

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MATO GROSSO DO SUL
UNIDADE UNIVERSITÁRIA DE AQUIDAUANA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA

Codigestão anaeróbia de resíduos de abatedouro de
bovinos

Acadêmico: Fernando Henrique Centenaro Martinho

Aquidauana-MS
Fevereiro/2013

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MATO GROSSO DO SUL
UNIDADE UNIVERSITÁRIA DE AQUIDAUANA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA

Codigestão anaeróbia de resíduos de abatedouro de
bovinos

Acadêmico: Fernando Henrique Centenaro Martinho
Orientadora: Tânia Mara Baptista dos Santos
Co-Orientadora: Cristiane Almeida Neves Xavier

“Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zootecnia, área de concentração em Produção Animal no Cerrado-Pantanal, da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, como parte das exigências para a obtenção do título de Mestre em Zootecnia”

Aquidauana-MS
Fevereiro/2013

M338c Martinho, Fernando Henrique Centenaro

Codigestão anaeróbia de resíduos de abatedouro de
bovinos/Fernando Henrique Centenaro Martinho.

Aquidauana, MS: UEMS, 2013.

45p. ; 30cm.

Dissertação (Mestrado) – Zootecnia – Universidade
Estadual de Mato Grosso do Sul, 2013.

Orientadora: Prof^a Dr^a Tânia Mara Baptista dos Santos.

Co-orientadora: Prof^a Dr^a Cristiane Almeida Neves
Xavier.

1.Biodigestor 2.Resíduos 3.Artigo científico. I. Título.

CDD 20.ed. 574.5222



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE MATO GROSSO DO SUL
PRO-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA
PRODUÇÃO ANIMAL NO CERRADO-PANTANAL



FERNANDO HENRIQUE CENTENARO MARTINHO

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, área de concentração em Produção Animal no Cerrado-Pantanal, como requisito para obtenção do grau de Mestre em Zootecnia.

DISSERTAÇÃO APROVADA EM 05/02/2013.

Dra. Tânia Mara Baptista dos Santos (UEMS),
orientadora.

Dra. Cristiane de Almeida Neves Xavier (UEMS),
coorientadora.

Dr. Marcus Vinícius Moraes de Oliveira (UEMS).

Dr. Mare Arpad Boncz (UFMS).

Epígrafe

*"Embora ninguém possa voltar atrás e fazer um novo começo,
qualquer um pode começar agora e fazer um novo fim".*

Chico Xavier

*"Nossas virtudes e nossos sentimentos são inseparáveis,
assim como a força e a matéria. Quando se separam, o homem
deixa de existir".*

Nicola Tesla

*"O que fizemos apenas por nós mesmos morre conosco; o que
fizemos pelos outros e pelo mundo permanece e é imortal".*

Albert Pike

*"A leitura após certa idade distrai excessivamente o espírito humano das
suas reflexões criadoras. Todo o homem que lê demais e usa o cérebro de menos
adquire a preguiça de pensar"*

Albert Einstein

Dedicatória

À Deus primeiramente dedico e agradeço, pois sem sua compreensão e amor por todos nós nada seria possível.

Aos meus pais Mário Lúcio Martinho e Neusa Francisca Centenaro Martinho, por todo amor que puderam me dar.

Aos meus irmãos Mário Márcio Martinho e Fabrício Ricardo Martinho, que há mais de 10 anos não moramos na mesma casa, mas sempre estiveram em meu coração.

A minha querida Silvana, mulher, amiga, confidente e, principalmente, o alicerce de minha vida hoje, dedico este trabalho.

Por último, mas não menos importante, aos meus grandes amigos Nelma e Edilson Costa, que sempre incentivaram minha caminhada por esta estrada rochosa.

Aos meus parceiros e orientadoras do Laboratório de Resíduo de Origem Animal e também do Laboratório de Qualidade de água, dedico esta VITÓRIA.

SUMÁRIO

Resumo	VII
Abstract	VIII
Capítulo 1 – Considerações Gerais	
1. INTRODUÇÃO	2
2. RESÍDUOS GERADOS NO ABATE DE BOVINOS	3
2.1. COMPOSIÇÃO E CARACTERÍSTICAS FÍSICO-QUÍMICAS DOS RESÍDUOS: CONTEÚDO RUMINAL, LINHA VERMELHA E CINZA DE CALDEIRA	5
2.2. BIODIGESTÃO ANAERÓBIA	7
2.2.1. CODIGESTÃO	8
2.3. BIODIGESTORES	9
2.4. ALGUNS FATORES QUE INTERFEREM NO PROCESSO DE BIODIGESTÃO ANAERÓBIA	10
PH	10
ALCALINIDADE	11
TEMPERATURA	11
AMÔNIA	12
3. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	14
Capítulo 2 – Codigestão de resíduos de abatedouro de bovinos	
INTRODUÇÃO	23
MATERIAL E MÉTODOS	24
RESULTADOS E DISCUSSÃO	27
CONCLUSÕES	31
REFERÊNCIAS BIBIOGRÁFICAS	32
Capítulo 3 – Considerações Finais	34
Apêndice	35

RESUMO

O volume de efluente gerado por uma indústria cárnea é influenciado diretamente, pelo consumo de água e número de animais abatidos, ao passo que suas características físico-químicas e carga orgânica dependem do reaproveitamento de subprodutos, em especial o sangue. A biodigestão anaeróbia do ponto de vista social, econômico e ambiental mostra-se uma alternativa viável, pois a capacidade de redução e acúmulo de sólidos é altamente eficiente, quando comparado aos métodos aeróbios. A codigestão de resíduos com adição de diferentes resíduos beneficia o processo, pois se obtém melhoria no pH, no balanço nutricional ou na melhor diluição do resíduo. Objetivou-se avaliar a codigestão de conteúdo ruminal, cinza de caldeira e diferentes níveis de linha vermelha de abatedouro de bovinos em substituição à água de diluição, e verificar sua influência sobre a produção de biogás, redução dos sólidos e características físico-químicas do efluente. O experimento foi desenvolvido no período de maio a agosto de 2012. Foram avaliados os níveis de 0; 50; 75 e 100% de substituição de água de diluição por linha vermelha, utilizando-se 12 biodigestores com capacidade de 60,3 L cada operados em modo batelada e tempo de retenção hidráulica de 120 dias. Todos os níveis receberam 0,5 e 10,0% de cinza de caldeira e inóculo, respectivamente. Os valores de pH encontrados para os afluentes estiveram acima dos valores ideais para a biodigestão anaeróbia, no entanto, após o processo de biodigestão o pH do efluente esteve dentro do recomendado que é de 6,6 - 7,5. Não foram encontradas diferenças ($P > 0,05$) para as reduções de sólidos totais e de sólidos voláteis, demanda química de oxigênio, carbono total, relação carbono:nitrogênio, e nas concentrações de nitrogênio total e fósforo total para os efluentes. O nível de 100% proporcionou aumento de 11% na produção semanal de biogás, e de 11% no potencial de produção de biogás do resíduo, quando comparado no nível de 0%. Desta forma conclui-se que seja possível a codigestão destes resíduos no nível de 100% de substituição de água de diluição por linha vermelha.

PALAVRAS-CHAVE: biodigestor batelada; cinza de caldeira; conteúdo ruminal; linha vermelha.

ABSTRACT

The effluent volume generated by the flesh diet industry is directly influenced by water and the number of animals that are slaughtered, considering that its physical and chemical characteristics and organic load depend on the reuse of byproducts, specially the blood. The anaerobic biodigestion in a social, economic and environmental view seems to be a viable alternative, since the reduction capacity is highly efficient, as it is compared with the aerobic methods. The residual codigestion with the adding of different residues helps the process, since it is got benefits in the pH, in the nutritional balance or in a better dissolving of the residue. It was aimed to evaluate the codigestion of rumen content, boiler ash and different levels of red stream of bovine slaughterhouse replacing the dilution water, and to verify its influence on the biogas production, solid reduction and physic-chemical characteristics of the effluent. The experiment was developed in the period from May to August, 2012. It was evaluated the levels 0; 50; 75 e 100% of water replacing by red stream, using 12 biodigestors with capacity of 60,3 L each operated in batch mode and time of hydraulic retention getting 120 days. Every level received 0,5 e 10,0% of ash and inoculums, respectively. The values of pH that were found to the affluents were higher than the ideal values to the anaerobic biodigestion, however, after the process of biodigestion the pH of the effluent was according to the recommended one, i.e. 6,6 – 7,5. Differences were not found ($P>0,05$) to the reduction of total solids and volatile solids, chemical demand of oxygen, total carbon, carbon relation: nitrogen, and in the concentrations of total nitrogen an total phosphorus to the effluents. The level of 100% provided an increasing of 11% in the weekly production of biogas, and of 11% in the potential of biogas production of residue, as compared with the level 0%. Thus, it is concluded that it is possible the codigestion of these residues in the level of 100% of dilution water replacement by read stream.

KEY WORDS: Batch biodigestor; boiler ash; rumen content; red stream.

Capítulo 1

Considerações Gerais

1. Introdução

Na última década, o Brasil liderou o ranking dos países produtores e exportadores de carne bovina, o que alavancou a economia do país e aumentou a participação da cadeia primária no Produto Interno Bruto.

No período de janeiro a setembro de 2012 foram registrados abate de 22.894 milhões de bovinos, incluindo-se bois, vacas, novilhos e novilhas, um aumento de 6,7% no abate referente ao mesmo período de 2011 (IBGE, 2012).

Esse aumento na quantidade de abate impacta diretamente na quantidade de água utilizada no abate dos animais, e aumento das quantidades de sangue e conteúdo ruminal, como resíduos industriais.

O tratamento de resíduos oriundos da criação animal ou industrial é de suma importância para a saúde pública. Os resíduos em geral apresentam concentrações elevadas de microrganismos patogênicos e de sólidos, devido à presença de óleos, graxas e material proteico, o que lhes confere alta capacidade de poluição, associada com emissão de fortes odores (BERNET et al., 2000).

De acordo com Tchobanoglous et al. (2003) e Galletti et al. (2010), o nitrogênio (N) e o fósforo (P) contidos em efluentes de abatedouros, são potenciais causadores da propagação elevada de plantas aquáticas e algas. O crescimento excessivo, especialmente de algas, traz alterações da biodiversidade aquática.

