocasionou redução quanto a sinergia fornecida pela co-digestão inicial, ou seja, a biomassa residual contida nos lodos era de fácil assimilação para os micro-organismos pertencentes ao meio, esses já adaptados ao conteúdo orgânico, situação observada na adição diminuída de FORSU.

Tal ponto indica a solubilização da matéria orgânica da fase sólida para a fase líquida, isso após o pico de consumo, onde as concentrações tendem a decair lentamente. Com a diminuição da biomassa residual dos inóculos, a carga orgânica contida nos biometanizadores se deu apenas pelo substrato adicionado (FORSU), tendo o seu consumo, aumento considerável da 1ª para 2ª bateladas observados pelos valores de BMP. Portanto, verificou-se a assimilação da FORSU adicionada, considerando, assim, substancial afinidade pelo substrato na maior parte dos tratamentos estudados.

A constante (R_m) determina a taxa máxima de produção de metano, ou seja, maior velocidade de consumo do substrato transformado em metano por dia. Esse valor é de extrema importância para determinar a carga orgânica inicial a ser adicionada ao biometanizador, bem como o tempo de detenção hidráulica (TDH), sendo uma constante primordial para o dimensionamento de um biometanizador.

Os valores adquiridos por meio deste estudo puderam apresentar que ao passar do tempo, quanto maior for o TDH do inóculo menor poderia ser a (R_m), fato devido a importantes mecanismos como: diminuição da diversidade dos micro-organismos, esses presentes no meio verificado pela seleção determinada pelo substrato adicionado, acúmulo de inertes, acúmulo de componentes tóxicos ou possível estabelecimento de um estado de equilíbrio.

A constante (λ), assim como, a constante (R_m) também é de extrema importância para a eficiência do processo de biometanização, uma menor fase *lag* garante uma partida mais rápida (*start-up*) do processo e, conseqüentemente, melhor desempenho. Para que se possa ter partida mais rápida, o processo de biometanização deve estar em equilíbrio, ou seja, devem-se ter os nutrientes adequados no meio, portanto, uma relação (R_0/I_0) adequada a fim de que se possa obter maior eficiência, sem inibição devido à grande carga orgânica inicial (azedamento do biometanizador) ou à pequena carga orgânica adicionada apresentando, dessa forma, pequeno rendimento de metano. Porém, um dos fatores determinantes para o consumo imediato do substrato adicionado se deve ao fato dos micro-organismos estarem aclimatados ao mesmo, garantindo, assim, maior afinidade ao substrato, apresentando comunidade de bactérias e arqueias aptas a consumirem o substrato e transformá-lo em biogás com maior teor de metano.

A Tabela 5.37 apresenta os tratamentos (LE-1-4; LA-1-2; LA-1-1 e LE-1-1) e esclarece que esses foram os que obtiveram melhor aclimação.

Os valores encontrados no tratamento LE-1-4 demonstram BMP maiores para a 2ª e a 3ª bateladas, sendo esses bem próximos, já para a constante Rm os valores foram caindo pela metade, isso à medida que foram sendo realizadas as alimentações. Fato determinante quanto à maior seleção dos micro-organismos no meio, diminuindo, dessa forma, sua diversidade e corroborando com essa hipótese apresentou-se o baixo valor obtido pela constante λ (0,098 dias), sendo observada maior afinidade os micro-organismos pelo substrato.

Foram apresentados os seguintes valores para o tratamento LA-1-2: BMP ($161 \pm 3,88$; $208 \pm 3,73$; $185 \pm 6,81$); Rm (12,24; 18,7; 25,28) e λ (4,04; 1,47; 1,53) isso para as 1ª, 2ª e 3ª bateladas, respectivamente. Apesar dos valores de BMP e λ serem melhores para a 2ª do que para a 3ª batelada, esses ficaram próximos, situação oposta ao ocorrido em outros tratamentos que obtiveram valorações muito superiores para a 2ª batelada.

Observou-se para o tratamento LA-1-1 valores de BMP ($148 \pm 5,99$; 124 ± 0 ; $167 \pm 7,94$), valores de Rm (8,63; 6,23; 11,14) e valores de λ (6,21; 0,03; 3,02) para as 1ª, 2ª e 3ª bateladas, respectivamente. Ao contrário dos valores obtidos em outros tratamentos, no tratamento LA-1-1-II obteve-se menor valor de BMP em relação ao LA-1-1-I e LA-1-1-III. Comparando os tratamentos LA-1-1-I e LA-1-1-III é possível verificar que houve maior aclimação ao final dos 180 dias por parte dos micro-organismos, verificado pelos valores de BMP, Rm e baixo valor de λ ao final da 3ª batelada.

O tratamento LE-1-1 apresentou valores de BMP ($102 \pm 7,76$; $136 \pm 7,76$; $147 \pm 6,76$), valores de Rm (2,74; 4,53; 3,41) e valores de λ (13,7; 7,65; 6,07) para as 1ª, 2ª e 3ª bateladas, respectivamente. Nesse caso, foi observado aumento gradativo para o BMP entre as bateladas e para λ redução da fase *lag* entre as bateladas, já para a constante Rm foi obtido melhor valor para a 2ª batelada, seguido da 3ª batelada. Com os valores obtidos pelo BMP e a constante λ , é possível afirmar que o tratamento LE-1-1 também apresentou maior aclimação passadas as três bateladas.

Ao final da 1ª e 2ª bateladas as maiores relações pesquisadas, ou seja, ($R_0/I_0 = 1/1$) eram finalizadas, sendo que uma parte de seu conteúdo era encaminhado para análises físico-químicas finais, análises microbiológicas, bem como realizado novo ensaio de atividade metanogênica específica (AME). O mesmo procedimento ocorreu ao final da 3ª batelada para as relações ($R_0/I_0 = 1/4$; $1/2$ e $1/1$), respectivamente. Os valores obtidos pelos ensaios de AME estão demonstrados na Tabela 5.37.

Tabela 5.37 – Teste de Atividade Metanogênica Específica após os ensaios BMP

Biometanizadores	(S_0/X_0)	(g DQOCH ₄ .gSTV ⁻¹ .d ⁻¹)
LE (<i>in natura</i>)	1,2	0,210433 ± 0,0035
LA (<i>in natura</i>)	1,2	0,180366 ± 0,0185
LE-1-1-I	1,2	0,14655 ± 0,0298
LA-1-1-I	1,2	0,12470 ± 0
LE-I	1,2	0,18765 ± 0,0303
LA-I	1,2	0,18895 ± 0,0302
LE-II	1,2	0,15310 ± 0,0239
LA-II	1,2	0,18213 ± 0,0216
LE-III	1,2	0,1114 ± 0,0005
LA-III	1,2	0,08417 ± 0,0014
LE-IV	1,2	0,08346 ± 0,0274
LA-IV	1,2	0,08417 ± 0,0014

Nota: Os valores das amostras *in natura* foram retirados da Tabela 5.3. Estratégias de aclimação: LE-I e LA-I (1-2-I, 1-1-II); LE-II e LA-II (1-16-I, 1-8-II e 1-4-III); LE-III e LA-III (1-8-I, 1-4-II e 1-2-III); LE-IV e LA-IV (1-4-I, 1-2-II e 1-1-III).

Fonte: Próprio Autor

Os valores obtidos demonstrados pela Tabela 5.37 evidenciam que parte considerável dos tratamentos apresentaram menor AME em relação aos valores *in natura*, com exceção dos valores para os biometanizadores LA-I (0,18895 ± 0,0302 gDQOCH₄.g STV⁻¹.d⁻¹) e LA-II (0,18213 ± 0,0216 gDQOCH₄.gSTV⁻¹.d⁻¹) que demonstraram ligeiro aumento da AME em relação ao inóculo LA-*in natura* (0,180366 ± 0,0185 gDQOCH₄.gSTV⁻¹.d⁻¹). Os maiores valores apresentados pelos tratamentos na 2ª batelada reforçam a ideia de que se obtiveram os melhores resultados da 2ª batelada como já observados acima. Apesar de não terem sido realizados ensaios para os outros tratamentos da 2ª batelada, observou-se tendência de redução da AME da 2ª para a 3ª batelada, além disso, também foi verificado redução dos valores da AME, sendo que conforme ocorria o aumento da relação (R_0/I_0) indicava-se inibição dos micro-organismos, gerando aumento da carga orgânica adicionada, com exceção dos biometanizadores LA-IV e LA-III que se mantiveram exatamente com os mesmos valores de AME.

Os ensaios de biodegradabilidade demonstram o quanto os micro-organismos presentes no inóculo são capazes de degradar o substrato introduzido como fonte de carbono, neste experimento o substrato utilizado foi a FORSU, considerado um substrato complexo devido à grande heterogeneidade de sua composição, apresentando alta concentração de compostos de difícil degradação como a celulose, entre outros componentes.

Para a realização da AME foram utilizados substratos de fácil assimilação, sendo esses subprodutos da degradação de componentes de cadeia molecular maiores, portanto, um maior

valor de AME além de indicar presença de comunidade de micro-organismos produtores de metano, bem como se estão ou não ativos. Também dá indícios da afinidade dos micro-organismos em relação a esses substratos intermediários adicionados, nesse caso uma solução estoque contendo acetato, proprionato e butirato.

Sendo assim, um inóculo com alta atividade metanogênica específica garante maior probabilidade de sucesso na biometanização anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos (FORSU), uma vez que os mesmos têm grande heterogeneidade, podendo variar a composição a cada alimentação.

Considerando o estudo realizado por Angelidaki et al. (2009), os lodos anaeróbios não granulares considerados ativos devem apresentar AME ao acetato mínima de $0,1 \text{ gDQOCH}_4.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$, portanto, para os resultados de AME finais somente os tratamentos LE-IV, LA-IV e LA-III ficaram abaixo do valor determinado para serem considerados bons inóculos na partida de um biometanizador.

5.3.5 Análises físico-químicas

Para melhor análise dos resultados obtidos pelos valores dos testes de biodegradabilidade anaeróbia (BMP) foram realizadas análises físico-químicas antes e após cada batelada, isso se deu a fim de verificar algum distúrbio causado durante o processo de biometanização. Os valores dos parâmetros pH e Alcalinidade total estão demonstrados nas Figura 5.39 e Tabela 5.38.

Figura 5.39 – Valores de pH e Alcalinidade total nos ensaios de BMP a) LE-I; b) LE-II; c) LE-III, d) LE-IV e) LA-I; f) LA-II; g) LA-III, h) LA-IV

Fonte: Próprio Autor

Tabela 5.38 – Valores de pH e Alcalinidade Total para os ensaios de BMP

Biometanizador	1ª alimentação				2ª alimentação				3ª alimentação			
	pH		Alc. Total	Alc. Total	pH		Alc. Total	Alc. Total	pH		Alc. Total	Alc. Total
	Inicial	Final			Inicial	Final			Inicial	Final		
LE-1-1-I	6,54	6,60	970	2.126	-	-	-	-	-	-	-	-
LA-1-1-I	6,99	6,76	2.254	3.346	-	-	-	-	-	-	-	-
LE-I	6,62	6,60	804	1.286	7,29	6,62	1.981	-	-	-	-	-
LA-I	7,31	6,65	1.884	2.011	6,88	6,80	2.693	-	-	-	-	-
LE-II	6,66	6,71	634	1.120	7,41	6,56	778	7,30	6,50	805	-	-
LA-II	8,00	6,80	2.410	1.277	7,18	6,73	730	7,16	6,61	1.748	-	-
LE-III	6,72	6,65	634	1.078	7,29	6,46	832	7,20	6,46	1.030	-	-
LA-III	7,88	6,72	2.260	1.355	7,06	6,64	964	7,06	6,60	1.798	-	-
LE-IV	6,69	6,65	787	1.201	7,15	6,58	1.137	7,43	6,55	1.357	-	-
LA-IV	7,65	6,59	1.555	2.011	7,02	6,68	1.529	6,92	6,66	2.134	-	-
LE-BR-I	8,07	6,94	718	1.120	-	-	-	-	-	-	-	-
LA-BR-I	6,74	6,99	2.107	2.678	-	-	-	-	-	-	-	-

Nota: Os valores estão retratados com as médias das suas respectivas triplicadas de cada tratamento. Estratégias de aclimação: LE-I e LA-I (1-2-I, 1-1-II); LE-II e LA-II (1-16-I, 1-8-II e 1-4-III); LE-III e LA-III (1-8-I, 1-4-II e 1-2-III); LE-IV e LA-IV (1-4-I, 1-2-II e 1-1-III).

Fonte: Próprio Autor

Nota-se ao visualizar as Figura 5.39 e Tabela 5.38 que para todos os tratamentos os valores de pH e Alcalinidade total foram mantidos próximos ao ideal, isso se deu tanto no *start-up* como também ao final do processo de biometanização.

Em ambiente contendo as bactérias produtoras de ácidos e as produtoras de metano coexistindo, a faixa ótima de pH abrange 6,8 a 7,4 (BITTON, 2005). De modo geral, o pH manteve-se próximo à faixa ideal para metanogênese entre ($6,46 \pm 0,01$ e $8,07 \pm 0,07$), sendo observada tendência para que houvesse manutenção do valor próximo a 6,6 ao final do processo, indicando, assim, estado de equilíbrio para a fase metanogênese.

Normalmente a alcalinidade em um reator anaeróbio varia de 1000 a 5000 mgCaCO₃.L⁻¹, foi verificado uma faixa de alcalinidade total para o inóculo LE entre ($634 \pm 0,01$ e 1.981 ± 89) e para o inóculo LA entre ($730 \pm 4,8$ e $3.346 \pm 102,6$), o fato das faixas de alcalinidade total para o inóculo LE estarem menores se deve aos valores encontrados pela caracterização *in natura*, onde verificou-se o valor de 1.526,84 mgCaCO₃.L⁻¹ para LE e o valor de 4.240,8 mgCaCO₃.L⁻¹ para LA. Foi visualizado em grande parte dos casos, isso ao final de cada batelada, aumento da alcalinidade total (Figura 5.39), sendo mantidos os valores de pH ao final do processo, esses próximos aos valores ideais. Pode-se afirmar que houve um estado de equilíbrio no processo de biometanização, o qual a alcalinidade total contida no inóculo forneceu a capacidade tampão necessária ao meio, neutralizando, dessa forma, os metabólitos ácidos produzidos durante as fases de hidrólise e acidogênese.

Para a identificação e controle de possíveis acúmulos de ácidos orgânicos de cadeia curta foram realizadas análises iniciais e finais de cada tratamento (Figura 5.40).

Figura 5.40 – Ácidos Orgânicos de Cadeia Curta a) LE 1ª batelada; b) LA 1ª batelada; c) LE 2ª batelada; d) LA 2ª batelada; e) LE 3ª batelada e f) LA 3ª batelada

Nota: Os valores estão retratados com as médias das suas respectivas triplicadas de cada tratamento.

Fonte: Próprio Autor

No processo de partida da biometanização, o qual a biocenose microbiana ainda se mostrou vulnerável a alterações bruscas na pressão parcial de hidrogênio, o acúmulo de metabólitos ácidos da acidogênese é mais pronunciado e o desequilíbrio do sistema é potencializado (CHERNICHARO, 2007; FORSTER-CARNEIRO; PÉREZ; ROMERO, 2008; GRIFFIN, et al., 1998; MATA-ALVAREZ; CECCHI, 1990). Portanto, a verificação dos ácidos orgânicos no sistema é essencial para a otimização do processo de biometanização.

Verificando a (Figura 5.40 (a) e (b)) observa-se os ácidos orgânicos de cadeia curta (AOCC) gerados antes e após a 1ª batelada. Foi observada a entrada de pequena quantidade de AOCC, sendo a maioria ácido acético, com destaque para LA-1-2 (inicial) que obteve valor de entrada de n-Butanol ($236 \pm 0,1$ mg/L). Avaliando o encerramento da 1ª batelada foi observado que em todos os casos, com exceção do tratamento LE-1-4-I e LE-1-1-I, obtiveram o valor de AOCC final menor que o valor inicial, indicativo de que houve consumo dessa fonte de carbono durante o processo de biometanização. Outro fato observado, foi a detecção de ácido acético ao final das bateladas, indicando que a rota utilizada pelos micro-organismos para a produção de metano foi, possivelmente, a via metanogênese acetoclástica. O acúmulo de ácido propiônico ao final do tratamento LE-1-1-I apresentou indícios de distúrbio no ambiente, acontecimento observado por diversos fatores como: a detecção de H_2S durante os 14º e 16º dias de operação, o baixo valor de BMP ($102 \pm 7,76$), a menor constante (R_m) obtida dentre os tratamentos $2,74 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$ e a maior fase *lag* (λ) observada em 13,7 dias, indicando que para esse tratamento houve inibição dos micro-organismos durante o processo de biometanização.

A partir da (Figura 5.40 (c) e (d)) observam-se os ácidos orgânicos de cadeia curta (AOCC) gerados antes e após a 2ª batelada. Para os tratamentos utilizando o inóculo LE (Figura 5.40 (c)), sendo eles LE-1-4-II, LE-1-2-II e LE-1-1-II apresentaram maior acúmulo de AOCC ao final da batelada, isso em relação aos valores de entrada, indicando que a geração de ácidos durante a etapa inicial do processo não foi consumida na totalidade pelos micro-organismos presentes no meio. Esse fato foi observado pelos maiores valores de BMP encontrados, determinando maior consumo da FORSU e, conseqüentemente, a liberação de maior quantidade de AOCC na etapa de partida dos biometanizadores, situação comprovada pelos altos valores para a fase *lag* (λ) encontrados na 2ª batelada para os tratamentos LE-1-4-II (1,74 dias), LE-1-2-II (3,7 dias) e LE-1-1-II (7,65 dias), respectivamente.

Para os tratamentos contendo o inóculo LA na 2ª batelada (Figura 5.40 (d)), foram verificados baixo valor de entrada e também consumo dos AOCC gerados no sistema, com exceção do tratamento LA-1-1-II, que obteve acúmulo de ácidos ao final da batelada. Apesar

desse tratamento obter fase *lag* (λ) de 0,03 dias, apresentou baixo valor para *Rm* (6,23 NmLCH₄.gSTV⁻¹.d⁻¹) e baixo valor para BMP (124 NmLCH₄.gSTV⁻¹).

