

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“Júlio de Mesquita Filho”
Instituto de Geociências e Ciências Exatas
Câmpus de Rio Claro

ELISA FONSECA HORTA

INFLUÊNCIA DO CAMPO ELÉTRICO NA DEGRADAÇÃO
ANAERÓBIA DA GLICOSE EM REATORES EM BATELADA

Dissertação de Mestrado apresentada ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Geociências e Meio Ambiente.

Orientador: Prof. Dr. Marcus C. A. Alves de Castro
Co-orientadora: Prof^a. Dr^a. Sandra I. Maintinguer

Rio Claro - SP
2017

551 Horta, Elisa Fonseca
H821i Influência do campo elétrico na degradação anaeróbia da glicose em reatores em batelada. / Elisa Fonseca Horta. - Rio Claro, 2017
61 f. : il., figs., gráfs., tabs.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro
Orientador: Marcus Cesar Avezum Alves de Castro
Coorientador: Sandra Imaculada Maintinguer

1. Geofísica. 2. Geração de biogás. 3. Tensão elétrica. 4. Eletrólise. 5. Metano. 6. Ácido acético. I. Título.

ELISA FONSECA HORTA

INFLUÊNCIA DO CAMPO ELÉTRICO NA DEGRADAÇÃO ANAERÓBIA DA GLICOSE EM REATORES EM BATELADA

Dissertação de Mestrado apresentada ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Câmpus de Rio Claro, da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Geociências e Meio Ambiente.

Comissão Examinadora	Avaliação
Prof. Dr. Marcus C. A. A. de Castro (UNESP/IGCE) (orientador)	Aprovada
Prof ^a . Dr ^a . Maria B. A. Varesche (USP/EESC)	Aprovada
Prof. Dr. Michel Brienzo (UNESP/IPBEN)	Aprovada

Rio Claro, 5 setembro de 2017

Dedico este trabalho à
minha mãe, que sempre
esteve presente nos
momentos mais importantes,
me aconselhando e
apoiando; agora dividimos
essa alegria e conquista!

Agradecimentos

Aos meus pais, pelo amor e atenção durante toda a minha vida, se cheguei até aqui é porque vocês me deram o apoio necessário.

À minha família, pelo carinho que sempre me foram dados, e pelos ensinamentos que nem sempre estão nos livros.

Aos amigos, pelos momentos de descontração, pelo suporte quando eu precisei e pela família que nós construímos nesses anos em Rio Claro.

Ao Prof. Marcus e à Prof^a. Sandra, pela orientação, correção e dedicação a este trabalho, e também à Prof^a Bernadete e ao Prof. Michel pela leitura e contribuição na avaliação e melhoramento da minha dissertação.

Aos professores e técnicos que colaboraram com este projeto.

À UNESP e à CAPES, pelo apoio prestado para a realização do mestrado e a oportunidade de expandir meus conhecimentos.

RESUMO

HORTA,E.F. **Influência do campo elétrico na degradação anaeróbia da glicose em reatores em batelada**. Dissertação (mestrado). Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - UNESP. Rio Claro. SP. 2017.

A degradação anaeróbia é um processo biológico que a partir de uma fonte de carbono gera biogás. Dessa forma, este estudo visou compreender a influência do campo elétrico (ação de cargas elétricas) na degradação anaeróbia da glicose e na geração de biogás em reatores em batelada. Experimentos iniciais foram realizados para determinar as condições ideais de operação (concentração da fonte de carbono e tipo de inóculo). Foram utilizados 4 concentrações de glicose (0,67; 1,00; 2,00 e 10,00g/l) e 3 concentrações de acetato de sódio (0,50; 1,00 e 2,00g/l) para 4 inóculos provenientes de reatores de fluxo ascendente (2 de abatedouro de aves, 1 de estação de tratamento de esgoto e uma mistura dos outros 3 lodos). Foram elaborados experimentos com dois meios de cultivo diferentes a fim de identificar o meio nutricional ideal para a geração de metano, meio PYG (genérico para crescimento microbiano) e meio Del Nery (específico para metanogênicas). A próxima etapa foi operar reatores anaeróbios em batelada sob influência do campo elétrico, com utilização de placas paralelas e fonte elétrica com regulagem de tensão, nas condições determinadas pelos experimentos iniciais. As voltagens testadas foram: natural (sem interferência); aterrado (0,0V); 1,5V; 2,0V; 2,5V e 3,0V. As gerações mais elevadas de metano foram observadas para um dos inóculos provenientes do tratamento de águas residuárias de avicultura; a concentração de 2,00 g/l de glicose e o meio PYG. Em todos os reatores com voltagem induzida (de 1,5V a 3,0V) houve eletrólise da água. O reator de 1,5V foi o que obteve os melhores resultados na geração de biogás, apresentando aumento de 200% na geração de metano em comparação com o reator natural, e na remoção da DQO (demanda química de oxigênio), que foi de 93,96% da concentração inicial dos ensaios (5,00g/l). Concluiu-se que o campo elétrico teve influência positiva na degradação anaeróbia para a condição de 1,5V.

Palavras-chave: tensão elétrica, eletrólise, metano, ácido acético.

ABSTRACT

HORTA,E.F. **Analysis of the electric field influence on the anaerobic degradation process of glucose in batch reactor**. Dissertation (master's degree). Instituto de Geociências e Ciências Exatas. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" - UNESP. Rio Claro. SP. 2017.

The anaerobic degradation process turns a carbon source into biogas. Thus, this study aims to understand the influence of the electric field (action of electric charges) on the anaerobic degradation of glucose and on the generation of biogas in batch reactors. Initial experiments were performed to determine the ideal operating conditions (carbon source concentration and inoculum type). Four concentrations of glucose (0.67, 1.00, 2.00 and 10.00 g/l) and 3 concentrations of sodium acetate (0.50, 1.00 and 2.00 g/l) were used for 4 inoculum from upflow reactors (2 from poultry slaughterhouse, 1 from sewage treatment plant and a mixture of the other 3 sludge). Experiments were carried out with two different culture media in order to identify the ideal nutritional medium for the generation of methane, PYG medium (generic for microbial growth) and Del Nery medium (specific for methanogenic). The next step was to operate anaerobic reactors in batch under the influence of the electric field, using parallel plates and an electric source with voltage regulation, under the conditions determined by the initial experiments. The tested voltages were: natural (no interference); grounded (0,0V); 1.5V; 2.0V; 2.5V and 3.0V. Higher generations of methane were observed using one of the inoculum sourced from poultry wastewater; the concentration of 2.00 g/l glucose and the PYG medium. In all reactors with induced voltage (from 1.5V to 3.0V) there was electrolysis of the water. The 1.5V reactor obtained the best results in the biogas generation, presenting a 200% increase in the methane generation in comparison to the natural reactor and in the removal of COD (Chemical Oxygen Demand), which was 93,96% of the initial assay concentration (5.00 g/l). In conclusion, the electric field had a positive influence on the anaerobic degradation for the 1.5V condition.

Keywords: voltage, electrolysis, methane, acetic acid

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Esquema de um campo elétrico (E) uniforme.....	22
Figura 4.1: Organograma dos testes preliminares.....	26
Figura 4.2: Organograma do experimento com campo elétrico.....	31
Figura 4.3: Tampa do frasco Duran® com o sistema de campo elétrico.....	32
Figura 4.4: a) Equipamento leitor de gases; b) Medidor de pressão.....	34
Figura 5.1: Porcentagem da geração de biogás gerado nos reatores anaeróbios alimentados com acetato.....	37
Figura 5.2: Porcentagem da geração de metano 2,0g/l de acetato.....	37
Figura 5.3: Porcentagem da geração de biogás gerado nos reatores anaeróbios alimentados com glicose.....	39
Figura 5.4: Porcentagem da geração de metano para 2,0g/l de glicose.....	39
Figura 5.5: Microscopias de luz comum em Coloração de Gram com aumento de 1000x: (a) predomínio de bacilos e filamentos Gram-negativos; (b) bacilos e filamentos Gram-negativos; (c) cocos e bacilos em cadeia Gram-positivos; (d) predomínio de bacilos Gram-positivos.....	42
Figura 5.6: Microscopia em contraste de fase e fluorescência com aumento de 1000x: (a) bacilos, filamentos e endósporos; (b) cocos e bacilos; (c) fluorescência - bacilos e cocos; (d) bacilos, cocos, endósporos.....	42
Figura 5.7: Pressão interna do reator e geração de metano em relação ao tempo de experimento.....	44
Figura 5.8: Pressão interna do reator e geração de metano em relação ao tempo de experimento.....	44
Figura 5.9: Pressão interna do reator e geração de metano em relação ao tempo de experimento.....	45
Figura 5.10: Pressão interna do reator e geração de metano em relação ao tempo de experimento.....	46
Figura 5.11: Pressão interna do reator e geração de metano em relação ao tempo de experimento.....	46

Figura 5.12: Pressão interna do reator e geração de metano em relação ao tempo de experimento.....	47
Figura 5.13: Geração de metano acumulada.....	47
Figura 5.14: Reatores após 100horas de experimento.....	49
Figura 5.15: Comportamento da geração de CH ₄ através da função Gompertz modificada no ensaio do campo elétrico.....	49

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Aplicações de campo elétrico.....	23
Tabela 4.1: Composição dos reatores com acetato de sódio.....	27
Tabela 4.2: Composição dos reatores com glicose.....	28
Tabela 4.3: Composição do meio PYG para as concentrações de glicose.....	29
Tabela 4.4: Composição do meio Del Nery.....	30
Tabela 4.5: Composição das vitaminas.....	30
Tabela 5.1: Análise de Sólidos para os Lodos 1, 2, 3 3 4.....	38
Tabela 5.2: Porcentagens de biogás medidas para acetato e glicose.....	40
Tabela 5.3: Remoção de DQO e geração de biogás nos reatores com diferentes meio de cultivo.....	43
Tabela 5.4: Geração acumulada de biogás e remoção de glicose e DQO.....	48
Tabela 5.5: Potencial de Produção de CH ₄ (P), Taxa Máxima de Produção de CH ₄ (R _m), Início da produção (λ), limites inferior e superior que o modelo calculou pela equação de Gompertz modificada.....	50

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	12
2. OBJETIVOS.....	14
3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	15
3.1 Dados sobre o Biogás	15
3.1.1 Biogás no mundo e no Brasil	15
3.2 Degradação anaeróbia.....	16
3.2.1 Fatores que influenciam a degradação anaeróbia.....	16
3.2.2 Substratos associados à degradação anaeróbia	19
3.3 Campo elétrico	21
3.3.1 Definição de campo elétrico e outros conceitos relacionados	21
3.3.2 Trabalhos com aplicação de campo elétrico.....	22
4. METODOLOGIA	26
4.1 Testes preliminares	26
4.1.1 Procedimentos para montagem dos reatores em batelada	27
4.1.2 Determinação do meio de cultivo.....	28
4.2 Experimento com o campo elétrico	31
4.3 Análises laboratoriais	32
4.3.1 Microscopia.....	32
4.3.2 Análises físico-químicas	32
4.3.3 Determinação do biogás no <i>headspace</i> dos reatores.....	33
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
5.1 Testes preliminares	36
5.1.1 Seleção do inóculo	36
5.1.2 Determinação da concentração de glicose.....	38
5.1.3 Comparação dos substratos (acetato e glicose).....	40
5.1.4 Exames microscópicos	40

5.1.5 Definição do meio de cultivo	43
5.2 Experimento com o campo elétrico	43
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	52
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	53
Apêndice A	60
Apêndice B	61

1. INTRODUÇÃO

A degradação anaeróbia é um processo econômico e ambientalmente viável para o tratamento de resíduos orgânicos, pois tem a capacidade de reduzir a carga orgânica transformando o material orgânico em biogás devido à atividade microbológica (APPELS et al., 2008), essas reações ocorrem em reatores fechados, impedindo a liberação do biogás na atmosfera e possibilitando o controle do processo (MATA-ALVAREZ et al, 2000).

Conforme Souto (2005), a digestão anaeróbia é um assunto merecedor de estudos, pois mesmo sendo uma tecnologia conhecida, é necessário analisar os custos e os problemas operacionais de cada situação, além de investigar aspectos do processo que ainda não foram totalmente compreendidos.

Há fatores que interferem no processo de degradação anaeróbia como pH, temperatura, tipo e concentração do substrato e condições ambientais. (IGONI et al., 2008). A presença de umidade favorece a condução de enzimas e de outros metabólitos microbianos, apresentando-se como fator de importância na otimização de processos anaeróbios para o tratamento de resíduos orgânicos (LEITE et al., 2009).

Dessa forma, conforme cada condição de operação, há a necessidade de descobrir técnicas para acelerar o processo de degradação anaeróbia. Cada fator pode se tornar um limitante da degradação anaeróbia, assim, faz-se necessário a busca por ferramentas que auxiliem no processo, acelerando a degradação ou aumentando a eficiência.

Madigan et al. (2015), descrevem que os doadores de elétrons também são comumente chamados de fontes de energia. Muitos potenciais doadores de elétrons existem na natureza, incluindo uma grande variedade de compostos orgânicos e inorgânicos. Se ocorrer uma reação redox, a presença de um aceptor de elétrons adequado é tão importante quanto a presença de um doador de elétrons adequado.

Assim, a influência das cargas elétricas sobre a degradação anaeróbia é um assunto a ser estudado, considerando que há poucos estudos que investigam a interferência do campo elétrico no processo de degradação anaeróbia.

O uso de tecnologias para estimular a atividade microbiana pode indicar uma forma para melhorar o processo de degradação anaeróbia. Como por exemplo, a associação feita por Maini et al. (2000), que investigaram a biodegradabilidade das bactérias oxidantes de enxofre com a adição de eletroquímica para remoção e

recuperação de metais no solo. O tratamento eletroquímico estimulou a atividade bacteriana presente no solo, indicando que esta metodologia tem potencial para locais contaminados com metais, incluindo regiões de acúmulo de resíduos de mineração.

Desta forma, podemos perceber a importância de associar a aplicação de tecnologias no processo de degradação anaeróbia. Considerando que são escassos os trabalhos que investigam a interferência do campo elétrico no processo de degradação anaeróbia, este projeto pretende compreender a influência do campo elétrico no processo de degradação anaeróbia e na geração de biogás, aplicando diferentes campos elétricos em reatores em batelada utilizando substrato controle.

2. OBJETIVOS

Geral

Avaliar a influência do campo elétrico no processo de degradação anaeróbia e na geração de biogás em reatores anaeróbios em batelada.

Específicos

- Avaliar atividade metanogênica de diferentes inóculos;
- Analisar concentrações de substrato orgânico (glicose e acetato) que favoreçam a produção de biogás;
- Avaliar morfologias microbianas predominantes durante os ensaios realizados;
- Investigar diferentes condições nutricionais que favoreçam a produção de biogás e;
- Avaliar a influência de diferentes intensidades de campo elétrico na produção de biogás.

3. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Dados sobre o Biogás

3.1.1 Biogás no mundo e no Brasil

O primeiro registro de biogás remete ao século XVII quando Van Helmont associou a decomposição da matéria orgânica com a existência de alguma substância inflamável. Na década de 1770, Alessandro Volta (inventor da pilha elétrica) estudou o gás que se desprendia de pântanos na região da sua cidade, o que resultou no estabelecimento de uma relação direta entre a quantidade de material orgânico e o valor de gás gerado (metano) (TIETJEN, 1975; CHAGAS, 2000). No entanto, somente entre 1804-1808 que John Dalton e Humphrey Davy identificaram que o gás combustível era o metano (TIETJEN, 1975).

Já no século XIX, Gayon (aluno de Pasteur), realizou a fermentação de uma mistura de estrume e água, a 35°C, obtendo 100l de gás por m³ de matéria. Em 1884, Louis Pasteur, ao apresentar à Academia das Ciências os trabalhos do seu aluno, considerou que esta fermentação podia constituir uma fonte de aquecimento e iluminação. Entretanto, em Bombaim na Índia, se realizou a primeira experiência de utilização direta de biogás no ano de 1859 numa colônia de leprosos (ZACHOW, 2000).

Posteriormente, em 1895, Cameron desenvolveu o tanque séptico e por causa dos resultados obtidos no uso desses tanques, o governo local de Exeter (Inglaterra) em 1897 aprovou o tratamento de todas as águas residuárias da cidade por estes tanques sépticos. Além disso, o metano gerado foi usado para fins de aquecimento e iluminação (CHAWLA, 1986).