Não só as concentrações de N e P representam periculosidade ao meio ambiente, o sangue e o conteúdo ruminal que também fazem parte dos efluentes de abatedouro contêm elevadas cargas orgânicas, o que necessita de altas quantidades de oxigênio para que ocorra a estabilização dessa matéria orgânica, e a consequente redução da concentração de oxigênio dissolvido faz com que o meio hídrico torne-se inóspito (GALLETTI et al., 2010).

Por meio da biodigestão anaeróbia pode-se reduzir a carga poluente dos resíduos (em termos de patógenos e sólidos), a utilização de seus subprodutos (biogás e biofertilizante) podem ser aproveitados adequadamente, reduzindo os riscos de contaminação do meio ambiente por gases de efeito estufa e por N e P.

A capacidade de redução da carga poluente é maior na biodigestão anaeróbia do que em métodos aeróbios, o que lhe garante maior viabilidade do ponto de vista econômico e ambiental.

Tradicionalmente os biodigestores anaeróbios foram alimentados com um só tipo de resíduo, no entanto, recentemente observou-se maior estabilidade no processo quando outro ou mais resíduos foram adicionados.

A codigestão de resíduos tem por finalidade a melhoria do processo, agregando vantagens atribuídas pelos diferentes componentes dos resíduos. Ao praticar a codigestão pode-se obter melhoria do pH, do balanço nutricional ou mesmo apenas melhorar a diluição reduzindo a quantidade de sólidos totais por volume de resíduo.

2. Resíduos gerados no abate de bovinos

A indústria cárnea é um segmento que possui resíduo de alto potencial de contaminação, atingindo principalmente águas superficiais, subterrâneas e o solo. A água está envolvida em todos os processos desde a chegada dos animais até a saída do produto, sendo usada na indústria principalmente nos processos de limpeza, que ao sair torna-se o principal veículo de poluentes.

Em indústrias que comercializam apenas a carcaça inteira o consumo de água fica entre 389 e 2.159 L/cabeça, ao passo que o abate e a graxaria consomem, em média, 1.700 L/cabeça, segundo (UNEP, DEPA e COWI, 2000), para indústrias de processo completo (abate, industrialização da carne e graxaria) o consumo médio ultrapassa 3.800 L/cabeça (CETESB, 2008).

Segundo UNEP, DEPA, COWI (2000), o maior consumo de água dentro da indústria está concentrado no abate, evisceração e processamento das vísceras. No entanto, cerca de 50% do uso da água é fixo, independente da produção, sendo os outros 50% dependentes das práticas operacionais como limpeza dentro das salas, toalete de animais e dos produtos.

Os efluentes gerados por essa atividade consistem de águas que são servidas, coletadas e encaminhadas de forma separada e independente até a estação de tratamento. As denominações dos resíduos se devem à origem dos mesmos, além do aspecto visual apresentado, sendo agrupados em:

Linha verde: resíduo formado por água de lavagem e dejetos dos animais nas instalações de recepção e nos canais de circulação dos mesmos, além dos resíduos gerados nos setores da bucharia (conteúdo ruminal), triparia, graxaria e todo resíduo gerado na sangria.

Linha vermelha: constituída de sangue e água de lavagem da área de sangria, degola, toalete e sangue.

Linha de tratamento sanitário: efluentes de banheiros e refeitórios.

Linha negra: resíduos gerados em oficinas, caldeira, sala de máquinas, processamento de sangue e ossos, manutenção, etc.

Neste sentido, a geração desses resíduos é significativa, e demanda gastos para o gerenciamento e destinação correta, uma vez que, em sua composição existe elevada porção ligno-celulósica (ROSA, 2009).

O volume de resíduos gerado por um frigorífico ou abatedouro, varia de acordo com o número de animais abatidos, grau de industrialização da carne e aproveitamento de subprodutos e esquema de limpeza adotado (MASSÉ e MASSÉ, 2000; FERREIRA, 2005).

Ao se abater um bovino os principais resíduos gerados, em virtude de seu potencial poluidor, são o conteúdo ruminal e o sangue (Tabela 1). O volume gerado de conteúdo ruminal por um animal varia de acordo com o sexo, a raça, o tipo de alimentação, etc.

Considerando-se o total de 22.894 milhões de bovinos abatidos até o terceiro trimestre de 2012 (IBGE, 2012), e as quantidades de conteúdo ruminal e sangue gerados no abate de um bovino (Tabela 1), estima-se geração de 595,244 ton e 274,728 ton de conteúdo ruminal e sangue, respectivamente.

Tabela 1 – Produtos e subprodutos de bovino com 400 kg de peso corporal

Constituintes	Peso (kg)	%
Carne sem osso	155	38,7
Material não comestível*	152	38,0
Couro	36	9,0
Vísceras comestíveis**	19	4,8
Sangue	12	3,0
Conteúdo ruminal	26	6,5

*ossos, gordura, cabeça, partes condenadas, etc.; **língua, fígado, coração, intestinos, etc.

Fonte: UNEP, DEPA, COWI (2000).

2.1 Composição e características físico-químicas dos resíduos: conteúdo ruminal, linha vermelha e cinza de caldeira.

De acordo com Ribeiro (2010) a indústria cárnea gera, em sua maior parte, efluentes que em sua constituição possuem principalmente água e matéria orgânica. Os efluentes dessas indústrias possuem elevada carga orgânica em virtude da presença de sangue, gordura, conteúdo ruminal não digerido, conteúdo intestinal e água de limpeza de currais.

O conteúdo ruminal é basicamente composto por forrageira parcialmente digerida, sal mineral e ração. Por se encontrar em uma etapa intermediária na digestão, o conteúdo ruminal não pode ser caracterizado como capim ou esterco.

Vale ressaltar que a concentração de sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e nutrientes como o nitrogênio presentes no conteúdo ruminal, possuem dependência direta da dieta dos animais, uma vez que, a relação volumoso/concentrado e a suplementação de minerais podem diferenciar-se de um manejo para o outro.

O volume de efluente gerado por uma indústria cárnea é influenciado, diretamente, pelo consumo de água e número de animais abatidos. Ao passo que suas características físico-químicas (Tabela 2) e carga orgânica dependem do nível de reaproveitamento de subprodutos, em especial o sangue (MANJUNATH et al., 2000; POHLMANN, 2004; THEBALDI et al., 2011).

Tabela 2 – Características físico-químicas de efluentes de indústria cárnea

Parâmetros	Caixeta et al. (2002)	Torkian et al. (2003)	Del Pozo et al. (2003)	Arruda (2004)
Temperatura (°C)	-	27-36	-	26-28
pH	6,3-6,6	6,8-7,8	7,5	6,5-7,5
DQO (mg L ⁻¹ O ₂)*	2000-6200	3265-14285	7230	1148-1655
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	850-6300	-	910	1322-3358
Lipídios (mg L ⁻¹)	40-600	-	250	-
Alcalinidade (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	-	1208-1713	-	-

* DQO = demanda química de oxigênio.

De acordo com Del Pozo et al. (2003), a presença de sangue nos resíduos de abatedouros e frigoríficos influi sobre parâmetros como a demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅) e N-total Kjeldahl. Esses parâmetros podem ser influenciados pela quantidade de água utilizada na limpeza do abatedouro.

Mittal (2006) ao trabalhar com resíduo de abatedouro obteve valores menores para linha vermelha em relação à linha verde, para os parâmetros analisados (Tabela 3).

Tabela 3 – Características físico-químicas de linha vermelha e linha verde de abatedouro de bovinos

Parâmetros	Linha vermelha	Linha verde
Demanda química de oxigênio (mg L ⁻¹)	6.700	21.000
Sólidos voláteis (mg L ⁻¹)	1.600	10.000
Gorduras e óleos (mg L ⁻¹)	1.200	1.700
Nitrogênio (mg L ⁻¹)	268	525
Fósforo (mg L ⁻¹)	17	68

Fonte: adaptado de Mittal (2006).

Essa diferença está relacionada com a quantidade de sólidos presentes na linha verde, pois, apresenta conteúdo intestinal e dejetos dos bovinos em elevada concentração. Também se pode conferir menores valores à linha vermelha devido o uso excessivo da água de limpeza, diluindo-se as concentrações.

Apesar de possuir baixo valor de ST, o sangue é uma notável fonte de proteína, o que garante níveis de N orgânico de até 40 g L⁻¹ (HEJNFELT & ANGELIDAKI, 2009).

Por mais que seu valor não seja regulamentado por resoluções, a DQO é um parâmetro importante que indica a quantidade de oxigênio requerido para estabilização da matéria orgânica, visto que quanto mais alto o valor, maior é o potencial poluidor do resíduo.

O sangue apresenta valores de DQO que variam de 150.000 a 200.000 mg L⁻¹. Por isso é considerado o principal poluente gerado no abate (TRITT & SCHUCHARDT, 1992).

Ferreira (2005) encontrou variabilidade nos valores de DQO em efluentes de abatedouros bovinos, de 2.893 a 121.333 mg L⁻¹. O maior valor encontrado segundo o autor pode ser decorrente do não aproveitamento do sangue, sendo o mesmo desprezado juntamente com os demais resíduos.

A concentração relativamente alta de N de 90 a 150 mg L⁻¹ e alta DQO torna o resíduo de abatedouro difícil de ser estabilizado, sendo necessária a sua diluição com resíduos menos concentrados (MANJUNATH et al., 2000; HEJNFELT & ANGELIDAKI, 2009) como a água de reutilização ou mesmo da linha vermelha.

Nos abatedouros, o material vegetal lenhoso é usado como combustível para as caldeiras, resultando em um resíduo (cinzas) que se constitui em uma problemática de origem ambiental (MAEDA et al., 2007).

De acordo com Osaki & Darolt (1991) apenas 1% do total do material vegetal transforma-se em cinzas, e esta é fonte de cálcio (Ca), magnésio (Mn), fósforo (P) e potássio (K).

Ao caracterizar a cinza de caldeira Maeda et al. (2007) encontraram valores de K, Ca, Mg igual a 6,89; 4,11 e 0,30 cmol_c L⁻¹, respectivamente. Estes elementos, juntamente com os carbonatos, possuem afinidades com os acidificantes em meio aquoso.

Outros elementos como carbono orgânico (21,87 g kg⁻¹), zinco (50 a 250 ppm), cobre (100 a 150 ppm) e manganês (2.600 a 10.800 ppm), estão presentes na cinza de caldeira (OSAKI & DAROLT, 1991).