A análise das (Figura 5.40 (e) e (f)) possibilitam a detecção dos AOCC da 3ª batelada que é verificado a mesma situação em todos os tratamentos, sendo que houve valor menor ao final da batelada em relação ao valor de entrada, ou seja, o acúmulo de AOCC não foi identificado ao final das bateladas, corroborando com o que foi observado nas Figura 5.40 e Tabela 5.38, as quais demonstraram valores adequados para pH e Alcalinidade Total ao aferido nas amostras no encerramento da 3ª batelada.

A Tabela 5.39 refere-se aos resultados da relação entre acidez e alcalinidade dos tratamentos sob aclimação.

Tabela 5.39 – Relação entre acidez e alcalinidade ao final dos tratamentos

Biometanizador	1ª alimentação (final)	2ª alimentação (final)	3ª alimentação (final)
	Razão	Razão	Razão
	Acidez/Alcalinidade (mg _{Ác.acético} /mg _{CaCO3})	Acidez/Alcalinidade (mg _{Ác.acético} /mg _{CaCO3})	Acidez/Alcalinidade (mg _{Ác.acético} /mg _{CaCO3})
LE-1-1-I	0,011	-	-
LA-1-1-I	0,004	-	-
LE-I	0,02	0,13	-
LA-I	0,005	0,11	-
LE-II	0,014	0,007	0,006
LA-II	0,003	0,0	0,0009
LE-III	0,006	0,05	0,005
LA-III	0,005	0,0	0,002
LE-IV	0,01	0,2	0,013
LA-IV	0,005	0,02	0,004

Nota: estratégias de aclimação: LE-I e LA-I (1-2-I, 1-1-II); LE-II e LA-II (1-16-I, 1-8-II e 1-4-III); LE-III e LA-III (1-8-I, 1-4-II e 1-2-III); LE-IV e LA-IV (1-4-I, 1-2-II e 1-1-III).

Fonte: Próprio Autor

Conforme Lili et al. (2011) valores inferiores a 0,3 mg_{Ác.acético}/mg_{CaCO3} são considerados normais ou de subcarga. Portanto, a estabilidade do pH e os valores baixos da relação acidez/alcalinidade indicam que ao final do processo os biometanizadores não se encontravam em estado de sobrecarga.

A Tabela 5.40 refere-se aos valores para sólidos totais e sólidos totais voláteis, bem como a razão (STV/ST).

Tabela 5.40 – Valores de ST e STV para os ensaios de BMP

Biometanizadores	gSTV Inicial	gSTV Final	Redução	Razão (STV/ST) Inicial	Razão (STV/ST) Final
LE-1-1-I	3,76	2,85	24,2 %	0,72	0,52
LA-1-1-I	3,76	1,47	60,9 %	0,63	0,57
LE-I	3,76	1,93	48,7 %	0,72	0,65
LA-I	3,76	1,32	64,9 %	0,63	0,61
LE-II	2,35	1,425	39,4 %	0,72	0,58
LA-II	2,35	0,93	60,4 %	0,63	0,60
LE-III	2,82	1,485	47,3 %	0,72	0,62
LA-III	2,82	0,93	67,0 %	0,63	0,60
LE-IV	3,76	1,875	50,1 %	0,72	0,63
LA-IV	3,76	1,515	59,7 %	0,63	0,67
LE-BR-I	1,88	1,095	41,7 %	0,72	0,53
LA-BR-I	1,88	0,91	51,6 %	0,63	0,55

Nota: Os valores estão retratados com as médias das suas respectivas triplicadas de cada tratamento. Estratégias de aclimação: LE-I e LA-I (1-2-I, 1-1-II); LE-II e LA-II (1-16-I, 1-8-II e 1-4-III); LE-III e LA-III (1-8-I, 1-4-II e 1-2-III); LE-IV e LA-IV (1-4-I, 1-2-II e 1-1-III).

Fonte: Próprio Autor

De acordo com os dados da Tabela 5.40 constatou-se maior redução em termos de STV para o inóculo LA, situação favorável já que esse tratamento obteve os melhores resultados para geração de metano. Ao visualizar o tratamento LE-1-1-I percebe-se baixa redução em termos de STV, também podendo ser explicado pelos demais valores obtidos por esse tratamento, elucidando o fato de que o mesmo obteve baixo consumo de matéria orgânica pela microbiota do meio. Ao se verificar os valores da razão (STV/ST) é possível determinar o grau de biodegradabilidade do meio, podendo observar em termos gerais maiores valores iniciais, fato explicado pelo conteúdo passível de degradação contido nos inóculos, esse constituído pela biomassa residual para LE-BR-I (41,7 %) e para LA-BR-I (51,6 %).

Na Tabela 5.41 estão demonstrados os valores para demanda química de oxigênio (DQO) inicial e final para cada tratamento.

Tabela 5.41 – Valores de DQO inicial e final para cada tratamento

Biometanizador	1ª batelada		2ª batelada		3ª batelada	
	DQO*	DQO**	DQO*	DQO**	DQO*	DQO**
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
LE-1-1-I	32.453	1.097	-	-	-	-
LA-1-1-I	27.317	6.950	-	-	-	-
LE-I	36.703	795	47.996	1.026	-	-
LA-I	24.011	6.375	26.382	2.317	-	-
LE-II	35.968	786	41.783	1.168	30.555	431
LA-II	15.310	5.022	11.218	1.855	12.601	588
LE-III	37.023	714	31.223	1.032	27.065	515
LA-III	15.463	5.255	13.546	1.627	17.715	1.515
LE-IV	35.957	1.147	37.000	1.346	44.597	1.380
LA-IV	16.873	5.658	19.831	1.691	21.696	1.986

Nota: Valores médios; valores em (mg.L⁻¹); *amostra da mistura do meio reacional; **amostra do sobrenadante. Estratégias de aclimação: LE-I e LA-I (1-2-I, 1-1-II); LE-II e LA-II (1-16-I, 1-8-II e 1-4-III); LE-III e LA-III (1-8-I, 1-4-II e 1-2-III); LE-IV e LA-IV (1-4-I, 1-2-II e 1-1-III).

Fonte: Próprio Autor

Ao serem realizadas as análises de DQO utilizando os protocolos determinados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* verificou-se grande dificuldade em realizá-la para amostras contendo sólidos ou semissólidos, verificando, dessa forma, a falta de uma análise padronizada e acessível que indique o estágio de biodegradabilidade dos resíduos sólidos orgânicos, os quais, até o presente momento, são analisados por metodologias adaptadas de solo e de efluentes, apresentando extensa variação de procedimentos por aqueles que trabalham na área, inclusive a nível internacional. Ao longo do tempo, referências da literatura que tratam sobre o tema “resíduo sólido orgânico” mencionam a necessidade de metodologia própria e rotineira para análise de biodegradabilidade dessas amostras (BUFFIERE et al., 2008; CAMPOS; BLUNDI, 1998; CARMO, 2011; COSSU; RAGA, 2008; HAUG, 1993; KELLY, 2002; TCHOBANOGLIOUS; THEISEN; VIGIL, 1993).

Apesar dos valores de DQO demonstrarem tendência em aspectos de diminuição das relações (R_0/I_0), os valores para LE iniciais foram muito maiores do que os valores de LA iniciais, indicando a suspeita de que os sólidos contidos na amostra tenham interferido nos valores. Visto que o lodo ETE continha mais partículas sólidas (grânulos) do que o lodo Aterro, que possuía características de sedimento, sendo assim, os valores sempre demonstravam-se superiores para o inóculo LE, suspeita evidenciada conforme analisado pelos valores finais, sendo apresentados maiores valores para o inóculo LA, pois esse, mesmo sedimentado, não

obteve separação completa dos sólidos com o meio líquido, conforme verificou-se para o inóculo LE.

Tais relatos demonstram que não se pode afirmar que a diferença dos valores iniciais e finais representam a remoção de carga orgânica para esse parâmetro. Entretanto, os baixos valores de DQO finais demonstram-se importantes, uma vez que para completa viabilização da realização das estratégias de aclimação o sobrenadante descartado entre bateladas sequenciais deverá ser conduzido para uma destinação final adequada como por exemplo um tratamento, fator determinante para o gerenciamento de biometanizadores em escala real.

5.3.6 Análises de microscopia óptica

Ao final da 3ª batelada os biometanizadores LE-II, LA-II, LE-III, LE-III, LA-III, LE-IV e LA-IV, bem como os inóculos *in natura* LE e LA foram encaminhados para análises de microscopia óptica de contraste de fase e, também, para realização de análises de biologia molecular PCR/DGGE para as mesmas amostras.

As Figuras de 5.41 a 5.50 referem-se aos resultados obtidos pelas análises de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência.

Figura 5.41 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LE-II (LE-1-16-I, LE-1-8-II e LE-1-4-III)

(a) Filamento semelhante a *Methanosaeta*

(b) Bacilos fluorescente semelhante a arqueia metanogênica hidrogenotrófica

(c) Arranjo de cocos semelhante a *Methanosarcina*, destaque para fluorescência

Fonte: Próprio Autor

Figura 5.42 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LA-II (LA-1-16-I, LA-1-8-II e LA-1-4-III)

(a) Bacilos com dimensões diversas e estruturas semelhantes a esporos bacterianos

(b) Cocos

(c) Filamento semelhante a *Methanosaeta*

(d) Bacilo fluorescente semelhante a arqueia metanogênica hidrogenotrófica

Fonte: Próprio Autor

Figura 5.43 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LE-III (LE-1-8-I, LE-1-4-II e LE-1-2-III)

(a) Filamentos delgados, bacilo curvo e bacilos com diversas dimensões

(b) Filamentos delgados, filamento semelhante a *Methanosaeta* e esporos bacterianos

(d) Filamentos delgados e bacilos com diversas dimensões

(e) Filamento semelhante a *Methanosaeta*, diplococo, cocobacilo, filamentos com diversas dimensões

(d) Arranjo de cocos semelhante a *Methanosarcina*

(e) Bacilos fluorescentes semelhantes as arqueias metanogênicas hidrogenotróficas

Fonte: Próprio Autor

Figura 5.44 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LA-III (LA-1-8-I, LA-1-4-II e LA-1-2-III)

(a) Arranjo de filamentos semelhante a *Methanosaeta*

(c) Arranjo de filamentos semelhante a *Methanosaeta*, bacilos e cocos

(c) Bacilos e cocos, evidência de coco fluorescente semelhante às células metanogênicas

Fonte: Próprio Autor

Figura 5.45 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LE-IV (LE-1-4-I, LE-1-2-II e LE-1-1-III)

(a) Bacilos diversos, filamentos delgados, e estrutura semelhante a esporos bacterianos

(b) Filamentos delgados e cocos

(c) Arranjo de cocos semelhante a *Methanosarcina*, destaque para sua fluorescência

(e) Filamentos delgados e bacilos

(f) Bacilo fluorescente semelhante às células metanogênicas

Fonte: Próprio Autor

Figura 5.46 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LA-IV (LA-1-4-I, LA-1-2-II e LA-1-1-III)

(a) Bacilos e filamentos semelhante a *Methanosaeta*

(b) Filamento semelhante a *Methanosaeta*

(c) Cocos e bacilos

(d) Fluorescência de arranjo de células metanogênicas

(c) Cocos e bacilos, ao centro arranjo de cocos metanogênicos, com destaque para fluorescência

Fonte: Próprio Autor

Figura 5.47 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LE-BR-I

(a) Filamentos com inclusões e filamentos delgados

(b) Bacilos e filamentos delgados

(c) Bacilos, filamentos delgados e arranjo de células metanogênicas, com destaque para fluorescência

Fonte: Próprio Autor

Figura 5.48 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LA-BR-I

(a) Bacilos, filamentos, cocos, clorófiticas coloides e protozoário

(b) Cocos, bacilos e flagelados

(b) Bacilos, algas, cistos de flagelados, filamentos semelhantes a *Methanosaeta*

(c) Filamentos, bacilos, cocos e cistos de flagelados

(d) Filamento semelhante a *Methanosaeta*, bacilos, cocos, com destaque para coco fluorescente

Fonte: Próprio Autor

Figura 5.49 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência o biometanizador LE-*in natura*

Fonte: Próprio Autor

Figura 5.50 – Imagens de microscopias óptica de contraste de fase e fluorescência para o biometanizador LA-*in natura*

(c) Bacilos, cocos (diversas morfologias)

(d) Cocos, bacilos diversos e curvos semelhantes as BRS

(e) Esporo de fungos

(f) Morfotipos celulares diversos

Fonte: Próprio Autor

A partir das Figuras 5.49 e 5.50 pode-se verificar que os biometanizadores LE-II e LA-II utilizaram da estratégia de aclimação com a menor relação ($R_0/I_0 = 1/16, 1/8$ e $1/4$) e para ambos foram verificados micro-organismos produtores de metano, com destaque para LE-II que obteve *Methanosaeta*, *Methanosarcina* e arqueias metanogênicas hidrogenotróficas e para o biometanizador LA-II que obteve *Methanosaeta* e arqueia metanogênica hidrogenotrófica, entretanto, ficaram evidentes estruturas semelhantes a esporos bacterianos. O processo de esporulação de uma célula é desencadeado em resposta a fatores ambientais, por exemplo: carência nutricional, esses empecilhos a vida da célula vegetativa, sendo o endósporo um estágio latente e extremamente resistente do ciclo de vida microbiano (MADIGAN et al., 2010).

A partir das Figuras 5.42 e 5.43 os biometanizadores LE-III e LA-III apresentam-se com estratégias de aclimação com as relações ($R_0/I_0 = 1/8, 1/4$ e $1/2$) e para ambos foi observada a presença de micro-organismos produtores de metano, com destaque para LE-III que obteve *Methanosaeta*, *Methanosarcina* e arqueia metanogênica hidrogenotrófica.

Entretanto, foram observadas estruturas semelhantes a esporos bacterianos e filamentos delgados, sugerindo que, apesar dos sistemas já estarem operando a 180 dias, os micro-

organismos ainda estavam em fase de estabelecimento e adaptação ao meio. Para o biometanizador LA-III destacam-se as estruturas *Methanosaetas* e coco fluorescente.

Verificando as Figuras 5.45 e 5.46, observa-se para os tratamentos LE-IV e LA-IV, onde utilizou-se a estratégia de aclimação com as maiores relações ($R_0/I_0 = 1/4, 1/2$ e $1/1$), em ambos os inóculos foram verificados micro-organismos metanogênicos, com destaque para o biometanizador LE-IV que obteve bacilo fluorescente e *Methanosarcina*. Também foram verificados filamentos delgados e estruturas semelhantes a esporos que podem indicar condição inadequada para o desenvolvimento dos micro-organismos. Para o biometanizador LA-IV destacam-se as (*Methanosaeta* e arranjo de cocos metanogênicos).

Observando as Figuras 5.47 e 5.48 para os biometanizadores LE-BR-I e LA-BR-I, verifica-se que para ambos inóculos foram visualizados micro-organismos metanogênicos, com destaque para o biometanizador LE-BR-I que obteve arranjo de células metanogênicas, também foram observados filamentos delgados, assim como para os biometanizadores LE-III e LE-IV. Já para o biometanizador LA-BR-I destacam-se os micro-organismos *Methanosaeta* e coco fluorescente.

Avaliando as Figuras 5.48 e 5.49, essas que contém os inóculos *in natura*, observam-se para o inóculo LE-*in natura* as seguintes estruturas *Methanosaeta* e bacilos fluorescentes metanogênicos, evidenciando, dessa forma, a morfologia celular semelhante às bactérias redutoras de sulfato. Para o inóculo LA-*in natura* foram observados diversos morfotipos celulares, entretanto, não foram evidenciadas arqueias metanogênicas.

Foram verificados micro-organismos relacionados à metanogênese tanto para conversão via acetoclástica como *Methanosaeta* e *Methanosarcina* quanto para via hidrogenotrófica como bacilos fluorescentes. A presença das arqueias hidrogenotróficas é fundamental para ocorrência das reações termodinamicamente favoráveis, uma vez que esses micro-organismos mantêm a pressão parcial de hidrogênio em níveis extremamente baixos, favorecendo o deslocamento do sentido da reação para a produção de H_2 e CO_2 (Fuess, 2016), proporcionando, portanto, bom funcionamento do sistema.

5.3.7 PCR/DGGE

A análise de PCR/DGGE foi realizada para comparação da estrutura da comunidade microbiana entre as amostras dos inóculos LE e LA e os experimentos foram submetidos a diferentes tratamentos. O dendograma, apresentado na Figura 5.51 (Domínio *Bacteria*) e, Figura 5.52 (Domínio *Archaea*), foi agrupado pelo método UPGMA e o coeficiente de similaridade foi determinado pela correlação de Pearson.

Figura 5.51 – Dendograma baseado na correlação de Pearson a partir do perfil das bandas de DGGE dos fragmentos de RNAr 16S para o Domínio *Bacteria* das amostras dos biometanizadores

Nota: estratégias de aclimação: LE-II e LA-II (1-16-I, 1-8-II e 1-4-III); LE-III e LA-III (1-8-I, 1-4-II e 1-2-III); LE-IV e LA-IV (1-4-I, 1-2-II e 1-1-III); LE-BR-I e LA-BR-I (biometanizadores controle) e LE *in natura* e LA *in natura* (lodos sem ter passado por tratamento prévio).

Fonte: Próprio Autor

No tratamento inoculado com lodo de ETE (LE), a comunidade de bactérias apresentou coeficiente de similaridade de 94 % entre as amostras com relação (R_0/I_0) de 1/1 e 1/2, enquanto a amostra com relação (R_0/I_0) de 1/4 a similaridade foi de 89 %. Assim como no tratamento inoculado com lodo de Aterro (LA), o coeficiente de similaridade da comunidade de bactérias foi maior (90 %) entre as amostras com relação (R_0/I_0) de 1/1 e 1/2, enquanto a amostra com relação (R_0/I_0) de 1/4 a similaridade foi de 62 %. Indicando, dessa forma, que o reator com a proporção de maior massa de FORSU adicionada acabou selecionando e/ou adaptando populações de bactérias semelhantes, situação ocorrida após 180 dias de operação.