A Europa conta com a European Biogás Association, que tem como missão explorar e aumentar a produção e usos do biogás, tendo como países membros: Áustria, Bélgica, Croácia, República Tcheca, Dinamarca, Estônia, Finlândia, França, Alemanha, Grécia, Hungria, Itália, Irlanda, Letônia, Lituânia, Holanda, Polônia, Romênia, Servia, Eslovênia, Espanha, Suécia, Suíça e Reino Unido (EBA, 2017).

Podemos destacar países da Ásia e da África que começaram seus programas de biogás em diferentes anos e continuam a implementar programas de biogás, seja por incentivo público ou privado. Na Ásia pode-se destacar Nepal (1992), Vietnam (2003), Bangladesh (2006), Camboja (2006), Laos (2006), Paquistão (2009), Indonésia (2009), Butão (2011); e na África: Ruanda (2007), Etiópia (2008),

Tanzânia (2008), Quênia (2009), Uganda (2009), Burquina Faso (2009), Camarões (2009), Benim (2010) e Senegal (2010) (SURENDRA et al., 2014).

Estima-se que há cerca de 8 milhões de biodigestores em operação na China e aproximadamente 300 mil unidades na Índia. Seu uso se dá principalmente para iluminação, cozimento e aquecimento domiciliares (SOARES & SILVA, 2010).

As primeiras experiências de digestores domésticos na América Latina datam do final da década de 1970 e início da década de 1980, quando uma organização inter-regional, a Comissão Latino-Americana da Energia (OLADE), promoveu o biogás na Bolívia, Guiana, Haiti, Honduras, Jamaica e Nicarágua (GARF et al., 2016).

No Brasil, o primeiro biodigestor foi instalado em 1979, na Granja do Torto em Brasília, demonstrando que era possível instalar um biodigestor utilizando materiais simples e de baixo custo. A instalação em propriedade rurais foi estimulada com o Programa de Mobilização Energética – PME, na época foram instalados cerca de 7 mil biodigestores nas regiões sul, sudeste e centro-oeste (SGANZERLA, 1983).

No período entre 1980-1984, foram doados materiais para construção dos biodigestores, assim como incentivos fiscais para estimular a instalação, mas por falta de orientação e treinamento, os produtores rurais abandonaram o programa (PALHARES, 2007).

O uso do biogás resultante da degradação de materiais orgânicos poderia abastecer 12% de toda energia do Brasil, entretanto, o biogás representa apenas 0,05%. Apesar dos avanços do setor nos últimos anos, o potencial do Brasil é imenso e ainda precisa ser explorado. O potencial energético das biomassas (resíduos da cana-de-açúcar, resíduos da agropecuária, da indústria e urbanos), no Brasil, saltará de 210 milhões de TEP (Tonelada Equivalente de Petróleo) em 2013 para cerca de 460 milhões de TEP em 2050 (TOLMASQUIM et al., 2014).

3.2 Degradação anaeróbia

3.2.1 Fatores que influenciam a degradação anaeróbia

A degradação anaeróbia é um processo utilizado para degradar vários tipos de resíduos orgânicos (resíduos alimentares, dejetos de animais e rejeitos da agroindústria, por exemplo). O biogás é gerado pela decomposição da matéria orgânica, oferecendo um tratamento para um resíduo que era descartado (LV et al,

2010). O biogás tem benefícios econômicos, ambientais e sociais e pode transformar um passivo ambiental em energia.

Os principais componentes do biogás são: metano (CH_4); dióxido de carbono (CO_2); e traços de hidrogênio (H_2), nitrogênio (N_2), oxigênio (O_2) e gás sulfídrico (H_2S) (SALAM et al., 2015). O biogás pode ser utilizado para produzir calor, eletricidade, gás natural comprimido (GNC), e gás natural liquefeito (GNL). E ainda pode aproveitar o biofertilizante (líquido obtido ao final do processo de degradação anaeróbia) como condicionador de solo (GE et al., 2014).

Em um processo de digestão anaeróbia, bem balanceado, todos os produtos de uma etapa metabólica anterior são convertidos para a etapa seguinte, sem o acúmulo significativo de produtos intermediários. O resultado geral do processo é a conversão quase completa da matéria orgânica biodegradável anaerobiamente em produtos finais como metano e dióxido de carbono (VEEKEN et al., 2000).

No processo de degradação anaeróbia é difícil manter as condições adequadas para cada tipo de microorganismo, além dos problemas relacionados ao balanceamento da produção e do consumo de produtos intermediários, que ocorrem principalmente na fase de partida do processo (SHU-GUANG et al., 2007).

Para Nichols (2004), os sistemas podem ser classificados quanto às seguintes características: (a) número de estágios – 1 ou 2; (b) Sólidos Totais (ST) do substrato – úmido < 20% ou seco > 20%; (c) temperatura operacional – mesofílico 34-37 °C ou termofílico 55-60 °C; (d) agitação – injeção de gás, mistura com componentes mecânicos internos ou recirculação/bombeamento; (e) geometria do reator – vertical ou horizontal; (f) escoamento – contínuo ou descontínuo e (g) hidrodinâmica do reator – mistura perfeita ou fluxo tubular.

Os responsáveis pela transformação do resíduo em biogás são os microorganismos, para isso são necessárias condições adequadas de operação: ambiente anaeróbio, ou seja, livre de oxigênio; temperatura apropriada; pH próximo a neutralidade e a presença de nutrientes, que deverá ser fornecida pelo substrato (ZHANG et al., 2014).

A degradação anaeróbia de resíduos orgânicos é realizada por uma série de transformações bioquímicas, que podem ser separadas em hidrólise, acidificação e liquefação e depois onde o acetato, o hidrogênio e o dióxido de carbono são transformados em metano. Em sistemas de um estágio, todas essas reações ocorrem simultaneamente em um único reator, enquanto em sistemas de dois ou

mais estágios, as reações ocorrem sequencialmente em pelo menos dois reatores (LISSENS et al., 2001).

Os reatores podem ter diversas configurações que dependem da temperatura (mesofílico ou termofílico), sistema (simples ou multiestágio), alimentação (batelada ou contínua) e com ou sem mistura (KARTHIKEYAN & VISVANATHAN, 2013).

Por meio da relação carbono e nitrogênio (C/N) avalia-se a digestão anaeróbia, sendo ambos fatores limitantes, sendo o carbono a fonte de energia para os microorganismos e o nitrogênio auxilia no crescimento bacteriano (IGONI et al., 2008).

A relação entre 20-30 (C/N) é considerada ótima para a digestão anaeróbia, baseando-se no carbono orgânico biodegradável (KAYHANIAN & RICH, 1995). Para a alta relação de C/N (maior concentração de C) tem-se o consumo acelerado do nitrogênio pelas metanogênicas e resulta em baixa produção de gás. Enquanto a baixa relação de C/N (maior concentração de nitrogênio) libera o nitrogênio acumulando amônia, o que eleva o pH para mais de 8.5, deixando o meio tóxico para as metanogênicas (HARTMANN & AHRING, 2006; VAN OPSTAL, 2006).

Por meio da fermentação tem-se ácidos orgânicos que podem diminuir o pH do meio para menos que 5, inibindo o processo de degradação, pois as metanogênicas dificilmente operam em valores de pH abaixo de 6,5. Com a continuação da degradação, a concentração de amônia aumenta devido a digestão do nitrogênio, assim o pH pode subir para 8. O valor ótimo de produção de biogás é conseguido entre 6 e 7. As bactérias anaeróbias são sensíveis às alterações de pH, o que interfere no seu crescimento (VERMA, 2002).

A umidade é essencial para a atividade anaeróbia de decomposição de resíduos, ou seja, para que ocorra a degradação anaeróbia (IGONI et al., 2008). Caso o material esteja com muita água, os sólidos não se sedimentam e podem impedir que o gás gerado se desloque ascendentemente (VERMA, 2002).

A taxa orgânica mais elevada exige mais das bactérias anaeróbias, o que pode resultar na paralisação do sistema, as bactérias acidogênicas produzem ácidos mais rapidamente, enquanto as metanogênicas não conseguem consumir os ácidos no mesmo ritmo em que são formados. Assim, o pH do sistema diminui, resultando na morte das metanogênicas, o que eventualmente pararia o processo. Assim, a baixa produção de biogás e valores baixos de pH são indicadores de sobrecarregamento orgânico (ZAHER et al., 2007).

3.2.2 Substratos associados à degradação anaeróbia

O substrato utilizado para a geração do biogás pode ser considerado um resíduo quando utiliza-se de esterco (ovino, caprino, suíno, bovino); de rejeito de indústrias agrícolas (bagaço de cana e casca de grãos); de restos alimentares; de lodos de estação de tratamento de esgoto e outros efluentes (SALAM et al., 2015).

O biogás pode ser produzido a partir de quase todos os tipos de matéria-prima biológica, dentro desses setores agrícolas primários e de vários fluxos de resíduos orgânicos da sociedade em geral. O maior recurso é representado por estrume animal e lodos de unidades de produção de gado e porco, bem como de aves, peixes, peles, etc. (HOLM-NIELSEN et al., 2009).

Outro substrato agrícola adequado para a digestão anaeróbia é representado por culturas, das quais as mais comuns são grãos, capim e milho. O milho é uma das culturas energéticas mais promissoras para a produção de biogás (BAKER & BRAUN, 2008).

Konradt et al (2016) estudaram a viabilidade do uso dos resíduos alimentares do restaurante universitário na geração de biogás, comparando reatores com resíduo puro e com adição de inóculo (esterco bovino). Os autores concluíram que em ambos os casos houve geração de biogás e que na amostra com a adição do inóculo a geração foi acelerada, como era esperado.

Guimarães et al. (2017) avaliaram o desempenho ambiental do aproveitamento energético de biogás em indústrias processadoras de mandioca, por meio de indicadores selecionados a partir do protocolo da "Global Reporting Initiative" (GRI). O aproveitamento de biogás indicou vantagens ambientais positivas, com a diminuição do uso de lenha pelas empresas e, portanto, a redução das emissões atmosféricas de gases de efeito estufa. Assim, o uso do biogás em operações de agronegócios é uma iniciativa inovadora com resultados práticos.

Hepp (2017) avaliou potencialidade de dejetos de gado de corte confinado em sistema de cama seca e dejetos oriundos da suinocultura para gerar biogás e biometano através da biodigestão anaeróbia em escala laboratorial. Concluiu que evidencia-se o potencial dos dejetos suínos e a utilização da cama bovina no processo de biodigestão anaeróbia para fins energéticos.

A vinhaça e o efluente lácteo foram avaliados para produção de biogás em reator UASB (Upflow anaerobic sludge blanket). Os resultados obtidos mostraram

um bom funcionamento do reator UASB aplicado a vinhaça. O conteúdo de metano no biogás produzido, apresentou o valor máximo e mínimo em 56,6 % e 40 %, respectivamente (TUNES, 2017).

Já na escala laboratorial os substratos são meios de cultivo elaborados conforme o consórcio bacteriano a ser trabalhado. O meio deve conter pelo menos uma fonte de carbono e uma de nitrogênio, além de ambiente anaeróbio.

Os meios de cultivo são preparados adicionando quantidades precisas de produtos químicos inorgânicos ou orgânicos puros à água destilada. Portanto, é conhecida a composição exata de um meio. A fonte de carbono é de grande importância em qualquer meio de cultura, porque todas as células precisam de carbono para fazer nova célula. A fonte de carbono e sua concentração dependem do organismo a ser cultivado (MADIGAN et al., 2015).

O carbono é o esqueleto estrutural da matéria viva, necessário para todos os compostos orgânicos que compõem uma célula viva (TORTORA et al., 2016). A glicose é uma fonte de carbono comum para meios de cultivo, um dos produtos da quebra da glicose é o acetato, as metanogênicas consomem o acetato para gerar o metano. Conforme Aquino et al. (2007), 70% do metano é de origem acetoclástica (consumo do acetato) enquanto os outros 30% são da via hidrogenotrófica (consumo do hidrogênio).

O nitrogênio pode ser encontrado na célula microbiana em associação com compostos orgânicos e de forma reduzida (grupo amino), as fontes de nitrogênio para as células microbianas são os aminoácidos, amônia e nitrato (MADIGAN et al., 2015).

A síntese de proteína requer nitrogênio, bem como enxofre. As sínteses de DNA e RNA também requerem nitrogênio e fósforo, assim como a síntese de ATP, a molécula tão importante para o armazenamento e transferência de energia química dentro da célula. O nitrogênio representa cerca de 14% do peso seco de uma célula bacteriana, e o enxofre e fósforo juntos constituem cerca de mais 4% (TORTORA et al., 2016).

A biodegradação anaeróbia ocorre dentro de reatores ou também chamados biodigestores. Os biodigestores podem ser encontrados em diversos tipos (digestores de batelada, contínuos, vertical e horizontal) e modelos (indiano, paquistanês, chinês, tailandês, filipino e etc.) cada qual com suas vantagens e desvantagens, e características próprias de operação (SOARES & SILVA, 2010).

Várias tecnologias de sistemas contínuos (um ou dois estágios) e sistemas de bateladas sequenciais estão disponíveis (VANDEVIVERE et al., 2002). O modo batelada é particularmente útil para tratar os efluentes resultantes da atividade agrícola como estrume de gado e resíduos de culturas, tendo facilidade de operação e baixo custo. Para que a matéria orgânica seja degradada anaerobiamente são necessárias condições físico-químicas adequadas para permitir a atividade microbiana (YANG et al., 2015).

Um reator em batelada é um único depósito de enchimento que utiliza o mesmo tanque para todas as etapas e processos de tratamento. Comparado com muitos sistemas contínuos, o reator em batelada tem melhor controle e maior eficiência do processo (MAO et al., 2015).

Na área rural, o uso de biodigestores pode reduzir os custos na manutenção (produção de ração, aquecimento da criação, iluminação). Assim, produtores rurais podem aliar o consumo de energia renovável com o tratamento adequado dos dejetos animais (BATISTA et al., 2016).

3.3 Campo elétrico

3.3.1 Definição de campo elétrico e outros conceitos relacionados

Os doadores de elétrons também são comumente chamados de fontes de energia. Muitos potenciais doadores de elétrons existem na natureza, incluindo grande variedade de compostos orgânicos e inorgânicos. Se uma reação de redox ocorrer, a presença de um receptor de elétrons adequado é tão importante quanto a presença de um doador de elétrons adequado (MADIGAN et al., 2015). Assim, a influência de cargas elétricas na degradação anaeróbia é um tema a ser estudado.

Tensão elétrica é a força que impulsiona os elétrons através de um condutor, realizando trabalho. Em função do campo elétrico que origina a tensão, podemos defini-las em tensão contínua (CC), cuja origem é um campo elétrico constante, e tensão alternada (CA), cuja origem é um campo elétrico alternado, invertendo seu sentido ao longo do tempo periodicamente. Corrente elétrica em um condutor é o movimento ordenado de suas cargas livres devido a ação de um campo elétrico estabelecido no seu interior pela aplicação de uma diferença de potencial entre dois pontos desse condutor (FREITAS & ZANCAN, 2011).

Campo elétrico é a região do espaço ao redor de uma carga elétrica, em que esta exerce efeitos eletrostáticos. O campo elétrico é uma grandeza vetorial,

possuindo módulo, direção e sentido. Dizemos que um campo elétrico é uniforme em uma região quando suas linhas de força são paralelas e igualmente espaçadas umas das outras, o que implica que seu vetor campo elétrico nesta região têm, em todos os pontos, mesma intensidade, direção e sentido. Já a eletrocinética é a movimentação de partículas elétricas que resultam de uma diferença de potencial elétrico ou que produz tal diferença (HALLIDAY et al., 2016).

Uma forma comum de se obter um campo elétrico uniforme é utilizando duas placas condutoras planas e iguais. Se as placas forem postas paralelamente, tendo cargas de mesma intensidade, mas de sinal oposto, o campo elétrico gerado entre elas será uniforme (Figura 3.1).

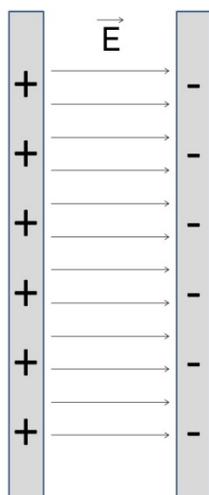


Figura 3.1: Esquema de um campo elétrico (E) uniforme. Fonte: autora.

3.3.2 Trabalhos com aplicação de campo elétrico

A aplicação do campo elétrico no processo anaeróbio é pouco conhecido para substratos fundamentais como glicose e acetato. A maioria dos trabalhos utiliza do campo elétrico para acelerar ou aumentar a degradação de um componente tóxico, sem o objetivo de melhorar a geração de biogás ou de metano. Assim, a tabela 3.1 lista os trabalhos encontrados, em diversos meios (solo, efluente, suco), com processos químicos e biológicos para a degradação de diversos componentes tóxicos com o auxílio de campo elétrico.

