UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL
CAMPUS ERECHIM
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL
CURSO DE MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

VANESSA MARCHIORO

DIGESTÃO ANAERÓBIA EM ESTADO SÓLIDO DE CAMA DE AVIÁRIO A DIFERENTES RAZÕES DE SUBSTRATO/INÓCULO E INTERVALOS DE RECIRCULAÇÃO

ERECHIM, RS
2017

VANESSA MARCHIORO

DIGESTÃO ANAERÓBIA EM ESTADO SÓLIDO DE CAMA DE AVIÁRIO A DIFERENTES RAZÕES DE SUBSTRATO/INÓCULO E INTERVALOS DE RECIRCULAÇÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul – UFFS, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Ciência a Tecnologia Ambiental, sob a orientação do Prof^{o}Dr. Airton Kunz e da Prof^{a}Dr. Helen Treichel.

ERECHIM, RS

2017

UNIVERSIDADE FEDERAL DA FRONTEIRA SUL

Rodovia ERS 135, km 72, n° 200

CEP: 99700-970

Caixa Postal 764

Erechim - RS

Brasil

Marchioro, Vanessa
Digestão anaeróbia em estado sólido de cama de aviário a diferentes razões de substrato/inóculo e intervalos de recirculação/ Vanessa Marchioro. -- 2017.
52 f.:il.

Orientador: Airton Kunz.
Co-orientador: Helen Treichel.
Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal da Fronteira Sul, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) , Erechim, RS , 2017.

1. cama de frango. 2. amônia livre. 3. Rendimento de biogás e metano. 4. sulfeto de hidrogênio. . I. Kunz, Airton, orient. II. Treichel, Helen, co-orient. III. Universidade Federal da Fronteira Sul. IV. Título.

VANESSA MARCHIORO

DIGESTÃO ANAERÓBIA EM ESTADO SÓLIDO DE CAMA DE AVIÁRIO A DIFERENTES RAZÕES DE SUBSTRATO/INÓCULO E INTERVALOS DE RECIRCULAÇÃO

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal da Fronteira Sul – UFFS. Para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, defendida em banca examinadora em 24/03/2017

Orientadores: Prof. Dr. Airton Kunz e a Prof. Dra. Helen Treichel.

Aprovado em: _____/_____/_____

BANCA EXAMINADORA

_____
Prof. Dr. Airton Kunz -EMBRAPA/ UFFS

_____
Profª. Dr. Helen Treichel – UFFS

_____
Prof. Dr. Rogério Marcos Dallago – URI

_____
Prof. Dr. Ricardo Luís Radis Steinmetz – EMBRAPA

Erechim/RS, Março de 2017

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Airton Kunz e a Profa. Dr. Helen Treichel meus orientadores, por todo aprendizado, incentivo, dedicação, pela valiosa orientação durante o mestrado, e por todas as oportunidades que pude vivenciar na pesquisa. Muito obrigado.

À Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) pela oportunidade de cursar o Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental e a todos os professores do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA).

A Eletrosul centrais Elétricas S.A Uirapuru transmissora de Energia S.A [projeto Nº 1110130054 (Nº14 / 2012 ANEEL)], pela concessão da bolsa de pesquisa no mestrado e aos demais órgãos pelo apoio financeiro concedido às pesquisas.

A Embrapa, pela estrutura disponibilizada para a realização do presente trabalho. A todos os colegas do Laboratório de Estudos e Análises Ambientais (LEAA) da Embrapa, em especial ao Ricardo, Fabiane, André, Marcos, Deisi, Angélica, Marina, Tais e Jéssica pela amizade e apoio.

A minha família, parte fundamental e essencial na minha vida, meu pais Idalina e Valdir, minha irmã Emanueli, ao meu namorado Tiago e meus parentes da Familia Edilson Bianchi, que prontamente me acolheram em sua casa. Agradeço a todos, são partes fundamentais e contribuíram muito ao longo dessa caminhada.

A todas as pessoas, que de uma forma direta ou indireta, colaboraram para a realização deste trabalho de dissertação.

RESUMO

Este estudo avaliou como as condições operacionais proporção substrato/inóculo e recirculação do digestato influenciam no rendimento de biogás, metano e na concentração de amônia livre pelo processo de digestão anaeróbia em estado sólido da cama de aviário. Testes experimentais foram conduzidos utilizando-se um delineamento composto central (DCC) (2^2) sendo quatro ensaios nos pontos fatoriais e três nos pontos centrais, utilizando cama de aviário como substrato, coletado após 12 ciclos de produção de frangos de corte (ST = 76% ($m.m^{-1}$)). Foram testados três proporções de substrato/inóculo (1:1; 1:1,66 e 1:3) e três intervalos diários de recirculação (2, 3 e 4) durante 15 min cada. Foram operados três reatores a temperatura mesófilica (37 °C) e realizados sete ensaios experimentais com tempo de retenção de 30 dias cada. Os maiores rendimentos de biogás e metano (182,77 $L_{Nbiogás}.kg_{SVadic}^{1}$ e 74,06 $L_{Nmetano}.kg_{SVadic}^{-1}$ respectivamente) foram obtidos para a proporção substrato/inóculo de 1:3 com recirculação de digestato de quatro vezes ao dia. A recirculação do digestato foi a variável que influenciou na concentração de amônia livre, os ensaios que foram recirculados com mais frequência apresentaram menores concentrações (abaixo de 80 $mg.L^{-1}$). O processo apresentou elevadas concentrações de sulfeto de hidrogênio, entre 1106 a 4000 $mg.L^{-1}$. As concentrações encontradas neste estudo foram maiores das citadas por outros autores como inibitórias ao processo, indicando que o H_2S foi um composto inibitório da metanogênese, interferindo no rendimento de metano.

Palavras- Chave: cama de frango, rendimento de biogás e metano, amônia livre, sulfeto de hidrogênio.

ABSTRACT

This study evaluated how the substrate/inoculum ratio and recirculation conditions of the digestate influence the yield of biogas, methane and the free ammonia concentration for poultry litter solid state anaerobic digestion. Experimental tests were conducted using a central composite design (2^2), four trials at the factorial points and three at the central points, using avian bed as substrate, collected after 12 cycles of broiler production (TS = 76 % (w.w-1)). Three substrate/inoculums ratios (1:1; 1:1,66 and 1:3) and three daily recirculation intervals (2, 3 and 4) were tested for 15 min each. Three reactors were operated at mesophilic temperature (37øC) and seven experimental runs were performed with retention time of 30 days each. The highest yields of biogas and methane 182,77 $L_{Nbiogas}.kg_{VSadd}^{-1}$ e 74,06 $L_{NCH4}.kg_{VSadd}^{-1}$ respectively) were obtained for the substrate/inoculum ratio of 1:3 with four-fold per day digestate recirculation. Recirculation of the digestate was the variable that influenced the concentration of free ammonia, the most frequently recirculated tests had lower concentrations (below 80 mg.L-1). The process presented high concentrations of hydrogen sulphide, between 1106 and 4000 $mg.L^{-1}$. The concentrations found in this study were higher than those reported by other authors as inhibitory to the process, indicating that H_2S was an inhibitory with the methane yield.

Key-words: poultry litter, biogas and methane yield, free ammonia, hydrogen sulfide.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Contribuição por abate de frango de corte por estado no Brasil. 16
Figura 2. Fases do processo e categorias de micro-organismos envolvidos na digestão anaeróbia. 17
Figura 3. Distribuição do amônio e amônia em função do pH 23
Figura 4. Modelo dos reatores para digestão anaeróbia em estado sólido, contínuos e em batelada. 27
Figura 5. a) Digestor da marca Bekom (modelo alemão ou *garage type*) b) reator vertical único estágio 28

ARTIGO

Figura 1. Representação esquemática do reator anaeróbio para digestão em estado sólido de cama de aviário.....39
Figura 2. Valores de pH encontrados para os 7 ensaios experimentais.....48
Figura 3. Concentração de amônia livre no liquido de recirculação.....48

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Classificação das rotas de digestão anaeróbia 13
Tabela 2. Composição da cama de aviário, em porcentagem de matéria seca (g/kg) 17
Tabela 3. Evolução da relação AI/AP de acordo com a experiência empírica 21
Tabela 4. Propriedades físicas do metano, gás carbônico e sulfeto de hidrogênio. 19
Tabela 5. Principais diferenças entre as rotas de digestão úmida e digestão em estado sólido 27

ARTIGO

Tabela 1. Quatidade de cama de frango e inóculo adicionados de acordo com a proporção substrato/inóculo.....39
Tabela 2. Matriz do DCC apresentando os valores codificados e reais.....42
Tabela 3. Caracterização da cama de aviário e do inóculo utilizados para o processo de digestão anaeróbia em estado sólido.....43
Tabela 4. Matriz do CCD (valores codificados) e respectivas respostas em termos de rendimento de biogás, metano e na concentração de amônia livre.....43
Tabela 5. Efeitos principais e interação das variáveis avaliadas sobre o rendimento de biogás.....45
Tabela 6. Efeitos principais e interação das variáveis avaliadas sobre o rendimento de metano.....46
Tabela 7. Concentração de sulfeto de hidrogênio (H_2S) presente no biogás, durante a realização do processo de DAES, valores expressos em $mg.L^{-1}$.....47
Tabela 8. Efeitos principais e interação das variáveis avaliadas sobre a concentração de amônia livre.....49
Tabela 9. Principais resultados encontrados no presente estudo para a operação do processo de digestão em estado sólido 50

LISTA DE ABREVIATURAS

AI/AP	Relação alcalinidade intermediária e alcalinidade parcial
ABPA	Associação Brasileira de Proteína Animal
AL	Amônia livre
AGV	Ácidos graxos voláteis
BRS	Bactérias redutoras de sulfato
C/N	Relação carbono nitrogênio
COV	Carga orgânica volumétrica
DAES	Digestão anaeróbia em estado sólido
DCC	Delineamento Composto Central
FAO	Do inglês *Food and Agriculture Organization*
MS	Matéria seca
NAT	Nitrogênio amoniacal total
ST	Sólidos totais
SV	Sólidos voláteis
SF	Sólidos fixos

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....13

1.1 OBJETIVOS.....14

1.1.1 Objetivo Geral 14

1.1.2 Objetivos Específicos.....14

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....15

2.1 PANORAMA ATUAL DA AVICULTURA DE CORTE NO BRASIL 15

2.2 CAMA DE AVIÁRIO.....16

2.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA 17

2.3.1 Parâmetros que influenciam a digestão anaeróbia.....19

2.3.1.1 Temperatura interna do biodigestor 20

2.3.1.3 Relação C/N 22

2.3.1.4 Amônia.....22

2.3.1.5 Potencial redox.....24

2.4 BIOGÁS 19

2.5 DESCRIÇÃO DAS DIFERENTES ESTRÁTEGIAS PARA A PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM ESTADO SÓLIDO 25

2.5.1 Tipos de Alimentação 25

2.5.2 Teor de matéria seca dos substratos 26

2.5.2.1 Reatores em Batelada.....28

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS 30

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....31

3. ARTIGO - DIGESTÃO ANAERÓBIA EM ESTADO SÓLIDO DE CAMA DE AVIÁRIO A DIFERENTES RAZÕES DE SUBSTRATO/INÓCULO E INTERVALOS DE RECIRCULAÇÃO.....36

RESUMO 36

1 INTRODUÇÃO.....36

2 MATERIAL E MÉTODOS 38

2.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO 38

2.2 DESENHO EXPERIMENTAL 39

2.3 MÉTODOS ANALÍTICOS 40

2.4 MÉTODO ESTATÍSTICO 41

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 42

3.1 CARACTERÍSTICAS DA CAMA DE FRANGO E OPERAÇÃO DO REATOR 42

3.2 RESULTADOS OBTIDOS DO PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL 43

3.3 EFEITO DA RAZÃO SUBSTRATO/INÓCULO E A RECIRCULAÇÃO DO DIGESTATO NO RENDIMENTO DE BIOGÁS 44

3.4 EFEITO DA RAZÃO SUBSTRATO/INÓCULO E A RECIRCULAÇÃO NO RENDIMENTO DE METANO 45

3.5 CONCENTRAÇÃO DE SULFETO DE HIDROGÊNIO NO BIOGÁS 46

3.6 PARÂMETROS DE ESTABILIDADE DO PROCESSO 47

3.7 CONSIDERAÇÕES DE OPERAÇAO DO PROCESSO DE DIGESTAO EM ESTADO SÓLIDO 49

4 CONCLUSÕES 50

AGRADECIMENTOS 51

REFERÊNCIAS 51

1 INTRODUÇÃO

A avicultura no Brasil vem ganhando destaque mundial e apresenta grande evolução nos aspectos tecnológicos voltados à produção de frangos de corte. No ano de 2015, o Brasil produziu 13,1 milhões de toneladas de carne de frango, o que garantiu o segundo lugar na produção mundial, ocupando o lugar que antes era da China e ficando atrás apenas dos EUA, o qual teve uma produção de 17,966 milhões de toneladas (ABPA, 2016). Segundo a FAO, de 2000 a 2030 o mundo terá que aumentar a produção per capita de carne em 20%, perfazendo o maior crescimento para a proteína de aves (40,4%) (USDA, 2013).

Desta produção de carne brasileira, os estados do Sul destacam-se por possuírem a maior porcentagem de abate de frangos de corte, o que corresponde a 62,83%. O Paraná ocupa a primeira posição, sendo responsável por 32,46% do total de abate de frangos no país, Santa Catarina fica com a segunda posição (16,24%) e em terceiro lugar temos o Rio Grande do Sul, abatendo 14,13% (ABPA, 2016).

A atividade avícola produz uma grande quantidade de resíduo sólido, como por exemplo, a cama de frango. Esta apresenta altas concentrações de nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K) e elevado teor de sólidos totais, geralmente acima de 70%, excrementos e maravalha (aparas de madeira). Este resíduo é muito utilizado na forma *in natura* na agricultura com a finalidade de adubação do solo. Além disso, também possui potencial energético, podendo ser usado como substrato para geração de biogás por meio do processo de digestão anaeróbia. Mesmo utilizando a cama para obtenção de biogás, ainda é possível, posteriormente, utilizá-la para adubação do solo. A diferença é que dependendo do tipo de biodigestor, o resíduo estará com diferentes concentrações de sólidos totais, modificando a maneira como deve ser comercializada, transportada e aplicada no solo (RAJAGOPAL e MASSÉ, 2016).