O coeficiente de similaridade entre as amostras de LE *in natura* e LE BR foi de 78 % e entre as amostras de LA *in natura* e LA BR foi de 74 %, indicando que ocorreu a manutenção das populações de bactérias sem a adição da FORSU, sendo operado por 180 dias.

Na comunidade de bactérias, entre as amostras de LE *in natura* e LA *in natura* o coeficiente de similaridade foi de 62 %, assim como entre as amostras de LE BR e LA BR foi

de 62 % similar. Sugerindo que 62 % das populações de bactérias estavam presentes e mantiveram-se apesar do ambiente de coleta diferente.

Pode-se verificar na Figura 5.52 a relação entre Dominância (D) e índice de diversidade *Shannon* (H) para o Domínio *Bactéria*.

Figura 5.52 – Relação entre Dominância (D) e índice de diversidade *Shannon* (H) para o Domínio *Bactéria*

Nota: estratégias de aclimação: LE-II e LA-II (1-16-I, 1-8-II e 1-4-III); LE-III e LA-III (1-8-I, 1-4-II e 1-2-III); LE-IV e LA-IV (1-4-I, 1-2-II e 1-1-III); LE-BR-I e LA-BR-I (biometanizadores controle) e LE *in natura* e LA *in natura* (lodos sem ter passado por tratamento prévio).

Fonte: Próprio Autor

A Figura 5.52 possibilita verificar que o índice de diversidade *Shannon* e a Dominância são inversamente proporcionais, ou seja, quando aumentado o índice de diversidade resulta-se em uma menor dominância por parte da comunidade microbiana, fato visualizado para os tratamentos LA-II, LE-III, LA-IV, LE-BR-I e LA-*in natura*. Verificou-se maior diversidade microbiana para o inóculo LA para o Domínio *Bactéria*, podendo ser elucidado pelos baixos valores da constante (Rm) e altos valores da constante (λ) determinados pelo maior acúmulo de AOCC no processo de biometanização, esse presente no inóculo LE, dessa forma, ocorreu maior seleção dos micro-organismos bacterianos no sistema, verificado pela dominância desses micro-organismos. Entretanto, o menor valor de (H) foi apresentado no biometanizador LA-III e não necessariamente evidenciou menor desempenho no processo de biometanização, podendo indicar que, a dominância dos micro-organismos bacterianos selecionados pelo meio,

determinou micro-organismos bacterianos mais resilientes ao processo inicial da biometanização. Fato também visualizado pelas análises de microscopia óptica (Figuras 5.41 a 5.50), onde, verificou-se menor diversidade morfológica de micro-organismos em relação aos outros tratamentos.

Figura 5.53 – Dendograma baseado na correlação de Pearson a partir do perfil das bandas de DGGE dos fragmentos de rRNA 16S para o Domínio *Archaea* das amostras dos biometanizadores

Nota: estratégias de aclimação: LE-II e LA-II (1-16-I, 1-8-II e 1-4-III); LE-III e LA-III (1-8-I, 1-4-II e 1-2-III); LE-IV e LA-IV (1-4-I, 1-2-II e 1-1-III); LE-BR-I e LA-BR-I (biometanizadores controle) e LE *in natura* e LA *in natura* (lodos sem ter passado por tratamento prévio).

Fonte: Próprio Autor

No tratamento inoculado com lodo de ETE (LE), a comunidade de arqueias apresentou coeficiente de similaridade de 96 % entre as amostras com relação (R_0/I_0) de 1/2 e 1/4, enquanto a amostra com relação (R_0/I_0) de 1/1 a similaridade foi de 78 %. Indicando que o reator com proporção menor de massa de resíduo selecionou e/ou adaptou populações de arqueias similares, após 180 dias de operação.

Enquanto, no tratamento inoculado com lodo de Aterro (LA) o coeficiente de similaridade das populações de arqueias foi maior (83 %) entre as amostras com relação (R_0/I_0) de 1/1 e 1/2, já a amostra com relação de 1/4 a similaridade foi de 18 %. Sugerindo que as populações de arqueias tiveram comportamento diferente no experimento inoculado, com o lodo de ETE, a diminuição da massa da FORSU adicionada no sistema apenas de 18 % das arqueias permaneceram nesse tratamento em comparação com as amostras com relação (R_0/I_0) de 1/1 e 1/2.

O coeficiente de similaridade entre as amostras LE *in natura* e LE BR foi de 76 % e entre as amostras LA *in natura* e LA BR foi de 42 %, indicando que a manutenção das populações de arqueias submetido a operação de 180 dias sem a adição da FORSU, foi maior

no lodo de ETE do que o apresentado no lodo do Aterro, possivelmente por causa da aproximação das condições de operação em temperatura mesofílica do momento da coleta e do experimento.

Na comunidade de arqueias entre as amostras de LE *in natura* e LA *in natura* o coeficiente de similaridade foi de 42 % e, entre as amostras de LE BR e LA BR, foi de 86 % similares. Indicando que 42 % das populações de arqueias estavam presentes nessas duas amostras *in natura*. No entanto, quando submetido à operação de 180 dias sem a adição da FORSU, aumentou a similaridade e, provavelmente, por conta da aproximação das condições de operação em temperatura mesofílica. Os resultados supracitados corroboram para a consideração de que as diferentes condições ambientais foram determinantes para a baixa similaridade dos inóculos *in natura*.

Verifica-se na Figura 5.54 a relação entre Dominância (D) e índice de diversidade Shannon (H) para o Domínio *Bactéria*.

Figura 5.54 – Relação entre Dominância (D) e índice de diversidade Shannon (H) para o Domínio *Archaea*

Nota: estratégias de aclimação: LE-II e LA-II (1-16-I, 1-8-II e 1-4-III); LE-III e LA-III (1-8-I, 1-4-II e 1-2-III); LE-IV e LA-IV (1-4-I, 1-2-II e 1-1-III); LE-BR-I e LA-BR-I (biometanizadores controle) e LE *in natura* e LA *in natura* (lodos sem ter passado por tratamento prévio).

Fonte: Próprio Autor

A partir da Figura 5.54 foi possível verificar a relação entre Dominância e o Índice de diversidade Shannon (H) para o domínio *Archaea* aferindo maior índice de diversidade (H) para o inóculo LA e para todos os tratamentos analisados. Os maiores valores obtidos pelo inóculo

LA corroboram com os resultados obtidos de rendimento de metano (BMP) para as três estratégias de aclimação estudadas LA-II, LA-III e LA-IV. Nesse caso, também se obtiveram os melhores resultados em relação as taxas máximas de produção de metano correlacionadas a adição de substrato (R_m), chegando, dessa forma, a uma menor fase *lag* para os biometanizadores LA-III e LA-IV, sendo maiores valores para os ensaios de AME para os biometanizadores LA-II e LA-IV e sempre observada maior resposta para os tratamentos com maiores relações ($R_0/I_0 = 1/2$ e $1/1$). Os índices de diversidade Shannon (H) para o Domínio *Archaea* nas estratégias de aclimação que continham maiores relações ($R_0/I_0 = 1/2$ e $1/1$), obtiveram os maiores valores, sendo elas, LA-III (2,756) e LA-IV (2,697), respectivamente.

O inóculo LE apresentou estratégias de aclimação que continham menores relações ($R_0/I_0 = 1/4$ e $1/2$), menor índice de diversidade (H), sendo elas, LE-II (1,839) e LE-III (1,698), respectivamente. Fato observado pelo maior valor de AME para o tratamento LE-III, menor (H) em relação ao LA-III, maior (H) dentre as estratégias de aclimação, logo, determinando que para os tratamentos utilizando o inóculo LE houve maior seleção das arqueias metanogênicas no meio, verificando, dessa forma, maior dominância de algumas espécies, corroborando com as análises de microscopia óptica, as quais foram visualizadas menores diversidades morfológicas de micro-organismos metanogênicos, quando comparadas ao inóculo LA.

Nas amostras *in natura* houve o dobro do valor do índice de diversidade (H) para o inóculo LE em relação ao LA, fato esse determinado pelas condições ambientais no momento da coleta, verificado, também, pelos valores obtidos para LE-BR-I e LA-BR-I, onde as condições operacionais favoreceram o estabelecimento das arqueias metanogênicas presentes no meio, verificando, assim, maior valor para (H) em relação aos valores *in natura*.

6 CONCLUSÕES

Os resultados deste estudo apresentam a importância de serem avaliados diferentes inóculos, bem como as relações resíduo/inóculo antes da partida de biometanizadores de maior escala. Tais condições podem refletir o comportamento do sistema e auxiliar na tomada de decisões sobre os melhores caminhos a serem percorridos dentro da temática proposta. Além disso, apontam a necessidade da aclimação harmônica dos inóculos para o recebimento da FORSU, sabendo-se da grande heterogeneidade desse substrato. Considerações de notável importância podem ser extraídas sinteticamente das referidas análises delongadas no decurso da pesquisa.

Sendo assim, os inóculos utilizados forneceram a capacidade de tamponamento e alto pH, esses necessários para garantir a estabilidade ao longo do processo, mesmo quando verificada certa inibição inicial, o sistema ao decorrer do tempo foi mantendo-se estável novamente, fato verificado pelos valores finais de alcalinidade e pH na maioria dos casos.

A aclimação dos inóculos em relação à FORSU ocorreu gradativamente, tendo sido verificada produção crescente de metano ao longo dos dias dos testes e, também, elevados teores de metano no biogás. Fato evidenciado pela sinergia ocasionada pela co-digestão da biomassa residual dos inóculos juntamente com a FORSU, apresentando rendimento superior em relação aos biometanizadores BR (controle) no início do processo da 1ª batelada.

Os maiores valores de rendimento de metano acumulado finais entre as bateladas foram obtidos pelos tratamentos LA-1-8-II ($322 \pm 30,65 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$) e LE-1-8-II ($313 \pm 1,87 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$), ambos na 2ª batelada. Já para os valores de rendimento de metano acumulado por inóculo, isso levando em consideração as três bateladas, foram alcançados resultados para os biometanizadores LE-II ($846 \pm 55,06 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$) e LA-II ($749 \pm 27,25 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}$), sendo verificada, portanto, que a estratégia de aclimação determinada pelas menores relações resíduo/inóculo ($R_0/I_0 = 1/16, 1/8$ e $1/4$) obtiveram os maiores valores para o rendimento de metano em relação à FORSU adicionada (BMP).

Foram observados maiores rendimentos de metano (BMP) para as menores relações (R_0/I_0) estudadas em ambos inóculos testados, ou seja, para lodo ETE e lodo Aterro. Com exceção da 1ª batelada na qual os lodos ainda não se apresentavam em completa estabilização, nesse caso foi estabelecida maior sinergia entre a biomassa residual e a FORSU adicionada, com isso obtiveram-se maiores valores para as relações ($R_0/I_0 = 1/2$ e $1/1$), respectivamente.

Os valores obtidos pela Atividade Metanogênica Específica (AME) se mostraram eficientes para o controle da eficiência dos inóculos antes e após o processo de aclimação. Sendo evidente, portanto, o maior valor de AME para a estratégia de aclimação LE-I ($0,18765 \pm 0,0303 \text{ g DQOCH}_4.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$) e LA-I ($0,18895 \pm 0,0302 \text{ gDQOCH}_4.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$), esses passaram por somente duas bateladas (1/2 e 1/1). E, como estratégia de aclimação, utilizaram-se três bateladas, ficando notórios os maiores valores para as estratégias de aclimação, as quais fizeram uso das menores relações ($R_0/I_0 = 1/16, 1/8$ e $1/4$), sendo eles LE-II ($0,15310 \pm 0,0239 \text{ gDQOCH}_4.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$) e LA-II ($0,18213 \pm 0,0216 \text{ gDQOCH}_4.\text{gSTV}^{-1}.\text{d}^{-1}$). Dessa forma, deve-se considerar que as maiores relações (R_0/I_0), passados os 180 dias de TDH do inóculo nos biometanizadores, causaram redução na atividade metanogênica dos inóculos em relação aos valores *in natura*.

A equação de *Gompertz* modificada mostrou-se eficaz para o ajuste do modelo cinético na obtenção dos parâmetros: taxa máxima de produção de metano (R_m), fase *lag* (λ) e potencial máximo de produção de metano (P). Não foram observadas a linearidade nas sucessivas alimentações, bem como no aumento da (R_m) e nem na diminuição da (λ), entretanto, verificou-se ao final das bateladas de alguns biometanizadores que houve diminuição da (λ), já em outros casos, o aumento da (R_m), porém, em nenhum dos casos observou-se a melhora conjunta dos dois parâmetros cinéticos.

As maiores taxas máximas de produção de metano (R_m) foram de $122,4 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ para o tratamento LA-1-16-I e $109,5 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ para o tratamento LE-1-16-I. Nas estratégias de aclimação consideradas as melhores no quesito rendimento de metano, os coeficientes cinéticos obtidos foram de R_m de $11,46 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ e λ de 0,098 dias para o biometanizador LE-II e R_m de $26,44 \text{ NmLCH}_4.\text{gSTV}_{\text{adic}}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ e λ de 0,68 dias para o biometanizador LA-II.

Propondo avaliação nos resultados obtidos pelas análises microbiológicas, pode-se considerar que, para o inóculo LE, as maiores relações ($R_0/I_0 = 1/4, 1/2$ e $1/1$) influenciaram negativamente no índice de diversidade para o domínio *Archaea*, apresentando menor diversidade de arqueias metanogênicas em relação ao inóculo LE-BR-I (controle) e ao inóculo *in natura*. Já para o inóculo LA pode-se inferir que, com o aumento das relações (R_0/I_0), foi encontrada maior diversidade de micro-organismos, fato verificado pelo baixo coeficiente de similaridade entre os inóculos quando comparadas as maiores relações (R_0/I_0).

As análises de microscopia óptica permitiram constatar a presença de morfologias semelhantes a esporos e a filamentos delgados para o inóculo LE, situação ocorrida quando da aplicação das estratégias de aclimação, essas utilizando as maiores relações (R_0/I_0). Indicativo

de que o ambiente era inapropriado para a formação de micro-organismos metanogênicos, corroborando, dessa forma, com os menores valores obtidos do índice de diversidade para o Domínio *Archaea*.

Ao serem avaliados os inóculos comparados entre as bateladas, bem como ao final das estratégias de aclimação, conclui-se que o inóculo LA obteve a melhor resposta para os ensaios realizados. Indicando, dessa forma, que obtêm as melhores características para a decomposição e a estabilização da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

Destarte, é importante considerar que a estratégia de aclimação quando utilizada nas menores relações ($R_0/I_0 = 1/16, 1/8$ e $1/4$) para o inóculo LA (lodo de lagoa de acúmulo de lixiviados de aterro sanitário), possui o maior potencial, ou seja, quando utilizada na inoculação em maiores relações (R_0/I_0), tornando-se primordial na partida de biometanizadores alimentados com fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, logo, gerando garantia de efetividade no processo.

7 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

São pertinentes algumas recomendações e sugestões especialmente em termos de desenvolvimento de experimentos, essas visando à continuidade de futuros trabalhos sobre a co-digestão e a aclimação de inóculos junto à FORSU:

- ✓ Verificar outros inóculos capazes de inocular biometanizadores alimentados com FORSU como: dejetos de animais, digestato e/ou a mistura de um ou mais inóculos no mesmo sistema;
- ✓ Utilizar biometanizadores com maior *headspace* para evitar a ocorrência de a despressurização devido ao acúmulo de biogás;
- ✓ Realizar ensaios em batelada para a verificação da geração de biogás e, paralelamente, um mesmo experimento podendo ser retirado 10 % do meio reacional para análises físico-químicas durante o processo;
- ✓ Caracterizar os resíduos em proteínas, carboidratos, lipídeos e celulose, bem como verificar a remoção de cada uma das frações;
- ✓ Realização das técnicas de biologia molecular PCR/DGGE e Clonagem e Sequenciamento do gene RNAr 16S em conjunto para que seja possível avaliar a dinâmica da comunidade metanogênica em biometanizadores em resposta a diferentes proporções de substratos e inóculos na co-digestão;
- ✓ Realizar a aclimação de lodos anaeróbios aumentando a escala do experimento;
- ✓ Verificar novas configurações de biometanizadores em batelada como aquelas em que há separação de fase reator (hidrolítico) e reator (metanogênico), testando, dessa forma, diferentes taxas de recirculação; e,
- ✓ Verificar sistema para operação contínua em escala piloto.

REFERÊNCIAS

- AAT BIOGAS TECHNOLOGY. Disponível em: < <http://www.aat-biogas.at/en/references/disposal-companies/reference-examples/> >. Acesso: Jan. 2017.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 8419 – **Apresentação de projetos de aterros sanitários de resíduos sólidos urbanos**. Rio de Janeiro, 1992. p. 9.
- ABRELPE – Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais. **Panorama dos resíduos sólidos no Brasil**. 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 e 2017. Disponível em: <http://www.abrelpe.org.br/>.
- ABUDI, Z. N.; HU, Z.; SUN, N.; XIAO, B.; RAJAA, N.; LIU, C. Batch anaerobic co-digestion of OFMSW (organic fraction of municipal solid waste), TWAS (thickened waste activated sludge) and RS (rice straw): Influence of TWAS and RS pretreatment and mixing ratio. **Energy**, v. 107, p. 131-140, 2016.
- ADHIKARI, B. K.; TRÉMIER, A.; BARRINGTON, S.; MARTINEZ, J. Biodegradability of municipal organic waste: a respirometric test. **Waste Biomass Valor**, v. 4, n. 2, p. 331-340, 2013.
- AGÊNCIA SENADO. **Relatório aponta fracasso em planos nacionais de saneamento e resíduos sólidos**. 17/02/2016. Disponível em: <<http://goo.gl/QYUsdj>>. Acesso em fev 2016.
- AGOSTINHO, F.; ALMEIDA, C. M. V. B.; BONILLA, S. H.; SACOMANO, J. B.; GIANETTI, B. F. Urban solid waste plant treatment in Brazil: Is there a net energy yield on the recovered materials? Resources, **Conservation and Recycling**, v. 73, n. 7, p. 143-155, 2013.
- AGYEMAN, F. O.; TAO, W. Anaerobic co-digestion of food waste and dairy manure: effects of food waste particle size and organic loading rate. **Journal Environmental Management**, v. 133, p. 268-274, 2014.
- ALCÂNTARA, A. J. O. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos e caracterização química do solo da área de disposição final do município de Cáceres – MT**. 2010. 88 f. UNEMAT - (Dissertação – Mestrado em Ciências Ambientais), Cáceres-MT, 2010. 88 f. Disponível em: <http://www.unemat.br/prppg/ppgca/teses/2010/02.pdf>.
- ALIBARD, L.; COSSU, R. Composition variability of the organic fraction of municipal solid waste and effects on hydrogen and methane production potentials. **Waste Management**, v. 36, p. 147-155, 2015.
- ALKMIN, D. V.; RIBEIRO JUNIOR, L. U. Determinação da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos (RSU) do lixão do município de Maria da Fé, Estado de Minas Gerais. **CAMINHOS DE GEOGRAFIA - revista online**, v. 18, n.

