

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO *Stricto sensu*
MESTRADO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE ALIMENTOS

SÍLVIA REGINA MACHADO PUKASIEWICZ

TRATAMENTO DO EFLUENTE DO PROCESSAMENTO DE SUBPRODUTOS DA
INDÚSTRIA DE PRODUTOS CÁRNEOS EM FILTRO ANAERÓBIO

PONTA GROSSA

2010

SÍLVIA REGINA MACHADO PUKASIEWICZ

**TRATAMENTO DO EFLUENTE DO PROCESSAMENTO DE SUBPRODUTOS DA
INDÚSTRIA DE PRODUTOS CÁRNEOS EM FILTRO ANAERÓBIO**

Dissertação apresentada como um dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciência e Tecnologia de Alimentos do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos da Universidade Estadual de Ponta Grossa-PR

Orientadora: Profa. Dra. Ana Cláudia Barana

PONTA GROSSA

2010

Ficha catalográfica elaborada pelo Setor de Tratamento da Informação BICEN/UEPG

P979t Pukasiewicz, Sílvia Regina Machado
Tratamento do efluente do processamento de subprodutos da indústria de produtos cárneos em filtro anaeróbio / Sílvia Regina Machado Pukasiewicz. Ponta Grossa, 2010.
69 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos)- Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Profa. Dra. Ana Cláudia Barana.

1. Digestão anaeróbia. 2. Biogás. I. Barana, Ana Cláudia. II. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos . III. T.

CDD: 628.35

TERMO DE APROVAÇÃO

SÍLVIA REGINA MACHADO PUKASIEWICZ

TRATAMENTO DO EFLUENTE DO PROCESSAMENTO DE SUBPRODUTOS DA INDÚSTRIA DE PRODUTOS CÁRNEOS EM FILTRO ANAERÓBIO

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre no Curso de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, da Universidade Estadual de Ponta Grossa, pela seguinte banca examinadora:

Orientadora


Profa. Dra. Ana Claudia Barana (UEPG)


Profa. Dra. Simone Damasceno Gomes (UNIOESTE)


Profa. Dra. Maria Magdalena Ferreira Ribas (UEPG)

Ponta Grossa, 18 de Junho de 2010

DEDICATÓRIA

Ao meu marido Anderson pelo infinito amor e apoio nas etapas importantes da minha vida, às minhas filhas Cibeles e Milena por toda felicidade que me proporcionam, aos meus pais pelo incentivo de sempre e aos meus irmãos Carlos, Márcio e Cláudia, por compartilharem bons momentos.

AGRADECIMENTOS

A Deus pelas bênçãos concedidas.

À minha orientadora, Ana Cláudia Barana, pela oportunidade, por toda a ajuda durante a elaboração deste trabalho e por acreditar em mim.

À Caroline Pereira e Laura Emília Carlos, alunas de iniciação científica, pela amizade e dedicação na elaboração deste trabalho. A colaboração de vocês foi muito importante para a realização deste projeto.

À FOCAM pela concessão do substrato.

À Denise, pela paciência, amizade, colaboração e compartilhamento dos seus conhecimentos.

À Rosilene, pela amizade e ajuda na parte estatística.

À Rita, Vitor, Ana e Elias, sempre muito prestativos.

A todos os professores do programa de mestrado em Ciência e Tecnologia de alimentos, por estarem sempre dispostos a colaborar.

Às amigas de mestrado: Andrea, Simone, Lilian, Lirian, Andrea, Rafael, Elisângela e Francieli, por compartilharmos bons momentos juntos.

À Fundação Araucária pela concessão da bolsa de mestrado.

E a todos que de alguma forma me ajudaram a vencer mais esta etapa.

RESUMO

O processo de digestão anaeróbia apresenta-se como uma alternativa para tratamento de efluentes de várias atividades industriais. Nesse processo há conversão da matéria orgânica a compostos mais estáveis como o gás metano, que pode ser utilizado em substituição aos combustíveis fósseis. Neste trabalho foi avaliado o tratamento anaeróbio dos efluentes gerados por uma empresa processadora de palatilizantes para ração animal, que utiliza como matéria prima os subprodutos gerados no abate e processamento de suínos, frangos e perus. Foi utilizado um filtro biológico anaeróbio de fluxo ascendente, construído de policloreto de vinila com volume útil de 980 mL e material suporte para a biomassa constituído por anéis de polipropileno, com o objetivo de remover a matéria orgânica e produzir biogás. O substrato possuía valores médios com as seguintes características: DQO de 899,79 mg L⁻¹, pH de 8,12, nitrogênio total de 377,31 mg L⁻¹, nitrogênio amoniacal de 206,09 mg L⁻¹, teor de óleos e graxas de 2,90 mg L⁻¹, alcalinidade de 768,67 mg CaCO₃ L⁻¹, acidez volátil de 521,26 mg CH₃COOH L⁻¹ e teor de fósforo de 15,11 mg L⁻¹. O filtro foi operado por 196 dias, à temperatura ambiente, com cargas orgânicas de 0,077; 0,102; 0,154; 0,356; 0,536; 0,854; 1,083 kg DQO m⁻³ d⁻¹, e TRH de 240, 168, 120, 72, 48, 24 e 21 horas. O efluente tratado apresentou valores de DQO entre 14,43 e 849,43 mg L⁻¹, pH entre 6,32 e 8,34, nitrogênio total entre 95,23 e 742,14 mg L⁻¹, nitrogênio amoniacal igual entre 127,78 e 230,29 mg L⁻¹, alcalinidade entre 268,83 e 2401,5 mg CaCO₃ L⁻¹ e acidez volátil entre 27,66 e 415,30 mg CH₃COOH L⁻¹ e teor de fósforo entre 0 e 29,26 mg L⁻¹. Os melhores resultados de remoção de DQO foram obtidos com TDH de 24 horas, com média de 83% de remoção e, conseqüentemente, maior geração de biogás, 48,39 kg de metano por dia. Conclui-se que, dentro das condições empregadas, o processo de digestão anaeróbia foi eficiente na remoção de DQO. Se a empresa utilizar o metano produzido na geração de energia, poderá entrar no mercado de créditos de carbono e obter uma renda extra.

Palavras-chave: digestão anaeróbia, biogás, filtro anaeróbio de fluxo ascendente.

ABSTRACT

The process of anaerobic digestion is presented as an alternative for treatment of effluents from various industrial activities. In this case there is the conversion of organic matter to more stable compounds such as methane, which can be used to replace fossil fuels. This study evaluated the treatment of effluent generated by a processing company for animal feed flavors, which uses as raw material waste generated in the slaughter and processing of pigs, chickens and turkeys. It was used a biological upflow anaerobic filter, constructed of polyvinyl chloride with a volume of 980 mL and support material for biomass consisting of rings of polypropylene, with the goal of removing organic matter and produce biogas. The influent had average values with the following characteristics: 899.79 mg L⁻¹ of COD, pH of 8.12, 377.31 mg L⁻¹ of total nitrogen, 206.09 mg L⁻¹ of ammoniacal nitrogen, 2.90 mg L⁻¹ of oils and greases, 768.67 mg CaCO₃ L⁻¹ of alkalinity, 521.26 mg L⁻¹ CH₃COOH of volatile acidity and 15.11 mg L⁻¹ content of phosphorous. The system was operated continuously at room temperature, organic loading of 0.077, 0.102, 0.154, 0.356, 0.536, 0.854, 1.083 kg DQO m⁻³ d⁻¹, and HRT 240, 168, 120, 72, 48, 24 and 21 hours. The effluent had COD values between 14.43 and 849.43 mg L⁻¹, pH between 6.32 and 8.34, total nitrogen between 95.23 and 742.14 mg L⁻¹, ammoniacal nitrogen between 127.78 and 230.29 mg L⁻¹, alkalinity between 268.83 and 2401.5 mg CaCO₃ L⁻¹ and volatile acidity between 27.66 and 415.30 mg L⁻¹ CH₃COOH and phosphorus content between 0 and 29, 26 mg L⁻¹. The best results of COD removal were obtained with HRT of 24 hours, averaging 83% removal and, consequently, larger generation of biogas, 48.39 kg of methane per day. Concludes that, within the conditions employed, the anaerobic digestion process was efficient in removing COD. If the company uses the methane produced in power generation, can enter in the market of carbon credits and get an extra income.