2.2. Biodigestão anaeróbia

A biodigestão anaeróbia é um processo que ocorre na ausência de oxigênio em ambientes naturais como pântanos, estuários, mares, lagoas e em ambientes artificiais como as lagoas e biodigestores anaeróbios.

O processo anaeróbio se desenvolve por meio de quatro estágios simultâneos (CHERNICHARO, 1997; MADSEN et al., 2011).

Hidrólise – consiste na quebra da matéria orgânica complexa (celulose, hemicelulose, amido, pectinas e proteínas) em moléculas mais simples, tais como mono e dissacarídeos, aminoácidos, peptídeos de cadeia curta, possibilitando a passagem da mesma, pelas paredes celulares das bactérias fermentativas.

Acidogenese – os compostos originados na hidrólise são absorvidos pelas bactérias fermentativas, que após terem sido metabolizados originam ácidos graxos de cadeia curta, ácido láctico, alcoóis, dióxido de carbono (CO_2), gás hidrogênio (H_2), ácido sulfídrico (H_2S), amônia livre (NH_3) dentre outros compostos orgânicos simples.

Acetogenese – as bactérias presentes nesse estágio são responsáveis pela oxidação dos ácidos orgânicos e alcoóis produzidos pelas bactérias acidogênicas, transformando-os em ácido acético, CO_2 e H_2 .

Metanogenese – estágio em que as arqueas metanogênicas convertem os produtos da acetogenese em metano (CH_4) e CO_2 . A produção de CH_4 ocorre por meio de dois grupos de metanogênicas, as acetotróficas que realizam a descarboxilação do ácido acético e as metanogênicas hidrogenotróficas, que por meio de redução do CO_2 produzem CH_4 e água.

Como resultado deste processo, tem-se a redução da fração sólida do composto orgânico e a produção de biogás.

O biogás que era considerado como consequência do processo, atualmente teve sua importância reconhecida por se tratar de uma fonte de energia renovável, tendo em sua composição CH_4 que varia de 60 a 80% do volume biogás, CO_2 e traços de outros gases como o N_2 , H_2 , monóxido de carbono, NH_3 , H_2S e pequenas quantidades de água. (STERLING JÚNIOR et al., 2001; VAN HERLE et al., 2004; OLIVEIRA & HIGARASHI, 2006; GUSMÃO, 2008).

O metano é um gás inflamável que pode ser utilizado em substituição aos combustíveis fósseis, podendo também ser transformado em energia elétrica, utilizada na propriedade ou comercializada para concessionárias de energia elétrica (GÜNGÖR-DEMIRCE & DEMIRER, 2004).

Dentro do ambiente de origem dos resíduos, pode-se ainda utilizar o biogás para aquecimento de ambientes, cocção de alimentos, iluminação e equipamentos elétricos.

2.2.1. Codigestão

A codigestão é a biodigestão anaeróbia de dois ou mais resíduos, que tem por princípio básico o equilíbrio de parâmetros como cargas orgânicas, tempo de retenção hidráulica, diluição de substâncias potencialmente tóxicas, aumento

da biodegradabilidade por meio da estimulação da atividade microbiana (CONVERTI et al., 1997.; MURTO et al., 2004).

O equilíbrio do meio se dá por compensação de nutrientes (macro e micronutrientes) que ora possa faltar ou estar em excesso num dos resíduos (MONTUSIEWICZ et al., 2008).

A codigestão anaeróbia é considerada uma solução sustentável para tratamentos de resíduos em áreas rurais, onde são encontrados diferentes tipos de matéria prima para a biodigestão anaeróbia. A junção destas biomassas promove melhor desempenho do biodigestor e aumento da produção de biogás (PAVAN et al., 2007).

Dentre os resíduos mais estudados na codigestão pode-se citar a fração orgânica de resíduos sólidos urbanos (FORSU), os lodos biológicos de estações de tratamento de esgoto, resíduos de estábulos de bovinos, dejetos de galinhas poedeiras, resíduos vegetais e água residuária de suinocultura.

Bolzonella et al. (2006) obtiveram aumento de 50% na produção de biogás ao trabalharem com codigestão de FORSU e resíduos de lodo ativado. A utilização da codigestão para o aumento da produção de biogás é uma ferramenta que proporciona melhor retorno econômico do biodigestor, uma vez que existe maior aprisionamento de carbono por meio da produção do biogás.

Alvarez & Lindén (2008) e Palatsi et al. (2010) obtiveram maiores produções de biogás quando submeteram resíduos de abatedouros à codigestão anaeróbia, em relação à biodigestão anaeróbia dos mesmos isoladamente.

2.3. Biodigestores

Os biodigestores são equipamentos utilizados para propiciar condições para que ocorram as reações microbiológicas e bioquímicas, aumentando a eficiência do processo de biodigestão anaeróbia.

Os modelos mais conhecidos são: batelada, indiano, chinês, tubulares e os de fluxo ascendente com manta de lodo. Todos basicamente são constituídos de duas partes, a primeira chamada de câmara de fermentação onde se encontra o material a ser digerido e a segunda denominada de gasômetro, onde armazena-se o biogás.

Os biodigestores podem ainda ser agrupados quanto à periodicidade das cargas, podendo ser classificado como contínuos, em que recebem o material a

ser degradado ao longo do dia; semicontínuos, cuja carga do material é realizada dentro de determinado período (diariamente, ou em outros intervalos); e batelada, sistema cujo biodigestor recebe sua capacidade em uma única vez (XAVIER, 2005). Este último pode ser instalado em paralelo, com mais de um biodigestor, uma vez que o primeiro deles só voltará a ser reutilizado após o período de fermentação, quando ocorre a queda na produção de biogás.

De acordo com Sagula (2012) o biodigestor tubular (ou do tipo plug-flow) é o modelo mais empregado no Brasil.

Diferente dos demais biodigestores, os reatores de fluxo ascendente com manta de lodo (UASB) possuem retenção de biomassa concentrada com alta reatividade na zona de contato e opera com baixo TRH (PEREIRA-RAMIREZ et al., 2004).

Desta forma o UASB pode ser utilizado no tratamento de grande variedade de água residuária, com baixa concentração de sólidos (SANTOS, 2005; CAMPOS et al., 2006).

2.4. Fatores que interferem no processo de biodigestão anaeróbia

Por se tratar de um processo em que a matéria orgânica é degradada por microrganismos anaeróbios, a biodigestão anaeróbia depende de condições providas do processo e principalmente do resíduo em degradação para que seja conduzida com eficiência.

Fatores que interferem no desempenho dos microrganismos são conhecidos por influírem sobre a cinética de crescimento microbiano, sensibilidade a condições ambientais, toxicidade, dentre outros.

pH

A faixa de pH é o fator limitante para o desenvolvimento microbiano, sua variação no meio pode inibir o crescimento ou até diminuir a população microbiana.

As bactérias acidogênicas possuem crescimento rápido, preferencialmente em pH de 5,2 a 6,5. Já as bactérias acetogênicas e arqueas metanogênicas possuem desenvolvimento ótimo na faixa de pH de 7,5 a 8,5 (DEMIRER & CHEN, 2004).

As bactérias acidogênicas podem mostrar-se ativas mesmo em pH tão baixo quanto 4,5, apresentando-se menos sensíveis ao pH que as arqueas metanogênicas. A produção de ácidos não é interrompida mesmo em tais circunstâncias de pH, o que não ocorre com a produção de CH_4 que pode ser drasticamente reduzida ou praticamente cessada (CHERNICHARO, 1997).

O pH do meio anaeróbico está intimamente relacionado com a produção e ou adição de elementos tamponantes, operação do biodigestor e temperatura.

Dentre os elementos que podem ser adicionados na biodigestão anaeróbia com a intenção de promover ação tamponante pode-se citar a cal virgem (CaO), a cal hidratada ($\text{Ca}(\text{OH})_2$), o carbonato de cálcio (CaCO_3), o carbonato de sódio (Na_2CO_3), o bicarbonato de amônio (NH_4HCO_3), o bicarbonato de sódio (NaHCO_3) e o hidróxido de sódio (NaOH) (CHERNICHARO, 1997).

Alcalinidade

Entende-se por capacidade tampão o equilíbrio entre os CO_2 e bicarbonato (NEVES, 2009), sendo então a capacidade de tamponamento proporcional à concentração de bicarbonato (WARD et al., 2008).

Quanto mais alcalinidade for consumida no processo maior será a dificuldade de estabilização de pH (CHERNICHARO, 1997).

De acordo com Chernicharo (1997), o bicarbonato formado durante o processo de biodigestão origina-se de duas vias, que pode ser através da conversão de ácidos orgânicos voláteis em metano, por exemplo, a digestão de acetato de sódio tem como produto final o bicarbonato de sódio e metano, e a outra via por meio da conversão de proteínas e aminoácidos, que através da combinação entre o ácido carbônico e amônia formam o bicarbonato de amônio.

A adição direta de fontes de bicarbonato em comparação à conversão de CO_2 em bicarbonato apresenta-se como uma estratégia mais precisa, e que para a conversão é necessário um intervalo de tempo maior e quantidade de gás também superior (WARD et al., 2008).

Temperatura

A temperatura é um fator importante para o equilíbrio da biodigestão anaeróbia, tanto no processo de formação do biogás (solubilidade do gás,

precipitação de matérias inorgânicos) quanto sobre o pH do meio (LUOSTARINEN et al., 2011)

O processo da biodigestão anaeróbia pode ocorrer em três faixas de temperatura, sendo a psicrófila até 25°C, mesófila de 25 a 40°C e a termófila acima dos 40°C.

De acordo com Luostarinen et al. (2011) a baixa temperatura do biodigestor influi diretamente no crescimento e sobrevivência dos microrganismos, fazendo com que as reações químicas e enzimáticas sejam mais lentas.

A quantidade de calor gerada pelas reações em meio anaeróbio são muito pequenas, mesmo assim grande parte dessa energia é utilizada na formação do metano, não sendo suficiente para o aquecimento da matéria (SCHNÜRER & JARVIS, 2010).

Amônia

Durante a biodigestão anaeróbia dos resíduos da indústria frigorífica ocorre a formação de amoníaco, devido à degradação de proteínas contidos nesses resíduos (SALMINEN & RINTALA, 1999).