61 p. 65–82, Março/2017. Disponível em: <
<http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/> >.

- AL SEADI, T.; LUKEHURST, C. **Quality management of digestate from biogas plants used as fertiliser**. IEA Bioenergy Task 37 Energy from Biogas Report, 2012.
- ALSHIYAB, H.; KALIL, M. S.; HAMID, A. A.; WAN YUSOFF, W. M. Effect of salts addition on hydrogen production by *C. acetobutylicum*. **Pakistan Journal of Biological Sciences**, v. 11, p. 2193-2200, 2008.
- ALTAS, L. Inhibitory effect of heavy metals on methane-producing anaerobic granular sludge. **Journal of Hazardous Materials**, v. 162, p. 1551-1556, 2009.
- ALVES, I. R. F. S. **Avaliação da codigestão na produção de biogás**. 2016. Tese (Doutorado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil. COPPE. Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro – RJ. 2016.
- AMANN, R.; LUDWIG, W.; SCHLEIFER, K. H. Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. **Microbiological Reviews**, v. 59, n. 1, p. 143-169, 1995.
- AMBIENT. **Estação de Tratamento de Esgotos Ribeirão**. Disponível em:
<http://www.ambient.com.br/static/pdf/ribeirao-preto.pdf>. Acesso em: jan. 2014.
- AMEND, J. P.; SHOCK, E. L. Energetics of overall metabolic reactions of thermophilic and hyperthermophilic Archaea and Bacteria. **FEMS Microbiological Reviews**. v.25, p. 175-243. 2001.
- ANDRADE, H. F.; PRADO, M. L. **Caracterização física dos resíduos sólidos domésticos do município de Caldas Novas – GO**. Goiânia. Universidade Católica de Goiás – Departamento de Engenharia – Engenharia Ambiental, 2004/1. Disponível em:
<http://www.pucgoias.edu.br/ucg/prope/cpgss/ArquivosUpload/36/file/Continua/CARACTERIZA%C3%87%C3%83O%20F%C3%8DSICA%20DOS%20RES%C3%8DDUOS%20S%C3%93LIDOS%20URBANOS%20DO%20MUNIC%20%20A6.pdf>.
- ANDRADE, M.A.N.; RANZI, T.J.D.; MUNIZ, R.N.; SILVA, L.G.S.; ELIAS, M.J. **Biodigestores Rurais no Contexto da Atual Crise de Energia Elétrica Brasileira e na Perspectiva da Sustentabilidade Ambiental**. In: 4º Encontro De Energia No Meio Rural - AGRENER 4º Anais, 2002.
- ANDREOTTOLA, G.; CANNAS, P. **Chemical and Biological Characteristics of Landfill Leachate**. In: CHRISTENSEN, T.; COSSU, R.; STEGMANN, R. Landfilling of Waste: Leachate. Great Britain, Chapman & Hall, 1992, p. 65-88.
- ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. L.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; van LIER, J. B. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a

- proposed protocol for batch assays. **Water Science & Technology**, v. 59, n. 5, p. 927, 2009.
- ANGELIDAKI, I; SANDERS, W. Assessment of the anaerobic biodegradability of micropollutants. **Re-vIEWS in Environmental Science and Biotechnology**, v. 3, n. 2, p. 117-129, 2004.
- ANNACHHTRE, A. P. Anaerobic treatment of industrial wastewater. **Resource Conservation and Recycling**. v.16, p. 161-166, 1996.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th Edition. Washington: American Public Health Association, 2005. 1368p.
- AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L; FORESTI, E.; SANTOS, M. L. F.; MONTEGGIA, L. O. Metodologias para determinação da Atividade Metanogênica Específica (AME) em Lodos Anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n 2, p. 192-201, 2007.
<http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522007000200010>.
- ARAÚJO, N. C.; QUEIROZ, A. J. P.; GUIMARÃES, P. L. F.; GOMES, A. A. Gravimetria e abordagem econômica dos resíduos sólidos urbanos do município de Barra de São Miguel – Paraíba. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 19, n. 3, p. 67-72, set-dez. 2015. DOI: 105902/2236117017584. Disponível em: <
<https://periodicos.ufsm.br/reget/article/viewFile/17584/pdf> >.
- ASTALS, S.; ARISO, M.; GALÍ, A. Co-digestion of pig manure and glycerine : Experimental and modelling study. **Journal of Environmental Management**, v. 92, n. 4, p. 1091–1096, 2011.
- ASTALS, S.; NOLLA-ARDEVOL, V.; MATA-ALVAREZ, J. Thermophilic co-digestion of pig manure and crude glycerol : Process performance and digestate stability. **Journal of Biotechnology**, v. 166, p. 97–104, 2013.
- ATHANASOULIA, E.; MELIDIS, P.; AIVASIDIS, A. Co-digestion of sewage sludge and crude glycerol from biodiesel production. **Renewable Energy**, v. 62, p. 73–78, fev. 2014.
- ASSAD, L. Lixo: uma ressignificação necessária. **Ciência e Cultura**, v. 68, p. 22-24, 2016.
- AUSTERMANN, S.; ARCHER, E.; WHITING, K. J. **Commercial Assessment - Anaerobic Digestion Technology for Biomass Projects, Juniper for Renewables East**. Juniper for Renewable East, 2007. Disponível em:
[http://www.biomassenergycentre.org.uk/pls/portal/docs/PAGE/RESOURCES/REF_LIB_RES/PUBLICATIONS/RENEWABLES%20EAST%20%20ANAEROBIC%20DIGESTION%20\(FULL%20REPORT\).PDF](http://www.biomassenergycentre.org.uk/pls/portal/docs/PAGE/RESOURCES/REF_LIB_RES/PUBLICATIONS/RENEWABLES%20EAST%20%20ANAEROBIC%20DIGESTION%20(FULL%20REPORT).PDF).
- BAIRD, C. e CANN, M. **Química Ambiental**. Ed Bookman, 4^a ed. p. 227-282. Porto Alegre. 2011.

- BALAT, M. Production of bioethanol from lignocellulosic materials via the biochemical pathway: A review. **Energy Conversion and Management**, Trabzon, p. 858-875, 2011.
- BANKS, C. J.; ZHANG, Y.; JIANG, Y.; HEAVEN, S. Trace element requirements for stable food waste digestion at elevated ammonia concentration. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 127-135, 2012.
- BARROS JÚNIOR, C.; TAVARES, C. R. G.; BARROS, S. T. D. Modelo de gestão integrada de resíduos sólidos urbanos – estudo para o município de Maringá, Estado do Paraná. **Acta Scientiarum. Technology**, Maringá, v. 25, n. 1, p. 17-25, 2003. Disponível em: <
<http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciTechnol/article/viewFile/2231/1338> >.
- BATSTONE, D. J.; KELLER, J.; ANGELIDAKI, I.; KALYUZHNYI, S. V.; PAVLOSTATHIS, S. G.; ROZZI, A. The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1). **Water Science Technology**, v. 45, p. 65–73, 2002.
- BAUER, C.; KORTHALS, M.; GRONAUER, A.; LEBUHN, M. Methanogens in biogas production from renewable resources - A novel molecular population analysis approach. **Water Science and Technology**, v. 58, n. 7, p. 1433–1439, 2008.
- BELLE, A. J.; LANSING, S.; MULBRY, W.; WEIL, R. R. Anaerobic co-digestion of forage radish and dairy manure in complete mix digesters. **Bioresource Technology**, Amsterdam, v. 178, p. 230-237, 2015.
- BERNAT, K.; ZIELIŃSKA, M.; CYDZIK-KWIATKOWSKA, A.; WOJNOWSKABARYŁA, I. Biogas production from different size fractions separated from solid waste and the accompanying changes in the community structure of methanogenic Archaea. **Biochemical Engineering Journal**, v. 100, p. 30-40, 2015.
- BETIM, PM. Plano municipal de resíduos sólidos. Prefeitura Municipal de Betim, Secretaria Municipal de Infraestrutura, 2015. Disponível em:
[http://www.betim.mg.gov.br/ARQUIVOS_ANEXO/Plano%20Municipal%20de%20Betim%20-%20Revis%C3%A3o%20-%202015.09.15%20\(1\)%20\(1\);;20151104.pdf](http://www.betim.mg.gov.br/ARQUIVOS_ANEXO/Plano%20Municipal%20de%20Betim%20-%20Revis%C3%A3o%20-%202015.09.15%20(1)%20(1);;20151104.pdf).
- BIANCO, C. I. **Caracterização da comunidade procarionte presente no tratamento anaeróbio da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos em conjunto com serragem e lodo de esgoto**. 2015, 131 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos-SP. 131 f. 2015.
- BIANCO, C. I.; VILELA, F. R.; GUERMANDI, J. I.; SCHALCH, V. **Caracterização da comunidade de procariotos atuante no processo de biometanização da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos**. In: 28º Congresso Brasileiro

de Engenharia Sanitária e Ambiental (CBESA), 2015, Rio de Janeiro/RJ. Anais do 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015.

BIDONE, F. R. A.; POVINELLI, J. **Conceitos básicos de resíduos sólidos**. São Carlos: EESC/USP. 120 p. 1999.

BITTON, G. **Wastewater Microbiology**. 3rd. ed. Hoboken, New Jersey, USA: John Wiley & Sons, 2005.

BJÖRSSON, L. **Environmental Biotechnology. Lund, Lunds Tekniska Högskola**. Apostila para a disciplina do Departamento de Biotecnologia (Biotek) – KBT080 – Environmental Biotechnology, 2012.

BRAGA, F. S.; NÓBREGA, C. C.; HENRIQUES, V. M. Estudo da composição dos resíduos sólidos domiciliares em Vitória – ES. **Associação Brasileira de Limpeza Pública**, São Paulo, v. 55, p. 11–24, 2000. Disponível em: <
http://www.ablp.org.br/acervoPDF/01_LP55.pdf >.

BRASIL. Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 3 de agosto de 2010a.

_____. Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 13 de fevereiro de 1998.

_____. Decreto nº 7.404, de 23 de dezembro de 2010. Regulamenta a Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos, cria o Comitê Orientador para a Implantação dos Sistemas de Logística Reversa, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 23 de dezembro de 2010b.

_____. Programa Nacional de capacitação de gestores ambientais: **Módulo específico licenciamento ambiental de estações de tratamento de esgoto e aterros sanitários** / Ministério do Meio Ambiente. – Brasília: MMA, 2009.

_____. Lei nº 2.312, Normas Gerais sobre Defesa e Proteção da Saúde, 03 de setembro de 1954. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 09 de setembro de 1954.

_____. **Plano Nacional de Resíduos Sólidos**. Versão de agosto de 2012. Disponível em: <
http://www.sinir.gov.br/documents/10180/12308/PNRS_Revisao_Decreto_280812.pdf/e183f0e7-5255-4544-b9fd-15fc779a3657>

_____. Resolução CONAMA nº 001, de 23 de janeiro de 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para a avaliação de impacto ambiental. **Diário Oficial da União**, de 17 de fevereiro de 1986, Seção 1, páginas 2548-2549.

- _____. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Probiogás. **Biometano como combustível veicular** / Probiogás; organizadores, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ); autor, Uwe Becher. - Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2016.
- _____. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Probiogás. **O estado da arte da tecnologia de metanização seca** / Probiogás; organizadores, Ministério das Cidades, Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit GmbH (GIZ); autor, Luis Felipe de Dornfeld Braga Colturato. – Brasília, DF: Ministério das Cidades, 2015. ISBN 978-85-7958-040-6
- BRENNAN, R. B.; HEALY, M. G.; MORRISON, L.; HYNES, S.; NORTON, D.; CLIFFORD, E. Management of landfill leachate: The legacy of European Union Directives. **Waste Management**, 2015.
- BRISOLARA, K. F.; QI, Y. Biosolids and Sludge Management. **Water environment research**. v. 87, n. 10, p. 1147–66, 2011.
- BRUNETTI JUNIOR, A. **Planos municipais de gestão integrada de resíduos sólidos**. Fórum Permanente Meio Ambiente e Sociedade. Avanços e Desafios da Política Nacional de Resíduos Sólidos, 2013. Disponível em: http://www.foruns.unicamp.br/foruns/projetocotuca/biblioteca_virtual/arquivos/Agamemnon%20Brunetti%20Junior.pdf.
- BROWNE, J. D.; MURPHY, J. D. Assessment of the resource associated with biomethane from food waste. **Applied Energy**, v. 104, p. 170-177, 2013.
- BROWN, D.; LI, Y. Solid state anaerobic co-digestion of yard waste and food waste for biogas production. **Bioresource Technology**, v. 127, p.275–280, 2013.
- BORGES, E. S. M. **Tratamento térmico de lodo anaeróbico a partir da queima do biogás produzido em reator UASB objetivando a higienização e a melhoria da biodisponibilidade e biodegradabilidade da fração orgânica**. 254 f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, 2004.
- BORZACCONI, L.; LÓPEZ, I.; VIÑAS, M. Application of anaerobic digestion to the treatment of agroindustrial effluents in Latin America. **Water Science Technology**. V. 32, n. 12, p. 105-111. 1995.
- BUFFIERE, P.; FREDERIC, S.; MARTY, B.; DELGENES, J.-P. A comprehensive method for organic matter characterization in solid wastes in view of assessing their anaerobic biodegradability. **Water Science Technology**, v. 58, n. 9, p. 1783-1788, 2008.
- BUSWELL, A. M.; NEAVE, S. L. BULLETIN NO. 30 - **LABORATORY STUDIES OF SLUDGE DIGESTION**. 1st. ed. Springfield, Illinois, USA: Jeffersons Printing & Stationery Co, 1930.

- CABBAL, V.; BALLICO, M.; ANEGGI, E.; GOI, D. BMP tests of source selected OFMSW to evaluate anaerobic codigestion with sewage sludge. **Waste Management**. v. 33, n. 7, p. 1626–32, 2013.
- CAMILOTI, P. R.; MOCKAITIS, G.; RODRIGUES, J. A. D.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, E. ZAIAT, M. Innovative anaerobic bioreactor with fixed-structured bed (ABFSB) for simultaneous sulfate reduction and organic matter removal. **Journal Chemical Technology Biotechnology**. v. 89, 1044-1050 p. 2014.
- CAMPINAS, PM. **Plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos**. PMGI-RSU. VOLUME I – Diagnóstico Operacional. Prefeitura Municipal de Campinas, Secretaria de Infraestrutura. Departamento de Limpeza Urbana – 2012.
Disponível em:
http://www.campinas.sp.gov.br/arquivos/diagnostico_pgi_rsu_campinas.pdf.
- CAMPUZANO, R.; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S. Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review. **Waste Management**, v. 54, p. 3-12, 2016.
- CAMPUZANO, R.; GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S. Extraction of soluble substances from organic solid municipal waste to increase methane production. **Bioresource Technology**, v. 178, p. 247-253, 2015.
- CARDONA, C. A.; QUINTERO, J. A.; PAZ, L. C. Production of bioethanol from the sugar cane bagasse: Status and Perspectives. **Bioresource Technology**, v.101, n. 13, 4754-4760p., 2010.
- CARMO, D. L. do. **Quantificação e fator de conversão de carbono em matéria orgânica para resíduos orgânicos**. 2011, 49 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade Federal de Lavras, Lavras (MG), 49 f. 2011.
- CAMPOS, A. L. de O.; BLUNDI, C. E. Avaliação de matéria orgânica em compostagem: metodologia e correlações. In: ASOCIACIÓN PERUANA DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 26., 1998, Lima. **Anais...APIS**, 1998. p.1-17.
- CARNEIRO, P. F. N. **Caracterização e avaliação da potencialidade econômica da coleta seletiva e reciclagem dos resíduos sólidos domiciliares gerados nos municípios de Belém e Ananindeua – PA**. 2006, 154 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Pará, Belém – PA, 154 f. 2006.
- CARVALHO, J. L. V.; JESUS, S. C.; PORTELLA, R. B. **Composição gravimétrica dos resíduos sólidos domiciliares e comerciais do centro da cidade de Barreiras – Bahia**. Revista Pesquisa Urbana, 2011. ISSN: 2178-1699. Disponível em:
<http://www.chaourbano.com.br/visualizarArtigo.php?id=65>.
- CARVALHO, P. L. **Caracterização física dos resíduos sólidos domiciliares do município de Hidrolândia – GO**. Universidade Católica de Goiás – Departamento de Engenharia – Engenharia Ambiental (2005). Disponível em:

<http://www.ucg.br/ucg/prope/cpgss/ArquivosUpload/36/file/Continua/CARACTERIZA%C3%87%C3%83O%20F%C3%8DICA%20DOS%20RES%C3%8DDUOS%20%C3%93LIDOS%20DOMICILIARES%20%20D%E2%80%A6.pdf>.

CASTRO, M. C. A. A. **Avaliação da eficiência das operações unitárias de uma usina de reciclagem e compostagem na recuperação dos materiais recicláveis e na transformação da matéria orgânica em composto**. 1996, 103 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos-SP. 103 f. 1996.

CECCHI, F.; TRAVERSO, P.; PAVAN, P.; BOLZONELLA, D.; INNOCENTI L. Characteristics of the OFMSW and behavior of the anaerobic digestion process. In: MATA-ALVAREZ, J. (ed.): **Biomethanisation of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes**. IWA Publishing, London, 2003.

CENTRO INTERNACIONAL DE ENERGIAS RENOVÁVEIS – BIOGÁS (CIBiogás-ER). **Ônibus movido a biometano**. Publicado em: 2015. Disponível em: <https://cibiogas.org/euro6>.