Tabela 3.1: Aplicações de campo elétrico

Autor	Campo elétrico / tensão	Meio	Resíduo	Processo	Resultados
Maini et al. (2000)	constante - 60V	Solo	Cobre	Biológico	↑ 200% degradação
Sekini et al. (2009)	constante - 150V	Aquoso	Álcool	Químico	↑8% a 20% degradação
Chen et al. (2009)	pulsado - 8 a 20kV/cm	Suco	Agrotóxicos	Químico	20kV é 20% > 8kV
Li et al. (2010)	constante - 1V/cm	Solo	Petróleo	Biológico	13% mais rápido
Yuan et al (2013)	constante - 1,3V/cm	Solo	Petróleo	Biológico	↑ 20% degradação
Zhang et al. (2013)	constante - 1,5V	Água	Agrotóxicos	Biológico	↑10 % degradação
Salles e Villar (2014)	constante - 3,5V, 4V e 5V	Efluente	Corante	Químico	↑ remoção ↓ tempo

Fonte: autora.

Sekine et al. (2009) examinaram o efeito da aplicação de um campo elétrico sobre a degradação catalítica do etanol. Observou-se que o campo elétrico pode diminuir a temperatura de reação em cerca de 100 K. A energia de ativação do Modo A (sem campo elétrico) foi de cerca de 89 kJ/mol; o do Modo B (com campo elétrico) era de cerca de 36 kJ/mol. Portanto, o campo elétrico reduziu a energia de ativação em cerca de 53 kJ/mol nesta reação. Na presença de um campo elétrico, a conversão de etanol aumentou em todas as temperaturas. As reações catalíticas em um campo elétrico mostram uma resposta rápida e apresentaram condições favoráveis de aplicação.

Chen et al. (2009) estudaram a influência do campo elétrico pulsado na degradação de agrotóxicos encontrados no suco de maçã. Diferentes intensidades de campo elétrico (8, 12, 16 e 20 kV/cm) foram aplicadas no suco de maçã. Os valores de degradação variaram com a força do campo, sugerindo que a degradação de pesticidas em suco de maçã tratada em campos elétricos mais baixos seguiu o modelo cinético de primeira ordem melhor do que em campos mais altos. Os autores obtiveram como resultados que os agrotóxicos testados tiveram sua degradação acelerada após o contato com o campo elétrico, e que o experimento se aproximou do modelo exponencial aplicado no estudo.

Li et al. (2010) estudaram a biorremediação do petróleo utilizando campo elétrico alternado. Foi utilizada fonte de alimentação com tensão elétrica de corrente contínua constante. Gradiente de tensão constante de 1,0 V/cm foi utilizado para todos os testes. O solo contaminado foi dividido em três partes para três testes: o solo foi tratado com eletricidade e bactérias, somente bactérias, sem eletricidade e bactérias. O teste sem eletricidade e bactéria foi utilizado como controle. A umidade do solo foi mantida a 30% (m/m) e todos os testes foram realizados à temperatura ambiente (23 ± 2 ° C). As bactérias podem ter um efeito persistente na remoção de

poluentes do petróleo do solo na presença de uma corrente elétrica apropriada. Quanto maior a intensidade do campo, maior a eficiência de remoção. Dois fatores são relevantes. Uma delas é que a corrente direta estimulou a atividade microbiana. Outro é que a corrente direta correta acelerou o metabolismo das bactérias que utilizam o petróleo como única fonte de carbono.

Yuan et al. (2013) descreveram o desenvolvimento de um processo que combina eletrocinética e biorremediação para a degradação de hidrocarbonetos alifáticos em solos. A taxa de degradação do n-hexadecano na eletro-biorremediação foi de até 53,7%, representando um aumento de 20,3% em relação à biorremediação sem campo elétrico. Os resultados indicam que a vantagem de um campo elétrico na degradação de n-alcano é o efeito de aceleração da oxidação do ácido alcanóico correspondente, ou seja, na degradação do n-hexadecano a oxidação do ácido n-hexadecanóico é acelerada. Tanto a oxidação do n-hexadecano como a do ácido n-hexadecanóico foram reforçadas pelo campo elétrico, que sugerem que a eletrocinética é uma boa abordagem para remediação de hidrocarbonetos alifáticos.

A degradação do ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D) foi estudada num sistema eletro-biológico por Zhang et al. (2013). Foram comparados um sistema biológico, um eletro-catalítico e um eletro-biológico. A eficiência de transferência de elétrons do sistema eletro-catalítico é menor que a do sistema eletro-biológico e a corrente elétrica sob a existência dos microorganismos é muito maior do que a do processo eletro-catalítico. A assistência eletroquímica melhora a capacidade dos microorganismos de utilizarem elétrons para a respiração celular e conseguem uma descloração eficiente. Os dados experimentais mostraram que a degradação do 2,4-D é referente a redução microbiana no sistema eletro-biológico. O processo de transferência de elétrons entre o eletrodo e o microorganismo é próximo ao modelo original da reação biológica oxidação-redução. O eletrodo é usado como doador de elétrons, que pode simular a transferência de elétrons e o processo metabólico no sistema biológico e também fornecer uma nova ideia para a determinação de parâmetros termodinâmicos e parâmetros cinéticos. No sistema eletro-biológico, o acoplamento da assistência eletroquímica e dos microorganismos formou uma sinergia no processo de transferência eletrônica, possibilitando uma taxa de 94% de degradação do 2,4D.

Salles e Villar (2014) avaliaram a eficiência de oxidação direta (eletroquímica) e indireta (química) do corante vermelho ácido usando um eletrodo de óxidos semicondutores para degradação de efluente têxtil sintético. Com o objetivo de estudar a influência do potencial na eletrólise, as degradações do corante foram realizadas, utilizando três potências (3,5, 4,0 e 5,0V). Aplicando-se uma diferença de potencial (ddp) de 3.5V, ocorreu uma remoção de cor de 92,64% em 20 minutos de eletrólise, para um potencial (ddp) de 4.0 V, ocorreu uma remoção de cor 96,80% para o mesmo tempo de eletrólise, aumentando ainda mais o potencial (ddp) para 5,0V ocorreu uma remoção de cor de 99,47%. Observa-se que o aumento do potencial na interface promove uma maior troca de cargas na interface do semicondutor-efluente, isso significa que o aumento do potencial na interface, gera uma maior intensidade de corrente; aumentando a redução percentual da concentração do corante, alcançando mais rapidamente um valor máximo em torno de 99,47%. Os autores concluíram que a eletroxidação do corante é regida pela cinética de transferência de carga e que mudanças na hidrodinâmica do sistema não influenciam consideravelmente na remoção do corante vermelho ácido.

Foi possível observar que o campo elétrico já foi utilizado para degradar diferentes resíduos, mas são escassos os trabalhos que aplicam campo elétrico para geração de metano. Por isso, este trabalho pretende avaliar qual a influência do campo elétrico na degradação anaeróbia utilizando substrato fundamental.

4. METODOLOGIA

4.1 Testes preliminares

Para determinar as condições ideais de operação dos reatores foi necessária a elaboração de testes preliminares para a escolha do inóculo, concentração e tipo de substrato que seriam utilizados, conforme Figura 4.1. A seguir, procedeu-se aos testes para escolha do meio de cultivo, utilizando os meios PYG e Del Nery. O experimento com o campo elétrico foi executado nas condições de operação determinadas nos testes preliminares.

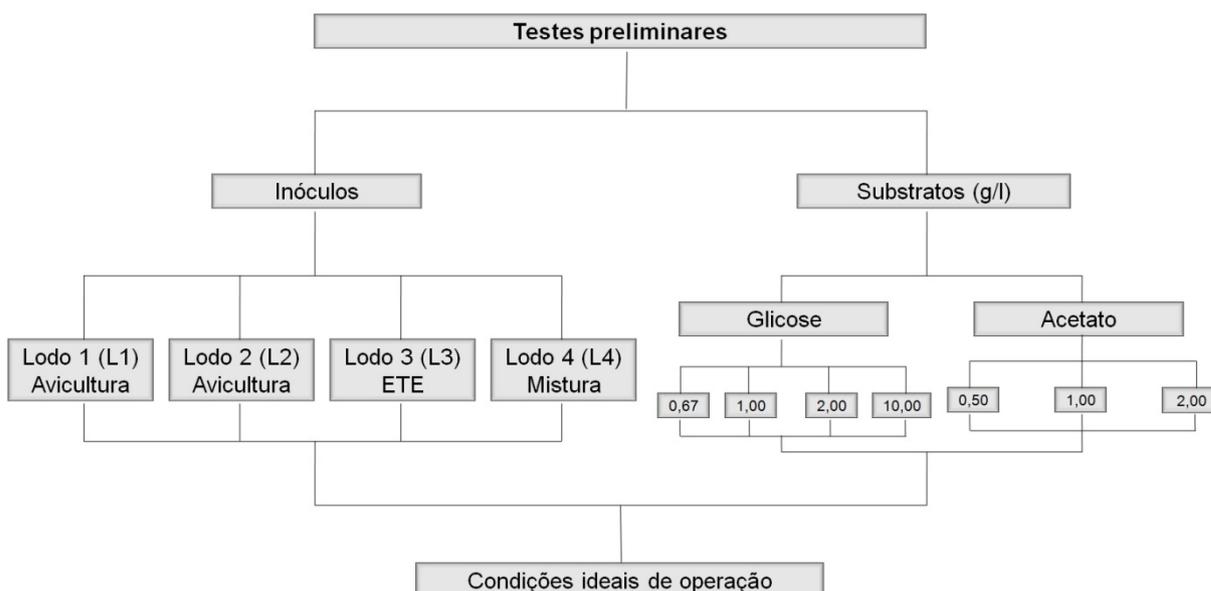


Figura 4.1: Organograma dos testes preliminares. Fonte: autora.

Inóculos testados

Para o desenvolvimento dos testes foram disponibilizados os seguintes inóculos de lodos granulares de reatores UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) usado no tratamento de: Lodo 1 (L1) Abatedouro de aves (Tietê – SP); Lodo 2 (L2) Abatedouro de aves (Pereiras - SP); Lodo 3 (L3) Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário – ETE (São Carlos – SP) e; Lodo 4 (L4) mistura dos lodos L1, L2 e L3 acima descritos.

Preparo dos inóculos

Os lodos de UASB adquiridos foram mantidos a 4°C até sua utilização. Foi realizado o desagregamento granular de maneira mecânica com o auxílio de pistilo e almofariz. Em seguida, a amostra foi ativada previamente em meio de cultivo PYG

(Peptone, Yeast Extract, Glucose) (Tabela 4.3) por 15 dias. A amostra reativada (20% v/v) foi utilizada como inóculo em todos os reatores.

4.1.1 Procedimentos para montagem dos reatores em batelada

Teste 1:

Duplicatas de reatores anaeróbios em batelada (50ml meio e 50ml *headspace*) foram montados com acetato de sódio (0,5g/l, 1,0g/l, e 2,0g/l), e agentes tamponantes KH_2PO_4 (300 mg/l) e K_2HPO_4 (400 mg/l) conforme Aquino et al (2007) com 20% (v/v) de inóculo, sendo utilizado cada lodo, (Lodo 1), (Lodo 2), (Lodo 3) e (Lodo 4), separadamente; à temperatura constante de 37°C, sem agitação, pH inicial $7,0 \pm 0,2$, pelo período de 15 dias e *headspace* (50 ml) preenchido com N_2 . A Tabela 4.1 a seguir ilustra a composição dos reatores para este experimento.

Tabela 4.1: Composição dos reatores com acetato de sódio.

Experimento - Acetato		
Reator	Inóculo	Acetato (g/l)
1	Lodo 1	0,5
2	Lodo 2	0,5
3	Lodo 3	0,5
4	Lodo 4	0,5
5	Lodo 1	1,0
6	Lodo 2	1,0
7	Lodo 3	1,0
8	Lodo 4	1,0
9	Lodo 1	2,0
10	Lodo 2	2,0
11	Lodo 3	2,0
12	Lodo 4	2,0

Fonte: autora.

Nesses experimentos foram realizadas análises de consumo de ácido acético, Demanda Química de Oxigênio (DQO) e as porcentagens de metano e gás carbônico geradas, conforme descrito a seguir .

Teste 2:

Foram montados duplicatas de reatores anaeróbios em batelada (100 ml) com meio PYG (Tabela 4.3) com diferentes concentrações de glicose (0,67g/l, 1,00g/l, 2,00g/l e 10,00g/l), com os inóculos Lodo 1, Lodo 2, Lodo 3 e Lodo 4 (Tabela 4.2). O meio PYG tem como concentração 10,00g/l de glicose, mas considerando o estudo

de Aquino et al. (2007) que sugere a concentração de 2,00 g/l de acetato para atividade metanogênica foram realizadas diluições para testar qual a concentração ideal de glicose para as condições do teste. Os reatores foram operados nas mesmas condições do experimento com acetato de sódio.

Tabela 4.2: Composição dos reatores com glicose.

Experimento - Glicose		
Reator	Inóculo	Glicose (g/l)
1	Lodo 1	0,67
2	Lodo 2	0,67
3	Lodo 3	0,67
4	Lodo 4	0,67
5	Lodo 1	1,00
6	Lodo 2	1,00
7	Lodo 3	1,00
8	Lodo 4	1,00
9	Lodo 1	2,00
10	Lodo 2	2,00
11	Lodo 3	2,00
12	Lodo 4	2,00
13	Lodo 1	10,00
14	Lodo 2	10,00
15	Lodo 3	10,00
16	Lodo 4	10,00

Fonte: autora.

Nessa fase experimental foram realizadas análises do consumo de glicose, DQO e as porcentagens de metano e gás carbônico geradas, conforme descrito a seguir.

4.1.2 Determinação do meio de cultivo

O meio de cultivo PYG é complexo e não específico e portanto pode favorecer uma infinidade de microrganismos, inclusive as bactérias fermentativas. As bactérias fermentativas são as responsáveis pela degradação da glicose em ácidos orgânicos voláteis e alcoóis, por processos fermentativos e como consequência a redução do pH que pode causar a inibição das metanogênicas. Quando o pH fica abaixo de 6, aumenta a toxicidade para tais microrganismos. Por isso, fez-se necessário o teste com o meio Del Nery (Tabela 4.4), que é específico para o favorecimento da metanogênese.

Preparo dos meios de cultivos

O procedimento para preparo do meio PYG foi o mesmo para o teste de concentração de glicose e o teste do meio de cultivo. No teste de concentração de glicose foram utilizadas todas as concentrações apresentadas (G0, G1, G2 e G10) e o meio PYG foi colocado em frascos de antibiótico (100ml). Já para o teste dos meios de cultivo a concentração utilizada foi a de 2,00 g/l e o frasco utilizado foi o Duran® (1000ml). Os reagentes e suas proporções para cada concentração testada estão descritos na Tabela 4.3

Tabela 4.3: Composição do meio PYG para as concentrações de glicose

Reagentes (g/l)	G0	G1	G2	G10
Glicose	0,67	1,00	2,00	10,00
Peptona	0,34	0,50	1,00	5,00
Extrato de levedura	0,34	0,50	1,00	5,00
Extrato de carne	0,34	0,50	1,00	5,00
Agentes Alcalinizantes* (g/l)				
Bicarbonato de sódio	0,67	1,00	2,00	10,00
Fosfato de potássio monobásico	0,30	0,30	0,30	0,30
Fosfato de potássio dibásico	0,40	0,40	0,40	0,40

Fonte: autora e Aquino et al (2007)*.

A água anaeróbia foi utilizada em todos os experimentos, preparada conforme descrito a seguir. A água destilada foi aquecida em chapa de cerâmica até que permanecesse por 15 minutos em fervura. Depois da fervura, a água foi resfriada em banho de gelo, sob fluxo de N₂ até atingir a temperatura ambiente (25°C).

Os reagentes foram pesados em balança de precisão e misturados em um béquer para diluição com a água destilada. A solução foi transferida para o balão volumétrico e foi adicionada água até perto da marcação do balão. A solução então tem seu pH calibrado para $7,0 \pm 0,2$ e então é transferido para o balão volumétrico e foi adicionado água até alcançar a marcar volumétrica.

A solução, estando com pH adequado, foi transferida para o frasco Duran®, o inóculo foi adicionado e então foi fluxionado nitrogênio gasoso por 10 minutos, para garantir a anaerobiose, e finalmente, o frasco foi fechado com tampa de butila e rosca plástica.