Key words: anaerobic digestion, biogas, upflow anaerobic filter.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema geral do processo de digestão anaeróbia.	22
Figura 2a: Foto do reator - Ponto 1: alimentação do reator; Ponto 2: coleta do efluente tratado; Ponto 3: saída do biogás. Figura 2b: Esquema geral do reator.	27
Figura 3 – Valores de pH e temperatura do efluente nos diferentes TDH estudados.	34
Figura 4 – Alcalinidade e acidez volátil do efluente nos diferentes TDH estudados..	36
Figura 5 - Relação AV/ALC e pH do efluente nos diferentes TDH estudados.....	38
Figura 6 – Concentração de DQO do substrato e do efluente nos diferentes TDH estudados.....	40
Figura 7 – Remoção de DQO e temperatura do efluente nos diferentes TDH estudados.....	41
Figura 8 – Remoção de DQO e pH do efluente nos diferentes TDH estudados.	42
Figura 9 – Gráfico dos escores (a) e pesos (b) da análise por PCA dos resultados das análises do substrato.....	49
Figura 10 – Gráfico dos escores (a) e pesos (b) da análise por PCA dos resultados das análises do efluente.....	53
Figura 11 – Gráfico dos escores (a) e pesos (b) da análise por PCA dos resultados referente às concentrações das análises do efluente.	56
Figura 12 – Gráfico dos escores (a) e pesos (b) da análise por PCA dos resultados referente às remoções das análises do efluente.	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Configuração do experimento.	28
Tabela 2 - Caracterização dos lotes de substrato utilizados neste experimento.....	32
Tabela 3 - Composição do substrato utilizado no experimento, média, desvio padrão, valores máximos e mínimos.....	33
Tabela 4 – Valores de pH do efluente em função dos TDH, média, desvio padrão, valores máximos e mínimos.....	34
Tabela 5 - Valores de alcalinidade do efluente em função dos TDH, média, desvio padrão, valores máximos e mínimos.....	35
Tabela 6 - Valores de acidez volátil do efluente em função dos TDH, média, desvio padrão, valores máximos e mínimos.....	36
Tabela 7 - Valores da relação AV/ALC do efluente em função dos TDH, média, desvio padrão, valores máximos e mínimos.....	38
Tabela 8 – Valores da concentração de DQO do efluente em função dos TDH, média, desvio padrão, valores máximos e mínimos.....	39
Tabela 9 – Valores da remoção de DQO do efluente em função dos TDH, média, desvio padrão, valores máximos e mínimos.....	40
Tabela 10 – Valores da concentração de sólidos totais e voláteis do efluente em função dos TDH, média, desvio padrão, valores máximos e mínimos.....	44
Tabela 12 – Valores da concentração de nitrogênio total de Kjeldahl do efluente em função dos TDH, média, desvio padrão, valores máximos e mínimos.....	45
Tabela 13 – Valores da remoção de nitrogênio total de de Kjeldahl do efluente em função dos TDH, média, desvio padrão, valores máximos e mínimos.....	45
Tabela 14 – Valores da concentração de fósforo do efluente em função dos TDH, média, desvio padrão, valores máximos e mínimos.....	46
Tabela 15 – Valores da remoção de fósforo do efluente em função dos TDH, média, desvio padrão, valores máximos e mínimos.....	47

LISTA DE ABREVIATURAS

AGV - Ácidos Graxos Voláteis

AV/ALC - Relação acidez volátil/ alcalinidade

DQO - Demanda Química de Oxigênio ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)

DBO - Demanda Bioquímica de Oxigênio ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)

TDH - Tempo de Detenção Hidráulica

CQNUMC - Convenção Quatro das Nações Unidas sobre Mudança Climática

UNFCCC - United Nations Framework Convention on Climate Change

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	12
2	OBJETIVOS	14
2.1.	Objetivo geral.....	14
2.2.	Objetivos específicos.....	14
3	REVISÃO DA LITERATURA.....	15
3.1.	Efluente do processamento de subprodutos da indústria de produtos cárneos	15
3.2.	Biodigestão anaeróbia	16
3.3.	Bioquímica da digestão anaeróbia	20
3.4.	Biogás	22
3.5.	Filtro biológico anaeróbio de fluxo ascendente	24
4	MATERIAIS	26
4.1.	Substrato	26
4.2.	Filtro biológico anaeróbio de fluxo ascendente	27
4.3.	Desenvolvimento do experimento	28
5	MÉTODOS ANALÍTICOS	29
5.1.	Determinação de pH.....	29
5.2.	Determinação da Alcalinidade e acidez volátil	29
5.3.	Determinação de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV)	29
5.4.	Determinação de Demanda Química de Oxigênio (DQO)	29
5.5.	Determinação de Nitrogênio Total Kjeldahl.....	29
5.6.	Determinação de Nitrogênio amoniacal	29
5.7.	Determinação de fósforo	29
5.8.	Determinação de óleos e graxas.....	30
5.9.	Determinação teórica de biogás.....	30
6	RESULTADOS E DISCUSSÃO	32
6.1.	Caracterização do substrato.....	32
6.2.	Análises do efluente	33
6.3.	Análise multivariada.....	47
6.4.	Produção teórica de biogás.....	60

7	CONCLUSÕES.....	62
8	SUGESTÕES PARA FUTUROS TRABALHOS	63
9	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	64

1 INTRODUÇÃO

A indústria da carne tem significativa importância na economia brasileira e neste ramo industrial há geração de resíduos, sólidos e líquidos, que devem ser tratados adequadamente.

Os subprodutos gerados em indústria de produtos cárneos, como por exemplo, penas, vísceras e descartes de carcaça animal, que até pouco tempo eram considerados produtos da graxaria, vêm sendo valorizados pela sua utilização como matéria-prima em diversos produtos de maior valor agregado, como por exemplo, palatabilizantes para ração animal. Durante seu processamento há geração de efluentes, que precisam ser devidamente tratados antes de serem lançados em corpos d'água.

A biodigestão anaeróbia é uma alternativa eficiente para o tratamento de efluente do processamento de subproduto da indústria de produtos cárneos, por alcançar boas taxas de remoção de matéria orgânica e concomitante produção de metano. O biogás pode ser utilizado como combustível na própria empresa, revertendo-se em créditos de carbono.