As condições do meio reacional permitem classificar o processo de digestão anaeróbia em três rotas principais, na tabela 1 apresenta-se cada rota e a concentração de sólidos totais.

Tabela 1: Classificação das rotas de digestão anaeróbia

Rotas da digestão anaeróbia	**Concentração de sólidos totais (%)**
Digestão Úmida	<15
Digestão semi-sólida	15-20
Digestão em estado sólido	>20 até 40

Fonte: Nizami e Murphi, (2010).

A digestão úmida é frequentemente aplicada, devido a razões como facilidade de operação e manutenção e produção de biogás. No entanto, a digestão úmida não é adequada para digerir substratos com elevado teor de sólidos, devido à exigência de diluições elevadas, e consequentemente, resulta em biodigestores com tamanho elevado para tratar a quantidade de dejetos diluídos, e temos como problema o efluente líquido aumentando dos custos para usa-lo na agricultura.

Com isso, a DAES apresenta-se como uma alternativa, para reduzir o uso de água, pois permite operar o biodigestor com maior concentração de sólidos totais, reduzindo o tamanho dos reatores e garantindo um efluente sólido, de fácil transporte, comercialização e aplicação no solo.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Avaliar os parâmetros operacionais de reatores utilizados para realização da digestão anaeróbia em estado sólido, usando cama de aviário como substrato.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Estudar a influência da razão cama de aviário/inóculo no rendimento de biogás e metano;
- Avaliar como a recirculação do digestato afeta no rendimento de biogás e metano.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 PANORAMA ATUAL DA AVICULTURA DE CORTE NO BRASIL

A produção de frangos de corte é a forma mais eficiente e barata de produzir proteína animal para alimentação humana no mundo. Os frangos são os animais mais eficientes para transformar grãos em proteína animal, em curto tempo, pouco espaço, pouca água e energia (OVIEDO RONDÓN, 2008).

No cenário mundial o Brasil destacam-se como uma das mais importantes cadeias produtivas de frango de corte. A oferta de frango brasileira tem acompanhando o crescimento da demanda interna e externa decorrente do aumento da competitividade e produtividade, mas também pelo aumento no nível de urbanização e renda da população, da diversificação das dietas e da mudança de hábitos alimentares (ABPA, 2015). A produção de frangos superou 13,1 milhões de toneladas em 2015, assumindo o segundo lugar mundial, que antes era da China. Desde 2010,o Brasil ocupa a liderança mundial na exportação de carne de frango (ABPA, 2016).

No Brasil, os estados do Sul destaca-se por possuírem a maior porcentagem de abate de frangos. Na figura 1 apresenta-se o número de frangos de corte abatidos por cada estado brasileiro. Ao mesmo tempo em que temos um aumento da demanda por frangos de corte, temos consequentemente, uma maior geração de resíduos advindos da atividade avícola. Um dos resíduos gerados por esta atividade é denominado como cama de aviário, a qual se caracteriza como o produto da mistura de excrementos de aves, penas, maravalha (aparas de madeira), utilizado sobre o piso dos aviários (para receber e absorver a umidade), acrescidos da ração desperdiçada dos comedouros (PAGANINI, 2004).

A cama de aviário é considerada uma boa fonte de nutrientes, especialmente de nitrogênio, por isso é muito utilizada pelos produtores rurais como adubo para o solo. Sendo desejável economicamente, uma vez que apresenta um recurso interno da propriedade rural. Com manejo adequado, pode suprir, parcial ou totalmente, o fertilizante mineral. Além disso, seu uso adiciona matéria orgânica ao solo melhorando os atributos físicos, aumenta a capacidade de retenção de água, reduz a erosão, melhora a aeração e cria um ambiente mais adequado para o desenvolvimento da flora microbiana do solo (BLUM *et al.*, 2003).

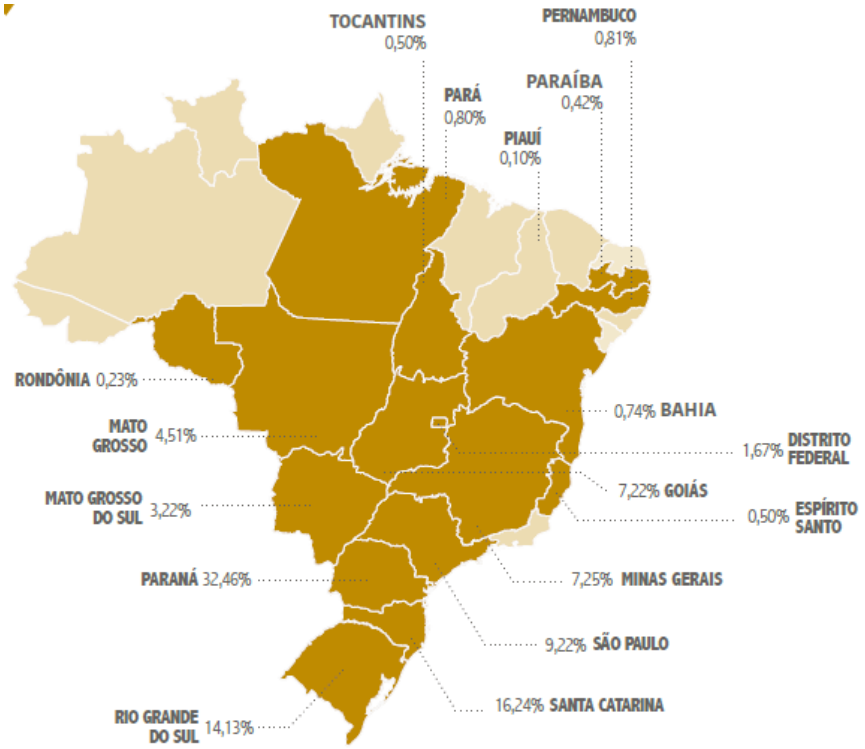

Figura 1. Contribuição por abate de frango de corte por estado no Brasil. .
Fonte: ABPA (2016).

2.2 CAMA DE AVIÁRIO

A cama de aviário ou cama de frango é uma combinação de substratos essencialmente agrícolas com excretas, penas, ração, água e descamações epiteliais das aves, na tabela 2, apresenta-se a composição da cama de frango. Sobre a cama, a ave permanece a maior parte de seu ciclo produtivo (PIRES *et al.*, 2013). A recomendação para o manejo da cama de aviário, é inserir cobertura de aproximadamente 5 cm, disposta sobre o piso do galpão, e esta pode ser renovada a cada ciclo de produção ou reutilizada por até 12 lotes, cada lote fica alojado por aproximadamente 45 dias (AVILA *et al.*, 1992; OLIVEIRA *et al.*, 2003; FERREIRA *et al.*, 2004).

O tipo de material utilizado como cama de frango varia conforme a atividade agrária da região. O material selecionado para ser utilizado como cama deve apresentar boa capacidade higroscópica, ser rica em carbono, ter partículas de tamanho médio, baixa condutividade térmica, baixo custo, boa disponibilidade regional e também servir como fertilizante após suas reutilizações (DAI PRA *et al.*, 2009). Os substratos de cama comumentemente utilizados são feitos a partir de materiais como aparas de madeira ou serragem de pinho, eucalipto, madeira de lei, casca de arroz, bagaço de cana, sabugo de milho

ou palha, serragem, casca de arroz entre vários outros materiais (PAGANINI, 2004).

Tabela 2. Composição da cama de frango, em porcentagem de matéria seca (g/kg)

Amostra	N	P	K	Ca	Mg	S-SO_4
1	20,00	16,70	31,30	22,80	7,50	4,70
2	18,00	10,70	18,10	19,60	5,40	4,40
3	26,60	13,60	26,30	23,60	5,07	4,85
4	16,30	16,60	18,10	27,40	6,70	4,40
Média	20,23	13,65	23,45	23,35	6,17	4,59

Fonte: Zapata Marin (2011) - Redes de referências (Londrina).

2.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia é um processo microbiológico balanceado, que requer condições anaeróbias (potencial de redução oxidação P-RedOx<- 200 mV) e envolve uma série de processos metabólicos complexos mediados por vários grupos de microrganismos para transformar o material orgânico em dióxido de carbono e metano. A digestão anaeróbia de matéria orgânica basicamente segue: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. A Figura 2 ilustra o esquema das principais reações que ocorrem durante o processo (AQUINO E STUCKEY, 2008; FLOTATS, 2013).

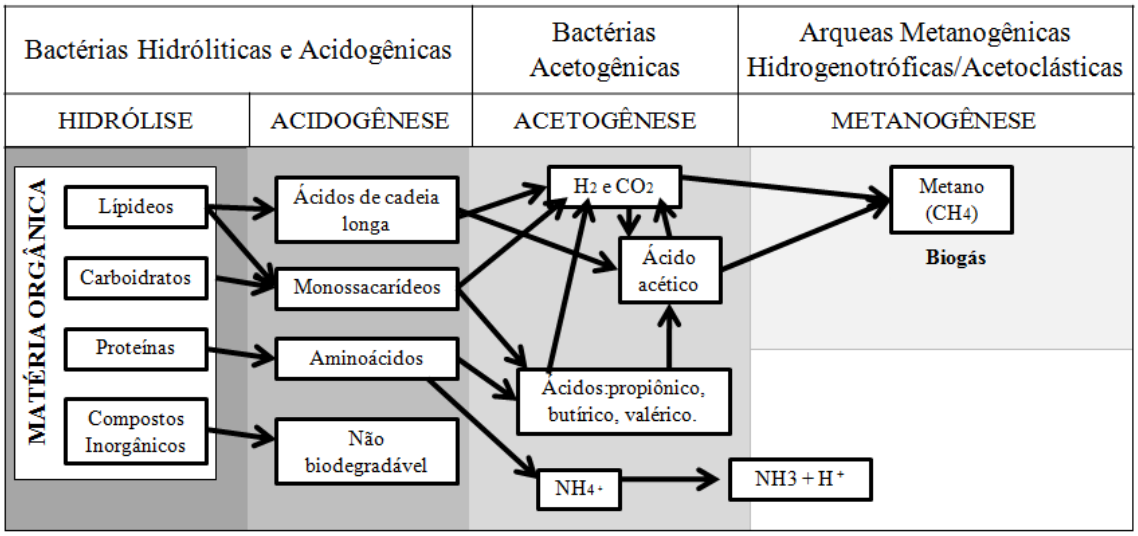

Figura 2: Fases do processo e categorias de micro-organismos envolvidos na digestão anaeróbia.
Fonte: Adaptado de FLOTATS (2013).

A primeira fase da digestão anaeróbia, é a hidrólise. Nesta proteínas, carboidratos e gordura do substrato são convertidos em substâncias orgânicas solúveis (aminoácidos e ácidos

graxos) pela ação de enzimas extracelulares excretadas pelas bactérias hidrolíticas (LORA e VENTURI, 2012). A hidrólise tem grande importância na velocidade global de degradação, esta etapa pode ser um fator limitante do processo quando o material orgânico presente contiver alta concentração de sólidos ou grandes quantidades de celulose, diminuindo a velocidade do processo (LI *et al.*, 2011).

Os produtos formados na fase anterior são degradados pelas bactérias acidogênicas durante a acidogênese (segunda etapa do processo), gerando ácidos carboxílicos de cadeia curta, os ácidos voláteis (fórmico, acético, propiônico, butírico, valérico). As bactérias acidogênicas também produzem alguns compostos secundários, como amônia, dióxido de carbono e sulfeto de hidrogênio (TABATABAEIA *et al.*, 2010).

A terceira etapa do processo de digestão anaeróbia é a acetogênese, onde a maior quantidade de ácidos e alcoóis produzidos pela acidogênese são convertidos pelas bactérias acetogênicas, produzindo ácido acético, bem como CO_2 e H_2. Esta conversão é controlada em grande parte pela pressão de H_2 na mistura. Esta fase é considerada a mais crítica do processo, sendo conduzida por um grupo de bactérias denominadas acetogênicas, as quais estabelecem relação de sintrofia com as arqueas metanogênicas e as bactérias homoacetogênicas. A sintrofia entre os organismos dois grupos microbianos distintos possibilita que ambos apresentem crescimento, assegurando a viabilidade de produção de acetato a partir de ácidos orgânicos (APPLES *et al.*, 2008; SANT'ANNA Jr., 2010).

A última etapa é a metanogênese, onde temos a formação de metano (CH_4) por duas rotas principais, por meio do ácido acético ou do hidrogênio (doador de elétrons) e dióxido de carbono (aceptor de elétrons) presente no meio (APPLES *et al.*, 2008).

Na presença de compostos de enxofre, surge a etapa de sulfetogênese, onde sulfatos, sulfitos e outros compostos sulfurados serão reduzidos a sulfeto, durante a oxidação de compostos orgânicos através da ação das bactérias redutoras de sulfato (BRS). Ao utilizarem compostos com enxofre, como receptoras de elétrons, essas bactérias competem por substrato com as arqueas metanogênicas, como ácidos graxos voláteis, hidrogênio, metanol, etanol, glicerol, açucares, aminoácidos entre outros. Por utilizarem compostos intermediários da digestão anaeróbia, elas alteram a rota do metabolismo gerando menor quantidade de metano na constituição do biogás (APPLES *et al.*, 2008; CHEN *et al.*, 2008; SANT'ANNA Jr.,2010).

2.4 BIOGÁS

O biogás é um gás natural, resultante da digestão anaeróbica de dejetos animais, de resíduos vegetais, lixo industrial ou residencial em condições adequadas. O biogás é composto por uma mistura de gases que tem sua concentração determinada pelas características do resíduo e as condições de funcionamento do processo de digestão. No entanto, é constituído principalmente por metano (CH_4), em torno de 65 % e dióxido de carbono (CO_2), apresentando traços de outros gases, como nitrogênio, hidrogênio, o monóxido de carbono e o sulfeto de hidrogênio (H_2S). Este mesmo em pequenas quantidades, possui alto poder de corrosão sobre ligas metálicas (WEILAND, 2010).