_____. **A primeira comunidade do Brasil composta por pequenas propriedades rurais que, em conjunto, produzem energia elétrica e biofertilizante por meio do biogás**. Disponível em: <https://cibiogas.org/en/node/303>. Acesso em: jan. 2017.

CHAMY, R.; ILLANES, A.; AROCA, G.; NUNEZ, L. Acid hydrolysis of sugar beet pulp as pretreatment for fermentation. **Bioresource Technology**, v. 50, p. 149-152, 1994.

CHEN, C. C.; LIN, C. Y.; LIN, M. C. Acid-base enrichment enhances anaerobic hydrogen production process. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 58, p. 224-228, 2002.

CHEN, Q.; LIU, T. Biogas system in rural China: Upgrading from decentralized to centralized? **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 78, p. 933-944, 2017.

CHEN, S.; CHEN, B. Net energy production and emissions mitigation of domestic wastewater treatment system: a comparison of different biogas-sludge use alternatives. **Bioresource Technology**, v. 144, p. 296-303, 2013.

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

CHERNICHARO, C. A. L.; BORGES, A. M.; MESQUITA, L. C. P.; DIAS, A. M. A. Desenvolvimento de um respirômetro automatizado para avaliação da atividade microbiana anaeróbia. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.2, n. 3-4, p. 2-12, 1997.

- CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias.** Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFMG. Volume 5, 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2007. 379 p.
- CHRISTY, P. M.; GOPINATH, L. R.; DIVYA, D. A review on anaerobic decomposition and enhancement of biogas production through enzymes and microorganisms. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, 2014, vol. 34, issue C, p. 167-173.
- COELHO, T. C.; ALENCAR, R.; OLIVEIRA, R. M. S. **Caracterização física dos resíduos sólidos de Palmas – TO destinados ao aterro sanitário municipal.** Periódico eletrônico – Fórum Ambiental da Alta Paulista. v. 07, n. 12, 2011. Disponível em:
http://www.amigosdanatureza.org.br/publicacoes/index.php/forum_ambiental/article/view/215/214.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ - SANEPAR. Disponível em:
<http://site.sanepar.com.br/noticias/operacao-da-cs-bioenergia-deve-iniciar-em-janeiro>.
- CONTRERA, R. C.; SARTI, A.; CASTRO, M. C. A. A.; FORESTI, E.; ZAIAT, M.; SCHALCH, V. Ethanol addition as a strategy for start-up and acclimation of an AnSBBR for the treatment of landfill leachate. **Process Biochemistry**, v. 48, p. 1767-1777, 2013.
- CONTRERA, R. C. **Tratamento de lixiviados de aterros sanitários em sistema de reator anaeróbio e aeróbio operados em batelada sequencial.** 2008, 731 f. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos-SP. 731 f. 2008.
- COPASA. **ETE Arrudas.** Disponível em:
[http://www.copasa.com.br/wps/portal/internet/imprensa/noticias/releases/2012/maio/ete-arrudas-20050310ie470!/ut/p/a0/04_Sj9CPykssy0xPLMnMz0vMAfGjzOJ9DLwdPby9Dbz8gzddBy9g_zd_T2dgvx8zfULsh0VAfwq3lw!/. Acesso em: jan. 2017.](http://www.copasa.com.br/wps/portal/internet/imprensa/noticias/releases/2012/maio/ete-arrudas-20050310ie470!/ut/p/a0/04_Sj9CPykssy0xPLMnMz0vMAfGjzOJ9DLwdPby9Dbz8gzddBy9g_zd_T2dgvx8zfULsh0VAfwq3lw!/)
- COSSU, R.; RAGA, R. Test methods for assessing the biological stability of biodegradable waste. **Waste Management**, v. 28, p. 381–388, 2008.
- CHRISTENSEN, T. H. (Ed.). **Solid Waste Technology & Management.** IWWG, ISWA. Wiley, 1st Edition, 2011, v.1-2.
- DAI, C.; DUAN, N.; DONG, B.; DAI, L. High-solids anaerobic co-digestion of sewage sludge and food waste in comparison with mono digestions: stability and performance. **Waste Management**, v. 33, p. 308–316, 2013.
- DALLEPIANE, P.; BRAIDA, V.; LUCCHESI, T.; RODRIGUES, M. Estudo para aproveitamento energético através de resíduos sólidos urbanos no município de

Ijuí/RS. **Revista Interdisciplinar de Ensino, Pesquisa e Extensão**, v. 4 n. 1, 2017. Disponível em: <
http://revistaeletronica.unicruz.edu.br/index.php/eletronica/article/view/4864/pdf_84>.

- DAVIDSSON, A.; GRUVBERG, C.; CHRISTENSEN, T. H.; HANSEN, T. L.; JANSEN, J. C. Methane yield in source-sorted organic fraction of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 27, n. 3, p. 406-414, 2007.
- DE Baere, L. Anaerobic digestion of solid waste: state of the art. **Water Science Technology**, v. 41, n. 3, p. 283-290, 2000.
- DE BAERE, L.; MATTHEUWS, B. **Anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste in Europe – Status, Experience and Prospects**. [Belgica]: 2015. Disponível em: <http://www.ows.be/wp-content/uploads/2013/02/Anaerobic-digestion-of-the-organic-fraction-of-MSW-in-Europe.pdf>.
- DEMIREL, B.; SCHERER, P. Trace element requirements of agricultural biogas digesters during biological conversion of renewable biomass to methane. **Biomass and Bioenergy**, v. 35, p. 992-998, 2011.
- DE VRIEZE, J.; VERSTRAETE, W.; BOON, N. Repeated pulse feeding induces functional stability in anaerobic digestion. **Microbial Biotechnology**, v. 6, p. 414-424, 2013.
- DE VRIEZE, J.; RAPORT, L.; WILLEMS, B.; VERBRUGGE, S.; VOLCKE, E.; MEERS, R.; ANGENENT, L. T.; BOON, N. Inoculum selection influences the biochemical methane potential of agro-industrial substrates. **Microbial Biotechnology**, v. 8, n. 5, p. 776–786, 2015.
- DEUBLEIN, D.; STEINHAUSER, A. **Biogas from waste and renewable resources: an introduction**. Weinheim: WILEY-VCH Verlag GmbH, ©2011. 550 p.
- DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG (DIN). DIN 384140-8 **German standard method for the examination of water, waste water and sludge**. Sludge and sediment (group S). Determination of amenability to anaerobic digestion (S8), 1985.
- DI MARIA, F.; SORDI, A.; CIRULLI, G.; GIGLIOTTI, G.; MASSACCESI, L.; CUCINA, M. Co-treatment of fruit and vegetable waste in sludge digesters. An analysis of the relationship among bio-methane generation, process stability and digestate phytotoxicity. **Waste Management**, v. 34, n. 9, p. 1603–1608, 2014.
- DONG, L.; ZHENHONG, Y.; YONGMING, S. Semi-dry mesophilic anaerobic digestion of water sorted organic fraction of municipal solid waste (WS-OFMSW). **Bioresource Technology**, v. 101, n. 8, p. 2722-2728, 2010.

- DOLFING, J.; BLOEMEN, G. B. M. Activity measurements as a tool to characterize the microbial composition of methanogenic environments. **Journal of Microbiological Methods**, v. 4, n.1, p. 1-12, 1985.
- DUARTE, R. T. D. **Micro-organismos em ambientes criogênicos: gelo glacial, solos expostos por recuo de geleiras e permafrost polares**. 2010. 202 f. Tese (Doutorado em Biotecnologia) – Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo, São Paulo-SP, 2010.
- EISTED, R.; CHRISTENSEN, T. H. Characterization of household waste in Greenland. **Waste Management**, v. 31, n. 7, p. 1461-1466, 2011.
- ELBESHBISHY, E.; NAKHLA, G.; HAFEZ, H. Biochemical methane potential (BMP) of food waste and primary sludge: Influence of inoculum pre-incubation and inoculum source. (Report). **Bioresource Technology**, v. 110, p. 18, 2012. ISSN 0960-8524.
- EL-MASHAD, H. M.; ZHANG, R. H. Biogas production from co-digestion of dairy manure and food waste. **Bioresource Technology**, v. 101, p. 4021–4028, 2010.
- EPA – U.S. Environmental Protection Agency. Municipal Solid Waste Generation, Recycling, and Disposal in the United States. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Resource Conservation and Recovery. Disponível em: <https://archive.epa.gov/epawaste/nonhaz/municipal/web/html/>
- EPE – Empresa de Pesquisa Energética. **Anuário estatístico de energia elétrica 2013**. Ministério de Minas e Energia. Rio de Janeiro. 2013.
- EUROBSERV'ER. The State of Renewable Energies in Europe. Biogas BAROMETER – EUROBSERV'ER – nov. 2014. Disponível em: < http://www.energiesrenouvelables.org/observer/stat_baro/observ/baro224_Biogas_en.pdf >.
- EUROBSERV'ER. **The State of Renewable Energies in Europe**. In: 16° Eurobserv'ER Report. p. 264, Paris. 2016.
- EUROSTAT. Disponível em: < <http://ec.europa.eu/eurostat> >.
- FNR - Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe. Guia Prático do Biogás: Geração e Utilização. Ministério da Nutrição Agricultura e Defesa do Consumidor da Alemanha. Gülzow, Alemanha. 2010.
- FAO - Food Agriculture Organization. **Food losses and waste in the context of sustainable food systems**. A report by the high level panel of experts on food security and nutrition, june 2014. Disponível em: < http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/hlpe/hlpe_documents/HLPE_Reports/HLPE-Report8_EN.pdf >.
- FAO - Food and Agriculture Organization. **Food wastage footprint: Impacts on natural resources**. Organization of the United Nations. p. 63. Italia, Roma. 2013.

- FARIA, M. R. A. Caracterização do resíduo sólido urbano da cidade de Leopoldina-MG: proposta de implantação de um centro de triagem. **Revista APS**, v. 8, n. 2, p. 96-108, jul./dez. 2005. Disponível em: < <http://www.ufjf.br/nates/files/2009/12/caractsolo.pdf> >.
- FERMOSO, F. G.; BARTACEK, J.; JANSEN, S.; LENS, P. N. L. Metal supplementation to UASB bioreactors: from cell-metal interactions to full-scale application. **Science of Total Environmental**, v. 407, n. 12, p. 3652-3667, 2009.
- FERNÁNDEZ, J.; PÉREZ, M.; ROMERO, L. I. Kinetics of mesophilic anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: Influence of initial total solid concentration. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 16, p. 6322–6328, 2010.
- FIELD, J. A.; LETTINGA, G.; GEURTS, M. The Methanogenic Toxicity and Anaerobic Degradability of Potato Starch Wastewater Phenolic Amino Acids. **Biological Wastes**, v. 21, n. 1, p. 37-54, 1987.
- FISGATIVA, H.; THÉMIER, A.; DABER, P. Characterization the variability of food waste quality: a need for efficient valorization through anaerobic digestion. **Waste Management**, v. 50, p. 264-274, 2016.
- FITAMO, T.; BOLDRIN, A.; BOE, K.; ANGELIDAKI, I.; SCHEUTZ, C. Co-digestion of food and garden waste with mixed sludge from wastewater treatment in continuously stirred tank reaction. **Bioresource Technology**, v. 206, p. 245-254, 2016.
- FLORENTINO, H. O.; BISCARO, A. F. V.; PASSOS, J. R. S. Funções sigmoidais aplicadas da determinação da atividade metanogênica específica - AME. **Revista Brasileira de Biometria**, v. 28, n. 1, p. 141–150, 2010.
- FREITAS, D. F. **Caracterização de resíduos sólidos domiciliares na cidade satélite do Varjão – Distrito Federal – Brasil, 2005**. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação Multiinstitucional em Ciências da Saúde, Universidade de Brasília, 127 p. 2006.
- FRÉSCA, F. R. C. **Estudo da geração dos resíduos sólidos domiciliares no município de São Carlos – SP, a partir da caracterização física**. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo-USP. São Carlos-SP, 2007.
- FRICKE, K.; PEREIRA, C. **CRéED – Center for Research, Education and Demonstration in Waste Management – activities in Brazil: MBT from planning to financing**. CRéED – Center for Research, Education and Demonstration in Waste Management, Hille, Germany, 2013.
- FONOLL, X.; ASTALS, S.; DOSTA, J.; MATA-ALVAREZ, J. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and fruit wastes: Evaluation of the transitory states when the co-

- substrate is changed. **Chemical Engineering Journal**. v. 262, 1268–1274 p. 2015.
- FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; van HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição final controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. cap. 2, p. 29-52.
- FORSTER-CARNEIRO, T.; FERNANDEZ GUELFO, L. A.; PÉREZ GARCÍA, M.; ROMERO GARCÍA, L. I.; ÁLVAREZ GALLEGÓ, C. A. Optimization of start up phase from municipal solids waste in SEBAC process. **Chemical and Biochemical Engineering Quarterly** – INSS: 0352-9568, v. 18, n. 04, p. 429-439, 2004.
- FORSTER-CARNEIRO, T.; PÉREZ, M.; ROMERO, L. I. Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactors treating food waste. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 6994-7002, 2008.
- FORSTER-CARNEIRO, T.; PÉREZ, M.; ROMERO, L. I.; SALES, D. Dry-thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of the municipal solid waste: Focusing on the inoculum sources. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 17, p. 3195-3203, 2007. ISSN 09608524.
- FOUNTOULAKIS, M. S.; MANIOS, T. Enhanced methane and hydrogen production from municipal solid waste and agro-industrial by-products co-digested with crude glycerol. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 12, p. 3043–3047, 2009.
- FUESS, L. T. **Biodigestão anaeróbia termofílica de vinhaça em sistemas combinados do tipo acidogênico-metanogênico para potencialização da recuperação de bioenergia em biorrefinarias de cana-de-açúcar de primeira geração**. 2017. 346 f. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 346 f. 2017.
- GAUDENCIO, B. O. **Reator anaeróbio híbrido (leito fixo e manta de lodo) em escala plena tratando esgoto sanitário: avaliação da nova configuração**. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos, 106 f. 2016.
- GALDINO, S. J.; MARTINS, C. H. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos da coleta convencional de um município de pequeno porte. **TECNO-LÓGICA**, Santa Cruz do Sul, v. 20, n. 1, p. 01-08, jan./jun. 2016. Disponível em: < <https://online.unisc.br/seer/index.php/tecnologica/article/view/6060/4510> >.
- GASQUES, A. C. F. **Análise da gestão e gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos na cidade de Campo Mourão – PR**. 2015, 123 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana, Universidade Estadual de Maringá, Maringá – PR, 123 f. 2015.

- GRIFFIN, M. E.; MCMAHON, K. D.; MACKIE, R. I.; RASKIN, L. Methanogenic population dynamics during start-up of anaerobic digesters treating municipal solid waste and biosolids. **Biotechnology and bioengineering**, v. 57, n. 3, p. 342, 1998. ISSN 00063592.
- GODOI, L. A. G.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FORESTI, R. Sulfidogenesis interference on methane production from carbohydrate-rich wastewater. **Water Science Technology**. v.72, p. 1644-1642, 2015.
- GOU, C.; YANG, Z.; HUANG, J.; WANG, H.; XU, H.; WANG, L. Effects of temperature and organic loading rate on the performance and microbial community of anaerobic codigestion of waste activated sludge and food waste. **Chemosphere**, v. 105, p. 146-151, 2014.
- GOU, Y. P.; FAN, S. Q.; FAN, Y. T.; PAN, C. M.; HOU, H. W. The preparation and application of crude cellulose for cellulose – hydrogen production by anaerobic fermentation. **International Journal of Hydorgen Energy**, v. 35, p. 459-468, 2010.
- GRYSHECK, J. M.; BELO, F. R. **Produção e uso do gás metano na agricultura e agroindústria**. Piracicaba, ESALQ. 15p. 1983.
- GU, B.; JIANG, S.; WANG, H.; WANG, Z.; JIA, R.; YANG, J.; HE, S.; CHENG, R. Characterization, quantification and management of China's municipal solid waste in spatiotemporal distributions: A review. **Waste Management**, v. 61, p. 67-77, 2017.
- GUVEN, H.; AKCA, M. S.; IREN, E.; KELES, F.; IZZET, OZTURK, I.; ALTINBAS, M. Co-digestion performance of organic fraction of municipal solid waste with leachate: Preliminary studies. **Waste Management**, Abril / 2017. DOI: 10.1016/j.wasman.2017.04.039.
- GU, Y.; CHEN, X.; LIU, Z.; ZHOU, X.; ZHANG, Y. Effect of inoculum sources on the anaerobic digestion of rice straw. **Bioresource Technology**, v. 158, p. 149–155, 2014.
- HAGOS, K.; ZONG, J.; LI, D.; LIU, C.; LU, X. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 76, p. 1485-1496, 2017.
- HAMAWAND, I. Anaerobic digestion process and bio-energy in meat industry: A review and a potential. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 44, p. 37-51, 2015.
- HANC, A.; NOVAK, P.; DVORAK, M.; HABART, J.; SVEHLA, P. Composition and parameters of household bio-waste in four seasons. **Waste Management**, v. 31, n. 7, p. 1450-1460, 2011.
- HANSEN, T. L.; JANSEN, J. I. C.; DAVIDSSON, A.; CHRISTENSEN, T. H. Effects of pré-treatment technologies on quantity and quality of source-sorted municipal

- organic waste for biogas recovery. **Waste Management**, v. 27, n. 3, p. 398-405, 2007.
- HANSEN, T. L.; SCHMIDT, J. E.; ANGELIDAKI, I.; MARCA, E.; JANSEN, J. I. C.; MOSBAEK, H.; CHRISTENSEN, T. H. Method for determination of methane potentials of solid organic waste. **Waste Management**, v. 24, n. 4, p. 393-400, 2004.
- HAN, S.-K.; SHIN, H.-S. Enhanced acidogenic fermentation of food waste in a continuous-flow reactor. **Waste Management**, v. 20, n. 2, p. 110-118, 2002.
- HARTMANN, H.; AHRING, B. K. Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: an overview. **Water Science Technology**, v. 53, n. 8, p. 7-22, 2006.
- HAUG, R.T. **The Practical Handbook of Compost Engineering**. Lewis Publishers, Boca Raton, 1993. 717 p.
- HE, G. Z.; BLUEMLING, B.; MOL, A. P. J.; ZHANG, L.; LU, Y. L. Comparing centralized and decentralized bio-energy systems in rural China. **Energy Policy**, v. 63, p. 34-43, 2013.
- HEFNER III, R. A. **The age of energy gases – China's Opportunity for Global Energy Leadership**. The GHK Company. Oklahoma City, Oklahoma, USA. 2007.
Disponível em:
<http://www.ghkco.com/downloads/Age07Booklet.pdf>
- HENRY, J. G.; PRASAD, D.; YOUNG, H. Removal of Organics from leachates by anaerobic filter. **Water Research**, v.21, n.11, 1987. p. 1395-1399.
- HIRASAWA, J. S. **Avaliação da metanogênese e sulfetogênese na presença de oxigênio, sob diferentes relações etanol/sulfato, utilizando técnicas de biologia molecular**. 2007, 134 f. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Carlos-SP, 134 f. 2007.
- HLA, S. S.; ROBERTS, D. Characterization of chemical composition and energy content of green waste and municipal solid waste from Greater Brisbane, Australia. **Waste Management**, v. 41, p. 12-19, 2015.
- HOELZLE, R. D.; VIRDIS, B.; BATSTONE, D. J. Regulation mechanisms in mixed and pure culture microbial fermentation. **Biotechnology Bioenergy**, v. 111, p. 2139-2154, 2014.
- IACOVIDOU, E.; OHANDJA, D.; VOULVOULIS, N. Food waste co-digestion with sewage sludge - Realising its potential in the UK. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 267-274, 2012.
- IBGE. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e

Indicadores Sociais, Rio de Janeiro, 2010. Disponível em:
<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/>.
 Acesso em jan. 2017.