O processo de digestão anaeróbia pode ser conduzido em diferentes biodigestores, como filtros biológicos, reatores de manta de lodo, reator seqüencial em batelada, entre outros. A vantagem dos filtros biológicos sobre modelos de reatores com biomassa não aderida, é que o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) pode ser bem menor que o Tempo de Detenção Celular (TDC), sem que ocorra a lavagem dos microrganismos do sistema.

Filtros biológicos anaeróbios de fluxo ascendente já foram bastante estudados para uma série de efluentes, porém, em literatura, não se encontram dados sobre tratamento de efluente do processamento de subproduto da indústria de produtos cárneos.

Face ao exposto, neste trabalho foi avaliado o tratamento do efluente gerado por uma empresa produtora de palatabilizantes para ração animal, que utiliza como matéria prima os subprodutos gerados no abate e processamento de suínos, frangos e perus. Sendo os subprodutos constituídos por penas, vísceras e descartes de carcaça animal.

O tratamento foi realizado em um filtro biológico anaeróbio de fluxo ascendente operado à temperatura ambiente, e o objetivo principal foi a remoção de matéria orgânica e produção de biogás.

2 OBJETIVOS

2.1. Objetivo geral

Este trabalho tem por objetivo geral avaliar o tratamento biológico anaeróbio do efluente gerado por uma empresa produtora de palatabilizantes para ração animal, que utiliza como matéria prima os subprodutos gerados no abate e processamento de suínos, frangos e perus, visando à remoção de matéria orgânica e produção de biogás.

2.2. Objetivos específicos

Este trabalho tem como objetivos específicos:

- Caracterizar o substrato físico-quimicamente;
- Caracterizar o efluente tratado físico-quimicamente;
- Avaliar a eficiência do filtro anaeróbio com relação à remoção de DQO com crescentes cargas orgânicas.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1. Efluente do processamento de subprodutos da indústria de produtos cárneos

A agroindústria de carne tem o potencial de gerar grandes quantidades de resíduos líquidos com alto teor de matéria orgânica devido à presença de sangue, restos de vísceras, urina, restos de carne, proteína solubilizada e gordura (MASSE; MASSE, 2000a; AL-MUTAIRI et al., 2004; CUETOS et al, 2008).

Os abatedouros produzem grandes quantidades de efluente contendo altas concentrações de matéria orgânica, sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo (MERZOUKI et al., 2005). Os sólidos em suspensão incluem pêlos, esterco e ração MASSE; MASSE, 2000a). Esses efluentes quando lançados diretamente em rios, podem levar a um desequilíbrio da vida aquática pela desoxigenação da água, além de possível contaminação de águas subterrâneas.

O aproveitamento de subprodutos e a destinação de seus resíduos tem sido um problema para as empresas de pequeno e médio porte, o que gera um desequilíbrio na concorrência com os grandes empreendimentos. A utilização de subprodutos, além de minimizar os custos de produção devido a uma melhor utilização de recursos, resulta na redução do impacto ambiental causado pela empresa (LIU; OCKERMAN, 2001).

A indústria de carnes vem usando de forma eficiente os seus subprodutos, transformando-os em produtos comestíveis ou não. Com o aumento da preocupação sobre saúde e meio ambiente, várias pesquisas têm sido realizadas de forma a permitir um processamento mais eficiente e a melhor utilização destes subprodutos (LIU; OCKERMAN, 2001).

Neste trabalho foi avaliado o tratamento do efluente gerado por uma empresa produtora de palatabilizantes para ração animal, que utiliza como matéria prima os subprodutos gerados no abate e processamento de suínos, frangos e perus. Sendo os subprodutos constituídos por penas, vísceras e descartes de carcaça animal. Durante o processamento do palatabilizante de ração animal há a geração de efluentes que podem ser tratados por biodigestão anaeróbia.

A biodigestão anaeróbia apresenta-se como uma alternativa no tratamento de efluente do processamento de subproduto da indústria de produtos cárneos, que contém altas concentrações de matéria orgânica biodegradável, porém com

concentrações adequadas de nutrientes para o crescimento bacteriano (MASSE; MASSE, 2005; SAYED et al., 1988; SATYANARAYAN et al., 2005; WARD et al., 2008).

3.2. Biodigestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo natural que ocorre na ausência de oxigênio onde é feita uma transformação dos compostos orgânicos complexos em outras substâncias simples, das quais resulta como produto uma mistura de gases, constituída principalmente por metano (CH_4) e dióxido de carbono (CO_2), e biofertilizantes (NOGUEIRA, 1992; LIU et al., 2008).

Nos sistemas de tratamento anaeróbio a maior parte do material orgânico presente no substrato é convertida em biogás (cerca de 50 a 90%), que é removido do reator e uma pequena parte desse material é convertida em biomassa microbiana (cerca de 5 a 15%), vindo a constituir o lodo do sistema (ARRUDA, 2004).

A digestão anaeróbia pode ser considerada como uma das tecnologias mais antigas para a estabilização de resíduos e águas residuárias. Envolve a decomposição da matéria orgânica e inorgânica na ausência de oxigênio (METCALF; EDDY, 1991). Na década de 70 a necessidade de sistemas de tratamento de águas residuárias viáveis para a indústria alimentícia e a crise energética, aumentou a procura por energias alternativas e estimulou as maiores realizações da pesquisa na área de digestão anaeróbia (VAN LIER et al., 2001; HOBSON; WHEATLEY, 1993).

Muitas pesquisas foram realizadas na área de processos anaeróbios e constatou-se que estes processos, se bem projetados e operados, apresentam bons resultados (ABREU; ZAIAT, 2008).

Vários tipos de resíduos, tanto urbanos quanto industriais, podem ser degradados pela via anaeróbia com uma das seguintes finalidades: remoção da carga orgânica poluente e dos microrganismos patogênicos, produção de biogás e de biofertilizantes mais estáveis, mais ricos em nutrientes assimiláveis e com melhores qualidades sanitárias em relação ao material original (MITTAL, 2006; MERZOUKI et al., 2005; PARAWIRA, et al., 2006).

Dentre os itens citados acima se destaca a produção de biogás, cujo principal componente é o gás metano, pois este, quando comparado a outros

combustíveis fósseis, produz poucos poluentes atmosféricos e gera menos dióxido de carbono por unidade de energia. Assim o gás metano é comparativamente um combustível limpo (MITTAL, 2006; CHYNOWETH et al, 2001).

Devido ao aumento de regulamentações referentes ao tratamento e disposição de resíduos, como resultado dos efeitos do aquecimento global resultante da liberação de gases que intensificam o efeito estufa, digestão anaeróbia de resíduos orgânicos é uma importante opção para reduzir a poluição da água, solo e gases que propiciam o efeito estufa (BUENDÍA et al., 2009).

Comparado com sistemas aeróbios convencionais, sistemas anaeróbios apresentam custos capitais e operacionais mais baixos, requerem menos energia e suportam altas cargas orgânicas. Assim a biodigestão anaeróbia constitui uma significativa tecnologia para o tratamento de águas residuárias (CHAN et al., 2009).

O Brasil tornou-se um dos países líderes no mundo no uso de processos anaeróbios para o tratamento de esgoto sanitário. Entretanto, os sistemas anaeróbios em muitos casos, são incapazes de obter efluentes que atendam às normas ambientais impostas pela legislação brasileira. Assim, o pós-tratamento desse efluente muitas vezes é necessário (CHERNICHARO et al., 2002). Além disso, há outras dificuldades nos processos anaeróbios, os processos de partida podem ser demorados, manutenção da alcalinidade alta, baixa remoção de fósforo e nitrogênio e sensibilidade a variações de temperatura (METCALF; EDDY, 2003; SEGHEZZO, 1998; STRONACH et al., 1987).