As propriedades físico-químicas do biogás influenciam na tecnologia a ser empregada em sua remoção e combustão, como no caso do sulfeto de hidrogênio (H_2S), que possui influencia na escolha da tecnologia de operação, limpeza e combustão (PECORA, 2006). Algumas propriedades físicas do metano, gás carbônico e o sulfeto de hidrogênio podem ser observadas na Tabela 4.

Tabela 3: Propriedades físicas do metano, gás carbônico e sulfeto de hidrogênio.

Propriedades	**CH_4**	**CO_2**	**H_2S**
Massa Molecular	16,04	44,01	34,08
Massa Específico Ar=1	0,55[a]	1,52[a]	1,189[b]
Volume Específico ($cm^3.g^{-1}$)	1473,3[a]	543,1 [a]	699,2 [a]
Capacidade calórica, Cp, (kcal.kg.C)	0,775	0,298	0,372
Poder Calórico (kcal/kg)	13,268	0	4,633
Limite de Inflamabilidade % ($m.V^{-1}$)	5-15	Nenhum	4-46

Onde: [a] -60 °C, 1 atm; [b] -70 °C, 1 atm;
Fonte: Pecora (2008).

Os limites de inflamabilidade correspondem à percentagem máxima e mínima de um combustível numa mistura ar/combustível. Os limites de inflamabilidade do CH_4 no ar variam desde os 5% aos 15%. Estes dois valores são também conhecidos como limite explosivo inferior e superior respectivamente (CCE, 2000).

2.3.1 Parâmetros que influenciam a digestão anaeróbia

Durante a digestão anaeróbia, deve-se ter um controle rigoroso, pois o sistema é afetado por inúmeros fatores causando um desequilíbrio, influenciando no rendimento e a velocidade do processo. A seguir serão apresentados maiores detalhes referentes aos fatores que influenciam no processo de digestão anaeróbio.

2.3.1.1 Temperatura interna do biodigestor

A temperatura é um parâmetro fundamental em processos biológicos, uma vez que influencia diretamente a taxa de crescimento microbiano, a cinética do processo e a estabilidade, e consequentemente a produção de metano e a qualidade do digestato (BABAEE *et al.*, 2013). A digestão anaeróbia pode ser operada em três condições de temperatura. Sendo a temperatura psicrófilica (< 25ºC), mesófilica (25ºC a 45ºC) e a termófilica (45ºC a 60ºC). Independente da condição de temperatura do processo é preciso que se mantenha estável, uma vez que a oscilação de temperatura pode afetar os microrganismos, especialmente os metanogênicos, causando inibição dos mesmos e diminuindo a produção de biogás (MENEZES *et al.*, 2015).

Temperaturas baixas apresentam baixo crescimento microbiano, apresentando baixo rendimento de biogás. O aumento da temperatura tem inúmeros benefícios, incluindo o aumento da solubilidade de compostos orgânicos, melhorando as velocidades de reações biológicas e químicas, também no aumento da eliminação de patógenos. Contudo, o aumento da temperatura, influencia parâmetros como a dissociação de amônia, podendo ocasionar efeito inibitório (DEUBLEIN e STEINHAUSER, 2011).

Em temperaturas mais elevadas a concentração de amônia na forma não dissociada ($NH_{3(aq)}$) aumenta, podendo causar falência do processo. A amônia livre é tóxica para as arqueas metanogênicas, pois facilmente se difunde através da membrana celular dos microrganismos, causando desequilíbrio dos prótons e/ou deficiência de potássio (K^+). (KHALID *et al.*, 2011; NIU *et al.*, 2014; CHEN *et al.*, 2008). Em geral, a digestão anaeróbia é operada na temperatura mesófilica principalmente pelo menor gasto de energia reduzindo custos de operação do processo (MAO *et al*, 2015).

2.3.1.2 pH, alcalinidade e ácidos voláteis

Cada grupo de microrganismo envolvido nas etapas da digestão anaeróbia necessita de diferentes valores de pH. Para os microrganismos hibrolíticos e acidogênicos a faixa de pH ideal é de 5,5 a 6,5, enquanto que os microrganismos acetogênicos e metanogênicos a faixa ideal está entre 6,5 e 8 (KIM *et al.*, 2003). Uma vez que as arqueas metanogênicas são extremamente sensíveis ao pH é necessário manter o pH próximo ao neutro (LIU *et al.*, 2008).

O pH excessivamente alcalino não é favorável para o processo de digestão porque pode levar a desintegração dos grânulos microbianos e consequentemente a falha do processo. Os compostos inibidores da metanogênese, tais como ácidos, sulfeto de hidrogênio e amônia são tóxicos somente em suas formas não ionizadas. E o pH possui influência na sua toxicidade pois interfere no deslocamento do equilíbrio químico entre as espécies. Por exemplo, a amônia pode ser tóxica quando o pH é superior a 7,0 enquanto que os ácidos orgânicos voláteis e o sulfeto de hidrogênio são mais tóxicos com pH abaixo de 7,0 (JHA *et al.*, 2011).

O pH do processo de digestão é controlado pela concentração de CO_2 na fase gasosa e o sistema de tampão do bicarbonato (HCO_3^-) da fase líquida, ou seja a alcalinidade presente no meio. Este tamponamento é muito importante no processo de produção de biogás de modo que, impede a acumulação de ácidos voláteis, mantendo o pH estável, bem como a produção de biogás (APPLES *et al.*, 2008).

Como uma forma de monitoramento da capacidade de tamponamento durante a digestão, é a relação alcalinidade intermediaria/alcalinidade parcial (AI/AP). O primeiro parâmetro, a alcalinidade intermediaria, indica a acumulação de ácidos graxos voláteis, sendo um importante indicador de problemas no processo. O segundo parâmetro, a alcalinidade parcial, representa a alcalinidade por bicarbonato, e é uma medida da capacidade de tamponamento do sistema (DROSG, 2013). Na tabela 3 podemos observar a importância do acompanhamento da relação AI/AP, onde são apresentadas as relações e as características do processo segundo a experiência empírica.

Tabela 4: Evolução da relação AI/AP de acordo com a experiência empírica

Relação AI/AP	**Característica**
> 0,4	Reator em sobrecarga
0,3 – 0,4	Faixa Ótima
<0,3	Reator em subcarga

Fonte: Adaptado de Mézes et al., (2011).

O valor ótimo pode variar dependendo das características do reator e substrato. É recomendado acompanhar a relação AI/AP diariamente, pois o mais importante é observar variações bruscas no valor, e realizar medidas corretivas quando necessário (MÉZES *et al.*, 2011).

2.3.1.3 Relação C/N

A razão C/N é importante para o controle de sistemas de tratamento biológico, teoricamente, qualquer biomassa biodegradável pode ser utilizada como substrato para alimentar um biodigestor. No entanto, há algumas particularidades, e os constituintes dos resíduos não se degradam na mesma proporção, influenciando assim, no desempenho do processo de digestão anaeróbia, e assim, no rendimento de biogás (KHALID *et al.*, 2011). A maioria dos estudos recomenda uma relação C/N de 20/1 a 30/1, com uma ótima relação de 25/1 para o crescimento bacteriano anaeróbio (ESTEVEZ *et al.*, 2012.). Em relação às unidades, uma relação C/N de 20/1 indica que são necessárias 20 unidades de carbono para digerir uma unidade de nitrogênio. O carbono é a fonte de energia para os microrganismos e o nitrogênio serve como nutriente crítico para o crescimento microbiano. Daí a necessidade de estabelecer uma correta relação C/N. Quando a fração de carbono é muito maior que a de nitrogênio a atividade metabólica é desacelerada e não ocorre a degradação completa do carbono (WANG *et al.*, 2012).

Já substratos com baixa relação C/N, como exemplo a cama de aviário que apresenta relação C/N abaixo de 10/1 pode resultar na liberação alta de nitrogênio e dependendo da concentração e pH, ocorre a liberação de nitrogênio na forma de amônia livre (NH_3), principal componente indicado como tóxico para a microflora anaeróbia. Contudo, devido à biodegradabilidade do substrato é possível utilizar a cama de frango para o processo de digestão anaeróbia. Para verificar sefeitos inibitórios é preciso monitorar constantemente a concentração de amônia livre (CHEN *et al.*, 2008 e RAJAGOPAL *et al.*, 2013).

2.3.1.4 Amônia

O nitrogênio amoniacal é produzido pela degradação biológica da matéria nitrogenada, principalmente sob a forma de proteínas e ureia (KAYHANIAN, 1999). O íon amônio (NH_4^+)

e a amônia livre (AL) (NH_3) são as duas principais formas de nitrogênio amoniacal presente em solução aquosa, a soma da concentração destes dois compostos formam o nitrogênio amoniacal total (NAT). A amônia livre foi o componente indicado como o mais tóxico de ambos, sendo o componente ativo que causa a inibição do processo de digestão anaeróbia por amônia, isto ocorre devido a facilidade de difusividade na membrana da célula pelo NH_3 não ionizado, dentro da célula, causa o desequilíbrio de cargas e deficiência de potássio (KADAM e BOONE, 1996; CHEN *et al.*, 2008; RAJAGOPAL *et al.*, 2013).

Como citado no item 2.3.1.3, devido a baixa relação C/N da cama de aviário, durante o processo de digestão anaeróbia poderá ocorrer o acúmulo de nitrogênio. Os principais parâmetros que tornam nitrogênio amoniacal tóxico é sua concentração em combinação com o pH e temperatura, estes determinam as quantidade de amônia livre gerada (CHEN *et al.*, 2008 e RAJAGOPAL *et al.*, 2013).

Estudos relatam a inibição por amônia livre em uma vasta concentração de nitrogênio amoniacal total entre 1,5 a 3 $g.L^{-1}$ e pH acima de 7,4, enquanto que concentrações acima de 3,0 $g.L^{-1}$ a AL é tóxica independente do pH (WANG et al., 2012; CHEN et al.,2016). Em um estudo realizado por Gallert e Winter (1997), ocorreu a inibição de 50% da produção de metano quando a concentração de amônia livre superou a 220 $mg.L^{-1}$ a 37 °C.

Estudo realizado por Wang et al., (2012), verificou que uma relação C/N de 15:1 resultou em concentrações de AL de 223 $mg.L^{-1}$ e pH próximo a 8,0, este tratamento apresentou baixo rendimento de biogás e metano, comparado com o tratamento com uma relação C/N de 20:1, devido a inibição por amônia livre. Na figura 3 temos distribuição do equilíbrio químico entre ao NH_3 e o NH_4^+ em função do pH.

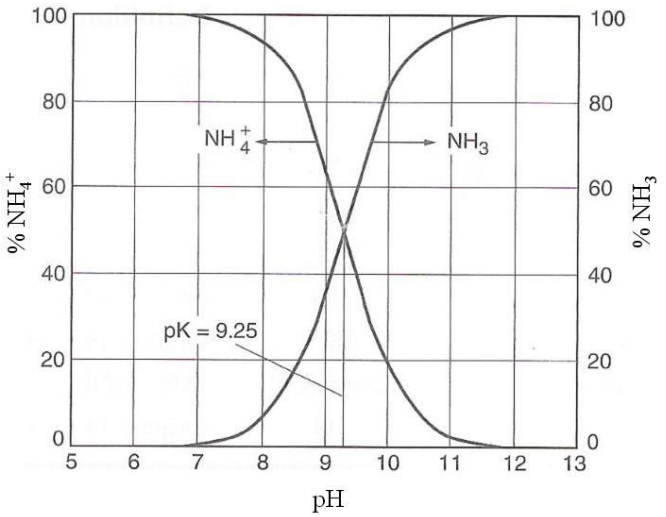

Figura 3: Distribuição do Amônio e amônia em função do pH
Fonte: WELLINGER *et al*., (2013).

2.3.1.5 Potencial redox

O potencial redox quantifica a existência de agentes oxidantes ou agentes redutores em meio líquido. Quando temos ausência de oxigênio, no caso de microrganismos anaeróbicos, os processos de redução são dominantes. Em um processo de digestão anaeróbia o potencial redox deve ser inferior a -200 mV (DROSG, 2013). O potencial redox é medido potenciometricamente, o qual determina a diferença de potencial elétrico entre os agentes oxidantes (doadores de elétrons) e redutores (substâncias receptoras de elétrons) que estão dissolvidos no conteúdo do digestor (RIEGER E WEILAND, 2006).

2.3.1.6 Toxicidade por Sulfeto

Existem dois estágios de inibição da digestão anaeróbia causados pela redução do sulfato, no primeiro sob condições anaeróbias, o sulfato é reduzido a sulfeto através da ação de bactérias redutoras de sulfato (BRS), e estas competem pelo substrato com as arqueas metanogênicas, resultando em menor produção de metano durante a fase metanogênica. A inibição secundária resulta da toxicidade do sulfeto de hidrogênio para vários grupos de microrganismos, uma vez que o mesmo é capaz de permear a membrana celular. Dentro da célula o H_2S, causa a desnaturação de proteínas (CHEN *et al.*, 2008; SCHIMER *et al.*, 2014). Contudo, McCartney e Oleszkiewicz (1991), observou que a toxicidade por sulfeto de hidrogênio aumentou com o aumento de pH.

Há uma discrepância considerável na literatura com respeito aos níveis de sulfeto que podem causar inibição aos microrganismos presente na digestão anaeróbia. A maioria dos dados relatados na literatura é obtida pela adição de sulfeto a um sistema anaeróbio ao invés de sulfato. Assim, a interação entre as bactérias redutoras de sulfato e as não redutoras não foi considerada. Faltam também informações dos valores de pH, tornando impossível tirar conclusões confiáveis sobre as concentrações de sulfeto de hidrogênio que podem causar inibição da digestão anaeróbia (PARKIN *et al.*, 1990).