Para o meio Del Nery foram elaboradas soluções A, B, C e D, adaptadas de Del Nery (1987) e descritas na Tabela 4.4. As soluções foram feitas seguindo o mesmo procedimento descrito no preparo do meio PYG. Ao meio Del Nery foi adicionando glicose (2,00 g/l); peptona (1,00 g/l); e as vitaminas (2,00ml de cada) descritas por Widdel e Pfenning (1984) (Tabela 4.5); e as soluções A, B, C e D (4,00ml de cada).

Tabela 4.4: Composição do meio Del Nery

Meio Del Nery	
Reagente	Concentração g/l
Solução A	
(NiSO ₄ .6H ₂ O)	0,50
Sulfato Ferroso (FeSO ₄ .7H ₂ O)	2,50
Cloreto Férrico (FeCl ₃ .6H ₂ O)	0,25
Cloreto de Cobalto (CoCl ₂)	0,04
Solução B	
Cloreto de Cálcio (CaCl ₂)	2,06
Solução C	
Óxido de Selênio (SeO ₂)	0,14
Solução D	
Fosfato de potássio monobásico (KH ₂ PO ₄)	5,36
Fosfato de potássio dibásico (K ₂ HPO ₄)	1,30
Fosfato de sódio dibásico (Na ₂ HPO ₄ .7H ₂ O)	2,76

Fonte: adaptado de Del Nery (1987).

Tabela 4.5: Composição das vitaminas

Reagente	Quantidade (mg/l)
Vitamina 1	
Vitamina B12	40
Vitamina 2	
Ácido p-aminobenzóico	40
Biotina	10

Fonte: Widdel e Pfenning (1984)

Procedimentos para montagem dos reatores

Foram montados duplicatas de reatores anaeróbios em batelada utilizando frascos Duran® de 1000 ml contendo 600 ml de meio reacional e 400ml de *headspace* preenchido com N₂ gasoso para garantir anaerobiose. O inóculo e as

concentrações do substrato foram eleitos anteriormente e utilizados para ambos os meios de cultivo (20% v/v). As condições de operação foram pH inicial $7,0 \pm 0,2$ mantidos a 37°C , sem agitação, pelo período de 30 dias.

4.2 Experimento com o campo elétrico

Para análise da interferência da tensão elétrica foram montados em duplicata reatores anaeróbios em batelada com volume de 1000 ml em frascos Duran® (600ml meio e 400ml *headspace*) com as condições determinadas nos testes preliminares para a melhor geração de metano. O teste de tensão elétrica consistiu em submeter os reatores à tensão natural do meio; a 0,0V; 1,5V; 2,0V; 2,5V e 3,0V.

Os reatores foram mantidos a 37°C por 100 horas, pH inicial $7,0 \pm 0,2$, sem agitação. Análises de DQO, consumo de glicose e sólidos voláteis do inóculo foram realizadas (Figura 4.2).

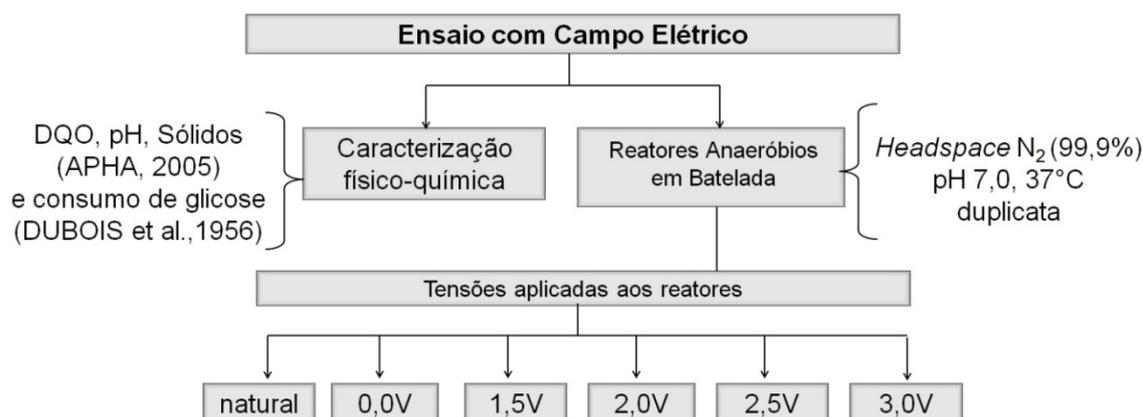


Figura 4.2: Organograma do experimento com campo elétrico. Fonte: autora.

Para o experimento de campo elétrico foram necessários os seguintes materiais: lâminas de aço (180x18x2mm), fio de cobre encapado, garras tipo jacaré, furadeira, fonte com tensão regulável, fio terra ou sistema de aterramento predial, solda, fio de solda e multímetro.

O campo elétrico é formado com a indução de uma tensão elétrica (voltagem) em placas paralelas. O sistema foi montado utilizando as lâminas de aço para fazer as placas paralelas, o fio de cobre foi soldado na lâmina e na ponta foi soldada a garra tipo jacaré, a tampa de borracha do frasco Duran® foi perfurada para que o fio de solda pudesse atravessá-la (Figura 4.3).

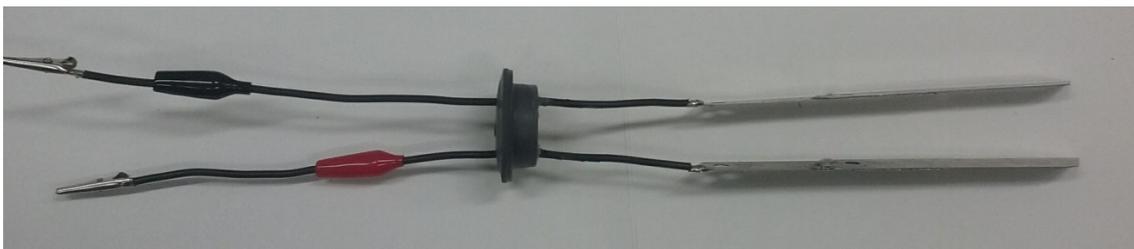


Figura 4.3: Tampa do frasco Duran® com o sistema de campo elétrico. Fonte: autora.

A fonte com tensão regulável foi ligada ao reator pelas garras tipo jacaré (vermelho para o pólo positivo e preto para o pólo negativo) para os reatores com tensão 1,5V; 2,0V; 2,5V e 3,0V. Para os reatores com tensão 0,0V uma das garras foi ligada ao sistema de aterramento predial ou fio terra e a outra permaneceu sem ligação. Os reatores com tensão natural ficaram com ambas as garras sem ligação.

O experimento foi acompanhado em intervalos de períodos de 12 horas, ficando 12 horas sem acompanhamento, por isso os dados coletados foram separados por intervalo de acompanhamento ficando dividido assim: 1º dia de 0 a 12 horas de experimento, 2º dia de 24 a 36 horas, 3º dia de 48 a 60 horas, 4º dia de 72 a 84 horas, 5º dia 96 a 100 horas.

Os valores utilizados para comparação da geração dos gases foi padronizada em mol por grama de sólido volátil. A leitura dos gases foi realizada sempre ao completar 24 horas de experimento, ou seja, foi realizada com 24, 48, 72 e 96 horas de experimento.

4.3 Análises laboratoriais

4.3.1 Microscopia

No Instituto de Pesquisas em Bioenergia (IPBEN) foram realizadas as microscopias de coloração de Gram, em microscópio modelo Olympus®. Microscopias de fluorescência foram realizadas no Laboratório de Processos Biológicos (LPB) da USP de São Carlos - SP.

4.3.2 Análises físico-químicas

- pH

O pH inicial foi mantido em $7,0 \pm 0,2$ com adições de HCl (0,1 M) e NaCl (0,1M) de acordo com APHA (2005).

- Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Nos testes preliminares a DQO centrifugada (APHA, 2005) foi medida no início e ao final do experimento. Contrariamente, para o teste com o campo elétrico a DQO foi analisada a cada 24 horas, acompanhando assim o seu consumo. Para realização das análises, os reagentes e a curva de calibração (Apêndice A) foram elaborados previamente no laboratório.

- Consumo de glicose

A glicose foi analisada no início e no término dos Testes 2 e 3, descritos anteriormente. Entretanto, no experimento com campo elétrico avaliou-se o seu consumo a cada duas horas até completar 12 horas de experimento. Finalmente, foram coletadas amostras a cada 24 horas de experimento. As análises seguiram as orientações descritas por Dubois et al. (1956), a curva de calibração está descrita no Apêndice B.

- Análise de Sólidos

Os sólidos totais, voláteis e fixos foram determinados conforme APHA (2005) no Laboratório de Preparação de Amostras DRX com o auxílio do técnico.

- Determinação do consumo de ácido acético

O consumo de ácido acético para o Teste 1, foi realizado em cromatógrafo gasoso, equipado com detector de ionização de chama e amostrador automático para *headspace* no Laboratório de Processos Biológicos (LPB) da USP - EESC - São Carlos – SP. Foram adicionados nos frascos de injeção automática 1000 mg de NaCl; 100 μ L de ácido crotônico (1000 mg/L) 70 μ L de ácido isobutírico (1000 mg/L); 2 mL de amostra e 200 μ L de ácido sulfúrico (P.A.). Os frascos foram envoltos com “veda-rosca” antes de serem tampados para não haver vazamento do *headspace* durante as análises (ADORNO et al., 2014).

4.3.3 Determinação do biogás no *headspace* dos reatores

Para determinar os gases gerados pelos reatores foi utilizado o equipamento LandGem 2000® (Figura 4.4), que faz a leitura dos gases metano, dióxido de

carbono e oxigênio em porcentagem. Fez-se necessário a adaptação de uma agulha na mangueira de leitura do aparelho, para que pudéssemos fazer a leitura de cada reator sem abri-los. Assim, para se determinar a quantidade gerada em mol foi necessária a utilização de um medidor de pressão diferencial Labtrix® modelo XL28.1 (Figura 4.4) para medir a variação da pressão e estimar a quantidade de gás aspirada pelo leitor de gases.



Figura 4.4: a) Equipamento leitor de gases; b) Medidor de pressão. Fonte: autora.

Os cálculos para conversão do valor medido em porcentagem para o valor em mol foram feitos baseados na Equação de Clapeyron conforme a Equação 1 descrita a seguir.

$$P \times V = n \times R \times T \quad \text{Equação 1}$$

onde:

P - diferença de pressão medida do início ao término da leitura (atm).

V - volume do *headspace* (l).

n - número de mols.

R - constante dos gases (l x atm/K x mol).

T - temperatura em Kelvin (K).

Determinado o valor de "n", multiplicou-se a porcentagem de cada gás (metano, dióxido de carbono e oxigênio) pelo valor de n, assim obteve-se o em mol para cada gás medido.

Com base nos valores obtidos, foi utilizado o software Statistica® (versão 8.0) para fazer a modelagem da geração de metano para cada reator utilizando a Equação 2 (função Gompertz modificada).

$$CH_4 = P \times \exp \left\{ - \exp \left[\frac{Rm \times e}{P} (\lambda - t) + 1 \right] \right\} \quad \text{Equação 2}$$

onde:

P - potencial de produção de metano (mmol/l).

Rm - taxa máxima de produção de metano (mmol/lh).

λ - início da produção de metano (h).

Os reatores com as tensões 1,5V; 2,0V; 2,5V e 3,0V tiveram o biogás gerado lido pelo cromatógrafo gasoso do LPB da USP além da leitura do LandGem®. O procedimento para leitura com o cromatógrafo foi repetido para todos os reatores e foi realizado da seguinte maneira o reator foi agitado para uniformização dos gases no *headspace*, depois uma seringa foi inserida e o gás foi puxado e empurrado por 5 vezes, para que fosse retirado 500 μ l do reator; a seringa foi então colocada no cromatógrafo, injetou-se o gás no aparelho, a leitura apareceu na tela e foi gerado um gráfico para identificar cada gás encontrado.

Como o LandGEM® aspira grande quantidade do conteúdo do *headspace*, o cromatógrafo foi utilizado apenas com a finalidade de identificar os gases presentes nos reatores e não quantificar a geração.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Testes preliminares

5.1.1 Seleção do inóculo

Conforme descrito na metodologia, os testes para avaliar os inóculos envolveram quatro lodos, Lodo 1 Abatedouro de aves (Tietê – SP); Lodo 2 Abatedouro de aves (Pereiras - SP); Lodo 3 Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário – ETE (São Carlos – SP) e; Lodo 4 uma mistura dos 3 lodos. Para determinar qual o melhor inóculo foi analisada a produção de metano.

Foi possível observar que a geração de metano foi proporcional à concentração de acetato utilizada para todos os inóculos. Assim, a concentração com maior geração de metano foi para a concentração de 2,00g/l de acetato de sódio (35,10% com o Lodo 1). O que já era esperado, considerando que 70% da geração do metano é oriunda da clivagem do acetato durante metabolismo dos microrganismos metanogênicos acetoclásticos (AQUINO et al., 2007).

Para diminuir o tempo de bioestabilização anaeróbia, são utilizados lodos de estações de tratamento de esgotos ou de origem animal, como esterco avícola, mostrando resultados satisfatórios (LEITE et al., 2009).

Para aumentar a velocidade do processo de degradação anaeróbia uma porção de material já em processo de degradação anaeróbia é misturada ao substrato, fornecendo microrganismos já adaptados ao processo (XAVIER & JÚNIOR, 2010).

Na Figura 5.1 foi possível observar que para todos os lodos as maiores gerações de metano foram encontradas na concentração de 2,00g/l de acetato, enquanto as menores gerações foram na concentração de 0,50g/l. Os valores mínimos para os Lodos 1, 2, 3 e 4, respectivamente, são: 26,50; 19,30; 15,85 e 22,90%. Já os valores máximos para os Lodos 1, 2, 3 e 4, respectivamente, são: 35,10; 29,70; 28,90 e 35,05%. Assim, a Figura 5.2 destaca os quatro lodos na concentração de 2,00g/l para comparação dos melhores resultados. O Lodo 1 apresentou a melhor geração de metano, mas com diferença pouco significativa para o Lodo 4. A escolha pelo Lodo 1, como o melhor lodo neste teste, foi baseada na maior geração e considerando que o Lodo 1 é oriundo de apenas uma fonte e não três (Lodo 1, 2 e 3) como o Lodo 4.