Brodskhe (2008) tratando efluente doméstico municipal com a utilização de filtro biológico anaeróbio, com TDH de 12 horas obteve eficiência de remoção da DBO e DQO de 90 e 95%, respectivamente.

Del Pozo, et al. (2000) ao tratarem efluente de abatedouro de aves em reator anaeróbio de filme fixo, obtiveram índices de redução de DQO de 85 a 95% com carga orgânica de $8 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, enquanto que com carga orgânica de $35 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, obteve redução de DQO entre 55 e 75%.

Masse e Masse (2000b), trataram efluente de abatedouro em reator anaeróbio seqüencial em batelada, com carga orgânica de 2,07 a $4,93 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ e TDH de 2 dias, obtiveram remoção de DQO de 90 a 96%.

3.2.1 Fatores que interferem a digestão anaeróbia

A degradação anaeróbia é influenciada por vários fatores ambientais que podem interferir no êxito do processo. Os principais são: temperatura, pH, nutrientes e elementos de natureza tóxica (LEITE et al., 2004; CUNHA, 2007).

Em função da dificuldade de se conhecer a composição exata das células microbianas, determinam-se seus requisitos nutricionais com base na composição empírica de uma célula bacteriana: $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$, onde a participação de nitrogênio e fósforo na composição da biomassa, em peso, é de 12 a 13% e de 2 a 3%, respectivamente (MALINA JR; POHLAND, 2003). A constituição típica percentual das células bacterianas em relação à presença de água é de 80% e de material seco é de 20%. Do material seco, 90% são de material orgânico e 10% de material inorgânico (METCALF; EDDY, 1991).

Os microrganismos podem necessitar, em sua nutrição, da suplementação de nutrientes específicos, denominados de micronutrientes, que representam cerca de 4% do peso seco das células. Assim, além dos macronutrientes fundamentais (carbono, hidrogênio, nitrogênio, fósforo e enxofre), ferro, cobalto, níquel, magnésio, cálcio, sódio, bário, molibdênio, tungstênio, molibdato e selênio podem ser requeridos. Selênio, tungstênio e cobalto, por exemplo, atuam como co-fatores para várias enzimas das bactérias metanogênicas e acetogênicas (MALINA JR; POHLAND, 2003).

Nitrogênio e fósforo, nutrientes essenciais para a digestão anaeróbia, podem ser avaliados se a biomassa é conhecida. Estima-se como requerida, uma relação DQO:N:P variando de 400:7:1 a 1000:7:1 (MALINA JR; POHLAND, 2003).

O processo de digestão anaeróbia é dependente do tipo e composição do efluente a ser digerido (MURTO et al., 2004). Efluentes de abatedouro são geralmente considerados como um substrato de difícil degradação pela digestão anaeróbia, principalmente devido ao seu alto conteúdo de proteínas e lipídeos (TRITT; SCHUCHARDT, 1992; BANKS; WANG, 1999). Vários autores já constataram que reatores anaeróbios de fase única podem ser usados para o tratamento de efluentes de abatedouro devido à dinâmica de tamponamento deste resíduo, que resulta da formação de bicarbonatos e da mineralização de nitrogênio (TRITT; SCHUCHARDT, 1992; CHÁVEZ et al., 2005). Porém, a degradação de proteínas produz amônia, que em altas concentrações, pode inibir os

microrganismos anaeróbios (BANKS; WANG, 1999; CHEN et al., 2008; NIELSEN; ANGELIDAKI, 2008). A amônia em suas duas formas, livre (NH_3) e ionizada (NH_4), quando estão em altas concentrações podem se tornar inibidores do processo de digestão anaeróbia. Porém as concentrações de amônia livre podem resultar em um efeito benéfico ou adverso (CHERNICHARO, 1997).

Concentrações de amônia abaixo de 200 mg L^{-1} são benéficas ao processo de digestão anaeróbia, sendo que o nitrogênio é um nutriente essencial ao desenvolvimento dos microorganismos responsáveis por este processo (LIU; SUNG, 2003).

Alta concentração de lipídeos também pode ser considerada um fator de inibição no processo de digestão anaeróbia devido à tendência ao acúmulo de ácidos graxos de cadeia longa (HANSEN et al., 1998; SALMINEN; RINTALA, 2002).

Em um estudo feito por Hejnfelt e Angelidaki (2009) foi avaliada a produção de metano em efluente de abatedouro tratado por biodigestão anaeróbia. A alta concentração de ácidos graxos de cadeia longa ($5 \text{ g lipídeos L}^{-1}$) e amônia (7 g L^{-1}) presentes no efluente foram fatores de inibição para a produção de biogás. As altas concentrações de lipídeos inibem o crescimento das bactérias acetogênicas e arqueas metanogênicas que levam à diminuição da eficiência do processo de biodigestão anaeróbia.

Em diversos estudos que vêm sendo publicados, observa-se que o fator temperatura é variável sobre o desempenho do processo de biodigestão anaeróbia.

O crescimento microbiano na digestão anaeróbia é influenciado pela temperatura, mas os microrganismos não possuem meios para controlar sua temperatura interna que é, então, determinada pela temperatura externa do ambiente (CHERNICHARO, 1997). Três faixas de temperatura estão associadas a este crescimento, psicrófila, de 12 a 18°C ; mesófil a, de 25 a 40°C ; e termófila, de 55 a 65°C (METCALF; EDDY, 1991).

Alterações bruscas de temperatura são mais prejudiciais à digestão anaeróbia que temperaturas baixas, pois as arqueas metanogênicas são sensíveis à mudança de temperatura (VAN HANDEL; LETTINGA, 1994).

O efeito da temperatura não é muito significativo nas fases de hidrólise e acidogênese do processo de digestão. Já nas fases de acetogênese e metanogênese, as bactérias e arqueas são muito mais sensíveis à mudança de temperatura (RAJESHWARI et al., 2000).

Em relação à variável pH, as bactérias produtoras de metano têm um crescimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4. O pH ótimo depende do tipo de microrganismo e o tipo de substrato (CHERNICHARO, 1997).

Desvios da faixa ótima de pH, se não for devido ao substrato, são consequência da produção e acúmulo de ácidos voláteis, isto ocorre pelo desequilíbrio entre as populações de microrganismos (acidogênicos e metanogênicos) e a alcalinidade total do sistema (MALINA JR; POHLAND, 2003). Neste caso, ocorre a fermentação ácida reduzindo a taxa de metanogênese (VAN HAANDEL; LETTINGA, 1994).

Um reator anaeróbio opera adequadamente enquanto a relação acidez volátil e alcalinidade (AV/ALC) mantiver-se abaixo de 0,4 (RIPLEY et al. 1986; SEGHEZZO et al. 1998; LEITÃO et al. 2006).

A alcalinidade diminui devido ao rápido consumo de substâncias alcalinas e consequente não neutralização dos ácidos livres, ocorrendo queda do pH. Esta situação produz variações na concentração de ácidos voláteis e na alcalinidade, acarretando inibição do processo de digestão (CHERNICHARO, 1997; SPONZA, et al., 2004).