Os amoníacos são compostos nitrogenados que possuem a amônia (NH_3) em suas ligações químicas. Por ser capaz de entrar nas células microbianas a amônia em altas concentrações torna-se tóxica aos microrganismos anaeróbios, provocando desequilíbrio de prótons e deficiência de potássio (CHEN et al., 2008).

A toxicidade pela amônia deve-se tanto à amônia livre (NH_3) quanto ao íon amônia (NH_4^+), estas duas formas apresentam-se em equilíbrio tendo sua concentração dependente do pH do meio (HANSEN et al., 1998). Em pH igual ou menor que 7,2 a toxicidade é originada pelo íon NH_4^+ , ao passo que para pH mais elevado o agente inibidor é a NH_3 (CHERNICHARO, 1997).

Palatsi et al. (2010) após trabalharem com codigestão de dejetos líquido de suíno e farinha de carne, observaram redução linear na produção de biogás mediante o aumento da concentração de nitrogênio amoniacal de 3.000 a 6.000 mg L^{-1} .

Em concentrações entre 560 a 5.734 mg L^{-1} foram observadas inibições de 50 a 56% da população microbiana acidogênica e metanogênica (SUNG & LIU, 2003; CHEN et al., 2008).

No entanto, a amônia não é sempre uma inibidora do processo de degradação anaeróbia, em concentrações abaixo de 200 mg L^{-1} são benéficas ao processo uma vez que são fontes de N, nutriente essencial para os microrganismos (LIU & SUNG, 2002).

Para que um elemento seja considerado tóxico ao processo de biodigestão anaeróbia, o mesmo deve ultrapassar o nível de tolerância das bactérias e arqueas metanogênicas, do contrário é possível que o elemento seja aproveitado em alguma reação química.

Outros elementos como o sulfureto de hidrogênio, metais pesados (Cu, Zn, Mg dentre outros), cátions de alcalinidade (cálcio, manganês, potássio e sódio), compostos que contenham anel benzeno, excesso de ácidos graxos de cadeia longa e dentre outros são possíveis elementos tóxicos à biodigestão anaeróbia (GERARDI, 2003).

Segundo o mesmo autor o processo anaeróbio pode apresentar estresse por toxicidade de modo rápido ou lento, alguns indicadores de toxicidade incluem diminuição de alcalinidade e pH, aumento na concentração de ácido volátil que consequentemente influirá na produção de CH_4 e H_2 .

3. Referências Bibliográficas

ALVAREZ, R.; LIDÉN, G. Semi-continuous co-digestion of solid slaughterhouse waste, manure, and fruit and vegetable waste, **Renew. Energy**, v.33, n.2. p.726–734, 2008.

ALVIM, L. A. C. Potencialidades de Aproveitamento de Resíduos da Bovinocultura. In: 20º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 1999, Rio de Janeiro. Anais... Rio de Janeiro: ABES set. 1999. CD.

ARRUDA, V.C.M. **Tratamento anaeróbio de efluentes gerados em matadouros de bovinos**. 2004.148f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil)- Universidade Federal de Pernambuco, Recife-PE, 2004.

BERNET, N.; DELGENES, N.; AKUNNA, J.C.; DELGENES, J.P.; MOLETTA, R. Combined anaerobic-aerobic SBR for the treatment of piggery wastewater. **Water Science Technology**, v.34, n.2, p.611-619. 2000.

BOHM, R. Possible ways of disinfecting slaughterhouse effluent. **Fleischwirtschaft**, v.69, n.11. p.1700-1702, 1989.

BOLZONELLA, D.; BATTISTONI, P.; SUSINII, C.; CECCHI, F. Anaerobic codigestion of waste activated sludge and OFMSW: the experiences of Viareggio and Treviso plants (Italy). **Water Science and Technology**, v.53, n.8, p.203-211, 2006.

CAIXETA, C. E. T., CAMMAROTA, M. C., XAVIER, A. M. F. Slaughterhouse wastewater treatment: evaluation of a new three-phase separation system in a UASB reator. **Bioresource Technology**. v.81, n.1. p.61-69, 2002.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F.R.; BOTELHO, C.G.; COSTA, C.C. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Ciência e Agrotecnologia**, v.30, n.1, p.140-147, 2006.

CETESB. Abate de bovino e suíno: Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno). São Paulo: CETESB, 2008. 98 p. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>>. Acesso em: 01 jul. 2012.

CHEN, Y.; CHENG, J.J.; CREAMER, K.S. Inhibition of anaerobic digestion process: a review. **Bioresource Technology**, v.99, n.10, p.4044–4064, 2008.

CHERNICHARO, C.A.L. **Reatores anaeróbios: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 2ª ed., Belo Horizonte: DESA/UFMG, 245p. 1997.

CONVERTI, A.; DRAGO, F.; GHIAZZA, G.; DEL BORGHIL, M. MACCHIAVELLO, A. Co digestion of municipal sewage sludge and pre-hydrolysed woody agricultural wastes. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v.69, n.2, p. 231-239, 1997.

DEL POZO, R.; TAS, D.O.; DULKADIROĞLU, H.; ORHON, D.; DIEZ, V. Biodegradability of slaughterhouse wastewater with high blood content under anaerobic and aerobic conditions. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v.78, n.4, p.384-391, 2003.

DEMIRER, G. N.; CHEN, S. Effect of retention time and organic loading rate on anaerobic acidification and biogasification of dairy manure. **Journal of Chemical Technology and Biotechnology**, v.79, n.12, p.1381-1387, 2004.

FERREIRA, F.L.A. **Aspectos sanitários e poder poluente de águas residuárias de abatedouros localizados nas regiões norte e nordeste do estado de São Paulo**. 2005, 81f. Tese (Doutorado em Medicina Veterinária) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias –Unesp, Jaboticabal, 2005.

GALLETTI, J.P.; FLORESTA, A.C.F.; SANTOS, H.D.; MINHARRO, S. Qualidade de água de abastecimento na indústria de produtos de origem animal: Revisão bibliográfica. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer – Goiânia, v.6, n.10, p.1-10, 2010.

GARCIA, C.A. *Listeria sp.* Em afluentes e efluentes de matadouros frigoríficos de bovinos em Goiás. **Anais Escola Agrônômica e Veterinária**. v.23, n1. p.63-72, 1993.

GERARDI, M.H. **The Microbiology of Anaerobic Digesters**. 1ªed. John & Wiley Sons Inc, New Jersey, 182p. 2003.

GÜNGÖR-DEMIRCE, G.; DEMIRER, G.N. Effect of initial COD concentration, nutrient addition, temperature and microbial acclimation on anaerobic treatability of broiler and cattle manure. **Bioresource Technology**, Essex, v.93, n.2, p.109-117, 2004.

GUSMÃO, M.M.F.C.C. **Produção de biogás em diferentes sistemas de criação de suínos em Santa Catarina**. 2008. 170f. Dissertação (Mestrado em

Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

HANSEN, K.H.; ANGELIDAKI, I.; AHRING, B.K. Anaerobic digestion of swine manure: inhibition by ammonia. **Water Research**, v.32, n.1, p.5-12, 1998.

HEJNFELT, A.; ANGELIDAKI, I. Anaerobic digestion of slaughterhouse by-products. **Biomass and Bioenergy**, v.33, n.8, p.1046 – 1054, 2009.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores IBGE**: Estatística da Produção Pecuária. Brasil, 2012. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/producao_agropecuaria/abate-leite-couro-ovos_201203_publ_completa.pdf>. Acesso em 31 de Dez. de 2012.

LEITE, V.D.; LOPES, W.S.; PRASAD, S. Processo de tratamento anaeróbico de resíduos sólidos orgânicos urbanos e rurais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.7, n.1, p.48-57, 2002.

LIU, T.; SUNG, S. Ammonia inhibition on thermophilic aceticlastic methanogens. **Water Science and Technology**, v.45, n.10, p.113–120, 2002.

LUOSTARINEN, S.; NORMAK, A.; EDSTRÖM, M. **Overview of biogas technology**: In: Baltic Forum for Innovative Technologies for Sustainable Manure Management, 2011. p.49.

MADSEN, M.; HOLM-NIELSEN, J.B.; ESBENSEN, K.H. Monitoring of anaerobic digestion processes: A review perspective. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.15, n.1, p.3141-3155, 2011.

MAEDA, S.; SILVA, H.D.; BELLOTE, A.F.J.; SANTANA, D.L.Q.; SALDANHA, I.A.A.; DEDECEK, R.A.; LIMA, E.A. Cinza de biomassa florestal como insumo para plantio de *Pinus taeda* em cambissolo e latossolo em Vargem Bonita, SC. **Comunicado Técnico 187**. Embrapa Florestas, Colombo-PR, 6p. 2007.

MANJUNATH, N.; MEHROTRA, I.; MATHER, R. Treatment of wastewater from slaughterhouse by DAF-UASB system. **Water Research**, v.34, n.6, p.1930-1936, 2000.

MASSÉ, D.I.; MASSÉ, L. Characterization of wastewater from hog slaughterhouses in Eastern Canada and evaluation of their in-plant wastewater treatment systems. **Canadian Agricultural Engineering**, v.42, n.3, p.139-146, 2000.

MELO, G.C.B.; FILHO, A.T.; ABREU, L.R.; DIAS, L.C.; BEIRIGO, E.A.; SCHERER, D. Resíduos sólidos em indústrias de abate frigorífico. **In:** ICTR 2004 – Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável. p. 3556 – 3567. CD-ROM.

MITTAL, G.S. Treatment of wastewater from abattoirs before land application – a review. **Bioresource Technology**, v.97, n.09, p.1119-1135, 2006.

MONTUSIEWICZ, A.; LEBIOCKA, M.; PAWLOWSKA, M. Characterization of the biomethanization process in selected waste mixtures. **Archives of Environmental Protection**, v.34, n.3, p.49-61, 2008.

MURTO, M.; BJÖRNSSON, L.; MATTIASSON, B. Impact of food industrial waste on anaerobic co-digestion of sewage sludge and pig manure. **Journal of Environmental Management**. v.70, n. 2, p.101-107, 2004.

NEVES, L.M.G.F. **Anaerobic co-digestion of organic wastes**. 2009. 162f. Tese (Doutorado em Engenharia Química e Biológica). Escola de Engenharia - Universidade do Minho, Braga – Portugal, 2009.

OLIVEIRA, P.A.V.; HIGARASHI, M.M. **Geração e utilização de biogás em unidades de produção de suínos**. Concórdia: Embrapa Suínos e Aves, (Documentos, 115), 45p. 2006.