Os níveis de sulfeto encontrados na literatura como inibitórios para o processo de digestão anaeróbia estavam na faixa de 100 a 800 $mg.L^{-1}$ de sulfeto dissolvido ou aproximadamente 50 a 430 $mg.L^{-1}$ de H_2S (não dissociado). Outros valores foram encontrados associando a inibição do sulfeto para a metanogênese variam de 50–125 $mg.L^{-1}$ para pH 7–8 e 250 $mg.L^{-1}$ e 90 $mg.L^{-1}$ para pH 6.4–7.2 e pH 7.8–8.0, respectivamente (CHEN *et al.*,

2008). Segundo Haghighatafshar *et al* .,(2012) a inibição da metanogênse em um reator mesófilico ocorreu com concentrações de sulfeto de 50 $mg.L^{-1}$.

No entanto, Isa *et al* (1986) relatam que a adaptação dos microrganismos acetoclásticos e hidrogenotróficos ao ácido sulfídrico, pode aumentar a tolerâncias destes microorganismos. Eles relatam que após a aclimatação, os microrganismos toleraram valores de ácido sulfídrico de até 1000 $mg.L^{-1}$.

No entanto, devido à toxicidade do sulfeto de hidrogênio para os seres humanos e sua natureza corrosiva, é necessário realizar o controle e a remoção do sulfeto de hidrogênio do biogás. Vários processos podem ser aplicados para promover a remoção do sulfato dissolvido, incluem processos físico-químicos (stripping), químicos (coagulação, oxidação, precipitação) ou conversões biológicas (oxidação parcial do enxofre) (SONG *et al.*, 2001).

2.5 DESCRIÇÃO DAS DIFERENTES ESTRÁTEGIAS PARA A PRODUÇÃO DE BIOGÁS EM ESTADO SÓLIDO

2.5.1 Tipos de Alimentação

Dois modos de alimentação são geralmente utilizados na digestão anaeróbia, sendo estes em batelada e contínuo. Em um processo contínuo, o substrato é adicionado e removido do digestor continuamente. Todas as reações envolvidas na geração de biogás irão ocorrer a uma taxa relativamente constante, o que resulta em uma produção de biogás constante (PROBIOGÁS, 2010; BEEVI, 2015).

No processo em batelada, o reator é preenchido uma única vez com substratos e em seguida este é selado e fica nesta condição durante todo o período de realização da digestão anaeróbia, com o processo em andamento não ocorre à adição de substrato. Depois de encerrar o processo o reator é aberto e o substrato contido no reator é completamente removido. E todo o processo é repetido (VANDEVIVERE *et al.*, 2003). Neste sistema a produção de biogás não é contínua, neste caso a produção de gás aumenta durante o processo, atinge o pico em uma dada etapa do processo iniciando o decaimento até o final. Tipicamente, a fim de assegurar um fornecimento mais estável de biogás, um número de biodigestores em batelada com substratos em diferentes fases de digestão anaeróbia são operados em paralelo (BEEVI, 2015).

2.5.2 Teor de matéria seca dos substratos

A consistência dos substratos depende do seu teor de matéria seca, o que justifica a classificação básica da tecnologia de biogás em técnicas de digestão anaeróbia em estado sólido e de digestão úmida. A digestão úmida se realiza com substratos bombeáveis já a digestão em estado sólido utiliza substratos empilháveis (PROBIOGÁS, 2010). Os sistemas de digestão úmida contêm até 15% de matéria seca no reator. Os processos de em estado sólido, geralmente operam com elevado teor de sólidos totais, que podem variar de 20 a 40% (NIZAMI e MURPHY, 2010).

Contudo, não há um limite rígido que classifique os processos como sendo digestão úmida e em estado sólido. Alguns substratos, com distribuição de partículas finamente dispersas e elevado teor de substâncias solúveis, são bombeáveis também para teores de ST até 20% em massa, tais como restos de alimentos dispersos por veículos-tanque. Em contrapartida, outros substratos são passíveis de empilhamento com apenas 10% a 12% em massa, como, por exemplo, cascas de frutas e legumes (PROBIOGÁS, 2010).

No entanto, a diferença entre teores de umidade tem influência, principalmente, nas taxas de transferência de metabólitos entre as fases acidogênicas e metanogênicas e, consequentemente, nos rendimentos de produção de metano (FOSTER CARNEIRO *et al.*, 2008; LI *et al.*, 2011; NAGAO *et al.*, 2012).

Os reatores de via úmida, operados com teor de sólidos totais inferior a 5%, geralmente são dotados de misturadores mecânicos que garantem o regime hidráulico de mistura completa. A digestão anaeróbia por via úmida apresenta como vantagem a minimização dos riscos de choque de carga orgânica e/ou de cargas tóxicas em função da diluição e solubilização da concentração desses compostos no meio líquido (OSTREM, 2004; FOSTER-CARNEIRO et al., 2008; LI *et al.*, 2011; NAGAO *et al.*, 2012).

Quando trabalhamos com digestão anaeróbia por via úmida com substratos sólidos, muitas vezes, é necessária a adição de água no processo, isto, implica em um maior volume de reator e demanda de um sistema de desidratação e tratamento do lodo gerado. Geralmente, o processo por via úmida é empregado para o tratamento de resíduos que têm elevado teor de umidade em sua composição natural, tais como dejetos de animais, lodos de ETE, dentre outros (NIZAMI e MURPHY, 2010).

Nos processos de digestão anaeróbia em estado sólido (DAES), pode-se operar o reator com maior quantidade de sólidos totais, consequentemente, usa-se menos água, resultando em reatores de menor volume e assim reduzindo a geração de efluentes líquidos. O

efluente gerado é sólido e pode ser melhor manuseado, transportado e aplicado ao solo. Geralmente, os reatores operados sob via seca suportam cargas orgânicas volumétricas (COV) mais altas que a via úmida (COV variando entre 7 e 15 $kg_{SV}.m^{-3}.d^{-1}$) (FOSTER-CARNEIRO *et al*, 2008; NAGAO *et al.*, 2012; RAJAGOPAL e MASSÉ, 2016). Na tabela 5 apresenta-se um resumo das principais diferenças entre as rotas de digestão úmida e em estado sólido .

Tabela 5: Principais diferenças entre as rotas de digestão úmida e digestão em estado sólido.

Critério	**Digestão anaeróbia em estado sólido**	**Digestão úmida**
Sólidos totais	20 a 40 %	Até 15%
COV ($kg_{SV}.m^{-3}.d^{-1}$)	7-15	<7
Rendimento de biogás	15 a 40 % menor e irregular	Superior

Fonte: Kothari *et al.*, (2014).

Entre 1995 e 2010, cerca de 200 plantas em larga escala foram estabelecidos por toda a Europa, 50% dessas plantas foram desenvolvidas com sistema de digestão anaeróbia em estado sólido (DAES) (DE BAERE *et al.*, 2010). Há várias tecnologias de DAES (Figura 4), o sistema de alimentação continua são o das empresas Valorga, Dranco e Kompogas, enquanto o sistema da empresa Bekon (modelo alemão *ou garage type*) é operado em batelada (LI *et al.*,2011)

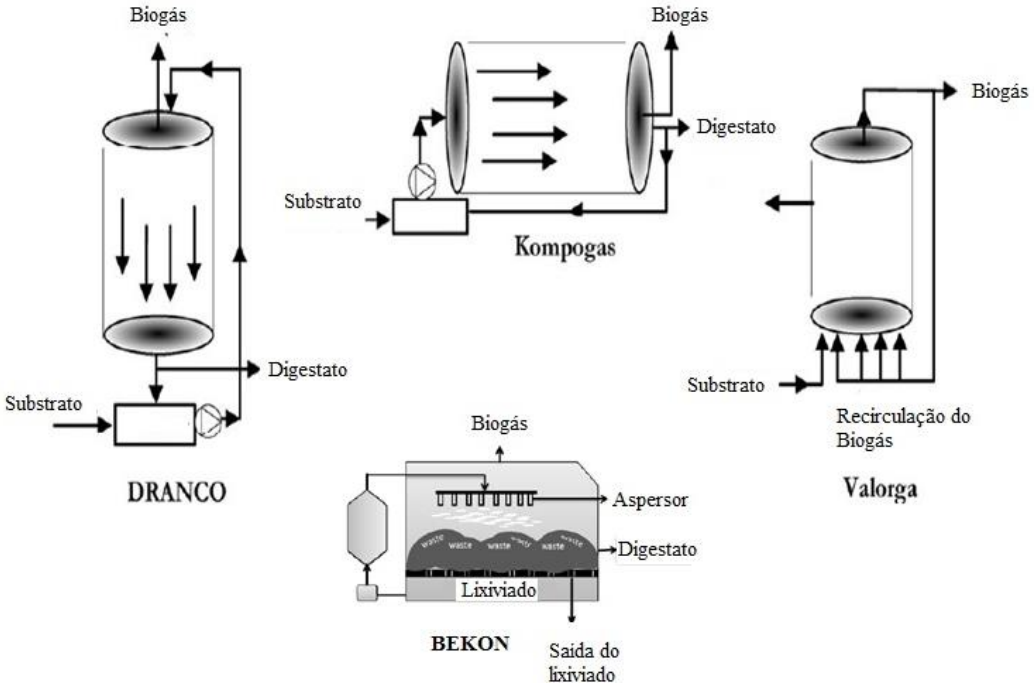

Figura 4: Modelo dos reatores para digestão anaeróbia em estado sólido, contínuos e em batelada.
Fonte: Fagbohungbe et al.,(2015).

No entanto a baixa umidade e mistura, que são necessários para diluição dos substratos e difusão dos metabolitos, tem sido relatados como sendo as principais causas da baixa produção de metano para este sistema (FAGBOHUNGBE et al., 2015). Outra preocupação importante é relacionada com os dispositivos de bombeamento do líquido de recirculação, que em alguns casos requer equipamento sofisticado, o que aumenta o custo da tecnologia (VANDEVIVERE *et al.*, 2003).

2.5.2.1 Reatores em Batelada

Os reatores em batelada para o processo de digestão anaeróbia possuem duas configurações, uma vertical, outra horizontal. No entanto, apresentam o mesmo principio de funcionamento, constituídos por um sistema de percolação do líquido sobre a biomassa no interior do reator (Fig. 5). Para o sistema vertical a temperatura do processo e do líquido de percolação são regulados por um sistema de aquecimento embutido no piso no interior do reator, e por um permutador de calor que atua como reservatório para o líquido de percolação (SEADI, 2008).

Fig.a

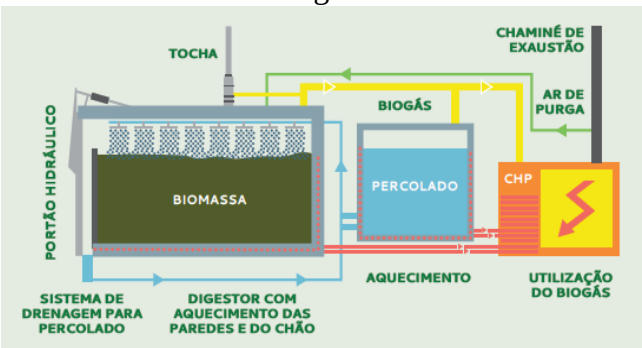

Fig.b

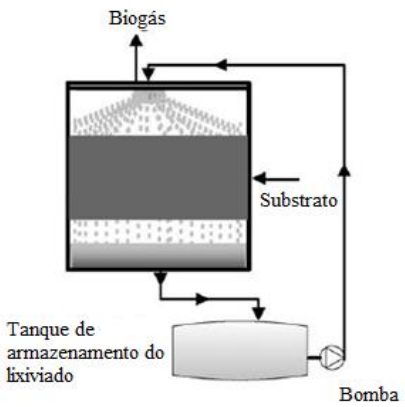

Figura 5:a) Digestor da marca Bekom (modelo alemão ou *garage type*) b) reator vertical único estágio
Fonte: PROBIOGÁS (2014); Nizami e Murphy (2010).

Através do sistema de percolação acontece a inoculação do substrato. O líquido a ser percolado é proveniente de digestões anteriores, e contém as bactérias anaeróbias em condições ideais para produzir biogás. Em processos por batelada, o substrato é empilhado, e sobre este é aspergido um líquido, com a finalidade de iniciar o processo de digestão. A

recirculação do líquido de percolação garante um nível de umidade para que ocorra a degradação do material. Apresenta ainda como vantagem suplementar, a diluição de substâncias inibitórias (SANPHOTI *et al.*, 2006). Contudo, deve-se salientar que os reatores devem ser operados com um regime intermitente de recirculação, uma vez que a recirculação contínua pode causar a diminuição na produção de metano acumulado, pelo fato de contribuir para a acidificação do meio, pois, acaba lixiviando muitos compostos hidrólizados para o líquido e as arqueas metanogênicas não são capazes de converter os compostos, causando acumulo dos mesmos e como consequência a inibição da metanogênese (KUSH, 2013).

Os sistemas de DAES são conhecidos por produzirem quantidades mais baixas de metano, mesmo a taxas mais elevadas de carga orgânicas. A digestão em estado sólido não irá efetuar a redução de sólidos voláteis na mesma intensidade ao processo por via úmida, e consequentemente, não irá gerar a mesma quantidade de biogás. São sistemas caracterizados por apresentar uma produtividade de biogás de 15 a 40% menor que a via úmida (NIZAMI e MURPHY, 2010**).**

No final do processo de digestão, a percolação é interrompida e o processo anaeróbio finalizado. Uma estratégia de inoculação empregada neste processo é não esvaziar completamente o reator, com o intuito de misturar uma parcela do material digerido com substrato fresco (PROBIOGÁS, 2014).

3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A tecnologia de digestão em estado sólido é uma opção para reduzir o uso de água e melhorar o manuseio do digestato. Como os microrganismos necessitam de condições ideais de umidade para se desenvolver, no processo de digestão anaeróbia isto é garantido pela proporção de substrato/inóculo adequada e a recirculação do digestato. As quais permitem proporcionar as condições de umidade adequadas na camada substrato, garantido assim uma maior velocidade de degradação e estabilidade para o processo.