3.3. Bioquímica da digestão anaeróbia

O processo de digestão anaeróbia envolve mecanismos bioquímicos complexos e atividades microbiológicas que dependem da natureza do substrato e de condições físicoquímicas. Esse processo pode ser descrito em quatro fases principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (METCALF; EDDY, 1991; MALINA JR; POHLAND, 2003; CHERNICHARO, 1997).

A descrição das quatro fases do processo de digestão anaeróbia está apresentada a seguir (CHERNICHARO, 1997; PIEROTTI, 2007):

Hidrólise

Nesta fase a matéria orgânica é convertida a materiais mais simples. Essa degradação ocorre pela ação das bactérias fermentativas hidrolíticas, as quais produzem exoenzimas que degradam proteínas, aminoácidos e carboidratos em mono e dissacarídeos e convertem lipídeos em ácidos graxos de cadeia longa e em glicerina.

Acidogênese

É a fase onde há transformação dos produtos solúveis da hidrólise em compostos que incluem ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico, gás carbônico, hidrogênio, amônia e sulfeto de hidrogênio, pela ação de bactérias fermentativas acidogênicas.

Acetogênese

As bactérias acetogênicas convertem os compostos gerados na fase acetogênica em hidrogênio, dióxido de carbono e acetato que serão utilizados como substrato para as arqueas metanogênicas.

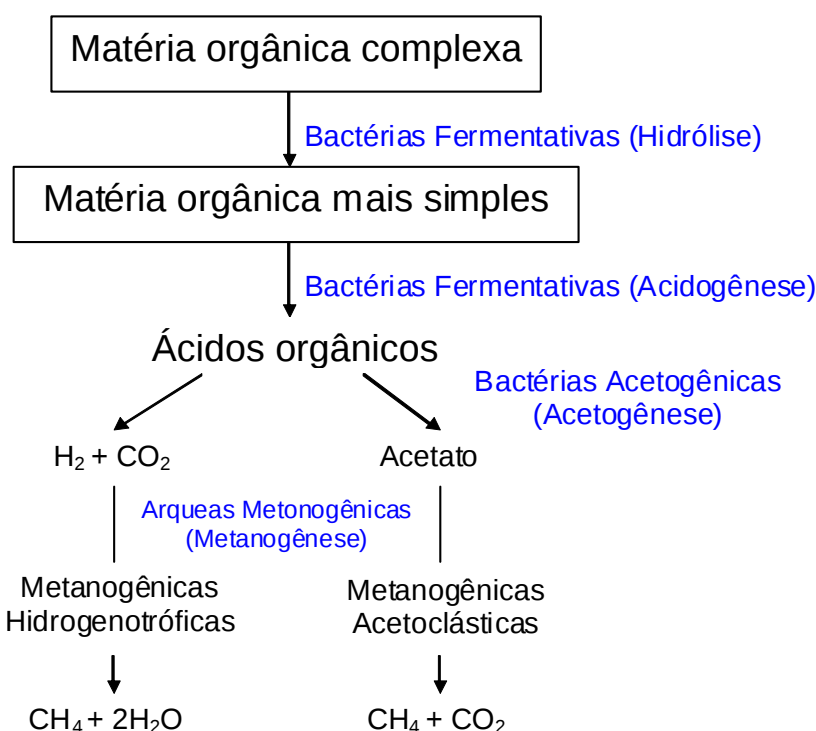
Metanogênese

É a etapa final do processo de degradação anaeróbia, em que são produzidos o metano e o dióxido de carbono. Tais produtos são gerados pelas arqueas metanogênicas, que utilizam os compostos orgânicos provenientes da fase acetogênica. As arqueas metanogênicas são divididas em dois grupos principais: as acetoclásticas, que formam metano a partir do ácido acético ou metanol, e as hidrogenotróficas, que utilizam hidrogênio e dióxido de carbono na formação de metano.

Sulfetogênese

Águas residuárias podem apresentar em sua composição sulfatos ou compostos intermediários que são utilizados pelas bactérias redutoras de sulfato, havendo formação de H_2S , resultando em alteração nas rotas metabólicas no reator. Portanto estas bactérias passam a competir com as bactérias fermentativas, acetogênicas e metanogênicas, pelos substratos disponíveis (GUIMARÃES; NOUR, 2001).

Na Figura 1 está apresentado o esquema geral do processo de digestão anaeróbia.



Fonte: Adaptado de Chernicharo (1997).

Figura 1 - Esquema geral do processo de digestão anaeróbia.

3.4. Biogás

O biogás é obtido por meio dos processos de fermentação da matéria orgânica, pela ação das bactérias anaeróbias que degradam os compostos orgânicos presentes nos efluentes (CHERNICHARO, 1997; METCALF; EDDY, 2003).

O biogás é composto de uma mistura de gases contendo principalmente metano (40 a 70%) e dióxido de carbono (30 a 60%), em menores proporções há a presença de gás sulfídrico (0 a 3%), hidrogênio (0 a 1%), nitrogênio (0 a 3%) e oxigênio (0 a 1%) (NOGUEIRA, 1992).

Existem duas situações possíveis para o aproveitamento do biogás. A queima direta e à conversão de biogás em eletricidade. O biogás, então pode produzir tanto energia elétrica, quanto térmica (NOGUEIRA, 1992; PLÖCHL; HEIERMANN, 2006).

Pelo menos 25% do total de bioenergia no futuro, poderão ser originadas a partir do biogás obtido na biodigestão de resíduos orgânicos (NIELSEN et al., 2009).

Os Gases do Efeito Estufa (GEE) são capazes de reter o calor do sol, e por este motivo o fenômeno é chamado de “efeito estufa”. Os GEE são essências para manter a temperatura necessária para a existência de vida no planeta. Contudo, as atividades humanas e naturais que causam as alterações ambientais, vêm ao longo dos anos, provocando mudanças climáticas em ritmos cada vez mais acelerados. Por este motivo, intensificou-se no mundo inteiro, a busca por energias que liberem menos gases nocivos à atmosfera, levando em conta que as atuais formas de produção de energia trazem, quase sempre, um impacto negativo para o meio ambiente (SILVA; CAMPOS, 2008).

3.4.1 Protocolo de Quioto

O Protocolo de Quioto é um acordo internacional que foi assinado em 1997. É um protocolo proveniente da Convenção Quatro das Nações Unidas sobre Mudança Climática (CQNUMC) ou United Nations Framework Convention on Climate Change (UNFCCC), com o objetivo de reduzir os gases do efeito estufa (GEE), dos países listados no Anexo B do Protocolo de Quioto, em pelo menos 5,2% em relação aos níveis de 1990 durante o período de 2008 e 2012 (ERDOGDU, 2010).