OSAKI, F.; DAROLT, M.R. Estudo da qualidade de cinzas vegetais para uso como adubos na região metropolitana de Curitiba. **Revista Setor Ciências Agrárias**, v.11, n.2. p.197-205, 1991.

PALATSI, J.; RODRÍGUEZ-ABALDE, A.; FERNÁNDEZ, B.; FLOTATS, X. **Digestión anaeróbia de subproductos de la industria cárnica**. In: II Jornada de la Red Española de Compostaje. Burgos, 2010. 10p.

PALATSI, J.; VIÑAS, M.; GUIVERNAU, M.; FERNANDEZ, B.; FLOTATS, X. Anaerobic digestion of slaughterhouse waste: Main process limitations and microbial community interactions. Barcelona-Spain, **Bioresource Technology**, v.102, nº3. p.2219-2227, 2011.

PAVAN, P.; BOLZONELLA, D.; BATTISTONI, E.; CECCHI, F. Anaerobic co-digestion of sludge with other organic wastes in small wastewater treatment plants: an economic considerations evaluation. **Water Science and Technology**, v.56, n.10, p.45-53, 2007.

PEREIRA-RAMIREZ, O.; QUADRO, M.S.; ANTUNES, R.M.; KOETZ, P.R. Influência da recirculação e da alcalinidade no desempenho de um reator UASB

no tratamento de efluente de suinocultura. **Revista Brasileira de Agrociência**, v.10, n.01, p.103-110, 2004.

POHLMANN, M. Tratamento de efluentes na indústria frigorífica – Parte 1. **Revista da Carne**. n.325, p.94-98, 2004.

RIBEIRO, E. A. **Tratamento de efluente de abate bovino com lagoas de estabilização e impacto do lançamento sobre o corpo receptor**. 2010. 108f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Ciências Exatas e Tecnológicas, Universidade Estadual de Goiás, Anápolis, 2010.

ROSA, A.P. **Avaliação da viabilidade técnica e ambiental do uso do conteúdo ruminal bovino como biocombustível**. 2009. 90f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

SAGULA, L.A. **Biodigestão anaeróbia de cama de frango em co-digestão com caldo de cana-de-açúcar**. 2012. 56 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2012.

SALMINEN, E.A.; RINTALA, J.A. Anaerobic digestion of poultry slaughtering wastes. **Environmental Technology**. v.20, n.1, p.21–28, 1999.

SANTOS, A.S.P. **Avaliação de desempenho de um filtro biológico percolador com diferentes meios suportes plásticos**. 2005. 91f. Dissertação (Mestrado em Ciência em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

SCHNÜRER, A.; JARVIS, Å. **Microbiological handbook for biogas plants**. Swedish Waste Management: Swedish Gas Centre Report, British Columbia p.142, 2010.

STEIL, L.; LUCAS JÚNIOR, J.; OLIVEIRA, R. A. Avaliação do uso de inoculo na digestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 22, n. 2, p.146-149, 2002.

STERLING JR., M.C.; LACEY, R.E.; ENGLER, C.R.; RICKE, S.C. Effects of ammonia nitrogen on H₂ and CH₄ production during anaerobic digestion of dairy cattle manure. **Bioresource Technology**, v.77, n.1, p.9-18, 2001.

SUNG, S.; LIU, T. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion. **Chemosphere**, v.53, n.01, p.43-52, 2003.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F.L.; STENSEL, H.D. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**, 4th Edition, New York, Meltcalf & Eddy, 1819p. 2003.

THEBALDI, M.S.; SANDRI, D.; FELISBERTO, A.B.; ROCHA, M.S.; NETO, S.A. Qualidade da água de um córrego sob influência de efluente tratado de abate bovino, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.15, n.3, p.302–309, 2011.

TORKIAN, A., EQBALI, A., HASHEMIAN, S. J. The effect of organic loading rate on the performance of UASB reactor treating slaughterhouse effluent. **Resources, Conservation and Recycling**, v.40, n.1, p.1-11, 2003.

TRITT, W.P.; SCHUCHARDT, F. Materials flow and possibilities of treating liquid and solid wastes from slaughterhouses in Germany. **Bioresource Technology**, v.41, v.03. p.235-245, 1992.

UNEP – UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME; DEPA – DANISH ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY; COWI CONSULTING ENGINEERS AND PLANNERS AS, DENMARK. **Cleaner production assessment in meat processing**. Paris: UNEP, 2000. Disponível em <<http://infohouse.p2ric.org/ref/24/23224.pdf>> Acesso em 02 de Fevereiro de 2012.

VAN HERLE, J.; MEMBREZ, Y.; BUCHELLI, O. Biogas as a fuel source for SOFC cogenerators. **Journal of Power Sources**, v.127, n.2, p.300-312, 2004.

WARD, A.J.; HOBBS, P.J.; HOLLIMAN, P.J.; JONES, D.L. Optimisation of the anaerobic digestion of agricultural resources. **Bioresource Technology**, v.99, n.17, p.7928-7940, 2008.

XAVIER, C.A.N. **Biodigestão anaeróbia de dejetos em sistema de produção de leite: obtenção de parâmetros e dimensionamento**. 2005. 102f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias/UNESP – Jaboticabal, 2005.

Capítulo 2

Artigo Científico:

Codigestão anaeróbia de resíduos de abatedouro de bovinos

Codigestão anaeróbia de resíduos de abatedouro de bovinos

Resumo – Objetivou-se avaliar a codigestão de conteúdo ruminal, cinza de caldeira e diferentes níveis de linha vermelha de abatedouro de bovinos em substituição à água de diluição, e verificar sua influência sobre a produção de biogás, redução dos sólidos e características físico-químicas do efluente. Os níveis consistiram em 0; 50; 75 e 100% de substituição de água de diluição por linha vermelha. Todos os níveis receberam 0,5 e 10,0% de cinza de caldeira e inóculo, respectivamente. Foram avaliados os afluentes e efluentes dos biodigestores quanto ao pH, nitrogênio amoniacal, alcalinidade, sólidos totais (ST), sólidos voláteis (SV) e suas reduções, demanda química de oxigênio (DQO), carbono total (C), relação carbono:nitrogênio (C:N), nitrogênio total (N), fósforo total (P), produção acumulada semanal de biogás e o potencial de produção de biogás por kg de resíduo. Os efluentes apresentaram média geral de pH de 7,22, estando dentro da faixa recomendada para a biodigestão anaeróbia. Os parâmetros nitrogênio amoniacal e alcalinidade foram influenciados pelo nível de substituição da água de diluição por linha vermelha, ocorrendo melhoria com o aumento do nível de substituição. Não foram encontradas diferenças ($P>0,05$) para as reduções de ST e de SV, DQO, carbono total, relação C:N, e nas concentrações de N e P para os efluentes. As maiores produções de biogás ocorreram da terceira à oitava semana, com variação de 0,0333 a 0,0578 m³. O nível de 100% de substituição proporcionou aumento de 11% na produção semanal de biogás, e de 11% no potencial de produção de biogás do resíduo, quando comparado no nível de 0%. Conclui-se que seja possível a codigestão destes resíduos no nível de 100% de substituição de água de diluição por linha vermelha.

Palavras-chave: biodigestor batelada, cinza de caldeira, conteúdo ruminal, linha vermelha.

Anaerobic codigestion of residues from cattle of slaughterhouse

Abstract – It was aimed to evaluate the codigestion of rumen content, boiler ash and different levels of red stream from cattle slaughter house replacing the dilution of water, and to verify its influence on the production of biogas, solid reduction and physic-chemical characteristics of effluent. The levels were 0; 50; 75 and 100% of water dilution replacing by red stream. All the levels received 0,5 and 10,0% of boiler ash and inoculums, respectively. It was evaluated the affluent and effluents of the biodigestors concerning the pH, ammoniacal nitrogen, alkalinity, total solids (TS), volatile solids (VS) and its reductions, chemical demand of oxygen (CDO), total carbon (C) carbon:nitrogen relation (CN), total nitrogen (N), total phosphorus (P) weekly accumulated production of biogas and potential of biogas production per kg of residue. The effluents present a general average of pH 7,22, being in recommended level for the anaerobic biodigestion. The ammoniacal nitrogen parameters and alkalinity were influenced by the level of water replacing per red stream, improving with increasing of the replacing level. Differences ($P>0,05$) were not found for the reductions TS and VS, and VS, (CDO), total carbon, C:N relation, and concentrations of N and P to the effluents. The biggest productions of biogas occurred from the third to the eighth week, with variation from 0,0333 and 0,0578 m³. The level of 100% of replacing provided an increasing of 11% in the weekly production of biogas, and of 11% in the potential of the biogas production from the residue, as compared in the level 0%. It is concluded that it is possible the codigestion of this residues in the level 100% of replacing of dilution water per red stream.

Key words: batch digesters, boiler ash, rumen content, red stream

INTRODUÇÃO

No período de janeiro a setembro de 2012 foram registrados abate de 22.894 milhões de bovinos, um aumento de 6,7% no abate referente ao mesmo período de 2011 (IBGE, 2012).

Este aumento de abate indica crescimento do uso de recursos hídricos pelas indústrias abatedoras, além da maior quantidade de conteúdo ruminal, sangue e cinzas de caldeira como resíduos orgânicos.

Os resíduos de origem animal possuem alto potencial de contaminação, são atrativos para vetores de doenças. Quando dispostos em meio aquático, esses resíduos consomem elevada quantidade de oxigênio dissolvido, causam queda na qualidade da água e inviabilizam a vida aquática (Galletti et al., 2010).

Além da problemática com o solo e a água, os resíduos de origem animal liberam gases de efeito estufa que atuam diretamente na camada de ozônio. A propagação de odores também inviabiliza o conforto e a convivência nas mediações da produção.

Os abatedouros podem apresentar variações na composição das águas residuárias, em virtude dos procedimentos de produção e grau de recuperação de subprodutos, além das estratégias de limpeza adotadas (Del Pozo et al., 2003).

Como uma das técnicas de destinação correta de resíduos de origem animal, a biodigestão anaeróbia apresenta grandes vantagens sobre o método aeróbio de tratamento, dentre elas a baixa produção de lodo e o possível aproveitamento do gás gerado no processo.

Tradicionalmente os biodigestores anaeróbios foram utilizados para tratamento com um só tipo de resíduo, no entanto, recentemente observou-se maior estabilidade no processo quando um ou mais resíduos foram adicionados em codigestão anaeróbia.