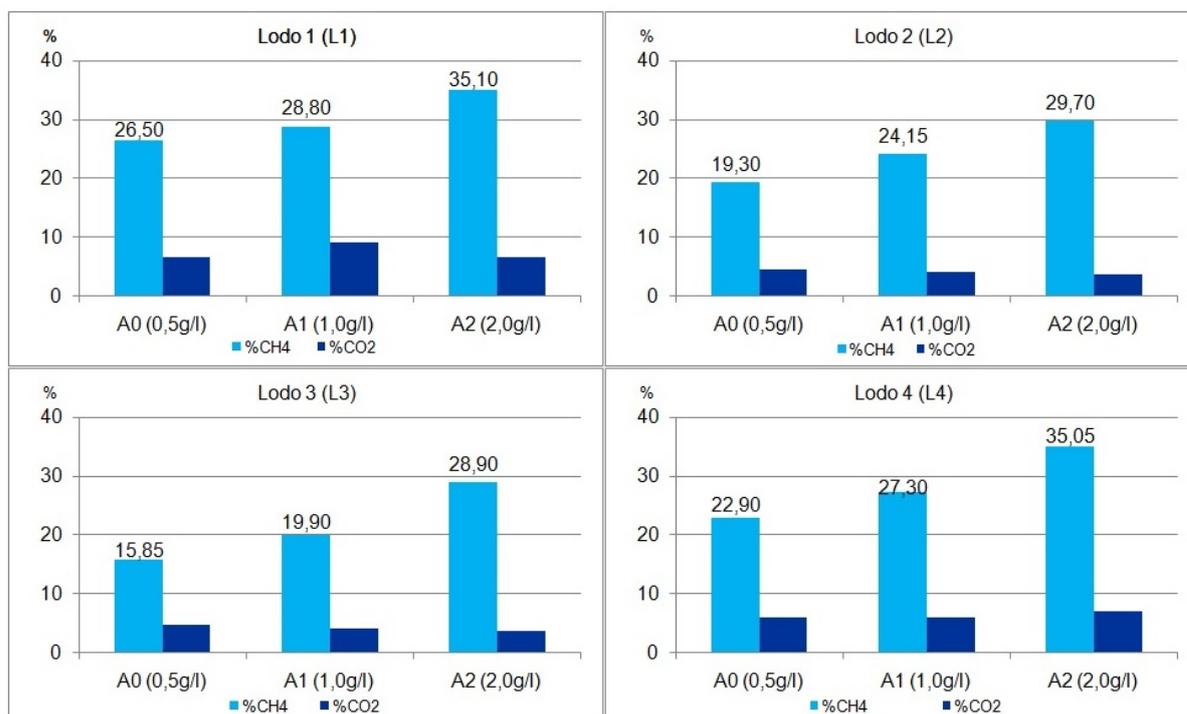


Figura 5.1: Porcentagem da geração de biogás nos reatores anaeróbios em batelada alimentados com acetato. Fonte: autora

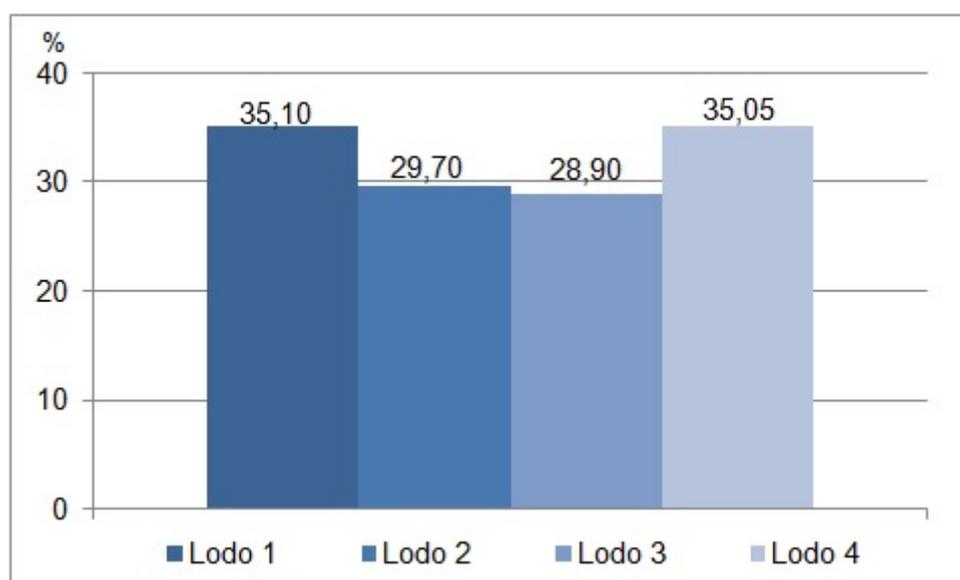


Figura 5.2: Porcentagem de metano para a concentração de 2,0g/l de acetato. Fonte: autora.

Konrad et al. (2014) trabalharam com a co-digestão de substrato suíno e bovino, obtendo porcentagem de metano de 56%. A porcentagem obtida de metano foi a mesma para a degradação somente com substrato suíno, porém com a mistura foi observado um acréscimo de 40% nos volumes de biogás e metano.

A concentração recomendada de microrganismos situa-se na faixa de 2 a 5 g de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) por litro. Valores superiores a este intervalo reduzem o tempo total de duração do ensaio, interferindo na análise da atividade metanogênica específica (MONTEGGIA,1997).

A análise de Sólidos Totais Voláteis (STV) determina a matéria biodegradável presente na amostra, ou seja, indica o potencial de produção de biogás. Assim, quanto maior o valor de STV, maior será a produção de metano (PESSUTI et al., 2015).

A quantidade de sólidos totais, sólidos totais fixos e sólidos totais voláteis dos lodos fornecidos (Lodo 1, Lodo 2 e Lodo 3 foram determinados no Laboratório de Saneamento da USP enquanto o Lodo 4 foi determinado por média aritmética por ser uma mistura dos três lodos) pode ser analisada na Tabela 5.1.

Analisando a tabela foi possível observar que o Lodo 1 apresenta os maiores valores para Sólidos Totais Voláteis, indicando maior potencial de produção do biogás, como foi observado na Figura 5.2.

Tabela 5.1: Análise de Sólidos para os Lodos 1, 2, 3 e 4.

Sólidos (mg/l)	Lodo 1	Lodo 2	Lodo 3	Lodo 4*
Sólidos Totais	51140	44313	34175	43209
Sólidos Totais Fixos	9270	7593	12755	9873
Sólidos Totais Voláteis	41870	36720	21420	33337

Fonte: Laboratório de Saneamento - USP, 2015,* exceto Lodo 4

5.1.2 Determinação da concentração de glicose

Foram testadas quatro concentrações de glicose [G0 (0,67g/l), G1 (1,00 g/l), G2 (2,00 g/l) e G10 (10,00 g/l)] para determinar a maior geração de metano, e os inóculos utilizados foram os mesmos citados anteriormente.

Na Figura 5.3 foi possível observar que a geração de biogás para as concentrações 0,67; 1,00 e 2,00 g/l apresentam comportamento parecido, ou seja, maior geração de metano do que de gás carbônico. Já na concentração de 10,00g/l a geração de gás carbônico é superior à de metano, indicando excesso de carga orgânica. Para todos os lodos observou-se este comportamento.

Conforme Zaher et al. (2007), uma carga orgânica elevada pode paralisar a geração de metano, pois as bactérias fermentativas produzem ácidos orgânicos voláteis rapidamente, enquanto as metanogênicas não conseguiriam consumir tais

metabólitos na mesma velocidade, resultando num acúmulo de ácidos e consequente inibição da atividade metanogênica.

As maiores gerações de metano foram encontradas na concentração de 2,00g/l, assim a Figura 5.4 apresenta os valores de geração de metano para 2,00g/l de glicose e os quatro lodos.

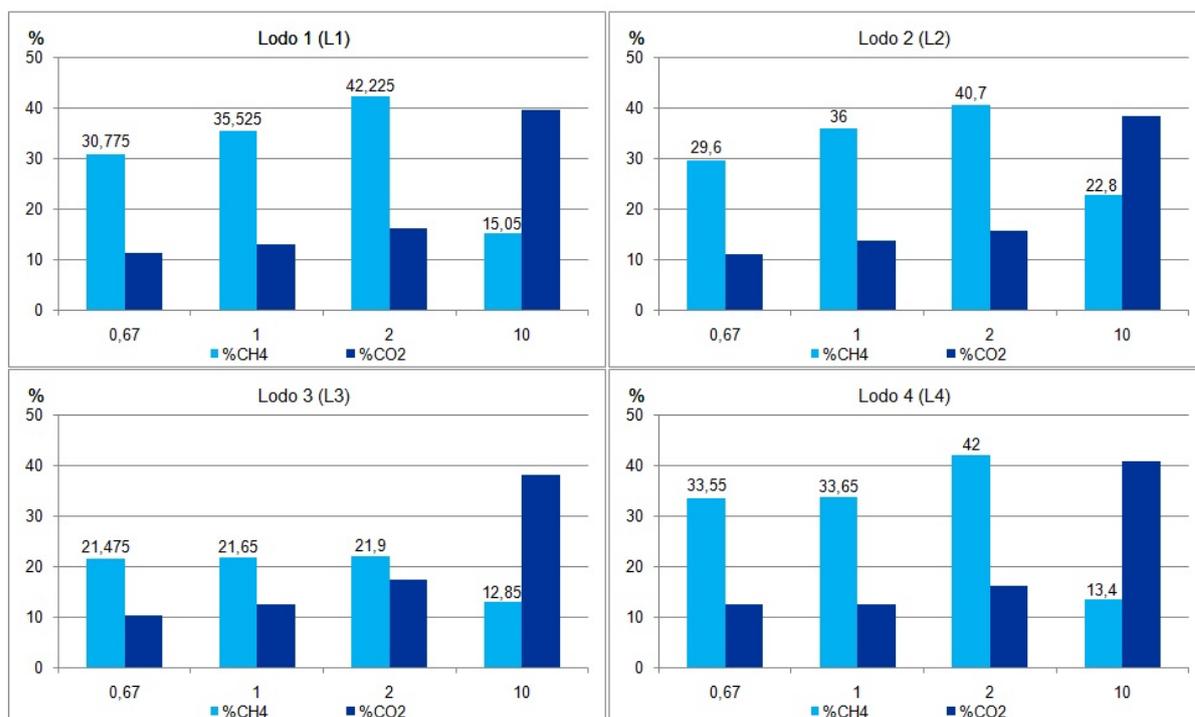


Figura 5.3: Porcentagem da geração de biogás gerado nos reatores anaeróbios alimentados com glicose. Fonte: autora.

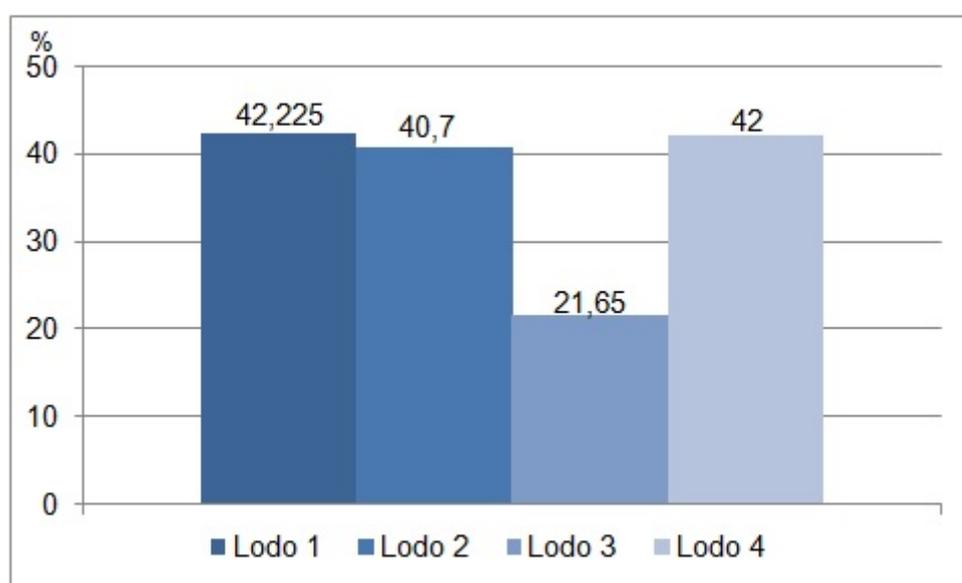


Figura 5.4: Porcentagem da geração de metano para 2,00g/l de glicose. Fonte: autora.

5.1.3 Comparação dos substratos (acetato e glicose)

Para determinar qual o substrato a ser utilizado comparou-se as melhores gerações de metano obtidas para acetato e glicose, com concentração de 2,00g/l, que foi a melhor concentração para ambos os casos.

Monteggia (1997) fez a avaliação da atividade metanogênica específica, utilizando acetato. Obteve os melhores resultados na faixa de 2,00 a 4,00g/l, para todos os lodos testados, independentemente da quantidade de microrganismos encontrados em cada lodo. Porém, recomendou-se 2,00g/l para referência da avaliação.

Na Tabela 5.2 a seguir é possível observar as porcentagens medidas para metano e gás carbônico nas condições de 2,00g/l com acetato e com glicose. A maior geração de metano foi observada com glicose e Lodo 1 42,23%, enquanto com acetato e Lodo 1 apresentou 35,10%, sendo este o maior valor obtido com acetato.

Sganzerla (2013) comparou a geração de metano utilizando as mesmas concentrações de glicose e acetato. O autor observou que a maior produção de metano foi em glicose, com 250ml de metano, enquanto o acetato foi verificado com 200ml.

Aquino et al. (2007) corroboram para este resultado indicando que a glicose possibilita a atividade metabólica de microrganismos fermentativos, sintróficos e metanogênicos, estimulando a atividade do consórcio anaeróbico como um todo. O uso do acetato só seria necessário caso não houvesse produção de metano satisfatória com o uso da glicose.

Tabela 5.2: Porcentagens de biogás medidas para acetato e glicose.

Medição \ Reator	Acetato (2,00 g/l)				Glicose (2,00 g/l)			
	Lodo 1	Lodo 2	Lodo 3	Lodo 4	Lodo 1	Lodo 2	Lodo 3	Lodo 4
%CH ₄	35,10	29,70	28,90	35,05	42,23	40,70	21,65	42,00
%CO ₂	6,55	3,70	3,65	7,05	16,05	15,60	17,30	16,05

Fonte: autora

5.1.4 Exames microscópicos

Foi observada a predominância de bactérias Gram negativas e maior variedade morfológica no Lodo 1. Para os Lodos 2 (Pereiras-SP) e 3 (São Carlos-SP) verificou-se a predominância de Gram positivos e menor variedade morfológica. Em relação

ao Lodo 4 (Mistura) como era previsto, por ser uma mistura dos outros três lodos, verificou-se uma combinação de Gram positiva e negativa, e maior diversidade morfológica do que os Lodos 2 e 3 (Figuras 5.5 e 5.6).

Para os quatro lodos verificou-se cocos, bacilos e filamentos. Segundo Madigan et al. (2015) as metanogênicas têm morfologia variada.

Devido a variabilidade morfológica do consórcio microbiano, provavelmente, diferentes gêneros faziam parte da sua constituição, o que beneficia o processo, pois a transformação da glicose em metano é composta por diversas etapas, conforme descrito anteriormente.

Os melhores resultados na geração de metano foram encontrados no Lodo 1 que teve a maior variedade morfológica na microscopia. Enquanto no lodo da ETE São Carlos foi observado menor variedade morfológica e menor geração de metano.

Segundo Machado et al. (2014) e Oliveira et al. (2014), as arqueias metanogênicas são Gram positivas. Porém, Scremin et al. (2013), obtiveram produção de metano com bactérias Gram negativas. Já Pazinato (2007) descreveu que as metanogênicas podem ser tanto Gram positivas como Gram negativas.

Beveridge e Schultze-Lam (1996) analisaram diferentes arqueias e puderam concluir que a *Metanococcus jannaschii*, *Methanosarcina mapei* e *Methanospirillum bungatei* são Gram-negativas, enquanto *Methanobacterium formicicum* é Gram-positiva.

Na Figura 5.5 foi possível destacar (setas): (a) conglomerado de cocos, filamento e bacilos; (b) bacilos, filamento e cocos; (c) bacilos e cocos e; (d) bacilos e cocos.

Na Figura 5.6 as setas indicam: (a) bacilos, filamentos e endósporos; (b) bacilos e cocos; (c) fluorescência - bacilos e cocos e; (d) bacilos, cocos e endósporos.

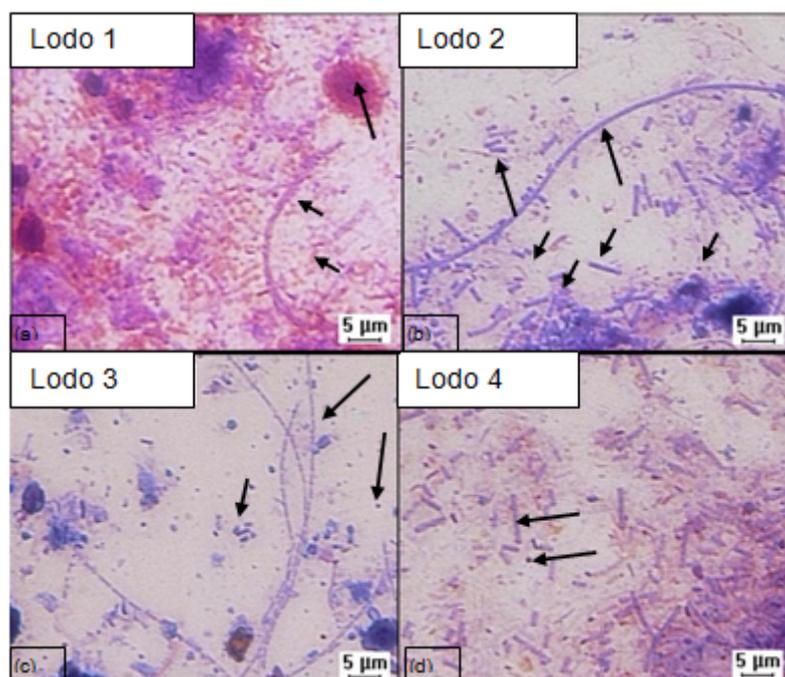


Figura 5.5: Microscopias de luz comum em Coloração de Gram com aumento de 1000x: (a) predomínio de bacilos e filamentos Gram-negativos; (b) bacilos e filamentos Gram-negativos; (c) cocos e bacilos em cadeia Gram-positivos; (d) predomínio de bacilos Gram-positivos. Fonte: LPB USP, 2016.