3.4.2 Créditos de carbono

Créditos de carbono ou Redução Certificada de Emissões (RCE) são certificados emitidos quando ocorre a redução de emissão de gases do efeito estufa (GEE). Por convenção, uma tonelada de dióxido de carbono (CO_2) equivalente corresponde a um crédito de carbono. O CO_2 equivalente é o resultado da multiplicação das toneladas emitidas do GEE pelo seu potencial de aquecimento global. O potencial de aquecimento global do CO_2 foi estipulado como 1. O potencial de aquecimento global do gás metano é 21 vezes maior do que o potencial do CO_2 , portanto o CO_2 equivalente do metano é igual a 21 (ISAKSEN et al., 1992). Portanto, uma tonelada de metano reduzida corresponde a 21 créditos de carbono. Este crédito pode ser negociado no mercado internacional. Créditos de carbono criam um mercado para a redução de GEE dando um valor monetário à poluição. Acordos internacionais como o Protocolo de Quioto determinam uma cota máxima que países desenvolvidos podem emitir. Os países por sua vez criam leis que restringem as

emissões de GEE. Assim, aqueles países ou indústrias que não conseguem atingir as metas de reduções de emissões, tornam-se compradores de créditos de carbono. Por outro lado, aquelas indústrias que conseguirem diminuir suas emissões abaixo das cotas determinadas, podem vender o excedente de "redução de emissão" ou "permissão de emissão" no mercado nacional ou internacional. Os países desenvolvidos podem promover a redução da emissão de gases causadores do efeito estufa (GEE) em países em desenvolvimento através do mercado de carbono quando adquirem créditos de carbono provenientes destes países (ERDOGDU, 2010).

3.5. Filtro biológico anaeróbio de fluxo ascendente

O filtro biológico é uma estrutura construída normalmente de concreto, que contém no seu interior um enchimento de materiais inertes como: pedras, plástico ou bambus, que serve de leito para a passagem do esgoto (RAJESHWARI et al., 2000). O efluente escorre através do leito, propiciando o desenvolvimento de uma população biológica que se acumula sobre o substrato do filtro sob forma de uma película de lodo, no interior do qual vivem os microorganismos anaeróbios, que consomem a matéria orgânica, ou seja, decompõe a matéria orgânica obtendo-se o efluente tratado (PEREIRA-RAMIREZ et al., 2001; MANCUSO, 2003).

A operação dos filtros anaeróbios ocorre por meio de um fluxo vertical ascendente ou descendente. No primeiro caso o substrato é introduzido pela base e flui no meio suporte e depois de tratado o efluente sai na região superior. No fluxo descendente o substrato é alimentado no filtro na parte superior e flui no meio suporte e depois de tratado o efluente sai na região inferior (CHERNICHARO, 1997).

Os filtros anaeróbios têm as seguintes características operacionais: não requerem recirculação do efluente, carga orgânica entre 1 a 40 kg DQO m⁻³ d⁻¹ e TDH de 0,5 a 12 dias (RAJESHWARI et al., 2000).

O bom desempenho do filtro biológico anaeróbio está relacionado à sua característica de reter altas concentrações de biomassa (SHOW; TAY, 1999). Isto pode ser conseguido pela utilização de meios suportes.

Os meios suportes devem ser constituídos por materiais baratos, biologicamente inertes, resistentes, apresentarem baixa massa específica, grande área específica, serem porosos. Os materiais utilizados como meio suporte podem

ser: pedra brita, blocos cerâmicos, anéis plásticos, entre outros (SPEECE, 1996; PEREIRA-RAMIREZ et al., 2001).

Estes reatores são projetados para atingir uma elevada retenção de biomassa para uma operação eficiente e estável. Essa retenção é realizada pela imobilização de microrganismos no suporte do filtro por meio da produção de biofilme (SHOW; TAY, 1999).

Ruiz et al. (1997) ao estudarem o tratamento de efluente de abatedouro em reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) e em um filtro biológico, tendo-se anéis de policloreto de vinila (PVC) como meio suporte, operado à temperatura de 37°C, com DQO inicial do efluente de 8.000 mg L⁻¹, ao final do tratamento obtiveram 90% de remoção de DQO e produção de biogás de 1,05 m³ d⁻¹.

Chávez et al. (2005) ao tratarem efluente de abatedouro de frango em filtro biológico anaeróbio, obtiveram remoção de 95% de DBO₅, com TDH variando entre 3,5 e 4,5 horas e carga orgânica de até 31 kg DBO₅ m⁻³ d⁻¹, sem perda de estabilidade. A temperatura durante o experimento variou entre 25 e 39°C.

4 MATERIAIS

O experimento foi desenvolvido nos laboratórios do Centro de Tecnologia de Alimentos (CTA) do Departamento de Engenharia de Alimentos da Universidade Estadual de Ponta Grossa (UEPG). Este estudo iniciou-se no dia 06/08/08 e foi finalizado em 03/09/09.

4.1. Substrato

Para o presente experimento, utilizou-se como substrato o efluente da FOCAM, empresa localizada no município de Carambeí-PR, que produz palatabilizante para ração animal utilizando como matérias-primas os subprodutos sólidos gerados pela Brasil Foods. As penas, vísceras e descartes de carcaça animal, são os subprodutos gerados durante o abate e processamento de suínos, frangos e perus.

No processamento do palatabilizante de ração animal os subprodutos recebidos pela Brasil Foods são digeridos sob alta temperatura e pressão e posteriormente prensados, resultando em dois produtos, a farinha e a gordura, que constituem os palatabilizantes utilizados na fabricação de ração animal. Durante o processamento do palatabilizante ocorre a geração de efluentes, principalmente provenientes da lavagem do piso da fábrica e equipamentos.

A FOCAM gera 240 m³ de efluente bruto por dia, com DQO de aproximadamente 18.000 mg O₂ L⁻¹ e óleos e graxas com cerca de 5.000 mg L⁻¹, isto antes do tratamento primário. O substrato utilizado no presente experimento foi o efluente coletado após as etapas de remoção de óleos e gorduras e flotação com ar dissolvido. Este tratamento primário de flotação por ar dissolvido é um método comum para reduzir matéria orgânica, óleos e graxas e sólidos suspensos (MITTAL, 2006).

O efluente coletado foi armazenado em frascos de polipropileno com capacidade de 5L e mantidos à temperatura de -18°C. Conforme a necessidade, os galões eram descongelados e mantidos à aproximadamente 4°C e o volume a ser alimentado no reator era aquecido até temperatura ambiente, apresentado valor médio durante o experimento de 24°C.

4.2. Filtro biológico anaeróbio de fluxo ascendente

No presente experimento foi utilizado um filtro biológico anaeróbio de fluxo ascendente construído a partir de um tubo de PVC (policloreto de vinila) de 11 cm de diâmetro e 31,5 cm de altura com 980 mL de volume útil (Figura 2). O suporte para biomassa era composto por anéis de polipropileno de 1 cm de diâmetro por 1 cm de comprimento. Para a saída de biogás foi adotada mangueira de 1,2 mm de diâmetro. O reator foi mantido à temperatura ambiente e o inóculo utilizado foi proveniente de um reator de manta de lodo anaeróbio de fluxo ascendente da Cervejaria Femsa, operado desde 1997.

A alimentação do filtro, nos TDH de 240 a 48 horas, foi feita manualmente de segunda a sexta-feira, pela abertura inferior (ponto 1) (Figura 2a) em mangueira de 0,9 mm de diâmetro. As amostras do efluente do reator foram coletadas no ponto 2. Nos TDH de 24 e 21 horas o reator foi alimentado com o auxílio de uma bomba peristáltica de maneira que atendesse à vazão desejada.