_____. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000**. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, Diretoria de Pesquisas, Coordenação de População e Indicadores Sociais, Rio de Janeiro, 2002. Disponível em:
<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv45.pdf>. Acesso em jan. 2017.

International Energy Agency. Disponível em: < <https://www.iea.org/> >.

Institute for Health Metrics and Evaluation – IHME. Disponível em: < <http://www.healthdata.org/> >.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2007: Synthesis Report**. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. CORE WRITING TEAM; PACHAURI, R.K and REISINGER, A. (Eds.). IPCC, Geneva, Switzerland, 104 p. 2007.

IPEA - Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – **Diagnóstico dos resíduos sólidos urbanos**. Relatório de Pesquisa. Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República. Brasília, 2012. Disponível em:
http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/121009_relatorio_residuos_solidos_urbanos.pdf. Acesso em dez. 2016.

JACOBI, P. R.; BENSEN, G. R.; **Gestão de resíduos sólidos em São Paulo: desafios da sustentabilidade. Estudos Avançados**, v. 25 n. 71, 2011. Disponível em: < <http://www.scielo.br/pdf/ea/v25n71/10.pdf> >. Acesso em nov. 2016.

JARDIM, N. S.; WELLS, C.; CONSONI, A. J.; AZEVEDO, R. M. B. **Gerenciamento Integrado do lixo municipal**. In: D'ALMEIDA, M. L. O.; VILHENA, A. (coord.). op. cit., p. 3-25.

JENSEN, P. D.; ASTALS, S.; LU, Y.; DEVADAS, M.; BATSTONE, D. J. Anaerobic codigestion of sewage sludge and glycerol, focusing on process kinetics, microbial dynamics and sludge dewaterability. **Water Research**, v. 7, n. 60, 2014.

JERUSALIMSKY, N. D.; NERONOVA, N. M. **The relationship between the concentration of metabolic products and the growth rate of microorganisms** (russ.). Dokl. AN SSSR, v.161, p.1437, 1965.

JIMÉNEZ, J.; GUARDIA-PUEBA, Y.; CISNEROS-ORTIZ, M. E.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; GUERRA, G.; NOYOLA, A. Optimization of the specific methanogenic activity during the anaerobic co-digestion of pig manure and rice straw, using industrial clay residues as inorganic additive. **Chemical Engineering Journal**, v. 259, p. 703-714, 2015.

- KAFLE, G. K.; KIM, S. H.; SUNG, K. I. Ensiling of fish industry waste for biogas production: a lab scale evaluation of biochemical methane potential (BMP) and kinetics. **Bioresource Technology**, v. 127, p. 326-336, 2013.
- KENNEDY, K. J.; DROSTE, R. L. Anaerobic fixed-film reactors treating carbohydrate wastewater. **Water Research**, v. 20 n.6, p. 685-695, 1986.
- KELESSIDIS, A.; STASINAKIS, A.S. Comparative study of the methods used for treatment and final disposal of sewage sludge in European countries. **Waste Management**, v. 32, p. 1186-1195, 2012.
- KELLY, R. J. **Solid Waste Biodegradation Enhancements and the Evaluation of Analytical Methods Used to Predict Waste Stability**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais e Engenharia) - Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University, Virginia, 66 f. 2002.
- KELLEHER, M.; Anaerobic Digestion Outlook for Msw Streams, **BioCycle**, v. 48, n. 8, p. 51, 2007.
- KHALID, A.; ARSHAD, M.; ANJUM, M.; MAHMOOD, T.; DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste. **Waste Management** (New York, N.Y.), v. 31, n. 8, p. 1737–1744, 2011.
- KHANAL, S. K. et al. Bioenergy and Biofuel Production from Wastes/Residues of Emerging Biofuel Industries. **Water Environment Research**, v. 80, n. 10, p. 1625–1647, 2008.
- KHAN, S.; WANG, N.; REID, B.J.; FREDDO, A.; CAI, C. Reduced bioaccumulation of PAHs by *Lactuca sativa* L. grown in contaminated soil amended with sewage sludge and sewage sludge derived biochar. **Environmental Pollution**, v. 175, p. 64-68, 2013.
- KIM, D. H.; OH, S. E. Continuous high-solids anaerobic co-digestion of organic solid wastes under mesophilic conditions. **Waste Management**, v. 31, p. 1943–1948, 2011.
- KIM; H. W.; NAM, J. Y.; SHIN, H. S. A comparison study on the high-rate co-digestion of sewage sludge and food waste using a temperature-phased anaerobic sequencing batch reactor system. **Bioresource Technology**, v. 102, p.7272–7279, 2011.
- KIM, Y. M.; JANG, H. M.; LEE, K.; CHANTRASAKDAKUL, P.; KIM, D.; PARK, K. Y. Changes in bacterial and archaeal communities in anaerobic digesters treating different organic wastes. **Chemosphere**, v. 141, p. 134–137, 2015.
- KJELDSEN, P.; BARLAZ, M. A.; ROOKER, A. P.; BAUN, A.; LEDIN, A.; CHRISTENSEN, T. H. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. **Critical Reviews in Environment Science and Technology**, v. 32, n. 4, 2002. p. 297-336.

- KLAMMER, S.; KNAPP, B.; INSAM, H. Bacterial community patterns and thermal analyses of composts of various origins. **Waste Management & Research**, v. 26, p. 173–187, 2008.
- KOCH, K.; DREWES, J. E. Alternative approach to estimate the hydrolysis rate constant of particulate material from batch data. **Applied Energy**, v. 120, p. 11-15, 2014.
- KONDUSAMY, D.; KALAMDHAD, A. S. Pre-treatment and anaerobic digestion of food waste for high rate methane production – A review. **Jornal of Environmental Chemical Engineering**, v. 2, n. 3, p. 1821-1830, 2014.
- KUDO, N.; KHOCHBIN, S.; NISHI, K.; KITANO, K.; YANAGIDA, M.; YOSHIDA, M.; HORINOUCI, S. Molecular cloning and cell cycle-dependent expression of Mammalian CRM1, a protein involved in nuclear export of proteins. **The Journal of Biological Chemistry**, v. 272, p. 29742-29751, 1997.
- KULIKOWSKA, D.; KLUMIUK, E. The effect of landfill age on municipal leachate composition. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 5981-5985, 2008.
- KUMAR, M.; OU, Y. L.; LIN, J. G. Co-composting of green waste and food waste at low C/N ratio. **Waste Management**, v. 30, p. 602–609, 2010.
- KUNZ, A.; AMARAL, A. C.; STEINMETZ, R. L. R. Padronização de uso das unidades de medida em processos de produção de biogás. Embrapa Suínos e Aves. **Comunicado Técnico**, 537, 4 p. 2016.
- KRÜMPPEL, J.; SCHÄUFELE, F.; SCHNEIDER, J.; JUNGBLUTH T.; ZIELONKA, S.; LEMMER, A. Kinetics of biogas production in Anaerobic Filters. **Bioresource Technology**, v. 200, p. 230–234, 2016.
- KWIETNIEWSKA, E.; TYS, J. Process characteristics, inhibition factors and methane yields of anaerobic digestion process, with particular focus on microalgal biomass fermentation. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 34, p. 491-500, 2014.
- LAY, N.; XIA, Y.; QIN, C. G.; GONG, C. S.; TSAO, G. T. Production of ethanol from recycled paper sludge using cellulase and yeast, *Kluveromyces marxianus*. **Biomass Bioenergy**, v. 12, p. 135-143, 1997.
- LAY, J-J.; LI, Y-Y.; NOIKE, T. Influences of pH and moisture content on the methane production in high-solids sludge digestion. **Water Research**, v. 33, p. 2579-2586, 1999.
- LAY, J-J. Biohydrogen generation by mesophilic anaerobic fermentation by microcrystalline cellulose. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 74, p. 280-287, 2001.
- LEME, S. M.; JOIA, P. R. **Caracterização física dos resíduos sólidos urbanos domiciliares em Aquidauana – MS**. Geografia – v. 15, n. 1, jan/jun 2006 – Universidade Estadual de Londrina, Departamento de Geociências. Disponível em: <http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/geografia/article/view/6643/6000>.

- LENS, P. N. L.; VISSER, A.; JANSSEN, A. J. H.; HULSHOFF POL, L. W.; LETTINGA, G. Biotechnological treatment of sulfate-rich wastewater. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 28, n. 1. 41-88 p. 1998.
- LESTEUR, M. Alternative methods for determining anaerobic biodegradability: A review. **Process Biochemistry**, v. 45, p. 431-440, 2010.
- LESSA, E. R. **Estudo metodológico de caracterização física de resíduos sólidos domiciliar e comercial para o município de Fortaleza – CE**. 2008, 169 f. Dissertação (Mestrado), Mestrado em Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza – CE, 169 f. 2008.
- LETTINGA ASSOCIATES FOUNDATION. **Development of decentralized anaerobic digestion systems for application in the UK**. Phase 1 – Final report. 2009. Disponível em:
http://www.communitycompost.org/CCN_documents/Small_scale_AD_for_CCN_Phase1_report.pdf.
- LETTINGA, G., HULSHOF POL, L. W., ZEEMAN, G. **Biological Wastewater Treatment**. Part I: Anaerobic wastewater treatment. Lecture Notes. Wageningen Agricultural University, ed. January, 1996.
- LETTINGA, G., REBAC, S.; ZEEMAN, G. Challenge of psychrophilic anaerobic wastewater treatment. **Trends in Biotechnology**, v.19, n.9, p.363-370, 2001.
- LI, G. Evaluating Methane Production from Anaerobic Mono and Co-digestion of Kitchen Waste, Corn Stover, and Chicken Manure. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 171. n. 1, p. 117-127, 2013.
- LILI, M.; BIRÓ, G.; SULYOK. E.; PETIS, M.; BORBÉLY, J.; TAMÁS, J. **Novel approach on the basis of FOS/TAC method**. Analele Universității din Oradea, Fascicula: Protecția Mediului 17:713–718(2011). Disponível em:
http://protmed.uoradea.ro/facultate/anale/protectia_mediului/2011B/im/15.%20Mezes%20Lili.pdf.
- LI, K.; LIU, R.; SUN, C. Comparison of anaerobic digestion characteristics and kinetics of four livestock manures with different substrate concentrations. **Bioresource Technology**, v. 198, p. 133-140, 2015.
- LIM, S. J.; FOX, P. Biochemical Methane Potential (BMP) Test for Thickened Sludge Using Anaerobic Granular Sludge at Different Inoculum/Substrate Ratios. **Biotechnology and Bioprocess Engineering**, v. 18, p. 306-312, 2013.
- LIN, C-Y.; SHEI, S-H. Heavy metal effects on fermentative hydrogen production using natural mixed microflora. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 33, p. 587-593, 2008.

- LI, Y. B.; PARK, S. Y.; ZHU, J. Y. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste. **Renewable & Sustainable Energy Reviews**, v. 15, n. 1, p. 821-826, 2011.
- LI, Y. Q.; FENG, L.; ZHANG, R. H.; HE, Y. F.; LIU, X. Y.; XIAO, X.; MA, X. X.; CHEN, C.; LIU, G. Q. Influence of inoculum source and pre-incubation on biomethane potential of chicken manure and corn stover. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 171, n. 1, p. 117–127, 2013.
- LO, H. M.; CHIANG, C. F.; TSAO, H. C.; PAI, T. Y.; LIU, M. H.; KURNIAWAN, T. A.; CHAO, K. P.; LIOU, C. T.; LIN, K. C.; CHANG, C. Y.; WANG, S. C.; BANKS, C. J.; LIN, C. Y.; LIU, W. F.; CHEN, P. H.; CHEN, C. K.; CHIU, H. Y.; WU, H. Y.; CHAO, T. W.; CHEN, Y. R.; LIOU, D. W.; LO, F. C. Effects of spiked metals on the MSW anaerobic digestion. **Waste Management & Research**, v. 30, n. 1, p. 32-48, 2012a.
- LO, H. M.; CHIU, H. Y.; LO, S. W.; LO, F. C. Effects of different SRT on anaerobic digestion of MSW dosed with various MSWI ashes. **Bioresource Technology**, v. 125, p. 233-238, 2012b.
- LUO, J.; QIAN, G.; LIU, J.; XU, Z. P. Anaerobic methanogenesis of fresh leachate from municipal solid waste: A brief review on current progress. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 49, p. 21-28, 2015.
- LUSK, P. **Methane Recovery from Animal Manures The Current Opportunities Casebook**. Resource Development Associates. Washington, DC, p.150. 1998.
- MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; BENDER, K. S.; BUCHLEY, D. H.; STAHL, D. A. **Brock Biology of Microorganisms**. 14^a edição. Pearson Education, 2014, 1006p.
- MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; DUNLAP, P. V.; CLARK, D. P. **Microbiologia de Brock**. 12a edição. Porto Alegre: Artmed, 2010. 1128p.
- MA, J.; MUNGONI, L. J.; VERSTRAETE, W.; CARBALLA, M. Maximum removal rate of propionic acid as a sole carbon source in UASB reactors and the importance of the macro- and micro-nutrients stimulation. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 14, p. 3477-3482, 2009.
- MATA-ALVAREZ, J., CECCHI, F. A review of kinetic models applied to the anaerobic biodegradation of complex organic matter. Kinetics of the biomethanization of organic fractions of municipal solid waste. In: Kamely, D., Chackrobordy, A., Ommen., G.S. (Ed.), **Biotechnology and Biodegradation**. Portfolio Publ. Comp., p. 27-54. 1990.
- MATA-ALVAREZ, J.; DOSTA, J.; ROMERO-GÜIZA, M. S.; FONOLL, X.; PECES, M.; ASTALS, S. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 36, p. 412–427, 2014.

- MATA-ALVAREZ, J.; MACÉ, S.; LLABRÉS, P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology**, v. 74, n. 1, p. 3–16, 2000.
- MARAÑÓN, E.; CASTRILLÓN, L.; QUIROGA, C.; FERNÁNDEZ-NAVA, Y.; GÓMEZ, L.; GARCÍA, M. M. Co-digestion of cattle manure with food waste and sludge to increase biogas production. **Waste Management**; v. 32 n. 10, p. 1821–1825, 2012.
- MARQUES JÚNIOR, W.; PASQUALETTO, A. **Caracterização física dos resíduos sólidos domésticos da cidade de Bela Vista – GO**. Goiânia, 2005/1. Disponível em: <http://www.ucg.br/ucg/prope/cpgss/ArquivosUpload/36/file/Continua/CARACTERIZA%C3%87%C3%83O%20F%C3%8DSICA%20DOS%20RES%C3%8DDUOS%20%C3%93LIDOS%20DOM%C3%89STICOS%20DA%20C%E2%80%A6.pdf>.
- MARTINS, T. H. **Apostila sobre o uso de teste manométrico para determinação de atividade metanogênica específica em lodos biológicos**. Rotina de operação e análise de biodegradação manométrica, v. 2, 15 p., 2015.
- MARTINS, T. H.; DEL NERY, V.; POZZI, E.; ALVES, I.; DAMIANOVIC, MÁRCIA H. R. Z.; PIRES, E. C.; FORESTI, E. **Rapid Specific Methanogenic Activity Tests Using a Manometric System**. In: 14th World Congress on Anaerobic Digestion. Vina Del Mar, Chile, 2015, Vina del Mar. 14th World Congress on Anaerobic Digestion. Vina Del Mar, Chile, 2015.
- MASSUKADO, L. M. **Desenvolvimento do processo de compostagem em unidade descentralizada e proposta de software livre para gerenciamento municipal dos resíduos sólidos domiciliares**. 2008. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos-SP, 2008.
- MAZZONETTO, A. W.; ROCHA, D. C.; OLIVEIRA, D. F. G.; SILVA, P. L. **Avaliação do potencial energético do resíduo sólido urbano de Piracicaba para produção de biogás**. Bioenergia em revista: diálogos, ano 6, n. 1, p. 47-75, jan./jun. 2016. Disponível em: <http://www.fatecpiracicaba.edu.br/revista/index.php/bioenergiaemrevista/article/download/.../pdf>.
- MCCARTY, P. L. **Anaerobic waste treatment fundamentals**. Public Works. 1964.
- MEIRELES, S. **Sistema municipal de informações sobre resíduos sólidos como instrumento de gestão e gerenciamento**. 2015. 305f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 305 f. 2015.
- MENDOZA, M. V. **Caracterización del crecimiento de biopelículas soportadas em um sistema de lecho fijo utilizado para la digestión anaeróbia de la fracción orgánica de residuos sólidos urbanos**. 2005. Tesis (Doctorado). Facultad de

Ciências Fisicoquímicas, Escuela de Ingeniería Química, Universidad Industrial de Santander, Bucaramanga, 2015.