A estabilidade pode ser alcançada por meio da compensação de nutrientes (macro e micronutrientes) que ora possa faltar num dos resíduos (Montusiewicz et al., 2008). Pode-se ainda usufruir de melhor equilíbrio das cargas orgânicas, tempo de retenção hidráulica (TRH), diluição de substâncias potencialmente tóxicas, aumento da biodegradabilidade por meio da estimulação da atividade microbiana e aumento da produção de biogás (Murto et al., 2004; Pavan et al., 2007).

Objetivou-se avaliar a codigestão de conteúdo ruminal, cinza de caldeira e diferentes proporções de linha vermelha de abatedouro de bovinos em substituição à água de diluição, e verificar sua influência sobre a produção de biogás, redução dos sólidos e características físico-químicas do efluente.

99

MATERIAL E MÉTODOS

100 O material para a codigestão foi obtido de um abatedouro do município de Aquidauana-
 101 MS, e as análises foram conduzidas nos Laboratórios de Resíduos de Origem Animal e de
 102 Qualidade da Água da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Unidade Universitária
 103 de Aquidauana. O período do ensaio foi de maio a agosto de 2012, compreendendo
 104 temperaturas mais amenas na região (Tabela 1).

105 **Tabela 1** – Temperaturas médias semanais do ambiente durante período experimental

Período de experimentação (semanas)	Temperatura (°C)	
	Máxima	Mínima
1	21,1	17,9
2	25,0	22,1
3	25,8	22,9
4	24,3	22,3
5	23,4	21,4
6	24,6	23,1
7	21,5	19,4
8	21,2	19,0
9	21,5	19,4
10	21,8	20,2
11	22,1	19,3
12	21,1	18,3
13	18,7	16,3
14	22,0	19,0
15	22,0	18,9
16	23,1	19,4
17	25,2	19,9

106

107 Foi realizada a codigestão de conteúdo ruminal, cinza de caldeira e água residuária com
 108 sangue de abatedouro de bovinos (linha vermelha) em substituição à água de diluição do
 109 biodigestor. A cinza de caldeira foi utilizada por possui propriedades tamponantes desejáveis
 110 para a biodigestão anaeróbia, uma vez que em ensaios preliminares observou-se a necessidade
 111 de correção do pH para os demais resíduos.

112 As características físico-químicas dos resíduos de conteúdo ruminal, sangue, linha
 113 vermelha e cinza de caldeira oriundos do abatedouro comercial estão apresentadas na
 114 Tabela 2.

115 Foram avaliados os seguintes níveis de substituição: 0; 50; 75 e 100% de água de
 116 diluição por linha vermelha. O conteúdo ruminal, o sangue e a cinza de caldeira provinham do

mesmo abatedouro comercial. Os animais abatidos eram da raça nelore e foram alimentados com gramínea *Brachiaria brizantha* e suplementados com sal mineral.

Tabela 2. Características físico-químicas do conteúdo ruminal, sangue, linha vermelha e cinza de caldeira de abatedouro bovino

Parâmetros	Conteúdo ruminal*	Sangue bovino	Linha vermelha	Cinza de caldeira
C total (%)	22,27	-	-	-
N total (%)	2,12	2,53	0,02	-
DQO (g L ⁻¹)	-	181,83	1,60	-
Sólidos totais (%)	12,90	19,70	0,18	96,78
Sólidos voláteis (%)	11,59	18,87	0,16	25,52

*Oriundo de animais da raça nelore, alimentados com pasto de *Brachiaria brizantha* e sal mineral.

Os afluentes foram formulados de modo a apresentarem teor de sólidos totais (ST) de 2,5% aproximadamente (Tabela 3). A quantidade de cinza de caldeira e inóculo foram fixas para todos os níveis representando 0,5 e 10,0% do volume total do biodigestor, respectivamente. O inóculo foi obtido a partir da biodigestão anaeróbia de conteúdo ruminal em sistema batelada, com TRH de 60 dias.

Tabela 3. Componentes e características físico-química dos afluentes, conforme níveis de substituição da água de diluição por linha vermelha

Linha vermelha (%)	Conteúdo ruminal (kg)	Inóculo (L)	Cinza (kg)	Sólidos totais (%)	Sólidos voláteis (%)	pH	Carbono total (%)	Nitrogênio total (%)
0	9,00	6,00	0,30	2,34	1,96	8,65	18,75	1,80
50	9,00	6,00	0,30	2,41	2,01	8,24	18,03	1,85
75	9,00	6,00	0,30	2,48	2,05	8,32	17,97	1,93
100	9,00	6,00	0,30	2,55	2,09	8,17	16,56	1,94

O preparo da linha vermelha utilizada no experimento teve como parâmetro o valor de demanda química de oxigênio (DQO) de 1,60 g L⁻¹ encontrado na linha vermelha do abatedouro. O sangue utilizado na formulação da linha vermelha apresentou DQO igual a 181,33 g L⁻¹. Assim, diluiu-se o sangue em água na proporção de 1:113 (volume/volume) a fim de se obter valor de DQO próximo ao da linha vermelha do abatedouro.

Foram utilizados 12 biodigestores construídos com tubos de PVC com capacidade de 60,3 L cada, operados em sistema batelada com TRH de 120 dias. As câmaras digestoras eram formadas por tubos de 300 mm de diâmetro, com comprimento de 100 cm, vedados com tampa de mesmo material e diâmetro.

Os gasômetros foram confeccionados em tubos de PVC, de modo a trabalharem com selo d'água. Cada gasômetro foi constituído de dois tubos de PVC com comprimento de

50 cm e diâmetros de 250 e 300 mm, vedados em uma única extremidade com tampas de mesmo material.

Os afluentes e efluentes dos biodigestores foram analisados quanto ao pH, ao nitrogênio amoniacal, à alcalinidade, ao nitrogênio total (N total), ao fósforo total (P total), DQO, ao carbono total (C total), ST e aos sólidos voláteis (SV).

Para determinação do pH utilizou-se potenciômetro digital. As análises de alcalinidade foram realizadas por titulometria, de acordo com métodos de Jenkins et al. (1983).

Para a realização da análise de condutividade elétrica da cinza de caldeira, utilizou-se condutivímetro digital.

As análises de nitrogênio amoniacal, ST, SV e DQO foram realizados de acordo com APHA, AWWA, WPCF (1998).

A concentração de carbono total foi determinada por oxidação via úmida com dicromato de potássio e ácido sulfúrico, seguido por técnica colorimétrica (Embrapa, 1997).

Para avaliação das concentrações de N total foi utilizado o destilador micro Kjeldahl, conforme metodologia descrita por Silva & Queiroz (2002). As concentrações de P total foram determinadas pelo método colorimétrico por meio de espectrofotometria (Malavolta et al., 1991).

A quantificação da produção de biogás foi realizada por meio da leitura do deslocamento do gasômetro, multiplicando-se o valor pela área da seção transversal interna do gasômetro, ou seja, $0,0491 \text{ m}^2$. Foi realizada a correção do volume de biogás para as condições de 1 atm e 25°C , considerando-se a pressão local de 274,1 mm de coluna d'água.

Por meio dos dados de quantificação de produção de biogás foi possível determinar o potencial de produção de biogás do resíduo.

Foi realizado o teste de queima com auxílio de bico de bunsen acoplado à saída de biogás do gasômetro.

Para a análise dos dados de pH, nitrogênio amoniacal, alcalinidade, reduções de sólidos, DQO, N total, P total, carbono total e relação carbono:nitrogênio (C:N) e dos potencial de produção de biogás dos resíduos foi utilizado o delineamento inteiramente casualizado, obedecendo o modelo estatístico:

$$y_{ij} = \mu + t_i + e_{ij} \quad (1)$$

No qual y_{ij} é o valor observado para a variável resposta, μ é a constante comum a todas as observações, t_i é o efeito do i -ésimo tratamento e e_{ij} é o erro experimental.

Para a variável produção acumulada semanal de biogás foi utilizado o delineamento de medidas repetidas no tempo, em que as semanas foram consideradas nas subparcelas (17 semanas), dado por:

$$y_{ijk} = \mu + t_i + \alpha_{ij} + \beta_k + (t\beta)_{ik} + e_{ijk} \quad (2)$$

Em que y_{ijk} é o valor observado para a produção semanal de biogás, μ é a constante comum a todas as observações, t_i é o efeito do i -ésimo tratamento, α_{ij} é o erro associado à parcela principal, ou seja, a variância entre os biodigestores dentro dos tratamentos, β_k é o efeito da k -ésima semana, $(t\beta)_{ik}$ é o efeito da interação do i -ésimo tratamento com a k -ésima semana e e_{ijk} é o erro associado à subparcela, ou seja, a variância entre as produções semanais dentro dos biodigestores.

Após análise de variância de todas as variáveis, no nível de significância de 0,05 foram realizadas análises de regressão.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os afluentes apresentaram pH entre 8,17 e 8,65 (Tabela 3), acima do recomendado por Quadros et al. (2010) para a biodigestão anaeróbia. Del pozo & Diez (2005) e Budiyono et al. (2011) obtiveram pH de 7,20 para afluentes de estação de tratamento de abatedouro bovino.

A diferença nos valores de pH encontrados na literatura e neste trabalho estão relacionados à composição dos resíduos utilizados e ao uso da cinza de caldeira que pode ser utilizada como corretivo de acidez.

No entanto, após 120 dias de TRH o efluente gerado pelos biodigestores apresentaram pH de 7,22 dentro da faixa recomendada para a biodigestão anaeróbia (Tabela 4).

As concentrações de nitrogênio amoniacal dos afluentes variaram de 95 a 109 mg L⁻¹, ao passo que as quantidades de nitrogênio amoniacal nos efluentes não representaram risco para o processo de biodigestão anaeróbia, uma vez que seus valores estiveram próximo aos 200 mg L⁻¹ recomendados por Liu & Sung (2002) benéfico ao processo. No entanto, é possível que os valores tenham alterado durante o processo.

Chernicharo (1997) cita que concentrações de até 1.000 mg L⁻¹ de amônia livre não promovem toxicidade para as arqueas metanogênicas.

Neste trabalho observou-se que as concentrações de nitrogênio amoniacal aumentaram nos efluentes à medida que se elevou os níveis de substituição da água de diluição por linha vermelha. As quantidades crescentes de nitrogênio amoniacal são decorrentes do aumento das quantidades de proteínas presentes no sangue que compõem a linha vermelha e de sua degradação.