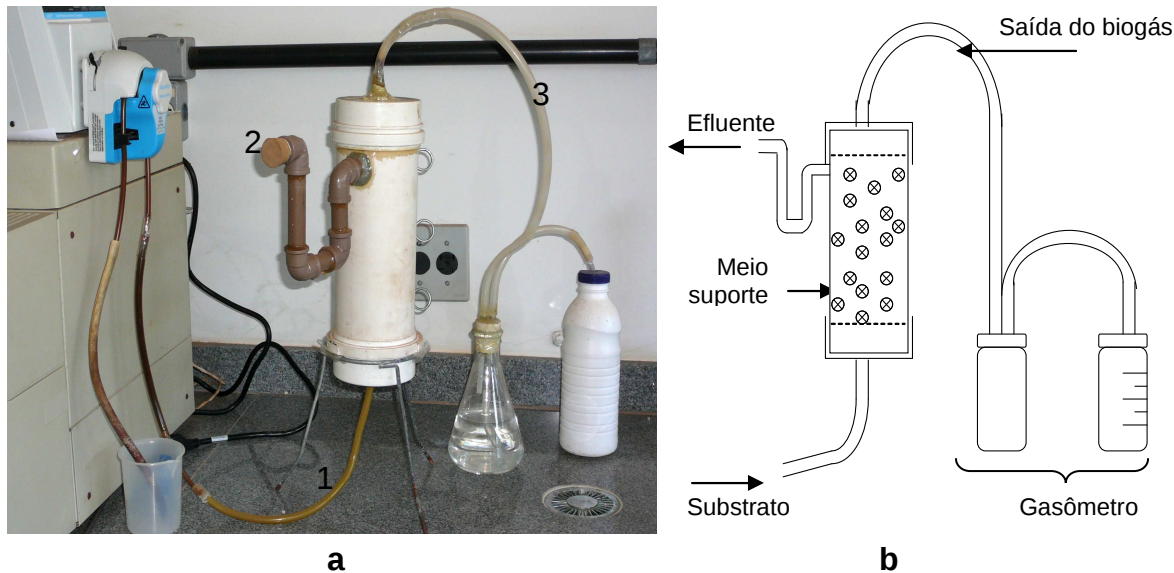


Figura 2a: Foto do reator - Ponto 1: alimentação do reator; Ponto 2: coleta do efluente tratado; Ponto 3: saída do biogás. Figura 2b: Esquema geral do reator.

4.3. Desenvolvimento do experimento

4.3.1 Processo de partida

Iniciou-se o experimento com Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 240 horas. O reator foi inicialmente alimentado com efluente da FOCAM com carga orgânica de $0,077 \text{ kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$, até que se completasse o volume útil do reator (980 mL) ao final das 240 horas. Este TDH foi adotado para o processo de partida para que o lodo pudesse se adaptar ao substrato empregado.

4.3.2 Período de otimização

Após o processo de partida houve diminuição gradativa do TDH do filtro aumentando-se a vazão do efluente ao sistema. As mudanças de TDH eram realizadas quando a remoção da DQO, pH e relação acidez volátil e alcalinidade, apresentavam-se estáveis. Na Tabela 1 consta a configuração do experimento, incluindo os TDH utilizados, vazão, o período e duração de cada TDH, lotes do substrato, assim como a carga orgânica.

Tabela 1 – Configuração do experimento.

TRH (horas)	Q	Período	Duração	Lote do substrato	Carga Orgânica ($\text{kg DQO m}^{-3} \text{ d}^{-1}$)
240	100 mL/d	06/08/08 a 01/10/08	40	01	0,077
168	133 mL/d	02/10/08 a 22/10/08	15	01	0,102
120	200 mL/d	23/10/08 a 05/11/08	10	01	0,154
72	327 mL/d	13/11/08 a 03/12/08	15	02	0,356
48	490 mL/d	04/12/08 a 20/02/09	27	02	0,536
24	41 mL/h	03/03/09 a 17/04/09	30	02 e 03	0,854
21	47 mL/h	04/05/09 a 03/09/09	59	03, 04 e 05	1,083

Q = vazão do efluente ao sistema.

5 MÉTODOS ANALÍTICOS

5.1. Determinação de pH

Os valores de pH foram determinados empregando-se potenciômetro calibrado, segundo método descrito em APHA (1998).

5.2. Determinação da Alcalinidade e acidez volátil

A alcalinidade expressa em $\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ e a acidez volátil expressa em $\text{mgCH}_3\text{COOH L}^{-1}$ foram determinadas segundo método descrito em SILVA (1977).

5.3. Determinação de sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV)

Os teores de sólidos totais e voláteis foram determinados segundo método gravimétrico descrito em APHA (1998).

5.4. Determinação de Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A DQO foi determinada pelo método colorimétrico de refluxo fechado, segundo descrito em APHA (1998).

5.5. Determinação de Nitrogênio Total Kjeldahl

O teor de Nitrogênio Total Kjeldahl foi determinado pelo método micro-Kjeldahl, segundo descrito em APHA (1998), com digestão da amostra em meio ácido seguida de destilação e titulação da mesma.

5.6. Determinação de Nitrogênio amoniacal

O teor de Nitrogênio amoniacal foi determinado com destilação e titulação da amostra, segundo método descrito em APHA (1998).

5.7. Determinação de fósforo

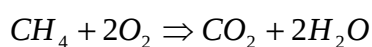
O teor de fósforo foi determinado pelo método de digestão do extrato por via seca seguido de espectrofotometria, segundo método descrito em SILVA (1981).

5.8. Determinação de óleos e graxas

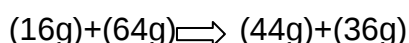
O teor de óleos e graxas foi determinado segundo método de partição gravimétrica descrito em APHA (1998).

5.9. Determinação teórica de biogás

O cálculo da produção teórica de metano foi realizado pela estimativa da produção de metano a partir da DQO degradada, de acordo com a Equação 1 (CHERNICHARO, 1997).



Equação 1



Um mol de metano requer dois mols de oxigênio para a sua completa oxidação a gás carbônico e água. Portanto, cada 16 gramas de CH₄ produzido e perdido para a atmosfera correspondem à remoção de 64 gramas de DQO do substrato. Nas Condições Normais de Temperatura e Pressão (CNTP), isso corresponde a 0,35 L de metano para cada grama de DQO degradada. A expressão geral que determina a produção teórica de metano por grama de DQO removida do substrato consta na Equação 2 (CHERNICHARO, 1997).

$$V_{CH_4} = \frac{DQO_{CH_4}}{K(t)}$$

Equação 2

Onde:

V_{CH_4} = volume de metano produzido (m³)

DQO_{CH_4} = carga de DQO removida no reator e convertida em metano (kgDQO)

$K(t)$ = fator de correção para a temperatura operacional do reator (kgDQO/m³)

O fator de correção $K(t)$ pode ser determinado pela Equação 3.

$$K(t) = \frac{P \times K}{R \times (273 + t)}$$

Equação 3

Onde:

P = pressão atmosférica (1 atm)

K = DQO correspondente a um mol de CH_4 (64 gDQO/mol)

R = constante dos gases (0,0821 atm.L/mol.°K)

t = temperatura operacional do reator (°C)

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo serão apresentados os resultados do tratamento estatístico utilizado no estudo em questão, assim como os resultados das análises do substrato e efluente do filtro biológico anaeróbio de fluxo ascendente, englobando pH, acidez volátil e alcalinidade total, demanda química de oxigênio, sólidos totais e voláteis, nitrogênio e fósforo, além da produção teórica de biogás.

6.1. Caracterização do substrato

Todos os lotes de substrato utilizados no experimento foram caracterizados (Tabela 2). Os parâmetros analisados variam entre os lotes devido aos diferentes tipos de matérias-primas utilizadas no processamento do palatabilizante.

Tabela 2 - Caracterização dos lotes de substrato utilizados neste experimento.