A Europa já dispõe de tecnologias para digerir substratos, principalmente resíduo sólido urbano pela rota de digestão seca. No entanto, a tecnologia ainda apresenta um rendimento de metano inferior a digestão úmida. Sendo assim, são necessários mais estudos para explorar a digestão em estado sólido, avaliando os parâmetros operacionais, os processos de inibição, o modelo de reator mais adequado e o tipo de substrato para garantir um ambiente favorável ao desenvolvimento do processo de digestão e assim aumentar o rendimento de biogás e metano.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABPA. Associação Brasileira Proteína Animal. **Mercado Mundial**. 2016**.** Disponível em:<http://abpa-br.com.br/setores/avicultura/mercado-mundial>.Acesso em: 30 Dez. 2016.

ABPA. Associação Brasileira Proteína Animal. **Mercado Mundial.** Disponível em:<http://abpa-br.com.br/setores/avicultura/mercado-mundial>.Acesso em: 30 Dez. 2015.

APPLES, L; BAEYENS, J; DEGRÈVE, J; DEWIL, R. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge.**Progress in Energy and Combustion Science**. v. 34, p. 755–781, 2008.

AQUINO, S. F., STUCKEY, D. C., Integrated model of the production of soluble microbial products (SMP) and extracellular polymeric substances (EPS) in anaerobic chemostats during transient conditions. **BiochemicalEngineeringJournal**. v. 38, p.138-146, 2008.

AVILA, V.S; MAZZUCO,H; FIGUEIREDO, A.P de. **Cama de aviário: materiais, reutilização, uso como alimento e fertilizante**. Concórdia,Brasil: embrapa-cnpsa, 1992.

BABAEE, A; SHAYEGAN, J; ROSHANI, A. Anaerobic slurry co-digestion of poultry manure and straw: effect of organic loading and temperature. **Journal of Environmental health Science and engineering**.v.11, p. 1-6.2013.

BEEVI, S.**A study stage semi-dry anaerobic digestion of organic fraction of municipal solid waste**.2015.177 f. Tese (Doutorado em Engenharia)- Universidade em Ciência e Tecnologia, Kerala, India. 2015.

BLUM, L.E. B., AMARANTE, C.V.T.,GÜTTLER ,G. Produção de moranga e pepino em solo com incorporação de cama aviária e casca de pinus. **Horticultura Brasileira**, v. 21, p. 627-631, 2003.

CCE – Centro para conservação de energia. **Guia Técnico de Biogás**. Amadora – Portugal.117p.2000.

CHEN ,Y., CHENG, J.J., CREAMER, K. S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource Technology**. v.99, p.4044–64. 2008.

DAI PRA, M. A., CORRÊA, E.K. , ROLL, V.R., XAVIER, E.G., LOPES, D.C.N., LOURENÇO,F.F., ZANUSSO, J.T., ROLL, A.P.,Uso de cal virgem para o controle de Salmonellas pp. e Clostridium spp. em camas de aviário. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 3, n.4 p. 1189-1194, jul. 2009. DOI:http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782009005000028

DE BAERE, L.A., MATTHEEUWS, B., VELGHE, F. 2010. State of the art of anaerobic digestion in Europe. In: 12th World Congress on Anaerobic Digestion, **Anais**... AD12. Guadalajara, Mexico.

DEUBLEIN, D., STEINHAUSER, A**. Biogas from Waste and Renewable Resources: an introduction**. Wiley-VCH, 2011.

DROSG, B. **Process monitoring im biogas plants.**IEA Bioenergy.Task 37. 2013.

ESTEVEZ, M.M., LINJORDET, R., MORKEN, J. Effects of steam explosion and co-digestion in the methane production from salix by mesophilic batch assays.**Bioresource technology**. v. 104, p.749-56.2012. Doi:10.1016/j.biortech.2011.11.0172012

FAGBOHUNGBE, M., DODD, I.C., HERBERT, B.M.J., LI, H., RICKETTS, L., SEMPLE, K.T., High Solid anaerobic digestion: Operational Challenges and possibilities.**Environmetal Technology and Innovation**. v. 4, p.268–284. 2015. http://dx.doi.org/10.1016/j.eti.2015.09.003.

FERREIRA, H.A.,OLIVEIRA, M.C., TRALDI, A.B. Efeito de condicionadores químicos na cama de frango sobre o desempenho de frangos de corte. **ArquivosBrasileiros de MedicinaVeterinária e Zootecnia**, v.56, p.542-546, 2004.

FLOTATS, X. New trends on anaerobic digestion for renewable energy production.InVinyamata, E. (Ed), Energy and Environment: Management, Technology and Conflicts in a Warming World. Editorial UOC, **Anais**... Barcelona,. 2013. p, 20-24. Disponível em: <http://pt.slideshare.net/orchata2005/e-book-energyenviromenttechnologyconflictsuoc2013?from_action=save>. Acessoem: 17 fev.2017.

FORSTER CARNEIRO, T.; PÉREZ, M.; ROMERO, L. I. Influence of total solid and inoculum contents on performance of anaerobic reactors treating food waste. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 15, p. 6994-7002, 2008.

GALLERT, C., WINTER, J.,.Mesophilic and thermophilic anaerobic digestion of source-sorted organic waste: effect of ammonia on glucose degradation and methane production. **Applied Microbiology Biotechnology**. 48, 405–410.1997.

HAGHIGHATAFSHAR, S., KJERSTADIUS,H., JANSEN, L.C., DAVIDSSON, A. Management of hydrogen sulfide in anaerobic digestion of enzyme pretreated marine macro-algae. Journal of Water Management and Reserach. v. 68, p. 265-273.

ISA, Z., GRUSENMEYER, S., VERSTRAETE, W.,Sulphate reduction relative to methane production in high-rate anaerobic digestion: technical aspects. **Applied Environment Microbiology**. 51, 572–579. 1986.

JHA, A.K., LI, J., NIES, L., ZHANG, L. Research advances in dry anaerobic digestion process of solid organic wastes. **African Journal of Biotechnology**.v.10, p. 14242-14253. 2011.

KADAM, P.C., BOONE, D.R. Influence of pH ammonia accumulation and toxicity in halophilic, methylotrophic methanogens**. Applied and Environmental Microbiology**. v. 62, p. 4486–4492. 1996.

KAYHANIAN, M. Ammonia inhibition in high-solids biogasification: an overview and practical solutions. **Environmental Technology**. v. 20, p. 355–365.1999.

KHALID, A., ARSHAD. M., ANJUM, M., MAHMOOD T., DAWSON, L. The anaerobic digestion of solid organic waste**. Waste Management**.v.37, p. 1737–1744. 2011. DOI:10.1016/j.wasman.2011.03.021

KIM, J., PARK, C., KIM, T.H., LEE, M., KIM, S., KIM, S.W., LEE, J.L., Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. **Journal of bioscience and bioengineering**.V.95, p. 271–5 2003.

KOTHARI, R., PANDEY, A.K., KUMAR, V.V., TYAGI, S.K. Different aspects of dry anaerobic digeTion for bio-energy: An overviem. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**.v. 39, p. 174-195. 2014.

KUSH, S. **Understanding and Managing the Start-up Phase in Dry Anaerobic Digestion.**ResearchConferenceInTechical Disciplines. 2013. Disponívelem:<https://www.researchgate.net/publication/259963856>. Acesso: 23.set.2016.

LI, Y.,PARK, S.Y., ZHU, J. Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste.**Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v. 15, p.821-826, 2011.

LIU, C., YUAN, X., ZENG, G., LI, W., LI, J.,Prediction of methane yield at optimum pH for anaerobic digestion of organic fraction of municipal solidwaste. **Bioresource .Technology**. v. 99, p. 882–888.2008.

LORA, E. E.S., VENTURINI, O. J. **Bicombustíveis**.1.ed.Rio de Janeiro: Interciência, 2012. 1200 p.

MCCARTNEY, D.M., OLESZKIEWICZ, J.A., Sulfide inhibition of anaerobic degradation of lactate and acetate. **Water Reserach**.v. 25, p.203–209.1991.

MAO, C.; FENG, Y.; WANG, X.; REN, G. Review on research achievements of biogas from.anaerobic digestion.**Renewable and Sustainable Energy Reviews**. v. 45, p. 540–555, 2015

MENEZES, J.M.C, LEITE, V.D., BARROS, A.J.M., LOPES, W.S., SOUSA, J.T de., Campos, A.R.C., Influence of temperature on the anaerobic stabilization of organic solid residues. **African Journal of Biotechnology**. v.14,.p., 500-508, 2015.

MÉZES, L.; BIRÓ,G.; SULYOK, E.; PETIS, M.; BORBÉLY, J.; TAMÁS, J**. Novel Approach on the basisof FOS/TAC method**. Analele Universitãti din Oradea, Fascicula Protectia Mediului Vol. 17, 2011.

NAGAO, N., KAMAI, M., NIWA, C., KUROSAWA, N., MATSUYAMA, T., YUSOFF, F.M., TODA, T., Maximum organic loading rate for the single-stage wet anaerobic digestion of food waste. **Bioresource Technology.**v.118, p. 210-218, ago. 2012**.**

NIU, Q., HOJO, T., QIAO, W., QIANG, H., LI, Y. Characterization of methanogenesis, acidogenesis and hydrolysis in thermophilic methane fermentation of chicken manure. **Chemical Engineering Journal**. v. 244, p. 587 – 596. 2014.

NIZAMI, A. S; MURPHY, J. D.What type of digester configurations should be employed to produce biomethanefromgrasssilag**e?.Renewable and Sustainable Energy Reviews**.v.14, p. 1558-1568.2010.

OLIVEIRA, M.C.de.,ALMEIDA, C.V., ANDRADE, D. O., RODRIGUES, S.M. M. Teor de matéria seca, pH e amônia volatilizada da cama de frango tratada ou não com diferentes aditivos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.32, p.824- 829, 2003.

OSTREM, K. **GreeningWaste: AnaerobicDigestion for TreatingtheOrganicFractionof Municipal SolidWastes**. 2004. Dissertação (Mestrado em Recursos Terrestres), Universidade de Columbia. 2004.

OVIEDO RONDON, E.O. Tecnologias para mitigar o impacto ambiental na produção de frangos de corte. **Revista Brasileira de Zootecnia**. V. 37, p.239-252, 2008.

PAGANINI, F. J. Produção de frangos de corte: manejo de cama. **FACTA,**Campinas,p. 356, 2004.

PARKIN, G.F., LYNCH, N.A., KUO, W., VAN KEUREN, E.L., BHATTACHARYA, S.K.Interaction between sulfate reducers and methanogens fed acetate and propionate. **Research Journal of the Water Pollution Control Federation** . v.62, p.780–788.1990.

PECORA, V., **Implantação de uma unidade demonstrativa de geração de energia elétrica a partir do biogás de tratamento do esgoto residencial da USP** – Estudo de Caso (Dissertação de Mestrado). Programa Interunidades de Pós-Graduação em Energia (PIPGE) do Instituto de Eletrotécnica e Energia (IEE) da Universidade de São Paulo. 2006.

PIRES, P. G. S., RICCI, G.D., Mendes, J.V³. Características da cama de aviário e sua utilização. In. III Simpósio de Sustentabilidade e Ciência Animal, São Paulo. **Anais**. 2013.

PROBIOGÁS – Projeto Brasil Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético. **Guia Prático do Biogás**: Geração e Utilização. 5 ed. 2010.

PROBIOGÁS- Projeto Brasil – Alemanha de Fomento ao Aproveitamento Energético de Biogás no Brasil. **Catálogo de tecnologias e empresas de biogás.**2014.

RAJAGOPAL, R; MASSÉ, D. I. Start-upofdryanaerobicdigestion system for processing solid poultry litter using adapted liquid inoculum. **Process Safety and Environment Protection**.v.102, p. 495-502. 2016. doi : 10.1016/j.psep.2016.05.003

RAJAGOPAL, R. MASSÉ, D.I., SINGH, G., A critical review on inhibition of anaerobic digestion porcess by excess ammonia. **Bioresource Technology**. v.143, p. 632–641. 2013.

RIEGER, C.H., WEILAND, P..*Prozessstörungenfrühzeitigerkennen.*Biogas Journal.v.4, p.18-20. 2006.

SANPHOTI, N., TOWPRAYOON, S., CHAIPRASERT, P., NOPHARATANA, A.,The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and waste decomposition in a simulated tropical landfill. **Journalof Environmental Management**, v. 81, p 27-35. 2006. doi:10.1016/j.jenvman.2005.10.015

SANT'ANNA JUNIOR, G. L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações**. Rio de Janeiro: Interciência, 2010.

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

SEADI, T.A. **BiogásHanbook**. 2008. University of Southern Denmark Esbjerg, NielsBohrs, 2008.

SONG, Z., WILLIAMS, C.J., EDYVEAN, R.G.J.,Coagulation and anaerobic digestion of tannery wastewater. **Process Safety and environmental Protection**.v.79,p. 23–28.2001.

TABATABAEIA, M. B.; RAHIM, R. A.; ABDULLAH, N.; WRIGHTE, A. D. Importance of the methanogenicarchaea populations in anaerobic wastewater treatments. **ProcessBiochemistry**.v.45, p-1214-1225. 2010.DOI: 10.1016/j.procbio.2010.05.017

USDA- UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Livestock and poultry: World Markets and Trade**, 2013. Disponível em:<http://www.thepoultrysite.com/reports/?id=1788>. Acesso em 14,set.2016

VANDEVIVERE, P., DE BAERE, L., VERSTRAETE, W., . Types of anaerobic digester for solid wastes. In: Alvarez, J.M. (Ed.), Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes. **Anais...** IWA Publishing, Cornwall, pp. 111–140.2003.

ZAPATA MARIN, O.L. **Caracterização e avaliação do potencial fertilizante e poluente de distintas camas de frango subsmetidas a resusos sequenciais na Zona da Mata do estado de Minas Gerais.** 2011. 60f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola)- Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2011.