Tabela 3. Parâmetros avaliados após o processo de codigestão anaeróbia de conteúdo ruminal, cinza de caldeira e diferentes porcentagens de linha vermelha em substituição à água de diluição

Parâmetros	Níveis de substituição (%)				Média	CV	Valor P	Equação de Regressão	R ²
	0	50	75	100					
pH	7,19	7,21	7,22	7,24	7,22	1,17	>0,05	-	-
Nitrogênio amoniacal (mg L ⁻¹)	247	287	334	369	309	5,36	<0,001	y= 239,72+1,2301x	0,96
Alcalinidade parcial (AP) (mg L ⁻¹ de CaCO ₃)	2.414	2.451	2.572	2.610	2.512	6,02	< 0,01	y= 2410+0,534x+0,016x ²	0,93
Alcalinidade intermediária (AI) (mg L ⁻¹ de CaCO ₃)	1.041	1.222	1.169	1.154	1.147	10,42	>0,05	-	-
Relação (AI:AP)	0,44	0,50	0,45	0,44	0,46	14,45	0,074	-	-
Reduções de sólidos totais (%)	47,85	54,15	50,19	57,81	52,50	11,91	>0,05	-	-
Reduções de sólidos voláteis (%)	56,38	60,55	57,63	66,60	60,29	10,70	>0,05	-	-
Demanda química de oxigênio (mg L ⁻¹ de O ₂)	9.222	5.833	8.722	7.611	7.847	29,79	>0,05	-	-
Nitrogênio total (%)	2,15	2,12	2,14	2,16	2,14	5,08	>0,05	-	-
Fósforo total (%)	2,12	2,15	2,11	2,12	2,13	4,58	>0,05	-	-
Carbono orgânico total (%)	12,34	14,14	13,73	13,22	13,35	18,36	>0,05	-	-
Relação carbono:nitrogênio	5,74	6,67	6,42	6,12	6,21	16,63	>0,05	-	-
Produção semanal acumulada de biogás (m ³)	0,0265	0,0281	0,0279	0,0298	0,0281	20,14	<0,001	y= 0,0264+0,00002x	0,85
Potencial de produção dos resíduos (m ³ kg ⁻¹)	0,0484	0,0513	0,0509	0,0545	0,0513	4,89	0,026	y= 0,0483+0,00005x	0,85

Os níveis de 50, 75 e 100% de substituição de água por linha vermelha proporcionaram maiores concentrações de alcalinidade parcial (AP) em comparação no nível de 0%. Com a participação da linha vermelha no processo, pode-se ter obtido maiores concentrações de AP em razão de produção de bicarbonato de amônio (Khanal, 2008), proporcionado pelo incremento de nitrogênio amoniacal oriundo da linha vermelha.

Observou-se aumento da alcalinidade parcial dos efluentes em comparação aos afluentes que apresentaram valores entre 612 e 656 mg L⁻¹ em termos de CaCO₃. De acordo com Jenkins et al. (1991) a alcalinidade parcial deve ser maior que 1.200 mg L⁻¹ de CaCO₃. No presente trabalho, todos os efluentes apresentaram valores de alcalinidade parcial acima do recomendado (Tabela 4).

Padilla-gasca et al. (2011) encontraram valores médios de alcalinidade igual a 2.000 mg L⁻¹ em termos de CaCO₃ para resíduos de abatedouro bovino, próximo aos observados neste trabalho.

A alcalinidade intermediária (AI) dos afluentes variou de 983 a 1.027 mg L⁻¹. De acordo com Ripley et al. (1986) a AI é devida à presença de ácidos voláteis. Nos efluentes a alcalinidade intermediária média foi de 1.147 mg L⁻¹, próxima dos valores encontrados para

os afluentes. É possível que as concentrações tenham variado ao longo do processo, à medida que ácidos foram produzidos e consumidos pelos microrganismos.

A relação AI:AP para os afluentes foi de 1,60 em razão da baixa concentração de AP nos afluentes. Os valores da relação AI:AP foram inferiores ao final do processo, com média de 0,46 em razão do aumento da AP durante o processo.

Considera-se como ideal para a biodigestão anaeróbia uma relação AI:AP de 0,30. Valores superiores indicam excesso de acidez no meio, o que demonstra rápida conversão de matéria orgânica em ácidos orgânicos pelas bactérias acidogênicas (Barampouti et al., 2005). O acúmulo de ácidos pode causar inibição de arqueas metanogênicas e então, queda na produção de biogás.

Não foram encontradas diferenças para as reduções de ST, reduções de SV, DQO, nitrogênio total (N total), fósforo total (P total), carbono total (C) e relação carbono:nitrogênio (C:N) para os efluentes de biodigestores operados com conteúdo ruminal e diferentes porcentagens de linha vermelha em substituição à água de diluição (Tabela 4).

As reduções de sólidos são relacionadas com a qualidade dos afluentes e modo de operação dos biodigestores. O conteúdo ruminal utilizado no presente trabalho se caracteriza por possuir grandes quantidades de componentes fibrosos o que, de acordo com Orrico Júnior et al. (2010) confere maior lentidão ao processo na produção de biogás e, conseqüentemente, a eficiência de remoção de sólidos torna-se menor.

Remoções de sólidos superiores às encontradas nesse estudo podem ser obtidas operando-se os biodigestores com temperaturas controladas, em menor TRH. Bayr et al. (2012) obtiveram valores de redução de SV entre 83 e 89% durante a faixa mesofílica e 81% na faixa termofílica, quando trabalharam com codigestão de resíduos de abatedouros (bovinos/suínos/aves), em biodigestores semicontínuos com TRH de 50 dias.

Os afluentes apresentaram valor médio de DQO de 17.333 mg L^{-1} . De acordo com Del Pozo et al. (2003) águas residuárias de abatedouros apresentam DQO acima de 7.000 mg L^{-1} , um nível elevado para destinação direta ao tratamento anaeróbio, sendo necessário pré-tratamento ou diluição.

Nos efluentes, o valor médio de DQO foi de 7.847 mg L^{-1} . As reduções de DQO foram em média de 54,73%. Del Pozo et al. (2003) encontraram reduções crescentes de DQO de resíduo de abatedouro de bovinos/ovinos de 65 a 90% em TRH de 5 a 22 dias, superiores portanto, às encontradas neste trabalho.

As concentrações de N total e P total para os afluentes foram de 1,88 e 1,15%, respectivamente. Após os 120 de TRH o N total apresentou concentração média de 2,14% e o P total de 2,13%.

Os afluentes apresentaram relação C:N média de 9,5:1 inferior ao considerado ideal, de 30:1, o que pode influir sobre a performance do processo na redução da matéria orgânica. A relação C:N apresentada pela mistura dos resíduos utilizados não precisaria de um balanceamento em favor das quantidades de N total, provavelmente devido o conteúdo ruminal conter proteína microbiana. Os maiores níveis de substituição de água de diluição por linha vermelha favoreceu incremento das quantidades de nitrogênio amoniacal nos efluentes, o que indica que maiores concentrações de sangue na linha vermelha além do nitrogênio do conteúdo ruminal podem levar à níveis tóxicos de nitrogênio amoniacal.

Houve efeito linear da substituição da água de diluição por linha vermelha na produção de biogás acumulada semanal que aumentou conforme os níveis crescentes de substituição.

Houve ainda efeito de semana na produção de biogás, o que era esperado, uma vez que os biodigestores encontravam-se sujeitos às variações de temperatura ambiental. Durante o período experimental foram observadas oscilações de temperatura superiores a 10 °C, reflexo da estação do ano em que o experimento foi realizado.

As maiores produções de biogás ocorreram da terceira à oitava semana, com valores de 0,0333 a 0,0578 m³, inferindo que o pico de produção apresentou-se entre estas semanas, independentemente do nível de substituição de água de diluição por linha vermelha. Foi observada produção de metano suficiente para combustão na segunda semana.

O potencial de produção de biogás do resíduo apresentou resposta linear positiva ($P < 0,05$) devido o aumento do nível de substituição de água de diluição por linha vermelha.

O nível de 100% de substituição de água de diluição por linha vermelha proporcionou aumento de 11% na produção semanal de biogás quando comparado no nível de 0%. A total substituição da água de diluição por linha vermelha também apresentou incremento de 11% no potencial de produção de biogás da mistura dos resíduos e 15% a mais de redução de SV, em comparação a não utilização de linha vermelha.

Neste sentido, a utilização de linha vermelha na diluição de conteúdo ruminal pode ser recomendada, uma vez que favorece maiores produções de biogás mesmo tendo desfavorecido a relação C:N dos substratos.

CONCLUSÕES

A substituição total de água de diluição por linha vermelha na codigestão anaeróbia de conteúdo ruminal, linha vermelha e cinza de caldeira contribuiu para o aumento da produção de biogás e favoreceu outros parâmetros do processo, como a alcalinidade parcial, nitrogênio amoniacal e os potenciais de produção de biogás dos resíduos.