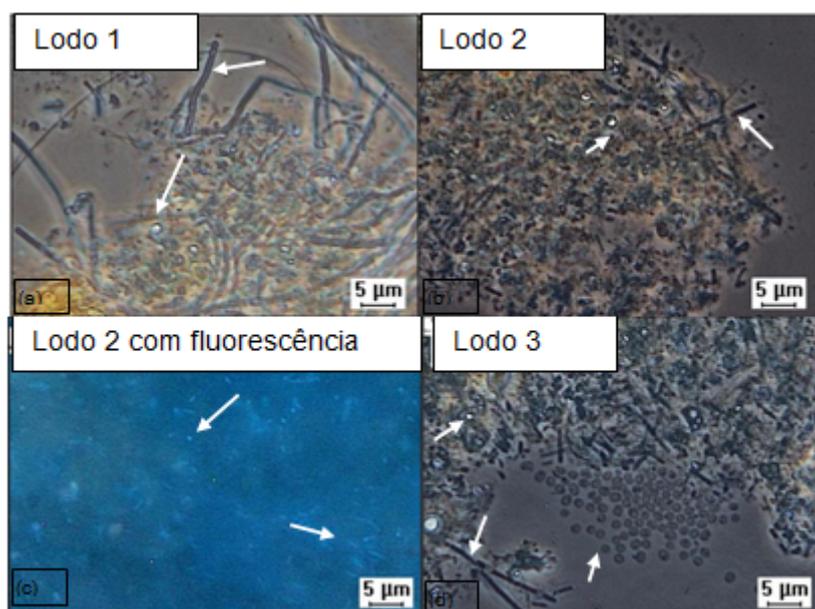


Figura 5.6: Microscopia em contraste de fase e fluorescência com aumento de 1000x: (a) bacilos, filamentos e endósporos; (b) cocos e bacilos; (c) fluorescência - bacilos e cocos fluorescentes e (d) bacilos, cocos, endósporos. Fonte: LPB USP, 2016.

5.1.5 Definição do meio de cultivo

Na análise comparativa da remoção de DQO nos ensaios com os meios de cultivo PYG e Del Nery não foi verificada diferença significativa. A taxa de consumo foi acima de 90% em ambos os casos. Já a porcentagem de metano no biogás para as condições do meio PYG foram maiores do que as do Del Nery, 1,18 mol/l e 0,47 mol/l, respectivamente. Da mesma forma, a geração de gás carbônico para as condições de meio PYG também foram maiores (Tabela 5.3). Portanto, a partir destes resultados foi selecionado o meio PYG, considerando os valores de maior geração de biogás.

Tabela 5.3 - Remoção de DQO e geração de biogás nos reatores com diferentes meios de cultivo

Reator	DQO Inicial (g/l)	DQO Final (g/l)	% Remoção DQO	CH ₄ (mol/l)	CO ₂ (mol/l)
Del Nery	13,90	1,05	92,59	0,47	0,56
PYG	18,57	1,25	93,17	1,18	0,85

Fonte: autora.

5.2 Experimento com o campo elétrico

As medições diárias da pressão interna (em mca e localizada na abscissa esquerda) dos reatores e do metano (em mol/gSV (grama de Sólido Volátil) e localizado na abscissa direita) podem ser observadas nas Figuras 5.7, 5.8, 5.9, 5.10, 5.11 e 5.12. A geração de metano acumulada foi demonstrada de forma isolada na Figura 5.13.

Na comparação do reator com tensão natural (controle) com o da tensão 0,0V não foi possível apontar diferenças significativas na geração de metano. Foi verificada no reator natural uma pressão de 6,6 mca após 24h de experimento e que foi gradualmente caindo para 2,95 (48h), 0,9 (72h) até finalmente chegar a 0,65 ao final do experimento (96h). Este comportamento decrescente indica que a atividade metabólica dos microrganismos foi reduzindo com o passar do tempo. Os valores medidos de pressão (mca) estão diretamente ligados à produção de biogás, no caso, analisou-se apenas a geração de metano. Nas primeiras 24h foi gerado 0,112 mol/gSV, no segundo dia houve um pequeno acréscimo para 0,124 (48h) e depois diminuiu para 0,076 (72h) e então foi medido 0,063 (96h). Ao final verificou-se que a geração acumulada de metano para o reator natural foi de 0,375 mol/gSV.

Para o reator aterrado (0,0V) os valores são próximos dos encontrados no reator natural, sendo a pressão medida nas primeiras 24h foi de 6,45, que caiu para 2,8 (48h), depois para 1,15 (72h) e então para 0,6 (96h). Enquanto a geração de metano foi de 0,123 (24h), depois 0,131 (48h), verificando um pequeno aumento da mesma forma que foi encontrado no reator natural, então cai para 0,092 (72h) e termina com a leitura de 0,030 (96h). Somando-se no final uma geração de 0,376 mol/gSV. Comparando as gerações de metano do reator natural com o aterrado foi possível concluir que não há diferenças significativas entre eles.

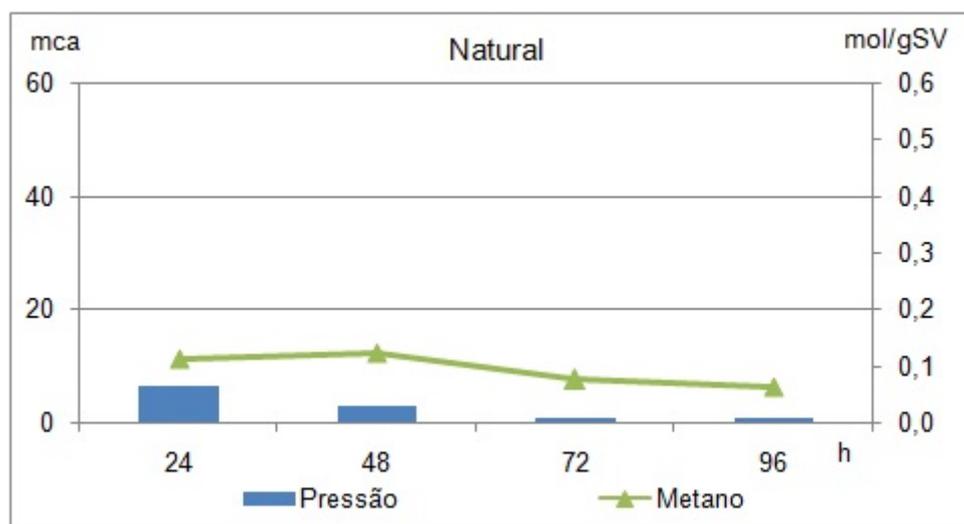


Figura 5.7: Pressão interna do reator e geração de metano em relação ao tempo de experimento. Fonte: autora

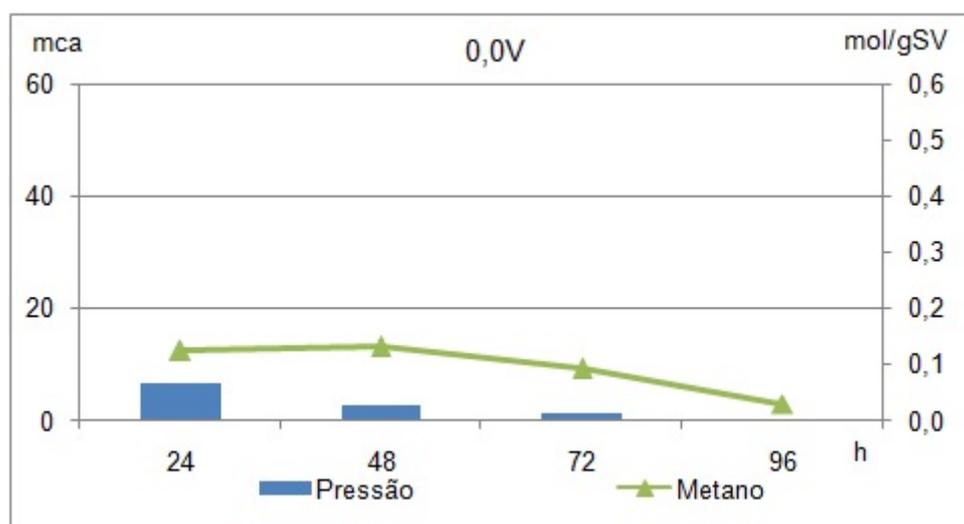


Figura 5.8: Pressão interna do reator e geração de metano em relação ao tempo de experimento. Fonte: autora.

Foi observado para o reator com 1,5V a maior geração de metano, verificando-se as seguintes pressões: 14,5 (24h), 8,6 (48h), 7,9 (72h) e 2,1 (96h) enquanto os valores da geração de metano foram: 0,159 (24h), 0,495 (48h), 0,411 (72h) e finalmente 0,093 (96h). Somou-se então 1,158 mol/gSV, valor acima do reator natural (0,345 mol/gSV), representando um aumento de mais de 200% na geração de metano.

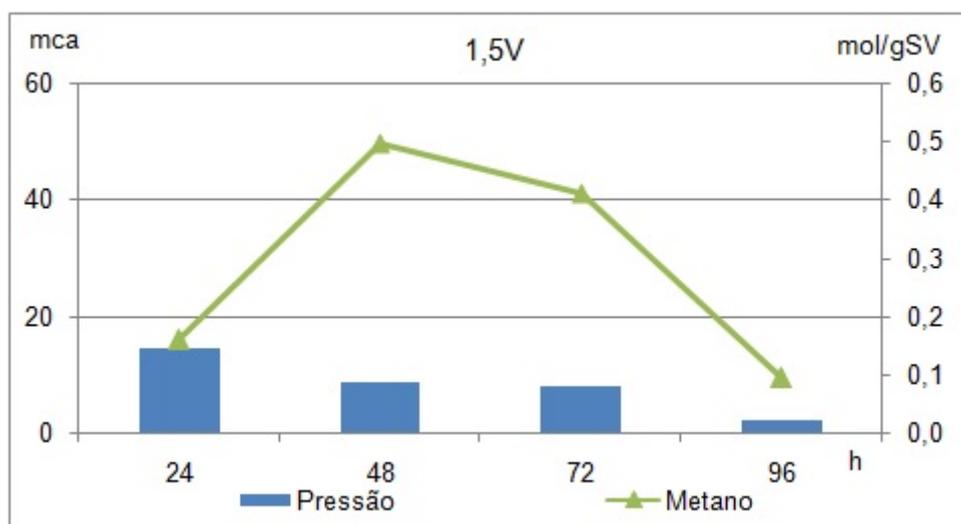


Figura 5.09: Pressão interna do reator e geração de metano em relação ao tempo de experimento. Fonte: autora.

Para os reatores com 2,0V e 2,5V verificou-se as piores gerações observadas. Nas quais foram medidas as seguintes pressões para o reator 2,0V: 24,2 (24h), 17,05 (48h), 16,5 (72h) e então 11,85 (96h). Já as medidas de metano foram: 0,037 (24h), 0,033 (48h), 0,035 (72h) e finalmente 0,009 (96h), somando-se então 0,114 mol/gSV. Foi possível perceber que mesmo apresentando valores altos de pressão (em comparação com o natural), não foram observados valores altos de metano. Isto provavelmente se deve à eletrólise, que produz hidrogênio pela quebra da molécula da água, justificando o aumento da pressão pela produção química de hidrogênio.

Este mesmo comportamento foi observado no reator de 2,5V, porém, de forma mais intensa, onde as pressões averiguadas foram: 39,6 (24h), 15,9 (48h), 13,45 (72h) e então 15,35 (96h); enquanto os valores obtidos de metano foram: 0,011 (24h), 0,011 (48h), 0,011 (72h), e por fim 0,004 (96h), somando um total de 0,037 mol/gSV. Esta redução do total gerado de metano pode ser justificada pelo aumento do campo elétrico e por consequência do aumento da eletrólise.

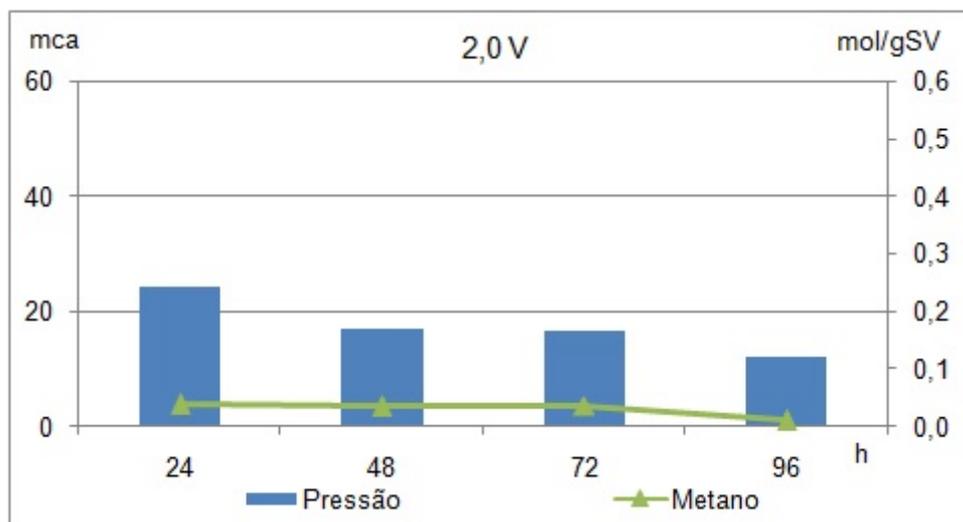


Figura 5.10: Pressão interna do reator e geração de metano em relação ao tempo de experimento. Fonte: autora.

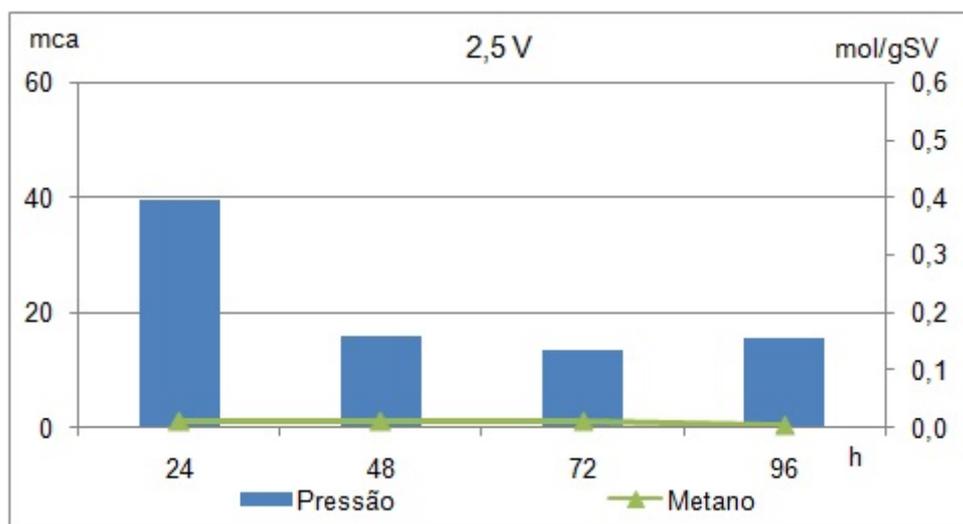


Figura 5.11: Pressão interna do reator e geração de metano em relação ao tempo de experimento. Fonte: autora.

Para as condições do reator com 3,0V obteve-se os maiores valores de pressão e era esperado um comportamento similar ao observado com os reatores 2,0V e 2,5V. Porém observou-se um comportamento distinto de todos os outros reatores. As medições de pressão foram: 49,6 (24h), 24,6 (48h), 51 (72h) e então 2,1 (96h); enquanto os valores obtidos de metano foram: 0,124 (24h), 0,022 (48h), 0,076 (72h) e finalmente 0,005 (96h) somando-se assim 0,227 mol/gSV. Um total inferior ao encontrado no natural, mas superior aos dos reatores 2,0V e 2,5V. A eletrólise também ocorreu neste reator (confirmado pela cromatografia gasosa), mas acredita-se que este valor de metano seja um "falso positivo", pois os altos valores de pressão podem ter interferido na leitura do equipamento LandGEM®. Além disso,

foi possível observar no gráfico que quando houve um aumento da pressão aumentou também a medição do metano e esta relação direta não é observada nos outros reatores.