WANG, X., YANG, G., FENG, Y., REN, G., HAN, Y., Optimizing feeding composition and carbon-nitrogen rations for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. **Bioresource Technology**. v.120, p. 78-83. 2012.

WEILAND, P. WichtigeMessdatenfür den Prozessablauf und Stand der Technik in der Praxis. In: FachagenturNachwachsendeRohstoffee.V. – FNR (eds.), GülzowerFachgespräche, Band 27, Messen, Steuern, Regelnbei der Biogaserzeugung, 17-31.2008.

WEILAND, P. Biogas Production: current state and perspectives. **Applied Microbiology Biotechnology**.v.85, p.849-860, 2010.doi: 10.1007/s00253-009-2246-7.

WELLINGER, J.; MURPHY, J.; BAXTER, D. **Biogas handbook**: science, production and application. Amsterdam: Elsevier publishing, 2013. p.512.

3 . ARTIGO

DIGESTÃO ANAERÓBIA EM ESTADO SÓLIDO DE CAMA DE AVIÁRIO A DIFERENTES RAZÕES DE SUBSTRATO/INÓCULO E INTERVALOS DE RECIRCULAÇÃO

RESUMO

Este estudo avaliou como as condições operacionais proporção substrato/inóculo e recirculação do digestato influenciam no rendimento de biogás, metano e na concentração de amônia livre pelo processo de digestão anaeróbia em estado sólido da cama de aviário. Testes experimentais foram conduzidos utilizando-se um delineamento composto central (DCC) (2^2) sendo quatro ensaios nos pontos fatoriais e três nos pontos centrais, utilizando cama de aviário como substrato, coletado após 12 ciclos de produção de frangos de corte (ST = 76% ($m.m^{-1}$)). Foram testados três proporções de substrato/inóculo (1:1; 1:1,66 e 1:3) e três intervalos diários de recirculação (2, 3 e 4) durante 15 min cada. Foram operados três reatores a temperatura mesófilica (37 °C) e realizados sete ensaios experimentais com tempo de retenção de 30 dias cada. Os maiores rendimentos de biogás e metano (182,77 $L_{Nbiogás}.kg_{SVadic}^{1}$ e 74,06 $L_{Nmetano}.kg_{SVadic}^{-1}$ respectivamente) foram obtidos para a proporção substrato/inóculo de 1:3 com recirculação de digestato de quatro vezes ao dia. A recirculação do digestato foi a variável que influenciou na concentração de amônia livre, os ensaios que foram recirculados com mais frequência apresentaram menores concentrações (abaixo de 80 $mg.L^{-1}$). O processo apresentou elevadas concentrações de sulfeto de hidrogênio, entre 1106 a 4000 $mg.L^{-1}$. As concentrações encontradas neste estudo foram maiores das citadas por outros autores como inibitórias ao processo, indicando que o H_2S foi um composto inibitório da metanogênese, interferindo no rendimento de metano.

Palavras- Chave: cama de frango, rendimento de biogás e metano, amônia livre, sulfeto de hidrogênio.

1. INTRODUÇÃO

A avicultura no Brasil vem ganhando destaque mundial e apresenta grande evolução nos aspectos tecnológicos voltados à produção de frangos de corte. No ano de 2015, o Brasil produziu 13,1 milhões de toneladas de carne de frango, o que garantiu ao mesmo o segundo lugar na produção mundial, que anteriormente era ocupado pela China, ficando atrás apenas dos EUA (17,966 milhões de toneladas) (ABPA, 2016). Segundo a FAO, de 2000 a 2030 o mundo terá que aumentar a produção per capita de carne em 20%, onde o maior potencial de crescimento é da carne de aves (40,4%) (USDA, 2013).

A atividade avícola produz uma grande quantidade de resíduo sólido, como por

exemplo, a cama de aviário ou cama de frango. Esta apresenta altas concentrações de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e sólidos totais. Este resíduo é frequentemente aplicado sem tratamento prévio na agricultura como fertilizante. Devido à composição orgânica da cama de frango (excrementos misturados co maravalha) é possível usá-lo para geração de biogás, através do processo de digestão anaeróbia (RAJAGOPAL e MASSÉ, 2016; CHEN *et al.*, 2016).

Dependendo da concentração de sólidos totais (ST) dos substratos processáveis, as tecnologias de digestão anaeróbia podem ser classificadas em três classes principais: digestão úmida (DU) com ST <15%; digestão semi-seca de 15 a 20 % de ST e a digestão anaeróbia em estado sólido (DAES) de 20 a 40 % de ST (NIZAMI E MURPHY, 2010; DI MARIA *et al.*, 2017).

Um desafio para digerir a cama de frango, é evitar utilizar o processo de digestão úmida, uma vez que temos o uso de grandes quantidades de água para ajustá-lo em uma concentração de ST inferior a 15%, o que gera um digestato muito diluído aumentando os custos para uso na agrícola. Neste contexto, a DAES pode reduzir significativamente estes problemas, destacado-se como um processo promissor, para digerir substratos com altas concentrações de sólidos totais. Com este processo, reduz-se a necessidade de manuseio ou pós-tratamento do digestato do processo (RAJAGOPAL E MASSÉ, 2016; CHEN *et al.*, 2016).

No entanto, sistemas de DAES, apresentam um rendimento de biogás menor, comparado a digestão úmida. A menor geração de biogás é consequência de fenômenos complexos que ocorrem em sistemas com altas concentrações de sólidos totais (LI *et al.*, 2011). Abbassi-Guendouz et al (2012), relataram que a digestão com 30% de ST, é um obstáculo à transferência de massa, causando uma redução na eficiência da atividade metanogênica. Neste estudo, o rendimento de metano foi cerca de 170 $L.kg_{SV}^{-1}$ com 25% ST e reduziu-se para menos de 50 $L.kg_{SV}^{-1}$ com 35% de ST.

Para garantir o teor de umidade adequado e diluir substâncias inibitórias, melhorando assim o desempenho do processo de DAES é realizado a pratica de recirculação do digestato (SANPHOTI *et al.*, 2006; DI MARIA *et al.*, 2013; POGNANI *et al.*, 2015). Contudo, segundo Kush *et al.*, (2012) a recirculação deve ser realizada em um regime intermitente, uma vez que a recirculação contínua pode causar a diminuição na produção de metano, pelo fato de contribuir para a acidificação do meio, que tem como consequência a inibição da metanogênese.

Várias tecnologias de digestão seca foram desenvolvidas principalmente para

tratamento de resíduo sólido urbano (NKEMKA e HAO, 2016). Apesar disso, a tecnologia DAES ainda apresenta uma série de aspectos que precisam ser melhorados e estudados com mais profundidade para amadurecimento da tecnologia e diversificar o tipo de substrato utilizado.

Neste contexto, para utilizar um substrato como a cama de aviário em um sistema de digestão em estado sólido, é preciso estudar a proporção de cama de aviário/inóculo adequada e o intervalo de recirculação que vão permitir um equilíbrio do processo biológico. Para isso, foi utilizado um delineamento composto central (DCC). Que é um delineamento simétrico de segunda ordem, constituído de duas partes: o fatorial 2^k, com um ou mais pontos centrais sendo possível a adição de pontos axiais. O DCC requer poucos ensaios para sua realização, pois realiza-se a repetição apenas nos experimentos no ponto central (MATEUS et al., 2001).

Sendo assim, objetivo principal do presente estudo foi avaliar como as condições operacionais relação cama de aviário/inóculo e recirculação do digestato afetam o processo de digestão anaeróbia em estado sólido, utilizando como substrato cama de aviário por meio de um planejamento experimental utilizando um delineamento composto central (DCC) 2^2.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 CARACTERIZAÇÃO DO SUBSTRATO

A cama de frango utilizada neste estudo foi coletada em uma granja comercial localizada em Jaborá - SC (-27º10’33” latitude e -51º44’01” longitude). Esta cama foi reutilizada durante a produção de 12 lotes de frangos de corte. A cama foi caracterizada no Laboratório de Análises Físico-Químicas da Embrapa Suínos e Aves, Concórdia/SC. Foram realizados análises de ST, SF, SV, nitrogênio total kjedahl (NTK) , fósforo total, potássio e carbono orgânico total. As determinações foram efetuadas de acordo com Standard Methods (APHA, 2012). O inóculo utilizado foi aclimatado de acordo com a metodologia descrita por Steinmetz et al.,(2016). Sendo composto por partes iguais de lodo UASB trtando dejeto suíno, lodo efluente de gelatina e dejeto fresco bovino.

2.2 DESENHO EXPERIMENTAL

O reator utilizado para este estudo foi composto por um tambor de plástico cilíndrico vertical com diâmetro interno de 25 cm e 52 cm de altura e um volume total de 30 L (Figura 1). Três reatores semelhantes ao modelo descrito foram preenchidos com 3 kg de cama de aviário e inóculo anaeróbio aclimatado. A quantidade de inóculo adicionada em cada reator variou de acordo com a relação de substrato/inóculo desejada (Tabela 1). Os reatores foram operados em regime de batelada a 37 ºC, por 30 dias. As frações (sólida e líquida) foram separadas por uma placa de inox (crivo de 1mm), colocada a 15 cm do fundo do reator, o que permitiu que o percolado fosse armazenado no fundo do reator, sem contato com a fração sólida. O percolado foi bombeado do fundo para o topo do reator com o auxilio de uma bomba peristáltica (Provitec AWG 5000), a mesma apresentava uma vazão de 600mL/min, está bomba foi temporizada (ajustado de acordo com os intervalos de recirculação, apresentados na tabela 1). Foi utilizado um aspersor da marca agrojet p3, para distruibuir uniformemente o liquido sobre o substrato.

Tabela 1. Quatidade de cama de frango e inóculo adicionados de acordo com a proporção substrato/inóculo

Proporção substrato/inóculo	**Cama de aviário (kg)**	**Inóculo (L)**	**Recirculação** (frequência diária)
1:3	3 kg	9	2x
1:1,66	3kg	5	3x
1:1	3kg	3	4x

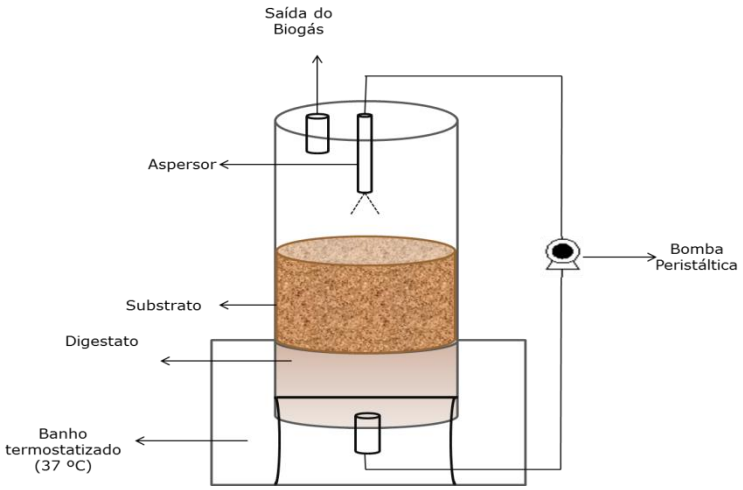

Figura 1: Representação esquemática do reator anaeróbio para digestão em estado sólido de cama de aviário.

2.3 MÉTODOS ANALÍTICOS

Durante a realização dos testes, semanalmente foram coletadas amostras dos reatores para análises de ST, SV, SF, nitrogênio amoniacal total, alcalinidade e relação AI/AP de acordo com Standard Methodos (APHA, 2012). A temperatura e o pH foram medidos potenciometricamente (Hanna. HI98183).

Para determinação da série de sólidos, a análise foi realizada segundo procedimento descrito no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012, pesar e anotar o volume da capsulá (P1), após é inserido uma quantidade de amostra de cama de frango é anotado o peso da capsula mais amostra (P2), após as amostras foram secas em estufa a 105°C até peso constante. A capsulas são novamente pesadas (P3), após isso foram calcinadas em mufla a 550°C por 30 minutos (P4). Os sólidos voláteis serão obtidos pela diferença dos sólidos fixos em relação aos sólidos totais, neste procedimento o resultado dos valores é expresso em (g/kg).

A alcalinidade foi determinada utilizando-se o método de titulação (T- Tritonic 200 automático) e expresso em $gCaCO_3.L^{-1}$. As amostras serão centrifugada à 3493 rpm por 30 min. Após a amostra será analisada em triplicata, utilizando titulador automático (Methohm 848 Titrino Plus). As amostras serão tituladas com solução de ácido sulfúrico (0,05 mol.L-1) até pH 4,5 (APHA, 2012). Sendo o valor de alcalinidade obtido segundo a equação:

$$mgCaCO_3.L^{-1} = \frac{M.A.10000}{:V}$$

Onde: M = molaridade do ácido padronizado (mol L-1)

A = volume (mL) de ácido padronizado gasto para reduzir o pH a 4,5;

V = volume de amostra (mL)

O Nitrogênio amoniacal total foi determinado usando o método colorimétrico usando um sistema de análise por injeção em fluxo (FIAlab-2500). É inserida uma amostra líquida em tubetes, o aparelho injeta essa amostra juntamente com os reagentes, e o método de detecção do nitrogênio amoniacal total é baseado na reação do íon amônio com o íon hipoclorito e em seguida a reação do composto formado com salicilato de sódio na presença do nitroferricianeto (nitroprussiato), que atua como catalisador, em pH elevado. Esta reação é chamada de reação de Berthelot modificada. Ocorre a formação de um complexo de cor azul-esmeralda que possui absorbância máxima em lmax = 630 nm. A velocidade da reação é

aumentada com o aumento da temperatura. Por isso, quando a reação é utilizada para FIA, um sistema de aquecimento (65 °C) é utilizado após mistura dos reagentes com a amostra.