METCALF & EDDY, Inc. 1991. **Wastewater engineering, treatment, disposal and reuse**. 3d ed. New York: McGraw-Hill Book Company

MESQUITA, R. V. Jogue dinheiro no lixo. **Revista Planeta**, São Paulo, p.31, ed. 502, editora três, set. 2014.

MILLER, T. L.; WOLIN, M. J. Bioconversion of Cellulose to Acetate with Pure Cultures of *Ruminococcus albus* and a Hydrogen-Using Acetogen. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 61, n. 11, p. 3832–5, 1995.

MILLOT, N.; COURANT, P. **Treatability characteristics of landfill leachate**. In: CHRISTENSEN, T. H.; COSSU, R.; STEGMANN, T., Landfilling of waste: Leachate. Chapman & Hall Ltd, reprinted, (1997).

MINISTRY OF THE ENVIRONMENT GOVERNMENT OF JAPAN. **Waste & Recycling**. 2017. Disponível em: <https://www.env.go.jp/en/recycle/index.html>.

MONTEGGIA, L. O. **Proposta de metodologia para avaliação do parâmetro “Atividade Metanogênica Específica**. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Foz do Iguaçu, 1997.

MONTEGGIA, L. O. **The use of specific methanogenic activity for controlling anaerobic reactors**. Ph.D. Thesis. University of Newcastle upon Tyne, UK, 1991.

MONTEIRO, J. H. P. et al. **Manual de gerenciamento integrado de resíduos sólidos**. Coordenação técnica Victor Zular Zveibil. Rio de Janeiro: IBAM, 2001.

MONOD, J. The Growth of Bacterial Cultures. **Annual Review of Microbiology**, v. 3, n. 1, p. 371–394, 1949.

MOORHEAD, D. L., SINSABAUGH, R. L. Simulated patterns of litter decay predict patterns of extracellular enzyme activities. **Applied Soil Ecology**, v. 14 p. 71-79, 2000.

MORAVIA, W. G. **Estudos de caracterização, tratabilidade e condicionamento de lixiviados visando tratamento por lagoas**. 2007. Dissertação (Mestrado), EE/UFGM, Belo Horizonte, MG, Brasil. 2007.

MOSEY, F. E. Mathematical modelling of the anaerobic digestion: regulatory mechanisms for the formation of short-chain volatile acids from glucose. **Water Science and Technology**, v. 15, p. 209-232, 1983.

MONTUSIEWICZ, A.; LEBIOCKA, M. Co-digestion of intermediate landfill leachate and sewage sludge as a method of leachate utilization. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 3, p. 2563–2571, 2011.

- MONTUSIEWICZ, A.; LEBIOCKA, M.; PAWLOWSKA, M. Characterization of the biomethanization process in selected wastes mixtures. **Archives of Environmental Protection**, p. 49–61, 2008.
- MOURA, A. A.; LIMA, W. S.; ARCHANJO, C. R. Análise da composição gravimétrica de resíduos sólidos urbanos: estudo de caso – município de Itaúna – MG. **SynThesis Revista Digital FAPAM**, Pará de Minas, n.3, p. 4 - 16, abr. 2012. Disponível em: < <http://periodicos.fapam.edu.br/index.php/synthesis/article/view/47/43> >.
- MUCELIN, C. A.; BELLINI, M. "Lixo e impactos ambientais perceptíveis no ecossistema urbano". **Sociedade & Natureza**, 20, n. 1, p. 111-124. 2008.
- MUKHERJEE, S.; MUKHOPADHAY, S.; HASHIM, M. A.; GUPTA, B. Contemporary Environmental Issues of Landfill Leachate: Assessment and Remedies. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, n. 45:5, p. 472-590, 2015.
- MUYZER, G.; SMALLA, K. Application of denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) and temperature gradient gel electrophoresis (TGGE) in microbial ecology. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 73, p. 127–141, 1998.
- MZWEB. **Usina São Martinho**. Disponível em: http://www.mzweb.com.br/saomartinho2009/web/conteudo_pti.asp?conta=45&tipo=28770. Acesso em: jan. 2017.
- NAGAO, N.; TAJIMA, N.; KAWAI, M.; NIWA, C.; KUROSAWA, N.; MATSUYAMA, T.; YUSOFF, F. M.; TODA, T. Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. **Bioresource Technology**, v. 118, p. 210-218, 2012.
- NAGASHIMA, L. A.; BARROS JÚNIOR, C.; ANDRADE, C. C.; SILVA, E. T.; HOSHIKA, C. Gestão integrada de resíduos sólidos urbanos – uma proposta para o município de Paranavaí, Estado do Paraná, Brasil. **Acta Scientiarum. Technology**, v. 33, n. 1, p. 39-47, 2011. Disponível em: < <http://periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciTechnol/article/view/581/581> >.
- NARDIN, M.; PROCHNIK, M.; CARVALHO, M. E. **Usinas de Reciclagem de Lixo: Aspectos Sociais e Viabilidade Econômica**. Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDS), 289 p. 1987.
- NARTKER S.; AMMERMAN M.; AURANDT J.; STOGSDIL M.; HAYDEN O.; ANTLE, C. Increasing biogas production from sewage sludge anaerobic codigestion process by adding crude glycerol from biodiesel industry. **Bioresource Technology**, v. 34, p. 2567–2571, 2014.
- NEVES, L.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M. M. Co-digestion of cow manure, food waste and intermittent input of fat. **Bioresource Technology**, v. 100, p. 1957–1962, 2009b.

- NEVES, L.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M. M. Fate of LCFA in the co-digestion of cow manure, food waste and discontinuous addition of oil. **Water Research** v. 43, p.5142–5150, 2009a.
- NEVES, L.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M. M. Influence of inoculum activity on the biomethanization of a kitchen waste under diferente waste/inoculum ratios. **Process Biochemistry**, v. 39, p. 2019-2024, 2004.
- NGHIEM, L. D.; NGUYEN, T. T.; MANASSA, P.; FITZGERALD, S. K.; DAWSON, M.; VIERBOOM, S. Co-digestion of sewage sludge and crude glycerol for on-demand biogas production. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 95, p. 160-166, 2014.
- NOGUEIRA L.A.H. **Biodigestão, a alternativa energética**. Editora Nobel, São Paulo, 1986.
- NÜBEL, U.; ENGELN, B.; FELSKE, A.; SNAIDR, J.; WIESHUBER, A.; AMANN, R.I.; LUDWIG, W.; BACKHAUS, H. Sequence heterogeneities of genes encoding 16S rRNAs in *Paenibacillus polymyxa* detected by Temperature Gradient Gel Electrophoresis. **Journal of Bacteriology**, v. 178, n. 19, p. 5636-5643, 1996.
- OC - Observatório do Clima; SEEG - Sistema de Estimativa de Emissões de Gases de Efeito Estufa. Análise da evolução das emissões de GEE no Brasil (1990-2015), São Paulo. 2017.
- OLIVEIRA, S. A.; LEITE, V. D.; PRASAD, S.; RIBEIRO, M. D. **Caracterização física e química dos resíduos sólidos domiciliares da cidade de Campina Grande/PB**. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. Disponível em:
<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes23/III-101.pdf>.
- OLIVEIRA, S. **Gestão dos resíduos sólidos urbanos na microrregião homogênea Serra de Botucatu – Caracterização física dos resíduos sólidos domésticos na cidade de Botucatu/SP**. 1997, 127 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu, 127 f. 1997.
Disponível em:
https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/90707/oliveira_s_me_botfca.pdf?sequence=1&isAllowed=y.
- OSTREM, K. Greening Waste: **Anaerobic Digestion for Treating the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes**. 2004 - Dissertação (Mestrado em Earth Resources Engineering) - Foundation of School of Engineering and Applied Science, Columbia University, Nova York, EUA, 54 p. 2004. Disponível em:
http://www.seas.columbia.edu/earth/wtert/sofos/Ostrem_Thesis_final.pdf.
- OWEN, W. F., STUCKEY D. C., HEALV JR., J. B., YOUNG, L. Y., MCCARTY, P. L. Bioassay for monitoring Biochemical Methane Potential and anaerobic toxicity. **Water Research**, n. 13, p. 485-492, 1979.
- PADILHA, D. J. **Avaliação da gestão dos resíduos sólidos urbanos do município de Irati-PR com o auxílio do método AHP**. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-

Graduação em Engenharia Urbana da Universidade Estadual de Maringá, Maringá – PR. 101 f. 2012.

- PARKIN, J. F.; OWEN, W. F. Fundamentals of anaerobic digestion of wastewater sludge. **Jornal of Environmental Engineering**. Div. Amer. Soc. Civil Eng., v. 122, p. 867-920, 1986.
- PAVI, S.; KRAMER, L. E.; GOMES, L. P.; MIRANDA, L. A. S. Biogas production from co-digestion of organic fraction of municipal solid waste and fruit and vegetable waste. **Bioresource Technology**, v. 228, p. 362-367, 2017.
- PENNA, J. A. **Estudo da metodologia do teste de atividade metanogênica específica**. 1994. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos-SP, 1994.
- PICANÇO, S. F.; TELLO, J. C. R.; COELHO, L. M. **Caracterização física dos resíduos sólidos urbanos produzidos na cidade de Parintins (AM)**. Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais, Aquidabã, v.5, n.2, p.107-116, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.6008/SPC2179-6858.2014.002.0010>. Disponível em: <http://sustenere.co/journals/index.php/rica/article/view/SPC2179-6858.2014.002.0010>.
- PINHEIRO, A.; POLZ, J. A. **Considerações sobre os resíduos sólidos do município de Blumenau (SC)**. VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002. Disponível em: <http://docplayer.com.br/31825591-Iii-consideracoes-sobre-os-residuos-solidos-do-municipio-de-blumenau-sc.html>.
- PINTO, D. M. L. **Avaliação da partida da digestão anaeróbia da fração orgânica dos resíduos sólidos domésticos inoculados com percolado**. 2000, 175 f. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos –SP. 175f. 2000.
- POHLAND, F. G.; HARPER, S. R. **Critical review and summary of leachate and gas production from landfills**. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, U.S.A. 1986.
- POGGIANI, F.; SILVA, P. H. M.; GUEDES, M. C. Uso do Lodo de Esgoto em Plantações Florestais. In: ANDREOLI, C. V. (Coord.). **Alternativas de uso de resíduos do saneamento**. Rio de Janeiro: Abes, 2006. 417 p. Projeto PROSAB.
- PORTO ALEGRE, P. M. **Plano municipal de gestão integrada de resíduos sólidos**. PMGI-RSU. VOLUME I – Diagnóstico e Prognóstico. Prefeitura Municipal de Porto Alegre – RS, Secretaria de Infraestrutura. Departamento Municipal de Limpeza Urbana – 2013. Disponível em: http://lproweb.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/dmlu/usu_doc/pmgirs_porto_al_egre_volume_1.pdf.

- PRADO, M. R. V.; MATTOS, V. M. Diagnóstico da Gestão de Resíduos Sólidos Urbanos Gerados na Cidade de Poxoréu – MT, Brasil. **UNICIÊNCIAS**, v. 18, n. 1, p. 5-10, Jun. 2014. Disponível em: <
<http://www.pgsskroton.com.br/seer/index.php/uniciencias/article/view/379/355>>.
- PUNAL, A.; TREVISAN, M.; ROZZI, A.; LEMA, J. Influence of C:N ratio on the start-up of up-flow anaerobic filter reactors. **Water Research**, v. 39, p. 2614-1610, 2000.
- QASIM, S.; CHIANG, W. **Sanitary landfill leachate: Generation, control and treatment**. Technomic Publishing Comany, Inc. Lancaster, Pensylvania, USA, 1994.
- QIAO, W. et al. Biogas production from supernatant of hydrothermally treated municipal sludge by upflow anaerobic sludge blanket reactor. **Bioresource technology**, v. 102, n. 21, p. 9904–11, 2011.
- RAJAESHWARI, K. V.; BALAKRISHNAN, M.; KANSAL, A.; LATA, K.; KISHORE, V. V. N. State-of-the-art of anaerobic digestion technology of industrial wastewater treatment. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v. 4, p. 135-156, 2000.
- RAMAKRISHNA, D.M.; VIRARAGHAVAN, T. Strategies for sludge minimization in activated sludge process e a review. Fresenius. **Environmental. Bulletin**. v. 14, p. 212, 2005.
- RATANATAMSKUL, C., WATTANAYOMMANAPORN, O., YAMAMOTO, K., 2011. Codigestion of food waste and sewage sludge by two stage anaerobic digester for biogas production from high rise building. In: **Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium**. CISA Publisher, Cagliari, Italy.
- RAO, M. S.; SINGH, S. P. Bioenergy conversion studies of organic fraction of MSW: kinetic studies and gas yield-organic loading relationships fod process optimization. **Bioresource Technology**, v. 95, n. 2, p. 173-185, 2004.
- RAPOSO, F.; BANKS, C. J.; SIEGERT, S.; HEAVEN, S.; BORJA, R. Influence of inoculum to substrate ratio on the biochemical methane potential of maize in batch tests. **Process Biochemistry**, v. 41, p. 1444-1450, 2006.
- RAPOSO, F.; BORJA, R.; MARTÍN, M. A.; MARTÍN, A.; DE LA RUBIA, M. A.; RINCÓN, B. Influence of inoculum–substrate ratio on the anaerobic digestion of sunflower oil cake in batch mode: Process stability and kinetic evaluation. **Chemical Engineering Journal**, v. 149, n. 1, p. 70-77, 2009. ISSN 1385-8947.
- RAPOSO, F.; DE LA 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, n. 1, p. 861-877, 2012. ISSN 13640321.

- RENOU, S.; GIVAUDAN J. G.; POULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.
- REZENDE, J. H. CARBONI, M.; MURGEL, M. A. T.; CAPPS, A. L. A. P.; TEIXEIRA, H. L.; SIMÕES, G. T. C.; RUSSI, R. R.; LOURENÇO, B. L. R.; OLIVEIRA, C. A. Composição gravimétrica e peso específico dos resíduos sólidos urbanos em Jaú (SP). *Eng Sanitária e Ambiental*. v. 18. n. 1. jan/mar 2013. 1-8. Disponível em:
<http://www.scielo.br/pdf/esa/v18n1/a01v18n1.pdf>.
- ROCHA, M. A. C. **Estudo da atividade metanogênica de lodos e da biodegradabilidade anaeróbia de efluentes de indústria de bebidas**. 2003, 120 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, 120 f. 2003.
- ROMERO-GÜIZA, M. S; VILA, J. MATA-ALVAREZ, J. CHIMENOS, J. M. ASTALS, S. The role of additives on anaerobic digestion: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v. 58, p. 1486–1499, 2016.
- ROSA, A. V. **Fundamentals of renewable energy processes**. 2nd. ed. Amsterdam; Boston, Elsevier Academic. 2009.
- RUBIN, E. M. Genomics of cellulosic biofuels. **Nature**, v. 454, n. 7206, p. 841–845, 2008
- RUSSO, M. A. T. **Tratamento de resíduos sólidos**. Portugal: Universidade de Coimbra, 2003.
- SAJEENA BEEVI, B.; MADHU, G.; SAHOO, D. K. Performance and kinetic study of semi-dry thermophilic anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Waste Management**, v. 36, p. 93-97, 2015.
- SAKAMOTO, I. K. **Comparação da estrutura de comunidades microbianas presentes em sistemas de lodos ativados modificados para remoção biológica do fósforo em excesso, utilizando-se a técnica de eletroforese em gel de gradiente desnaturante (DGGE)**. 2001, 162 f. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos –SP, 162 f. 2001.
- SALA, M. M., GUDE, H. Role of protozoans on the microbial ectoenzymatic activity during the degradation of macrophytes. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 20 p. 75-82, 1999.
- SALGADO, M. T. **Avaliação da influência da variação da taxa de recirculação de percolado na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**. 2003. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. São Carlos –SP, 2003.

- SANTANA, R. C.; BARROS, N. F.; LEITE, H. G.; COMERFORD, N. B.; NOVAIS, R. F. Estimativa de biomassa de plantios de eucalipto no Brasil. **Revista Árvore**, v.32, n.4, p. 697-706, 2008.
- SANZ, J. L.; KÖCHLING, T. Molecular biology techniques used in wastewater treatment: An overview. **Process Biochemistry**, n. 42, p. 119–133, 2007.
- SÃO PAULO. Resolução SMA 54, de 30 de novembro de 2004. Dispõe sobre procedimentos para o licenciamento ambiental no âmbito da Secretaria do Meio Ambiente. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, SP, 1 dez. 2004, seção I, p. 20.
- _____. Resolução SMA-038, de 02 de agosto de 2011. Estabelece a relação de produtos geradores de resíduos de significativo impacto ambiental, para fins do disposto no artigo 19, do Decreto Estadual nº 54.645, de 05 de agosto de 2009, que regulamenta a Lei Estadual nº 12.300, de 16.03.2006, e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, SP, 3 ago. 2011, seção I, p. 46-47.
- _____. Resolução SMA nº 45, de 23 de junho de 2015. Define as diretrizes para implementação e operacionalização da responsabilidade pós-consumo no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado**, São Paulo, SP, 24 de julho de 2015.
- SCHALCH, V.; CASTRO, M. A. S.; CÓRDOBA, R. E. **Tratamento e disposição final ambientalmente adequada de resíduos sólidos urbanos**. São Carlos: 1. ed. São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, 2015. v. 1. 52p.
- SCHALCH, V.; LEITE, W. C. A.; FERNANDES JÚNIOR, J. L.; CASTRO, M. C. A. A. **Gestão e gerenciamento de resíduos sólidos**. São Carlos. Outubro. 2002. 97 p. Apostila.
- SCHIEVANO, A.; D'IMPORZANO, G.; MALAGUTTI, L.; FRAGALI, E.; RUBONI, G.; ADANI, F. Evaluating inhibition conditions in high-solids anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 14, p. 5728-5732, 2010.
- SCHMIDELL, W.; LIMA, U.A.; AQUARONE, E.; BORZANI, W. **Biotecnologia Industrial**. São Paulo, Edgard Blücher Ltda, v. 2, 2001.
- SEMBLANTE, S., HAI, F.I., GUO, W.S., NGO, H.H., YOU, S.J., PRICE, W., NGHIEM, D.L., 2014. Sludge cycling between aerobic, anoxic and anaerobic regimes to reduce sludge production during wastewater treatment: performance, mechanisms, and implications. **Bioresource Technology**. 155, p. 395-409, 2014.
- SERVIÇO NACIONAL DE APRENDIZAGEM INDUSTRIAL – SENAI/PR. **Oportunidades da Cadeia Produtiva de Biogás para o Estado do Paraná**. 73 p. Curitiba – PR, 2016, ISBN 978-85-5520-015-1.