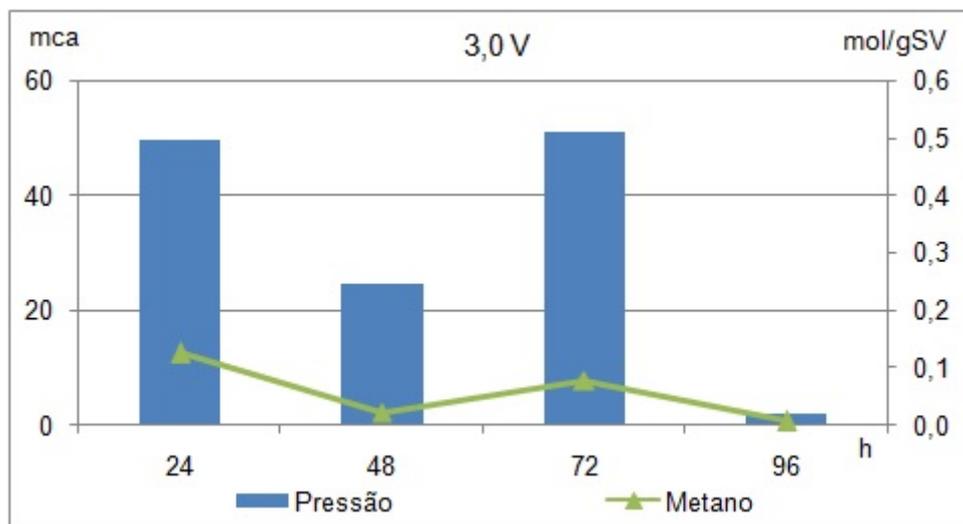


Figura 5.12: Pressão interna do reator e geração de metano em relação ao tempo de experimento. Fonte: autora.

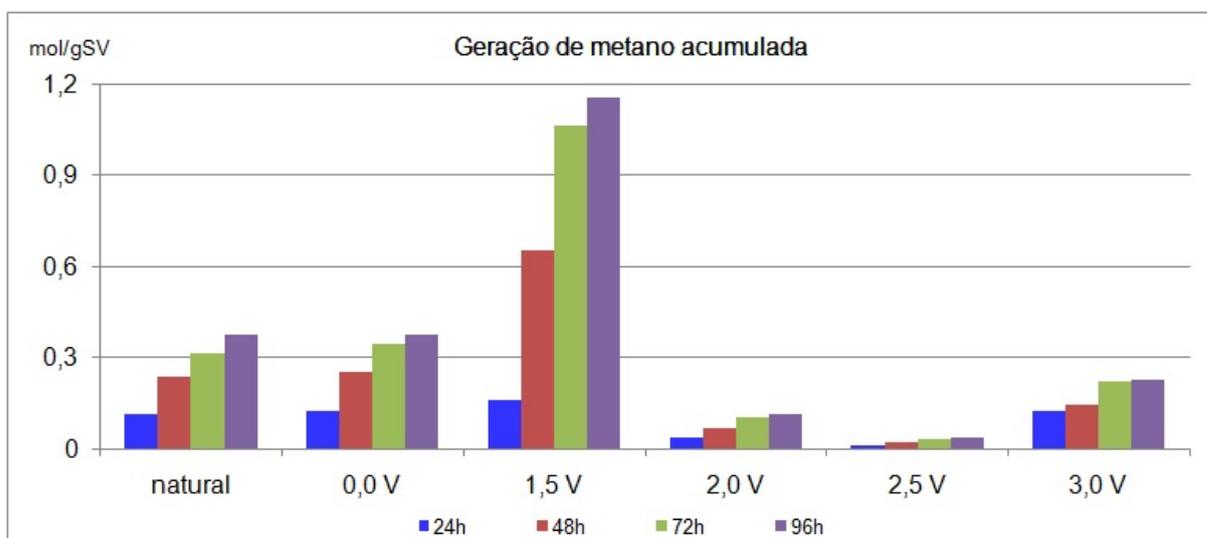


Figura 5.13: Geração de metano acumulada. Fonte: autora.

A remoção de glicose e de DQO; e a geração acumulada dos gases no período das 100 horas de experimento estão descritos na Tabela 5.4. Em todos os reatores foi observado consumo de praticamente toda a glicose. O menor consumo de DQO foi de 81% para o reator com 3,0V. A maior geração de metano foi para o reator de 1,5V com 1,158 mol/gSV, verificando-se também maior remoção de DQO com 93,96%.

Tabela 5.4: Geração acumulada de biogás e remoção de glicose e DQO.

Reator	mol/gSV			Remoção (%)	
	CH ₄	CO ₂	Biogás	Glicose	DQO
controle	0,375	1,121	1,496	99,99	87,02
ddp zero	0,376	1,074	1,450	99,99	90,24
1,5V	1,158	0,244	1,402	99,99	93,96
2,0V	0,114	0,222	0,336	99,99	84,08
2,5V	0,037	0,164	0,201	99,99	82,16
3,0V	0,227	0,337	0,564	99,99	81,02

Fonte: autora

Com o estímulo do campo elétrico os reatores aumentaram a velocidade das reações, estimulando a geração de metano. O melhor resultado obteve uma geração de metano 200% acima do reator natural e pode ser comparada com Maini et al. (2000) quando melhoraram a degradação do cobre em 200%; Li et al. (2010), uma vez que reduziram em 13% o tempo para consumir alcanos; Yuan et al. (2013) que obtiveram um aumento de 20% da degradação da hidrocarbonetos e Zhang et al. (2013) que aumentaram a degradação de pesticidas em 20%.

Dessa forma, mesmo sendo substrato padrão, meios e intensidades de campo elétrico diferentes, pode-se inferir que a aplicação do campo elétrico foi favorável a atividade microbiológica, como foi observado na presente pesquisa, para os reatores com 1,5V.

Os reatores de 1,5V a 3,0V sofreram o processo de eletrólise. Conforme Santos et al. (2014), a eletrólise é um processo que decompõe água, formando hidrogênio e oxigênio, ocorrendo com o fornecimento de energia, sendo necessário dissolver uma substância iônica, que não participa das reações envolvidas. Esta decomposição de água ocorre devido ao potencial elétrico que faz a reação quimicamente viável.

A formação de gás hidrogênio pode ser induzida pela aplicação de uma diferença de potencial entre os eletrodos. A eletrólise da água é determinada pela tensão de decomposição teórica de 1,23V a 25°C e 1atm. A tensão pode ser reduzida elevando a temperatura eletrolítica. O gás hidrogênio pode começar a ser gerado a um nível de tensão de 1,65 e 1,7 V e a maioria das células são operadas de 1,8 a 2,6 V (NIKOLIC et al., 2010; WANG et al., 2014). Os reatores da presente

pesquisa foram operados a 37°C e com tensões entre 1,5V e 3,0V, fatores que podem ter contribuído para a ocorrência da eletrólise.

A sedimentação observada nos reatores (Figura 5.14) é justificada segundo Chen (2004) e Holt et al. (2002), pois a eletrólise da água auxilia a liberação de bolhas de hidrogênio e a densidade de bolhas é determinada pela corrente elétrica, quando esta é reduzida os poluentes tendem a sedimentar. No caso dos reatores da presente pesquisa foi observado a sedimentação da biomassa.

Foi possível observar que o reator 1,5V ainda apresentou turbidez (biomassa dissolvida no reator), enquanto os outros reatores (2,0V; 2,5V e 3,0V) ficaram translúcidos (biomassa sedimentada).



Figura 5.14: Reatores após 100 horas de experimento. Fonte: autora.

Para a modelagem da geração de metano medida foi utilizado a função Gompertz modificada que gerou o Figura 5.15 e a Tabela 5.4.

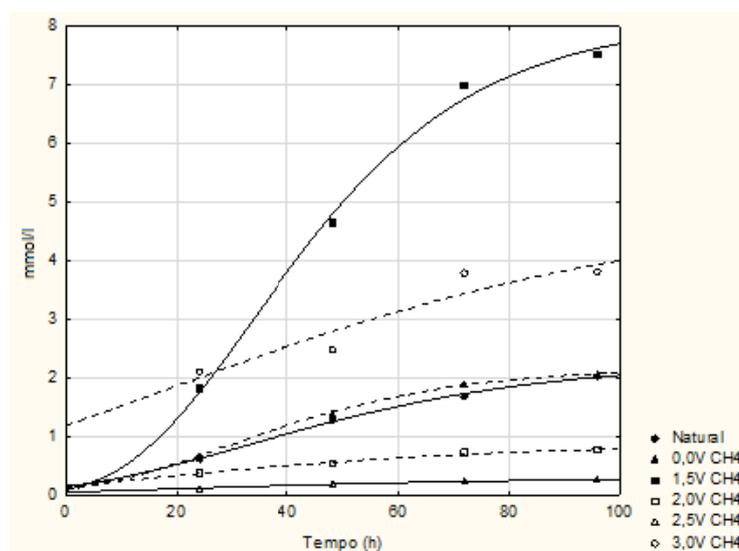


Figura 5.15: Comportamento da geração de CH₄ através da função Gompertz modificada no ensaio do campo elétrico. Fonte: autora.

Tabela 5.5: Potencial de Produção de CH₄ (P), Taxa Máxima de Produção de CH₄ (R_m), Início da produção (λ), limites inferior e superior que o modelo calculou pela equação de Gompertz modificada

Ensaio	Parâmetros	Valor estimado	Limite inferior	Limite superior	R ²
Natural	P (mmol)	2,300995	0,0984	4,50356	0,999
	R _m (mmol/h)	0,026807	0	0,06527	
	λ (h)	0,900638	0	54,60689	
0,0V	P (mmol)	2,20506	1,3108	3,09935	0,999
	R _m (mmol/h)	0,033438	0,0008	0,06611	
	λ (h)	3,8714	0	34,20889	
1,5V	P (mmol)	8,12258	1,6114	14,63373	0,998
	R _m (mmol/h)	0,13238	0	0,35802	
	λ (h)	11,09213	0	58,33299	
2,0V	P (mmol)	0,8699	0	2,3297	0,993
	R _m (mmol/h)	0,0089	0	0,0404	
	λ (h)	0	0	157,1034	
2,5V	P (mmol)	0,2998	0	0,6813	0,987
	R _m (mmol/h)	0,003	0	0,00985	
	λ (h)	0	0	98,48787	
3,0V	P (mmol)	4,9788	0	55,8338	0,983
	R _m (mmol/h)	0,0344	0	0,4611	
	λ (h)	0	0	803,2375	

A equação de Gompertz modificada foi ajustada à curva de produção de biogás para reatores em batelada (SHIN et al.,2008).

Valores de λ zerados indicam inexistência de um período para adaptação, ou seja, a produção de metano é imediata, que ocorreu nos reatores que tiveram maior influência da eletrólise. O maior valor de λ (3,87h) ocorreu no reator 1,5V que obteve a maior geração de metano, que foi também o reator com maior taxa de produção (R_m = 0,13mmol/h).

Porém, quando o R² é analisado podemos afirmar que quanto maior o campo elétrico mais ele se distancia de 1, indicando um menor ajuste à função utilizada.

O processo de degradação anaeróbia pode ser melhorado sob campo elétrico. Entretanto, ainda é um desafio entender o processo e tentar acelerar as reações na aplicação com resíduos orgânicos, afinal cada resíduo tem sua característica e cada consórcio biológico tem suas condições de operação. Neste trabalho, a melhor condição encontrada foi a aplicação do campo elétrico uniforme com tensão de 1,5V.

Ocorreu eletrólise nos reatores 1,5V, 2,0V, 2,5V e 3,0V, o que ocasionou a geração de hidrogênio (forma química), metano e gás carbônico (forma microbiana);

e a sedimentação da biomassa. A eletrólise no reator 3,0V foi a mais intensa, aumentando a geração de gases (hidrogênio) em comparação com os reatores 2,0V e 2,5V, que pode ser observada pelas medições das pressões internas dos reatores.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando o melhor para as condições experimentais foram testados quatro lodos, sendo eles: Lodo 1 Abatedouro de aves (Tietê – SP); Lodo 2 Abatedouro de aves (Pereiras - SP); Lodo 3 Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário – ETE (São Carlos – SP) e; Lodo 4 uma mistura dos outros três lodos. Os melhores resultados foram obtidos com o Lodo 1, o segundo melhor foi o Lodo 4, verificando diferença pouco significativa. Optou-se pelo Lodo 1 por ser um lodo de origem única e não proveniente da mistura de três lodos distintos.

Para o ensaio com acetato de sódio as melhores gerações foram medidas na concentração de 2,00g/l. Já para a glicose, a maior geração de metano obtida foi com a concentração de 2,00g/l. Ressalta-se que a concentração de 10,00g/l foi inibitória nas condições estudadas, apresentando maiores gerações de gás carbônico e baixa produção de metano.

Na comparação do acetato com a glicose foi verificada uma geração de metano maior para a glicose.

Foram analisados dois meios de cultivo, um genérico (PYG) e um seletivo para metanogênicas (Del Nery). Verificou-se a maior geração de metano para o meio de cultivo PYG, considerando que a glicose é um substrato não seletivo que depende da ação conjunta de um consórcio microbiano, o meio PYG seria o mais adequado.

A maior diversidade morfológica (cocos, bacilos e filamentos) e predomínio de microrganismos Gram positivos foram encontrados no Lodo 1. Provavelmente, tais morfologias estiveram envolvidas nas gerações de metano observadas nos ensaios realizados.

O campo elétrico pode ser empregado na degradação anaeróbia. Nos reatores em batelada estudados a voltagem ideal foi de 1,5V com a maior geração de biogás e de metano; e maior remoção de DQO.

Houve sedimentação da biomassa do meio por causa da eletrólise nos reatores 2,0V, 2,5V e 3,0V, apresentando valores de geração inferiores ao reator de 1,5V.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ADORNO, M.A.T.; HIRASAWA, J.S.; VARESCHE, M.B.A. Development and Validation of Two Methods to Quantify Volatile Acids (C2-C6) by GC/FID: Headspace (Automatic and Manual) and Liquid-Liquid Extraction (LLE). **American Journal of Analytical Chemistry**, 5, 406-414, 2014.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. American water works association and water environment federation, Washington, USA. 2005

APPELS, L., BAEYENS, J., DEGRÈVE, J., DEWIL, R.,. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Prog. Energy Combust. Sci.** 34, 755–781. 2008

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. **Eng. Sanit. Ambient.** Vol. 12. Nº 2, 192-201. 2007.

BATISTA, C.D.; PRACIANO, A.C.; SANTOS, L.F.A.; CHIODEROLI, C.A.; ALBIERO, D. Análise do potencial para produção de biogás no município de Ubajara com dejetos suíno. XXXV Encontro de Iniciação Científica. Encontros Universitários da UFC, Fortaleza, v. 1, 2016

BAKER, R.F.; BRAUN, D.M. Tie-dyed2 Functions with Tie-dyed1 to Promote Carbohydrate Export from Maize Leaves **Biochemical Processes And Macromolecular Structures** Vol. 146, Issue 3 March 2008

BEVERIDGE, T.J.; SCHULTZE-LAM, S The response of selected members of the archaea to the gram stain. **Microbiology**. 142 (Pt 10):2887-95. 1996.

CHAGAS, A.P. Os 200 Anos da Pilha Elétrica. **Química Nova**, 23(3).427-429p. 2000

CHAWLA, O.P. **Advances in Biogas Technology**. Publications and Information Division, Indian Council of Agricultural Research, 144p. 1986. Disponível em: https://books.google.com.br/books/about/Advances_in_Biogas_Technology.html?id=gSIBAAAAYAAJ&redir_esc=y, acesso em: agosto/2016.

CHEN, G. Electrochemical technologies in wastewater treatment. **Separation and Purification Technology**, v.38, n.1, p.11-41, 2004.

CHEN, F.; ZENG, L.; ZHANG, Y.; LIAO, X.; GE, Y.; HU, X.; JIANG, L. Degradation behaviour of methamidophos and chlorpyrifos in apple juice treated with pulsed electric fields. **Food Chemistry** 112 956–961. 2009.

DEL NERY, V. **Utilização de lodo anaeróbio imobilizado em gel no estudo de partida de reatores de fluxo ascendente com manta de lodo**. 1987. 187 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1987.

DUBOIS, M.; GILLES, K. A.; HAMILTON, J. K.; REBERS, P. A.; SMITH, F. Colorimetric Method for Determination of Sugars and Related Substances. **Analytical Chemistry**, v. 28, n. 3, p. 350-356, 1956.

European Biogas Association (EBA). **EBA Members**. Brussels, EBA. disponível em: <<http://european-biogas.eu/members/>>, acesso em: março, 2017.

FREITAS, J. A. L.; ZANCAN, M. D. **Eletricidade**. Universidade Federal de Santa Maria. Colégio Técnico Industrial de Santa Maria, RS. 3. ed. 118 p. 2010.

GARF, I. M.; MARTÍ-HERRERO, J.; GARWOOD, A.; FERRER, I. Household anaerobic digesters for biogas production in Latin America: A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews** .60.599–614p.2016

GE, X.; MATSUMOTO, T.; KEITH, L.; LI, Y. Biogas energy production from tropical biomass wastes by anaerobic digestion. **Bioresource Technology**. 169. 38–44. 2014.