O equilíbrio químico do sistema para formação de amônia livre pode ser calculado através da equação abaixo, proposta por Anthonisen et al, (1976).

$$\mathrm{Al}\ (\mathrm{NH_3}, \mathrm{mg/L}) = \frac{17}{14} x \frac{[total\ de\ amônia\ \ como\ N].10^{\mathrm{pH}}}{\mathrm{e}^{[6344/(273+\mathrm{T}(°\mathrm{C}))]+10^{\mathrm{pH}}}}$$

O volume de biogás produzido diariamente foi medido usando Milligascounter (Dr Ritter Apparatebau, Alemanha, MGC-1 V3.2 PMMA) (Figura 2) e sua composição foi determinada semanalmente com o analisador BIOGAS 5000 (Geotech, RU). Para isso era conectado um *bag* na saída do gás e após analisado o gás.

2.4 MÉTODO ESTATÍSTICO

O desempenho do reator de DAES foi avaliado por meio do planejamento estatístico utilizando um delineamento composto central (DCC), onde foram testadas duas variáveis experimentais (proporção substrato/inóculo e frequência de recirculação), sobre o rendimento de biogás de metano e na concentração de amônia livre.

Foi utilizado um delineamento composto central (DCC) (2^2) composto por quatro ensaios nos pontos fatoriais e três ensaios nos pontos centrais, totalizando sete ensaios experimentais, apresentados na tabela 2. A análise estatística foi realizada através do cálculo de efeitos, erro padrão, t e p. O nível de confiança utilizados nos experimentos foi de 95% ($p < 0,05$).

Tabela 2. Matriz do DCC apresentando os valores codificados e reais.

Ensaios	Variáveis codificadas		Variáveis experimentais	
	X_1 (Proporção substrato/inóculo)	X_2 (Frequência de recirculação)	X_1 ($kg.L^{-1}$)	X_2 (frequência diária)
E1	-1	-1	1:3	2x
E2	1	-1	1:1	2x
E3	-1	1	1:3	4x
E4	1	1	1:1	4x
E5	0	0	1:1,66	3x
E6	0	0	1:1,66	3x
E7	0	0	1:1,66	3x

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 CARACTERÍSTICAS DA CAMA DE AVIÁRIO

A cama de aviário apresenta alguns componentes em sua composição que podem ser inibitório para a digestão anaerobia, como o nitrogênio amoniacal, sendo assim, é importante seu monitoramento. Para isso, foi realizado a caracterização da cama de aviário, esta pode ser vista na tabela 3. A cama de aviário apresentou 4440 $mg.kg^{-1}$ de nitrogênio. De acordo com Abouelenien et al., (2010), durante o processo de digestão anaeróbia, o ácido urico e as proteínas presentes na cama de aviário, resultam na produção de amonia livre e íons de amônio. Dentres esses dois compostos, a amônia livre é considerada o composto que causa inibição para a digestão anaeróbia, devido a facilidade de difusividade da menbrana da celula, e dentro da célula causa o desequilibrio de cargas e a dificiência de potássio (RAJAGOPAL et al., 2013). No item 3.6 temos apresentado o resultado do monitoramento da amônia livre no sistema.

Tabela 3. Caracterização da cama de aviário e do inóculo utilizados para o processo de digestão anaeróbia em estado sólido.

Parâmetros	Cama de aviário (sólida)	Inóculo
Sólidos totais (%)	76,37	4,3
Sólidos Voláteis (%)	48,9	2,9
pH	-	7,30
K ($g.kg^{-1}$)	22,526	-
P ($g.kg^{-1}$)	12,878	-
N ($g.kg^{-1}$)	24,183	-
C/N	8,11	-
$N\text{-}NH_3$	4440 ($mg.kg^{-1}$)	1531,83($mg.L^{-1}$)
Alcalinidade ($gCaCO_3$.L-1)		1,94

3.2 RESULTADOS OBTIDOS DO PLANEJAMENTO EXPERIMENTAL

O desempenho do reator de DAES foi avaliado por meio do planejamento estatístico utilizando um delineamento composto central (DCC) 2^2. A Tabela 4 mostra a matriz correspondente ao DCC apresentando os valores codificados e a resposta obtida para cada ensaio.

Tabela 4. Matriz do DCC (valores codificados) e respectivas respostas em termos de rendimento de biogás, metano e na concentração de amônia livre.

Ensaios	Variáveis codificadas		Resposta	
	X_1	X_2	Rendimento de biogás ($L_{Nbiogás}.kg_{SVadic}^{-1}$)	Rendimento de Metano ($L_{Nmetano}.kg_{SVadic}^{-1}$)
E1	-1	-1	151,65	60,72
E2	1	-1	32,58	2,14
E3	-1	1	182,77	74,06
E4	1	1	43,15	3,51
E5	0	0	50,92	17,05
E6	0	0	49,5	12,39
E7	0	0	38,15	14,51

Na tab. 4, os ensaios de 1 a 4, são os realizados nos pontos fatoriais e os ensaios 5 a 7 são os pontos centrais (triplicata do experimento). Observa-se que o rendimento de biogás apresentou variação de 32,58 para 182,77 ($L_{Nbiogás}.kg_{SVadic}^{-1}$), e o rendimento de metano variou de 2,14 a 74,06 ($L_{Nmetano}.kg_{SVadic}^{-1}$). Os maiores rendimentos de biogás e metano foram

obtidos quando o reator operou com proporção de cama de aviário/inóculo de 1:3 e recirculação do digestato com frequência diária de quatro vezes, os menores rendimentos foram obtidos com proporção de substrato/inóculo de 1:1 e recirculação de duas vezes ao dia.

Ao comparar os ensaios 1 e 3 (Tabela 4) vemos que o ensaio 3 apresentou maiores rendimentos de biogás e metano. Ambos os testes foram realizados com a mesma proporção de substrato/inóculo (1:3) a diferença foi a estratégia de recirculação. No ensaio 1 nove litros de digestato foram recirculados duas vezes ao dia e no ensaio 3 nove litros de inóculo foram recirculados quatro vezes ao dia. Podemos verificar que a estratégia de recirculação aplicada no ensaio 3 foi melhor, garantindo um maior rendimento do processo. Nas tabelas 4 e 5 (tabelas de efeito), estas observações são comprovadas estatisticamente.

3.3 EFEITO DA RAZÃO SUBSTRATO/INÓCULO E A RECIRCULAÇÃO DO DIGESTATO NO RENDIMENTO DE BIOGÁS

De acordo com o tratamento estatístico apresentado na Tabela 5, pode-se afirmar que o efeito da proporção cama de aviário/inóculo foi significativo ($p < 0,05$). Temos um t negativo para a proporção cama de frango/inóculo, isso significa que, diluições maiores apresentam melhores rendimentos de metano. Vemos pela tabela 3 que o ensaio 3 apresentou um rendimento de 182,77 ($L_{Nbiogás}.kg_{SVadic}^{-1}$) com uma proporção substrato/ inóculo de 1:3 e a mesma caiu para 43,15 ($L_{Nbiogás}.kg_{SVadic}^{-1}$) (Ensaio 4), quando a proporção substrato/inóculo foi alterada para 1:1 perfazendo uma redução de 23 % no rendimento de biogás.

A recirculação do digestato no nível de confiança adotado não mostrou qualquer influência sobre a resposta, embora, se analisarmos o p-valor, veremos que é menor que 0,1 o que torna a variável importante se um intervalo de confiança estatística de 90% fosse adotado, mostrando que a recirculação de quatro vezes ao dia resultou em resultados promissores.

Tabela 5. Efeitos principais e interação das variáveis avaliadas sobre o rendimento de biogás no reator.

	Efeito	**Erro padrão-Erro puro**	**t(2)***	**p-valor ** **
Média	78,33	2,64	29,61	0,001
Proporção Cama de aviário/inóculo	-129,16	6,99	-18,45	0,002
Recirculação do digestato	21,02	6,99	3,00	0,095
Interação proporção cama de aviário/inóculo com recirculação do digestato	-10,45	6,99	-1,49	0,273

Onde: *t(2)= O número dois indica os graus de liberdade (ν=número de pontos centrais -1); **p-valor = nível de significância 5% (p<0,05)

Os maiores rendimentos de biogás foram observados em uma proporção de substrato/inóculo de 1:3 com uma recirculação de digestato de quatro vezes ao dia, atingindo 182,77 ($L_{Nbiogas}.kg_{SVadic}^{-1}$) (Ensaio 3 Tabela 4). Os menores rendimentos de biogás foram obtidos com uma razão de 40% com uma recirculação de digestor de duas vezes ao dia (32,58 $L_{Nbiogas}.kg_{SVadic}^{1}$), para o ensaio 2 (Tabela 4).

3.4 EFEITO DA RAZÃO SUBSTRATO/INÓCULO E A RECIRCULAÇÃO NO RENDIMENTO DE METANO

Em relação ao rendimento de metano, na tabela 6 temos demonstrados os efeitos das variáveis. Pode-se verificar o p-valor da proporção cama de frango/inóculo foi menor que 0,05, indicando que o efeito desta variável foi significativo. Temos um t negativo, isso significa que, diluições maiores apresentam melhores rendimentos de metano. Na tabela 4 podemos verificar nos ensaios 3 e 4 que o rendimento de metano cai de 74,06 para 3,51 ($L_{Nmetano}kg_{SVadic}^{-1}$) quando a proporção de cama de frango/inóculo foi alterada de 1:3 para 40%.

Tabela 6: Efeitos principais e interação das variáveis avaliadas sobre o rendimento de metano.

	Efeito	**Erro padrão-erro puro**	***t(2)**	****p-valor**
Média	**26,34**	**0,88**	**29,86**	**0,001**
Proporção Cama de aviário/inóculo	-64,56	2,33	-27,67	0,001
Recirculação do digestato	7,35	2,33	3,15	0,087
Interação proporção cama de aviário/ inóculo com recirculação do digestato	-5,98	2,33	-2,56	0,124

Onde: * t(2)= O número dois indica os graus de liberdade (ν=número de pontos centrais -1); **p-valor = nível de significância 5% (p<0,05).

A variável recirculação, não tem efeito sobre a resposta, com nível de significância de 5%. No entanto, tem um p-valor igual a 0,087, sendo menor que 0,1. Sendo assim, se for adotado um nível de confiança de 90%, esta variável passara a ser significativa, indicando que um aumento na recirculação contribui para um melhor rendimento de metano. Neste caso, o maior rendimento de metano foi encontrado quando o reator foi operado com uma proporção de substrato/inóculo de 1:3 e a frequência de recirculação do digestato de quatro vezes ao dia, na qual obteve-se um rendimento de metano de 74,06 ($L_{Nmetano}kg_{SVadic}^{-1}$). A variação explicada neste caso foi de 85.39%.

Vemos então que a prática de recirculação do digestato líquido durante a DAES leva a um incremento relevante no rendimento do processo. Segundo Di Maria et al.,(2017), durante a recirculação, os compostos orgânicos solúveis são parcialmente removidos do sólido, onde a resistência à difusão de massa/gás é particularmente elevada, e os compostos serão degradados na fase líquida, onde temos uma menor resistência. Como consequência, todo o processo metanogênico ocorre com maior eficiência, apresentando maiores rendimentos.

3.5 CONCENTRAÇÃO DE SULFETO DE HIDROGÊNIO NO BIOGÁS

Pode ser visto pela tabela 7 que todos os ensaios apresentaram altos níveis de sulfeto de hidrogênio (H_2S). O ensaio 2 apresentou menores valores, quando comparado aos outros testes. Uma vez que o processo nos reatores foi anaeróbio desde o inicio do experimento, as concentrações elevadas de sulfeto de hidrogênio foram logo detectadas, fator confirmado pelo

forte odor característico desse gás, observado em todos os ensaios.

As concentrações encontradas neste estudo variaram de 1106 a >4000 $mg.L^{-1}$, devido a discrepância dos dados relatados na literatura a respeito dos níveis de inibição do sulfeto no processo de digestão anaeróbia é impossível obter conclusão confiáveis o sobre as concentrações de H_2S que podem ser inibitórias. No entanto, devido a toxicidade deste composto aos seres humanos e sua natureza corrosiva. É preciso realizar processos de remoção deste composto eliminando possíveis problemas que podem ser ocasionados pelo sulfeto de hidrogênio.

Tabela 7: Concentração de sulfeto de hidrogênio (H_2S) presente no biogás, durante a realização do processo de DAES, valores expressos em $mg.L^{-1}$

Ensaios	9 dias de operação	16 dias de operação	27 dias de operação
E1	>4000	>4000	2080
E2	1106	1113	1452
E3	>4000	2820	1122
E4	2161	1457	4000
E5	>4000	>4000	>4000
E6	<4000	>4000	3600
E7	>4000	>4000	>4000

3.6 PARÂMETROS DE ESTABILIDADE DO PROCESSO

Os valores de pH de todos os tratamentos diminuíram nos 10 primeiros dias, em seguida os metanogênicos consomem os ácidos aumentando o pH e estabilizando o desempenho do reator. No entanto, todos os tratamentos apresentaram pH entre 7,4 e 8,0. Segundo a literatura, a atividade metanogênica pode ocorrer a valores de pH entre 6,5 e 8,0 (KIM *et al.*, 2003). Porém o intervalo ótimo fica em pH neutro (LIU *et al.*, 2008). Pela Fig. 2 vemos que os valores de pH estavam dentro da faixa indicada, onde a metanogênese pode se desenvolver, porém acima da faixa ótima. Este valores de pH acima da faixa ótima, podem ser explicados pela baixa relação C/N, Wang et al.,(2012) ao estudar o efeito da relação C/N no processo de digestão, verificou que a relação C/N de 15:1 apresentou um comportamento de pH próximo ao encontrado neste estudo.

A faixa de pH em que os reatores operaram neste estudo ficou acima da ótima para

operação do processo,podendo assim, contribuir para inibição dependendo da concentração amônia livre. No entanto, as concentrações encontradas de amônia livre (Figura 3), ficaram abaixo de 220 $mg.L^{-1}$, não apresentando características de inibição, pois concentrações maiores que 220 $mg.L^{-1}$ foram encontradas por Wang et al., 2012, como inibitórias para o processo de digestão com substratos de baixa relação C/N e pH entre 7,4 e 8,0.