- SHAH, F. A. et al. Co-digestion, pretreatment and digester design for enhanced methanogenesis. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 42, p. 627-642, 2015.
- SIDDIQUI, Z.; HORAN, N. J.; KOFI, A. Optimization of C : N Ratio for Co-Digested Processed Industrial Food Waste and Sewage Sludge Using the BMP Test. **International Journal of Chemical Reactor Engineering**. 2011.
- SILVA, K. C. C. **Digestão de resíduos sólidos orgânicos em um reator anaeróbio operado em bateladas sequenciais com separação da biomassa**. 2016. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, Escola Politécnica. Universidade de São Paulo. São Paulo - SP. 2016.
- SILVA, M. C. P. **Avaliação de lodo anaeróbio e dejetos bovinos como potenciais inóculos para a partida de digestores anaeróbios de resíduos alimentares**. 2014, 98 f. Dissertação (Mestrado) Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG, 98 f., 2014.
- SINHA, P.; PANDEY, A. An evaluative report and challenges for fermentative biohydrogen production. **International Journal of Hydrogen Energy**, v. 36, p. 7460-7478, 2011.
- SIQUEIRA, H. E.; SOUZA, A. D.; BARRETO, A. C.; ABDALA, V. L. Composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos na cidade de Nova Ponte (MG). Revista DAE, nº 202, maio/agosto 2016. DOI 10.4322/DAE.2015.010. Disponível em: <
http://revistadae.com.br/artigos/artigo_edicao_202_n_1638.pdf >.
- SNIS - Sistema nacional de informações sobre saneamento. **Diagnóstico do Manejo de Resíduos Sólidos Urbanos** – 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013, 2014, 2015, 2016 e 2017. Brasília, DF. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-residuos-solidos>.
- SOARES, E. L. S. F. **Estudo da caracterização gravimétrica e poder calorífico dos resíduos sólidos urbanos**. 2011, 133 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro – RJ, 133 f. 2011.
- SOARES, J. A. X. **Diagnóstico de resíduos sólidos urbanos e proposição para gerenciamento em Santa Bárbara do Leste – MG**. 2009, 85 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Sustentabilidade, Centro Universitário de Caratinga, Caratinga – MG, 85 f., 2009.
- SOLTO, G. D. B. **Lixiviados de aterros sanitários brasileiros – Estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (*stripping*)**. 2009. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo-USP. São Carlos, 2009.

- SOUSA, L. **Avaliação do gerenciamento de resíduos sólidos urbanos no município de Jesuítas – PR**. 2014, 128 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Urbana, Maringá – PR, 128 f. 2014.
- SOUZA, G. C. C.; ARAÚJO, W. E. L. **Caracterização física dos resíduos sólidos domiciliares do município de Caçu-GO**. Trabalho de Conclusão de Curso, Faculdade de Engenharia Ambiental, Universidade de Rio Verde, UniRV, 2014. Disponível em: <
<http://www.unirv.edu.br/conteudos/fckfiles/files/CARACTERIZACAO%20FISICA%20DOS%20RESIDUOS%20SOLIDOS%20DOMICILIARES%20D%20MUNICIPIO%20DE%20CACU%20GO.pdf>>.
- SPEECE, R. E. **Anaerobic Biotechnology for Industrial Wastewaters**. Ed. *Archae Press*, Tennessee, USA, 393 p. 1996.
- STRABAG. Dry Digestion. 2010. Disponível em:
http://www.strabag.com/databases/internet/_public/content.nsf/Navigation?OpenAgent&docid=D2C34A91EC253E0BC12574E5003B3F2F&urldocid=E8B7EDE5599B8EAF12574FE005DF025.
- STEINMETZ, R. L. R. **Avaliação do efeito de drogas veterinárias na produção específica de biogás de substratos agropecuários**. 2016, 168 f. Tese (Doutorado). Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis-SC, 168 f. 2016.
- STEINMETZ, R. L. R.; MEZZARI, M. P.; SILVA, M. L. B.; KUNZ, A.; AMARAL, A. C.; TÁPPARO, D. C.; SOARES, H. M. Enrichment and acclimation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum standardization of BMP assays. **Bioresource Technology**, v. 219, p. 21-28, 2016.
- STRIPPEL, F.; FINDEISEN, C.; HOFMANN, F.; WAGNER, L.; WILKEN, D. **Biowaste to biogas**. Fachverband Biogas e.V. Germany, 68 p. 2016.
- TALBOT, G.; TOPP, E.; PALIN, M. F.; MASSÉ, D.I. Evaluation of molecular methods used for establishing the interactions and functions of microorganisms in anaerobic bioreactors. **Water Research**, n. 42, p. 513-537, 2008.
- TAVARES, J. C. L. **Caracterização dos resíduos sólidos urbanos da cidade de Maceió-AL**. 2008, 99 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento, Universidade Federal de Alagoas, Maceió – AL, 99 f. 2008.
- TAVARES, R. C. **Composição Gravimétrica: uma ferramenta de planejamento e gerenciamento do resíduo urbano de Curitiba e Região Metropolitana**. 2007, 114 f. Dissertação (Mestrado), Programa Profissionalizante em Desenvolvimento de Tecnologia (PRODETEC), Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento (LACTEC), Instituto de Engenharia do Paraná (IEP), Curitiba – PR, 114 f. 2007.

- THAUER, R. K.; JUNGEMANN, K.; DECKER, K. Energy conservation in chemotrophic anaerobic bacteria. **Bacteriological Reviews**. v.41, n.1, p. 100-180. 1977.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D.; METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th. ed. New York, McGraw-Hill. 2003.
- TCHOBANOGLIOUS, G.; THEISEN, H.; VIGIL, S. A. **Integrated solid waste management: Engineering principles and management issues**. E.U.A., New York: McGraw-Hill, 978 p. 1993.
- TOLMASQUIM, M. T. **Energia Renovável: Hidráulica, Biomassa, Eólica, Solar, Oceânica** – EPE: Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <http://www.epe.gov.br/Documents/Energia%20Renov%C3%A1vel%20Online%2016mai2016.pdf>.
- TSUTIYA, M. T. Alternativas de disposição final de biossólidos gerados em estações de tratamento de esgoto. In: BETTIOL, W.; CAMARGO, O. A (Ed). **Impacto Ambiental do Uso Agrícola do Lodo de Esgoto**. Jaguariúna: EMBRAPA Meio Ambiente, 2000. cap. 4, p. 69-106.
- UNIÃO EUROPÉIA – (UE). Decreto-Lei n.º 183/2009 de 10 de Agosto. Transpõe para a ordem jurídica interna a Directiva n.º 1999/31/CE, do Conselho, de 26 de Abril, relativa à deposição de resíduos em aterros, alterada pelo **Regulamento (CE) n.º 1882/2003**, do Parlamento Europeu e do Conselho, de 29 de Setembro, e aplica a Decisão n.º 2003/33/CE, do Conselho, de 19 de Dezembro de 2002. UE 2009.
- VANDEVIVERE, P.; DE BAERE, L.; VERSTRAETE, W. Types of Anaerobic Digester for Solid Wastes. In: **BIOMETHANIZATION of THE ORGANIC FRACTION MUNICIPAL WASTE**. MATA-ALVAREZ, J. (Coord.). Londres, Reino Unido. Editora: IWA Publishing, p. 111-137, 2003.
- van LIER, J. B.; MAHMOUD, N.; ZEEMAN, G. Anaerobic wastewater treatment. In: HENZE, M.; van LOOSDRECHT, M. C. M.; EKAMA, G. A. BRDJANOVIC, D. (Eds.) **Biological wastewater treatment: principles, modelling and desing**. London, IWA Publishing. p. 415-456. 2008.
- van LIER, J. B.; van der ZEE, F. P. FRIJTERS, C. T. M. J.; ERSAHIN, M. E. Celebrating 40 years anaerobic sludge bed reactors for industrial wastewater treatment. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**. v. 14, n. 4, p. 681-702, 2015.
- VANWONTERGHEM, I.; JENSEN, P. D; HO, D. P., BATSTONE, D. J.; TYSON, G. W. Linking microbial community structure, interactions and function in anaerobic digesters using new molecular techniques. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 27, p. 55–64, 2014.

- VELA, F. J.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Influence of the COD to sulphate ratio on the anaerobic organic matter degradation kinetics. **Water South Africa**, Pretoria, v. 28, n. 2, p. 213-216, 2002, 2AD.
- VDI. VDI 4630 - **Fermentation of organic materials characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests**. VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE, 2006.
- VILELA, R. S.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z.; FOREST, E. Removing organic matter from sulfate-rich wastewater via sulfidogenic and methanogenic pathways. **Water Science Technology**. v. 69, 1669-1675 p. 2014.
- VÖGELI, Y.; LOHRI, C. R.; GALLARDO, A.; DIENER, S.; ZURBRÜGG, C. **Anaerobic digestion of biowaste in developing countries: practical information and case studies**. Dübendorf, Switzerland: Eawag – Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology Department of Water and Sanitation in Developing Countries (Sandec) P. O. Box 611, Überlandstrasse 133, 8600. Dübendorf, Switzerland. 2014.
- WANG, H., BROWN, S.L., MAGESAN, G.N., SLADE, A.H., QUINTERN, M., CLINTON, P.W., PAYN, T.W. Technological options for the management of biosolids. *Environmental Science Pollution Research*. v.15, p. 308-31, 2008.
- WANG, Q.; PENG, L.; SU, H. The effect of a buffer function on the semi-continuous anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 139, p. 43–49, 2013.
- WANG, L. H.; WANG, Q.; CAI, W.; SUN, X. Influence of mixing proportion on the solid state anaerobic co-digestion of distiller's grains and food waste. **Biosystems Engineering**, v. 112, p. 130–137, 2012.
- WARD, A. J.; HOBBS, P. J.; HOLLIMAN, P. J.; JONES, D. L. Optimization of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 7928-7940, 2008.
- WASKOW, R. P. **ASTM D5231 Aplicação à caracterização da composição gravimétrica dos resíduos sólidos urbanos. Estudo de caso: Novo Hamburgo, RS**. 2015, 130 f. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Minas e de Materiais, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre – RS, 130 f. 2015.
- WINTZINGERODE, F. V.; GÖBEL, U. B.; STACKEBRANDT, E. Determination of microbial diversity in environmental samples: pitfalls of PCR-based rRNA analysis. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 21, p. 213-229, 1997.
- WOESE, C. R.; FOX, G. E. Phylogenetic structure of the prokaryotic domain: The primary kingdoms. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America (PNAS)**, v. 74, n. 11, p. 5088-5090, 1977.
- WORLD BIOENERGY ASSOCIATION – **WBA GLOBAL BIOENERGY STATISTICS 2016**. Disponível em: <

<http://www.worldbioenergy.org/uploads/WBA%20Global%20Bioenergy%20Statistics%202016.pdf> >.

- WORM, P.; FERMOSO, F. G.; LENS, P. N. L.; PLUGGE, C. M. Decreased activity of a propionate degrading community in a UASB reactor fed with synthetic medium without molybdenum, tungsten and selenium. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 45, n. 2, p. 139-145, 2009.
- XIAOFENG, L.; SHUANGYAN, Z.; DELAI, Z.; JINGPING, Z.; LI, L. Anaerobic co-digestion of food waste and landfill leachate in single-phase batch reactors. **Waste Management**, v. 34, p. 2278-2284, 2014.
- XIE, S.; LAWLOR, P. G.; FROST, J. P.; HU, Z.; ZHAN, X. Effect of pig manure to grass silage ratio on methane production in batch anaerobic co-digestion of concentrated pig manure and grass silage. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 10, p. 5728-5733, 2011.
- YADVIKA, S.; SREEKRISHNAN, T.R.; KOHLI, S.; RANA, V. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques-a review. **Bioresource Technology**, v. 95, p. 1-10, 2004. DOI: 10.1016/j.biortech.2004.02.010.
- YAO, Y.; LUO, Y.; YANG, Y.; SHENG, H.; LI, X.; LI, T.; SONG, Y.; ZHANG, H.; CHEN, S.; HE, W.; HE, M.; REN, Y.; GAO, J.; WEI, Y.; AN, L. Water free anaerobic co-digestion of vegetable processing waste with cattle slurry for methane production at high total solid content. **Energy**, Londres, v. 74, p. 309-313, 2014.
- YE, J.; LI, D.; SUN, Y.; WANG, G.; YUAN, Z.; ZHEN, F.; WANG, Y. Improved biogas production from rice straw by co-digestion with kitchen waste and pig manure. **Waste Management**, v. 33, n. 12, p. 2653-2658, Dec, 2013.
- YEN, H-W, BRUNE, D. E. Anaerobic co-digestion of algal sludge and waste paper to produce methane. **Bioresource Technology**, v. 98, p. 130-134, 2007.
- YUE, Z-B.; YU, H-Q.; WANG, Z-L. Anaerobic digestion of cattail with rumen culture in the presence of heavy metals. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 4, p. 781-786, 2007.
- YU, J. The foreground analysis of sewage sludge agriculture application in China. **Advanced Materials Research**, v.335-336, p. 1316-1320, 2011.
- YU, L.; CHEN, Z. N.; TONG, X.; LI, K.; LI, W. W. Anaerobic degradation of microcrystalline cellulose: Kinetics and micro-scale structure evolution. **Chemosphere**, v. 86, n. 4, p. 348-353, jan. 2012.
- ZHANG, C.; SU, H.; TAN, T. Batch and semi-continuous anaerobic digestion of food waste in a dual solid-liquid system. **Bioresource Technology**, v. 145, p. 10-6, 2013.

- ZHANG, C.; XIAO, G.; PENG, L.; SU, H.; TAN, T. The anaerobic co-digestion of food waste and cattle manure. **Bioresource Technology**, v. 129, p. 170–176, 2013.
- ZHANG, L.; LEE, Y. W.; JAHNG, D. Anaerobic co-digestion of food waste and piggery wastewater: focusing on the role of trace elements. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 5048–5059, 2011.
- ZHANG, Q.; HU, J.; LEE, D-J. Biogas from anaerobic digestion processes: Research updates. **Renewable Energy**, v. 98, p. 108-119, 2016.
- ZHAO, C.; YAN, H.; LIU, Y.; HUANG, Y.; ZHANG, R.; CHEN, C.; LIU, G. Bio-energy conversion performance, biodegradability, and kinetic analysis of different fruit residues during discontinuous anaerobic digestion. **Waste Management**, v. 52, p. 295-301, 2016.
- ZHAO, J.; ZHENG, Y.; YEBO, LI. Fungal pretreatment of Yard trimming for enhancement of methane yield from solid-state anaerobic digestion. **Bioresource Technology**, v. 156, p. 176-181, 2014.
- ZHU, B.; ZHANG, R.; GIKAS, P.; RAPPORT, J.; JENKINS, B.; LI, X. Biogas production from municipal solid wastes using an integrated rotary drum and anaerobic-phased solids digester system. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 16, p. 6374-6380, 2010.
- ZITOMER, D. H.; JOHNSON, C. C.; SPEECE, R. E. Metal simulation and municipal digester thermophilic/mesophilic activity. **Journal Environmental Engineering**, v. 134, p. 42-47, 2008.
- ZWIETERING, M. H.; JONGENBURGER, I.; ROMBOUTS, F. M. van't RIET, K. Modeling of the bacterial growth curve. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 56, p. 1875-1881, 1990.

APÊNDICE A – FIGURAS ADICIONAIS

Ajuste do modelo *Gompertz* modificado

Figura 0.1 – Ajuste do modelo *Gompertz* modificado para 1ª batelada a) LE-1-16-I; b) LA-1-16-I; c) LE-1-8-I; d) LA-1-8-I; e) LE-1-4-I; f) LA-1-4-I; g) LE-1-2-I; h) LA-1-2-I; i) LE-1-1-I; j) LA-1-1-I

(a)

(b)

(c)

(d)

(e)

(f)

(g)

(h)

(i)

(j)

Figura 0.2 – Ajuste do modelo *Gompertz* modificado para 2ª batelada a) LE-1-8-II; b) LA-1-8-II; c) LE-1-4-II; d) LA-1-4-II; e) LE-1-2-II; f) LA-1-2-II; g) LE-1-1-II; h) LA-1-1-II

(a)

(b)

(c)

(d)

(e)

(f)

(g)

(h)

Figura 0.3 – Ajuste do modelo *Gompertz* modificado para 3ª batelada a) LE-1-4-III; b) LA-1-4-III; c) LE-1-2-III; d) LA-1-2-III; e) LE-1-1-III; f) LA-1-1-III

(a)

(b)

(c)

(d)

(e)

(f)

APÊNDICE B – FIGURAS ADICIONAIS

Gráficos em escala temporal dos ensaios de Atividade Metanogênica Específica (AME)

Figura 0.1 – Ensaios AME para o inóculo LE *in natura* a) frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 0,5$); frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 1,0$); b) frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 1,2$); frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 0,8$)

Figura 0.2 – Ensaio AME para o inóculo LA *in natura* a) frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 0,5$); frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 1,0$); b) frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 0,7$); frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 1,2$); c) frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 1,0$); frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 1,5$); d) frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 1,7$); frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 2,0$)

Figura 0.3 – Ensaio AME para os biometanizadores a) LE-I frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 1,2$); LA-I frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 1,2$); b) LE-II frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 1,2$); LA-II frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 1,2$)

Figura 0.4 – Ensaio AME para os biometanizadores a) LE-III frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 1,2$); LA-III frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 1,2$); b) LE-IV frascos 1, 2 e 3 ($S_0/X_0 = 1,2$); LA-IV frascos 4, 5, 6 ($S_0/X_0 = 1,2$)