Os níveis de substituição de água de diluição por linha vermelha não interferiram nas reduções de sólidos e nem nos teores de nitrogênio e fósforo dos efluentes dos biodigestores.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 320
- 321 APHA. AWWA. WPCF. Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater.
- 322 20th ed. Washington: 1998. 1569p.
- 323 Bayr, S.; Rantanen, M.; Kaparaju, P.; Rintala, J. Mesophilic and thermophilic anaerobic co-
- 324 digestion of rendering plant and slaughterhouse wastes. *Bioresource Technology*, v.104, p.28-
- 325 36. 2012.
- 326 Budiyo, I. N.; Widiyasa, S.; Sunarso, J. Study on Slaughterhouse Wastes Potency and
- 327 Characteristic for Biogas Production. *International Journal of Waste Resources*, v.1, n.2, p.4-
- 328 7, 2011.
- 329 Chernicharo, C. A. L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores
- 330 anaeróbios. Belo Horizonte: Segrac. v.5, 1997. 245p.
- 331 Del Pozo, R.; Tas, D.O.; Dulkadiroğlu, H.; Orhon, D.; Diez, V. Biodegradability of
- 332 slaughterhouse wastewater with high blood content under anaerobic and aerobic conditions.
- 333 *Journal of Chemical Technology and Biotechnology*, v.78, n.4, p.384-391, 2003.
- 334 Del Pozo, R.; Diez, V. Integrated anaerobic-aerobic fixed-film reactor for slaughterhouse
- 335 wastewater treatment. *Water Research*, v.39, n.6, p.1114-1122, 2005.
- 336 EMBRAPA – Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Manual de métodos de análise do solo.
- 337 2^a ed. Rio de Janeiro: 1997. 212p.
- 338 Galletti, J. P.; Floresta, A. C. F.; Santos, H. D.; Minharro, S. Qualidade de água de
- 339 abastecimento na indústria de produtos de origem animal: Revisão bibliográfica. *Enciclopédia*
- 340 *Biosfera*, v. 6, p.1-10, 2010.
- 341 IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Indicadores IBGE: Estatística da
- 342 Produção Pecuária. Brasil, 2012. <<http://www.sidra.ibge.gov.br>>. 01 Dez. 2012.
- 343 Jenkins, S. R.; Morgan, J. M.; Sawyer, C. L. Measuring anaerobic sludge digestion and
- 344 growth by a simple alkalimetric titration. *Journal Water Pollution Control Federation*, v.55,
- 345 n.5, p.448-453, 1983.
- 346 Khanal, S.K. *Anaerobic Biotechnology for Bioenergy Production: Principles and*
- 347 *Applications*. Wiley-Blackwell, Iowa: 2008. p. 29-41.
- 348 Liu, T.; Sung, S. Ammonia inhibition on thermophilic aceticlastic methanogens. *Water*
- 349 *Science and Technology*, v.45, n.10, p.113–120, 2002.
- 350 Malavolta, E.; Boareto, A. E.; Paulino, V. T. Micronutrientes: uma visão geral. In: Ferreira,
- 351 M. E.; Cruz, M. C. P. *Micronutrientes na agricultura*. Piracicaba: Potafos/CNPq, 1991. p.1-33.

- 352 Montusiewicz, A.; Lebiocka, M.; Pawlowska, M. Characterization of the biomethanization
353 process in selected waste mixtures. *Archives of Environmental Protection*, v.34, n.3, p.49-61,
354 2008.
- 355 Murto, M.; Björnsson, L.; Mattiasson, B. Impact of food industrial waste on anaerobic
356 co-digestion of sewage sludge and pig manure. *Journal of Environmental Management*. v.70,
357 n.2, p.101-107, 2004.
- 358 Orrico Júnior, M. A. P.; Orrico, A. C. A.; Lucas Júnior, J. Influência da relação volumoso:
359 concentrado e do tempo de retenção hidráulica sob a biodigestão anaeróbia de dejetos de
360 bovinos. *Engenharia Agrícola*, v. 30, n.3, p. 386-394, 2010.
- 361 Padilla-Gasca, E.; López-López, A.; Gallardo-Valdez, J. Evaluation of stability factors in the
362 anaerobic treatment of slaughterhouse wastewater. *Journal Bioremediation & Biodegradation*,
363 v.2, n.1, p.1-5, 2011.
- 364 Pavan, P.; Bolzonella, D.; Battistoni, E.; Cecchi, F. Anaerobic co-digestion of sludge with
365 other organic wastes in small wastewater treatment plants: an economic considerations
366 evaluation. *Water Science and Technology*, v.56, n.10, p.45-53, 2007.
- 367 Quadros, D. G.; Oliver, A. P. M.; Regis, U.; Valladares, R.; Souza, P. H. F.; Ferreira, E.J.
368 Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos e ovinos em reator contínuo de PVC flexível.
369 *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, v.14, n.3, p.326-
370 332, 2010.
- 371 Ripley, L. E.; Boyle, W. C.; Converse, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic
372 digestion of high-strength wastes. *Journal Water Pollution Control Federation*, v.58, n.5,
373 p.406-411, 1986.
- 374 Silva, D.J., Queiroz, A. C. *Análise de Alimentos: métodos químicos e biológicos*. 3ª ed.
375 Viçosa: UFV, 2002. 235p.
- 376

Capítulo 3

Considerações Finais

Considerações Finais

Foi possível a obtenção de biogás da ordem de $0,05 \text{ m}^3 \text{ kg}^{-1}$ de resíduos de abatedouro de bovinos (conteúdo ruminal, linha vermelha e cinza de caldeira). Pode-se considerar que cada animal abatido pode produzir cerca de $1,30 \text{ m}^3$ de biogás que pode ser utilizado para a geração de 1,63 kW, dependendo do motor gerador.

Num abatedouro onde são abatidos 200 animais diariamente, seria possível a obtenção de cerca de 325 kW dia^{-1} e então, parte do consumo de energia elétrica poderia ser atendido por um biodigestor tubular de aproximadamente 470 m^3 , operado com tempo de retenção hidráulica (TRH) de 45 dias (já que os maiores picos de produção ocorreram entre a terceira e oitava semana).

Além da economia com a compra de energia elétrica, o abatedouro poderia vender biofertilizante contendo aproximadamente 0,3 kg de nitrogênio e 0,3 kg de fósforo por tonelada, interessante como condicionador do solo.

Outros benefícios incluem a melhoria do aspecto visual dos pátios em que o conteúdo ruminal é acumulado, a redução de criadouros de moscas, baratas e roedores e a redução da poluição do ar, do solo e dos mananciais de água no entorno do abatedouros.

No entanto, para melhoria do processo de digestão anaeróbia de resíduos de abatedouros de bovinos, são necessárias pesquisas quanto ao melhor teor de sólidos totais de entrada; melhor TRH (para maior redução de patógenos e de sólidos); faixa de temperatura mais adequada para o processo; uso de pré-tratamento do conteúdo ruminal para hidrólise das fibras e, consequentemente, melhora do potencial de produção de biogás; e a codigestão com outros resíduos para melhorar a relação carbono:nitrogênio.

Embora não tenham sido realizadas análises do teor de metano no biogás no presente trabalho, devido à falta de equipamentos, essas análises fazem-se necessárias para melhor acompanhamento do processo.

Apêndice

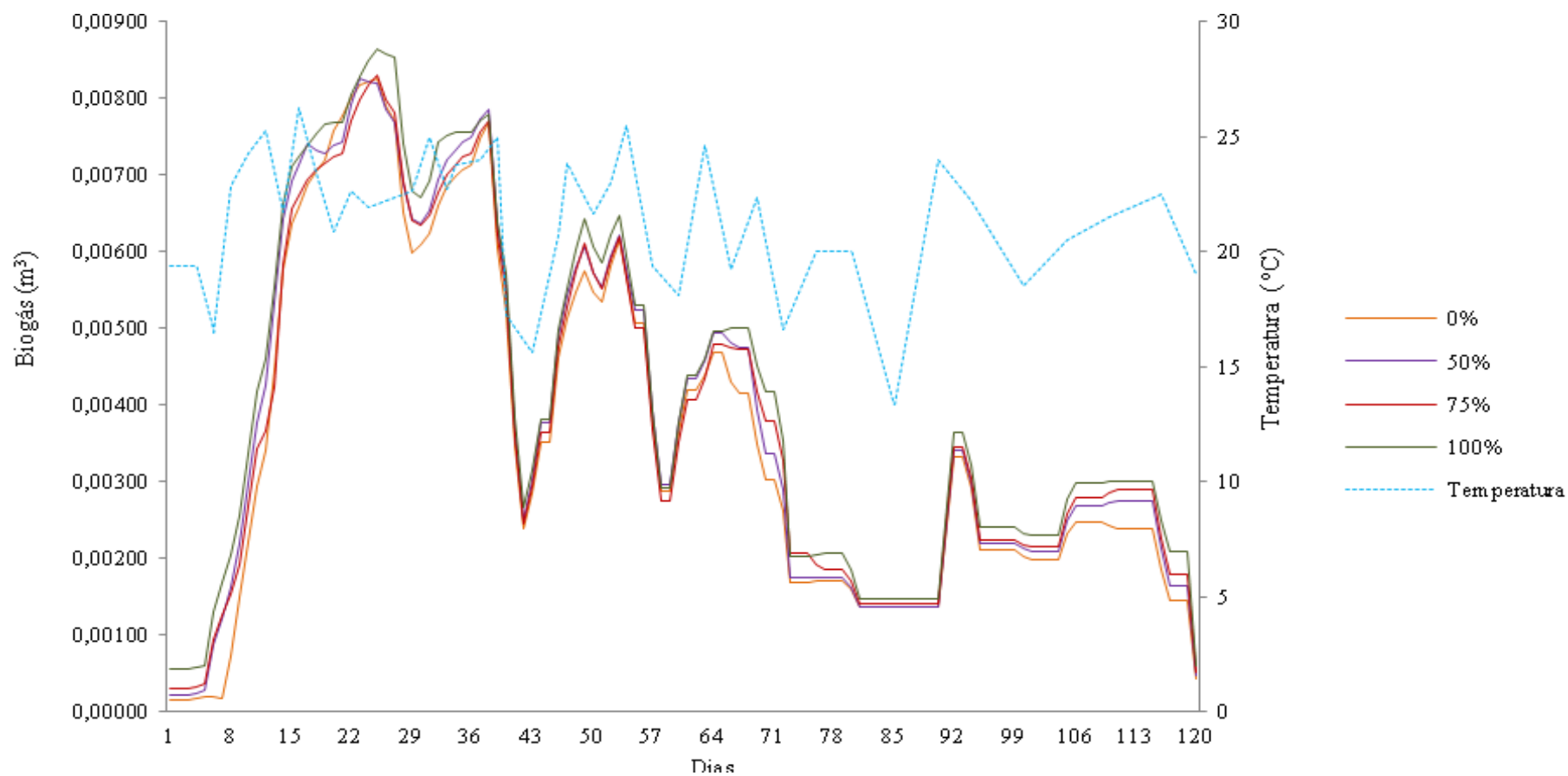


Gráfico 1 - Produção diária de biogás por substratos compostos por conteúdo ruminal, cinza de caldeira e diferentes porcentagens de linha vermelha em substituição à água de diluição e médias de temperatura ambiente.



Biodigestores em PVC.



Bloco digestor em capela.



Destilador de nitrogênio



Espectrofotômetro para DQO e fósforo



Bloco digestor para DQO



Condutivímetro e Peagâmetro digitais

Fonte: Laboratório de Resíduos de Origem Animal e Laboratório de Qualidade de Água, UEMS, Aquidauana-MS.