GUIMARÃES, C. E.; TEIXEIRA, C. E.; CIRANI, C. B. S.; SANTOS, M. R. Avaliação do Desempenho Ambiental do Aproveitamento do Biogás em Fecularias de Mandioca no Estado do Paraná. **Editora Unijuí** • ano 15 • n. 39 • abr./jun. • p. 171-202. 2017.

HALLIDAY, D.; RESNICK, R.; WALKER, J. **Fundamentos de Física. Eletromagnetismo Volume 3**. 9ed. LTD. 22-41. 2016.

HARTMANN, H., AHRING, B. K. Strategies for the anaerobic digestion of the organic fraction of municipal solid waste: an overview. **Water Science and Technology**, v. 53, p. 7-22, 2006.

HEPP, F. **Avaliação da geração de biogás e biometano utilizando cama de bovinos de corte confinados e dejetos suínos** Monografia apresentada para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental. do Centro Universitário Univates, 2016.

HOLM-NIELSEN, J. B., AL SEADI, T, OLESKOWICZ-POPIEL P.. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource Technology**. 100.5478–5484. 2009

HOLT, P. K; BARTON, G. W; WARK, M; MITCHELL, C. A. A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation. **Colloids and Surfaces**, v. 211, n. 1, p. 233- 248, 2002.

IGONI, A. H., AYOTAMUNO, M. J., EZE, C. L., OGAJI, S. O. T. AND PROBERT, S. D., Designs of anaerobic digesters for producing biogas from municipal solid-waste. **Applied Energy**, 85(6), p. 430-438 (2008).

KAYHANIAN, M., RICH, D. Pilot-scale high-solids thermophilic anaerobic digestion of municipal of municipal solid waste with an emphasis on nutrient requirements. **Biomass and Bioenergy**, v. 8, p. 433-444, 1995.

KARTHIKEYAN,O.P.;VISVANATHAN,C. Bio-energy recovery from high-solid organic substrates by dry anaerobic bio-conversion processes: a review. **Rev.Environ. Sci. Biotechnol.** 12, 257–284.2013.

KONRAD, O.; SCHMEIER, N.P.; ANATER, A.T.; CASARIL, C.; LUMI, M. Geração de biogás através de digestão anaeróbia utilizando substrato suíno e bovino, **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v. 12, n. 3, p. 209-214, jul./set. 2014.

KONRADT,D.;SCHWANKE,C.M.;SANTOS,M.F.P.;SILVA,I.A.C. Aproveitamento de resíduos sólidos orgânicos para produção de biogás. Anais do Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão V. 8,N. 2. Salão de pesquisa.Pôster. Universidade Federal do Pampa. **Salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão (SIEPE)**. 2016.

LEITE,V.D.;LOPES,W.S.;SOUSA,J.T.;PRASAD,S.;SILVA,S.A. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v.13, n.2, p.190–196, 2009

LI,T.;GUO,S.;WU,B.;LI,F.;NIU,Z. Effect of electric intensity on the microbial degradation of petroleum pollutants in soil. **Journal of Environmental Sciences**, 22(9) 1381–1386.2010.

LISSENS,G.;VANDERVIVERE,P.;BAERE,L.;BIEY,E.M.;VERSTRAETE,W. Solid waste digestors: Process performance and practice for municipal solid waste digestion. **Water Science & Technology**. Vol 44 No 8 pp 91–102 2001.

LV,W.;SCHANBACHER,F.L.;YU,Z. Putting microbes to work in sequence: Recent advances in temperature-phased anaerobic digestion processes. **Bioresource Technology**.101.9409–9414.2010.

MACHADO,A.M.C.;JANINI,A.P.R.;VICENTE,E.F. Avaliação de Aditivos Utilizados para Aumento da Eficiência Nutricional na Bovinocultura. **Brazilian Journal of Biosystems Engineering** v. 8(3): 250-254, 2014.

MADIGAN,M.T.;MARTINKO,J.M.;BENDER,K.S.;BUCKLEY,D.H.;STAHL,D.A.**Brock biology of microorganisms**.(Fourteenth edition.). Boston: Pearson.2015

MAINI,G.;SHARMAN,A.K.;KNOWLES,C.J.;SUNDERLAND,G.;JACKMAN,S.A.Electro kinetic remediation of metals and organics from historically contaminated soil. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**. Volume 75, Issue 8. August Pages 657–664.2000

MATA-ALVAREZ,J.;MACÉ,S.;LLABRÉ,P. Anaerobic digestion of organic solid wastes. An overview of research achievements and perspectives. **Bioresource Technology**.74. 3-16.2000.

MAO,C.;FENG,Y.;WANG,X.;REN,G. Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**.45.540–555.2015.

MONTEGGIA, L.O. Proposta de Metodologia para Avaliação do Parâmetro “Atividade Metanogênica Específica”. In: 19^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais. Foz do Iguaçu: **Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental**. 1997.

NAUDET, V.; REVIL, A.; BOTTERO, J.Y.; BÉGASSAT, P. Relationship between self-potential (SP) signals and redox conditions in contaminated groundwater. **Geophysical Research Letters**. Volume 30, Issue 21. 2003.

NICHOLS, C.E. Overview of Anaerobic Digestion Technologies in Europe. **BioCycle**. January, Vol. 45, No. 1, p. 47. 2004

NIKOLIC, V.M.; TASIC, G.S.; MAKSIC, A.D.; SPONJIC, D.P.; MIULOVIC, S.M.; KANINSKI, M.O.M. Raising efficiency of hydrogen generation from alkaline water electrolysis e Energy saving. **International Journal of Hydrogen Energy**. 35. 12369 e12373. 2010.

OLIVEIRA, E., MONÇÃO, F., GÓES, R., GABRIEL, A., PAZ, I., NÄÄS, I., SANTOS, R., & MOURA, L. Bioprodutos do cerrado: alternativas alimentares na redução da emissão de metano em bovinos – estudo de caso. **Agrarian**, 7(24), 369-381. 2014.

PALHARES, J.C.P. Biodigestores, a solução? Biodigestão anaeróbia de dejetos de suínos: Aprendendo com o passado para entender o presente e garantir o futuro. Embrapa Suínos e Aves. **Embrapa Suinocultura Industrial**. n°07. 12-22. 2007.

PAZINATO, J.M. **Isolamento e Identificação de Microrganismos Metanogênicos em Solos de Terra Preta Antropogênica (Tpa) e de Várzea (Gleissolos) da Amazônia Oriental**. Tese (doutorado). universidade de São Paulo. Escola Superior de Agricultura "Luis de Queiroz". Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Piracicaba. 2007.

PESSUTI, C. A. A.; HERMES, E.; ZENATTI, D. C.; SILVA, R. P. Remoção de sólidos e produção de metano na digestão anaeróbia de efluente de processamento de mandioca. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v.4, p. 110- 116, 2015.

SALAM, B.; BISWAS, S.; RABBI, M.S. Biogas from Mesophilic Anaerobic Digestion of Cow Dung Using Silica Gel as Catalyst. **Procedia Engineering** 105 652-657. 2015.

SALLES, E.M.; VILLAR, E.O. O estudo da degradação eletroquímica do corante vermelho ácido presente em efluentes têxteis. **XXCOBEQ Congresso Brasileiro de Engenharia Química**. Florianópolis/SC. 2014

SANTOS, M. O. **Estimativa de Descargas Elétricas através de Simulações Numéricas com o WRF**. 106f. Dissertação (Mestrado) – Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2014.

SCREMIN, F.F.; VASCONCELLOS, N.J.S.; SANTIAGO, M.R. Potencial do Lodo Biológico para a Produção de Biogás. **Disciplinarum Scientia**. Série: Naturais e Tecnológicas, Santa Maria, v. 14, n. 2, p. 173-180, 2013.

SEKINE, Y.; TOMIOKA, M.; MATSUKATA, M.; KIKUCHI, E. Catalytic degradation of ethanol in an electric field. **Catalysis Today** 146 .183–187.2009.

SGANZERLA, E. **Biodigestores: uma solução**. Porto Alegre. Agropecuária, 1983.

SGANZERLA, G.S. **Avaliação da Atividade Microbiana Anaeróbia Submetida a Substratos Preferenciais**. Universidade Federal de Santa Catarina. Centro Tecnológico. Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis, (SC).2013.

SHIN, J.D.; HAN, S.S.; EOM, K.; SUNG, S.; PARK, S.W.; KIM, H. Predicting Methane Production Potential of Anaerobic Co-digestion of Swine Manure and Food Waste. Korean Society of Environmental Engineers. **Environ. Eng. Res.** Vol. 13, No. 2, pp. 93~97, 2008

SHU-GUANG, L., TSUYOSHI, I., MASAO, U., MASAHIKO, S. Start-up performances of dry anaerobic mesophilic and thermophilic digestions of organic solid wastes. *Journal of Environmental Sciences*, v. 19, p. 416-420, 2007.

SOARES, R.C.; SILVA, S.R.M. Evolução histórica do uso de biogás como combustível. **Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação CONNEPI 2010**. disponível em: <<http://www.congressos.ifal.edu.br/index.php/connepi/CONNEPI2010/paper/viewFile/843/570>>, acesso em: março, 2017.

SOUTO, G.D.B. **Efeito da variação gradual da taxa de recirculação do lixiviado em reatores anaeróbios híbridos na digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos**.91p.Dissertação de mestrado.Programa de Pós Graduação em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP), São Carlos, SP,2005.

SURENDRA, K.C.; TAKARA, D.; HASHIMOTO, A.G.; KHANAL, S.K. Biogas as a sustainable energy source for developing countries: Opportunities and challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**.31.846–859p.2014.

TIETJEN, C. From biodung to biogas-a historical review of the European experience. In: **Jewell WJ (ed) Energy, agriculture, and waste management: proceedings of the 1975 Cornell Agricultural Waste Management Conference**. *Ann Arbor Science*, Ann Arbor, pp 207–260.1975.

TUNES, C.R. **Produção de biogás a partir da digestão anaeróbica de efluentes orgânicos em reator UASB**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós graduação em Biotecnologia da Universidade Federal do Tocantins como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Biotecnologia.

TOLMASQUIM, M.T.(coordenador). **Estudos da demanda de Energia. Nota Técnica DEA 13/14. Demanda de Energia 2050**. Energia Renovável: Hidráulica, Biomassa, Eólica, Solar, Oceânica. Empresa de Pesquisa Energética EPE. Rio de Janeiro. 452p. 2014.

TORTORA, G.J.; FUNKE, B.R.; CASE, C.L. **Microbiology: an Introduction**. 12th Edition. Pearson. 2016.

VANDEVIVERE, P.; BAERE, L.; VARSTRAETE, W. Types of anaerobic digester for solid wastes. Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste, Mata-Alvarez. **IWA Publishing Company**, pp. 111–140. 2002.

VAN OPSTAL, B. Evaluating AD system performance for MSW organics. **Biocycle**, v. 47, p. 35-39, 2006.

VEEKEN, A., KALYUZHNYI, S., SCHARFF, H., HAMELERS, B. Effect of pH and VFA on hidrolyses of organic solid waste. **Journal of Environmental Engineering**. v. 126, n.12, p. 1076-1081, 2000.

VERMA, S. **Anaerobic digestion of Biodegradable organics in municipal Solid Wastes**. **Columbia University**, 56p. Master of Science Degree in Earth Resources Engineering. Department of Earth & Environmental Engineering. 2002.

WANG, M.; WANG, A.; GONG, X.; GUO, Z. The intensification technologies to water electrolysis for hydrogen production - A review. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. 29.573–588. 2014.

WIDDEL F, PFENNIG N .Dissimilatory sulfate- or sulfur-reducing bacteria. In: Krieg NR, Holt IG (eds) **Bergey's manual of systematic bacteriology**, vol I. Williams & Wilkins, Baltimore London, pp 663–679. 1984.

XAVIER, C. A. N., JÚNIOR, J. L. Parâmetros de dimensionamento para biodigestores batelada operados com dejetos de vacas leiteiras com e sem uso de inóculo. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 2, p. 212-223. 2010.

YANG, L.; XU, F.; GE, X.; LI, Y. Challenges and strategies for solid-state anaerobic digestion of ligno cellulosic biomass. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**. 44, 824–834. 2015.

YUAN, Y.; GUO, S.; LI, F.; LI, T. Effect of an electric field on n-hexadecane microbial degradation in contaminated. **International Biodeterioration & Biodegradation**. 77. 78e84. 2013.

ZACHOW, C.R. **Biogás**. Dissertação de graduação. UNIJUI – Universidade Regional do Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul - DeTEC – Departamento de Tecnologia. Panambi, RS.

ZAHER, U., CHEONG, D. Y., WU, B., CHEN, S. Producing Energy and Fertilizer From Organic Municipal Solid Waste. Department of Biological Systems Engineering. Washington State University. **Ecology Publication** No. 07-07-024. 2007. Disponível em: <http://www.ecy.wa.gov/programs/swfa/solidwastedata/>. Acesso em: 02 abr. 2008.

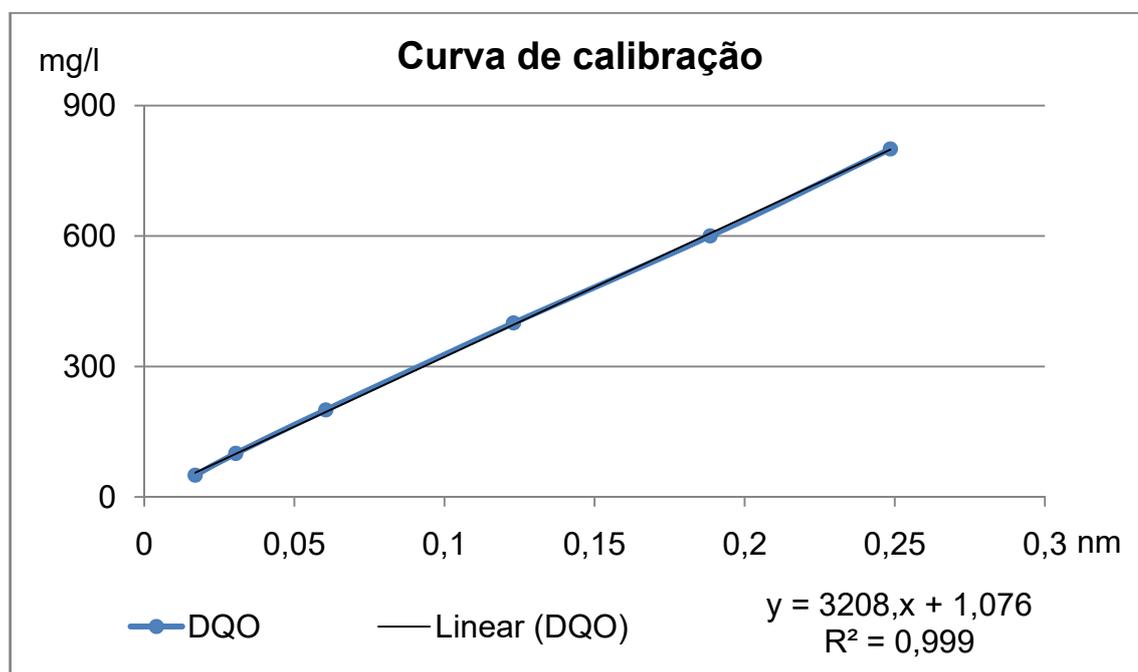
ZHANG,J.L.;CAO,Z.P.;ZHANG,H.W.;ZHAO,L.M.;SUN,X.D.;MEI,F. Degradation characteristics of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid in electro-biological system. **Journal of Hazardous Materials** 262 137– 142.2013.

ZHANG,C.;SU,H.;BAEYENS,J.;TAN,T. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**.38.383–392.2014.

Apêndice A

Curva de calibração para DQO

Concentração (mg/l)	Leitura 1 (nm)	Leitura 2 (nm)	Média	Desvio padrão
50	0,018	0,016	0,017	0,001
100	0,031	0,030	0,031	0,001
200	0,061	0,060	0,061	0,001
400	0,123	0,123	0,123	0,000
600	0,188	0,189	0,189	0,001
800	0,248	0,249	0,249	0,001



Apêndice B

Curva de calibração para consumo de glicose

Concentração (mg/l)	Leitura 1 (nm)	Leitura 2 (nm)	Média	Desvio padrão
10	0,092	0,093	0,093	0,001
20	0,194	0,181	0,188	0,009
60	0,536	0,567	0,552	0,022
140	1,123	1,145	1,134	0,016
180	1,320	1,313	1,317	0,005
190	1,374	1,392	1,383	0,013
200	1,427	1,472	1,450	0,032