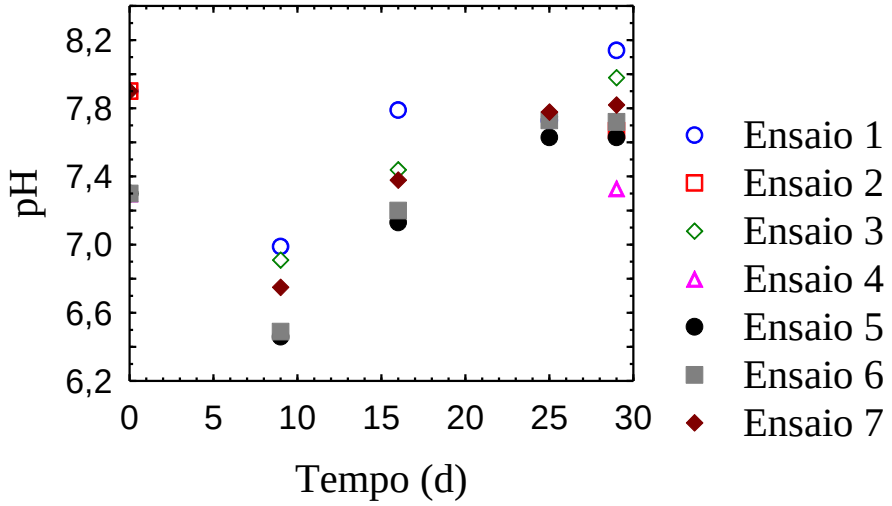

Figura 2 Valores de pH encontrados para os 7 ensaios experimentais

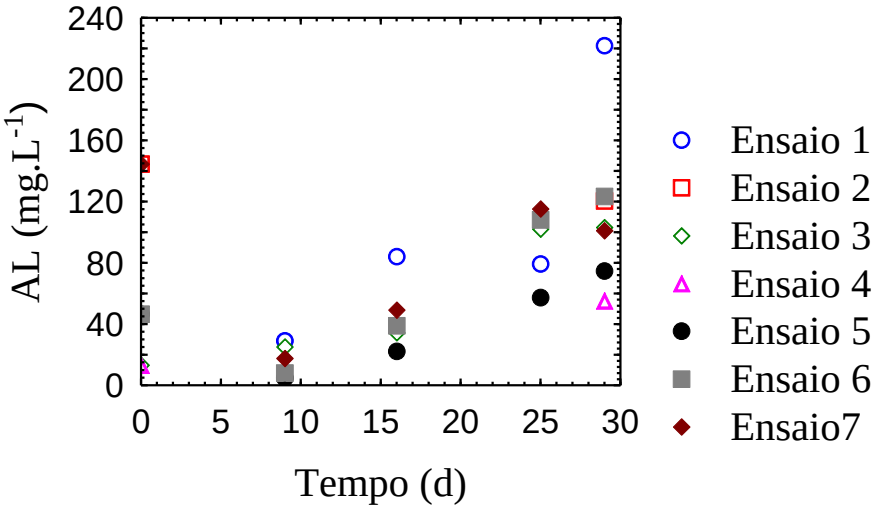

Figura 3: Concentração de amônia livre do líquido de recirculação.

Vemos pela figura 3 que os ensaios 3 e 4, que foram recirculados com maior freqüência apresentaram menores concentrações de amônia livre (AL). Na tabela 8, foi comprovado estatisticamente, que a variável recirculação do digestato possui efeito significativo ($p < 0,05$) na concentração de AL, com 95 % de confiança. A proporção cama de aviário/inóculo não apresentou efeito significativo com 95 % de confiança. A

recirculação teve efeito negativo, indicando que maiores frequências de recirculação apresentaram menores concentrações de amônia livre.

Tabela 8 Efeitos principais e interação das variáveis avaliadas sobre a concentração de amônia livre

	Efeito	**Erro padrão-erro puro**	***t(2)**	****p-valor**
Média	0,1070	0,008489	12,604	0,001077
Proporção Cama de aviário/inóculo	-0,0505	0,022459	-2,248	0,110089
Recirculação do digestato	-0,1155	0,022459	-5,142	0,014248
Interação proporção cama de aviário/ inóculo com recirculação do digestato	0,0505	0,022459	2,2485	0,110089

3.7 CONSIDERAÇÕES DA OPERAÇÃO DO PROCESSO DE DIGESTAO EM ESTADO SÓLIDO

Em um processo de digestão anaeróbia, a atividade biológica é limitada pelo teor de umidade do substrato. Então no processo de DAES, o teor de umidade do substrato é garantido pela proporção de substrato/inóculo adequado e pela recirculação do digestato. Ainda, altas concentrações de sólidos totais podem afetar a eficiência do processo, devido a problemas com inibição, no caso deste estudo causado pela acumulação de amônia livre, que pode ser controlada pela frequência de recirculação (RICO et al., 2015).

De acordo com Wang et al., (2012) o processo de digestão anaeróbia apresentou concentrações de amônia livre maiores que 220 $mg.L^{-1}$ com uma relação C/N de 15:1 e concentração de metano de 30%. Já com uma relação C/N de 20:1 apresentou concentrações de AL de 70 $mg.L^{-1}$ e concentração de metano no biogás de 40%. O presente estudo operou com uma relação mais baixa de C/N de 8:1 e apresentou uma composição em média de 40% de metano com concentração de amônia livre de 55 $mg.L^{-1}$, indicando que a recirculação do digestato garante um teor de umidade adequado, uma maior velocidade de degradação e estabilidade para ocorrer o processo de digestão

anaeróbia em estado sólido.

A proporção de substrato/inóculo encontrada que obteve os maiores rendimentos foi a de 1:3 para presente estudo as proporções de 1:1,66 e 1:1 apresentaram menor rendimento. Isso pode ser explicado, pois com o aumento da concentração de sólidos totais no reator teremos uma redução no teor de umidade no substrato, sendo assim a atividade dos microrganismos é limitada pela baixa umidade e a difusão do líquido pela camada de substrato. Este comportamento, já foi relatado por diversos autores (CHEN *et al.*, 2016; RAJAGOPAL E MASSÉ., 2016, ABBASSI-GUENDOUZ *et al.*, 2012; DI MARIA et al., 2012).

Como resultado satisfatório para operação do processo de DAES, foi encontrado neste estudo uma proporção substrato/inóculo de 1:3 e recirculação de quatro vezes ao dia e concentração de amônia livre de 55 $mg.L^{-1}$ (Tabela 9).

Tabela 9. Principais resultados encontrados para a operação do processo DAES

Parâmetro	**Rendimento de biogás** ($L_{Nbiogás}.\ kg_{SVadic}^{-1}$)	**Rendimento de metano** ($L_{Nmetano}.\ kg_{SVadic}^{-1}$)	**Concentração de amonia livre** ($mg.L^{-1}$)
Proporção cama de frango/inóculo	1:3	1:3	Não foi significativo.
Recirculação do digestato	4x	4x	4x
Resultados obtidos	182,77	74,06	55

4. CONCLUSÕES

A digestão em estado sólido de cama de frango é um processo promissor, a robustez, o baixo consumo de água e consequentemente a baixa produção de digestato líquido são algumas das vantagens deste sistema.

Com base nos resultados, a relação substrato/inóculo de 1:3 e o intervalo de recirculação de quatro vezes ao dia, apresentou melhores rendimentos de biogás e metano, ficando em 182,77 $L_{Nbiogás}.kg_{SVadic}^{-1}$ e 74,06$L_{Nmetano}.kg_{SVadic}^{-1}$ respectivamente.

A recirculação apresentou influência também na concentração de amônia livre, indicando que os ensaios com maior frequência de recirculação, apresentaram menores

concentrações de amônia livre (55 $mg.L^{-1}$). O sistema apresentou, elevadas concentrações de H_2S no biogás, ficando entre 1106 a 4000 $mg.L^{-1}$. As concentrações encontradas neste estudo foram maiores das citadas por outros autores como inibitórias ao processo, indicando que o H_2S foi um composto inibitório da metanogênese, interferindo no rendimento de metano

AGRADECIMENTOS

Eletrosul centrais Elétricas S.A Uirapuru transmissora de Energia S.A [projeto Nº 1110130054 (Nº14 / 2012 ANEEL)].
Biogasfert (www.cnpsa.embrapa.br/redebiogasfert).

5. CONSIDERAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Realizar o processo de digestão em duas fases, hidrólise e metanogênese em reatores separados. Visando otimizar cada etapa do processo proporcionando assim, condições ideais para o desenvolvimento das bactérias hidróliticas e as arqueas metanogênicas, visando um aumento no rendimento de biogás.

Analisar todos os nutrientes presentes no fase sólida e na líquida, para avaliar o valor agronômico agregado das duas fases.

REFERÊNCIAS

ABBASSI - GUENDOUZ, A.., et al.,Total solids content drives high solid anaerobic digestion via mass transfer limitation. **Bioresouce Technology**. v.111, p. 55-61. 2012

ABPA. Associação Brasileira Proteína Animal. **Mercado Mundial**. 2016**.** Disponível em:<http://abpa-br.com.br/setores/avicultura/mercado-mundial>. Acesso em: 30 Dez. 2016.

ANTHONISEN, A. C. *et al.* **Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid.** Journal Water Pollution Control Federation, v. 48, p. 835-852, 1976.

APHA; AWWA; WEF.Standard methods for the examination of water and wastewater. 22th ed. Washington: APHA, 2012.

CHEN, S., CAO, W., BANKS, C.J., HEAVEN, S., LIU, R. Biogas production from

undiluted chicken manure and maize silage: a study of ammonia inhibition in high solids anaerobic digestion. **Bioresouce Technology**. v. 219, p-1215-1223. 2016. DOI; http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2016.07.082

DI MARIA, F., SORDI, A., MICALE, C.,.Optimization of solid state anaerobic digestion by inoculum recirculation: the case of an existing mechanicalbiological treatment plant. **Applied Energy**, v. 97, p. 462–469. 2012.

DI MARIA, F., GIGLIOTTI, G., SORDI, A., MICALE, C., ZADRA, C., MASSACCESI, L., Hybridsolid anaerobic digestion batch: biomethane production and mass recoveryfrom the organic fraction of solid waste. **WasteManagement**.v. 31, p.869–87. 2013.

DI MARIA, F., BARRATTA, M., BIANCONI, F., PLACIDI, P., PASSERI, D.,. Solid anaerobic digestion batch with liquid digestate recirculation and wet anaerobic digestion of waste: Comparison of system performances and indentification of microbial guilds. **Waste management.** v. 55. p- 172-180. 2017.
KIM, J., PARK, C., KIM, T.H., LEE, M., KIM, S., KIM, S.W., LEE, J.L., Effects of various pretreatments for enhanced anaerobic digestion with waste activated sludge. **Journal of bioscience and bioengineering**.v.95, p. 271–5 2003.

KUSCH, S, OECHSNER, H. JUNGBLUTH, T. Effect of various leachate recirculation strategies on batch anaerobic digestion of solid substrates.**Environment and Waste Management**. v. 9, p.69-88. (2012)

LI, Y., PARK, S.Y., ZHU, J.,.Solid-state anaerobic digestion for methane production from organic waste.**Renewable and Sustainable Energy Reviews**.v.15, p. 821–826.2011

MATEUS, N.B., BARBIN, .D., CONAGIN, A., Viabilidade de uso do delineamento composto central. **Maringá**. v.23, p. 1537-1546.2001.

NIZAMI, A. S; MURPHY, J. D.What type of digester configurations should be employed to produce biomethanefromgrasssilag**e?.Renewable and Sustainable Energy Reviews**.v.14, p. 1558-1568.2010.

NKEMKA, V.N., HAO, X., Start-up of a sequential dry anaerobic digestion of pauch under psychrophilic and mesophilictemperatures.**Waste Management**.2016.

POGNANI, M., D'IMPORZATO, G., MINETTI, C., SCOTTI, S., FABRIZIO, A., Optimization ofsolid anaerobic digestion of the OFMSW by digestate recirculation: a newapproach. Waste Management.v.35, p,111–118.2015.

RAJAGOPAL, R AND MASSÉ,D. Start-up of dry anaerobic digestion system for processing solid poultry litter using adapted liquid inoculum. **Process Safety and Environment Protection**.v.102, p-495-502.2016.

RAJAGOPAL, R. MASSÉ, D.I., SINGH, G., A critical review on inhibition of anaerobic digestion porcess by excess ammonia. **Bioresource Technology**. v.143, p.

632–641. 2013.

RICO, C., MONTES, A. J., MUNOZ, N., RICO, J.L., Thermoplhilic anaerobic digestion of the screened solid fraction of dairy manure in a solid-phase percolation reactor system. v. 102, p. 512-520.2015.

SANPHOTI, N., TOWPRAYOON, S., CHAIPRASERT, P., NOPHARATANA, A.,The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and waste decomposition in a simulated tropical landfill. **Journal of Environmental Management**, v. 81, p 27-35. 2006. doi:10.1016/j.jenvman.2005.10.015

STEINMETZ, R.L.R., et al., Enrichment and acclimation of an anaerobic mesophilic microorganism's inoculum for standardization of BMP assys.**BioresourceTechonology**. v. 219, p-21-28. 2016.

TESSARO, A,B., TESSARO,A.A.,CANTAO, M.P., MENDES, M.A. Potencial energético da cama de aviário produzida na região sudoeste do Paraná e utilizada como substrato para produção de biogás. Revista em Agronegocio e meio ambiente. v.8, p.357-377. 2015.

USDA- UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. **Livestock and poultry: World Markets and Trade**, 2013. Disponível em: <http://www.thepoultrysite.com/reports/?id=1788>. Acesso em 14,set.2016

WANG, X., YANG, G., FENG, Y., REN, G., HAN, Y., Optimizing feeding composition and carbon-nitrogen rations for improved methane yield during anaerobic co-digestion of dairy, chicken manure and wheat straw. **Bioresource Technology**. v.120, p. 78-83. 2012.