Parâmetros	Lote 1	Lote 2	Lote 3	Lote 4	Lote 5
pH	5,96	6,81	8,80	9,85	9,20
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	660,81	734,79	573,65	1218,67	655,43
Acidez Volátil (mg CH ₃ COOH L ⁻¹)	1693, 93	654,00	470,00	604,75	356,29
Sólidos Totais (mg L ⁻¹)	2216,00	1667,00	137,00	1615,00	68,00
Sólidos Voláteis (mg L ⁻¹)	1599,00	1547,00	97,00	948,00	183,00
DQO (mgO ₂ L ⁻¹)	752,39	1072, 59	738,11	1005,69	1102,97
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	722,55	556,04	143,08	264,15	200,72
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)	n.a	n.a	n.a	240,87	171,31
Fósforo (mg L ⁻¹)	23,59	25,92	5,14	19,59	5,32
Óleos e Graxas (mg L ⁻¹)	0,27	3,63	2,28	6,03	2,28

n.a – não analisado.

Na Tabela 3 estão apresentadas as médias, desvio padrão, os valores mínimos e máximos do substrato utilizado. Observa-se grandes variações entre valores mínimos e máximos devido a variações da matéria prima utilizada no processo de fabricação do palatabilizante, pena, vísceras, sangue, etc.

Tabela 3 - Composição do substrato utilizado no experimento, constando de média, desvio padrão, valores máximos e mínimos.

Parâmetros	n	Média ± Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
pH		8,12 ± 1,66	9,85	5,96
Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)		768,67 ± 257,91	1218,67	573,65
Acidez Volátil (mg CH ₃ COOH L ⁻¹)		521,26 ± 134,70	654,00	356,29
Sólidos Totais (mg L ⁻¹)		1140,60 ± 976,77	2216,00	68,00
Sólidos Voláteis (mg L ⁻¹)		874,80 ± 718,55	1599,00	97,00
DQO (mgO ₂ L ⁻¹)	5	899,79 ± 182,91	1102,97	738,11
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)		377,31 ± 249,99	722,55	143,08
Nitrogênio Amoniacal (mg L ⁻¹)		206,09 ± 49,18	240,87	171,31
Fósforo (mg L ⁻¹)		15,11 ± 11,19	25,92	1,11
Óleos e Graxas (mg L ⁻¹)		2,90 ± 2,12	6,03	0,27

n – número de amostras referentes aos 5 lotes de substrato utilizados.

6.2. Análises do efluente

6.2.1 Análise de pH, acidez volátil e alcalinidade total

Na Figura 3, encontram-se os valores de pH do efluente e da temperatura obtidos durante o experimento. Na Tabela 4 estão apresentadas as médias, desvio padrão, os valores mínimos e máximos dos valores de pH do efluente do reator. Observa-se que os valores de pH permaneceram acima de 7,0 em quase todo o período analisado, indicando estabilidade do sistema. Durante os TDH de 240 e 48 horas o pH ficou na faixa adequada para a etapa de metanogênese que é entre 6,6 e 7,4 (CHERNICHARO, 1997).

O período onde a temperatura ambiente apresentou os maiores valores, acima de 25°C, foi no TDH de 24 horas.

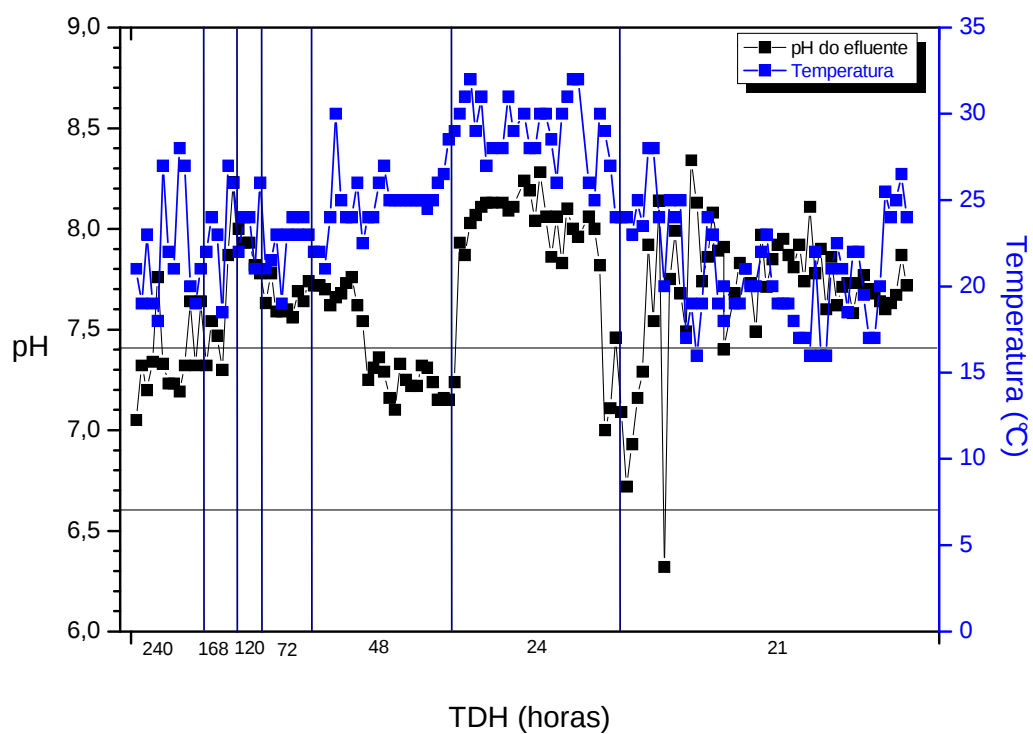


Figura 3 – Valores de pH e temperatura do efluente nos diferentes TDH estudados.

Tabela 4 – Valores de pH médio, desvio padrão, valores máximos e mínimos do efluente em função do TDH.

TDH (horas)	n	pH	pH Máximo	pH Mínimo
		Média ± Desvio Padrão		
240	10	7,38 ± 0,18	7,76	7,19
168	6	7,74 ± 0,36	8,23	7,30
120	4	7,87 ± 0,08	7,93	7,78
72	10	7,65 ± 0,07	7,78	7,56
48	26	7,39 ± 0,22	7,76	7,10
24	28	7,92 ± 0,35	8,28	7,00
21	54	7,71 ± 0,33	8,34	6,32

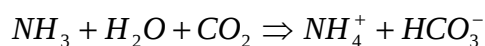
n – número de amostras.

Tabela 5 - Valores de alcalinidade média, desvio padrão, valores máximos e mínimos do efluente em função do TDH.

TRH (horas)	n	Alcalinidade (mg CaCO ₃ L ⁻¹)		
		Média ± Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
240	14	1339,86 ± 394,56	1952,41	811,00
168	6	1774,69 ± 200,47	1952,41	1411,74
120	4	2222,29 ± 206,94	2401,50	2043,07
72	10	1496,46 ± 146,63	1720,48	1254,52
48	26	1520,58 ± 213,66	1935,54	1075,30
24	28	866,00 ± 447,37	1595,03	358,43
21	54	614,81 ± 229,07	1329,59	268,83

n – número de amostras.

A alcalinidade do substrato (Tabela 3) variou entre 573,65 e 1218,67 mg CaCO₃ L⁻¹ e do efluente (Tabela 5 e Figura 4), variou entre 268,83 e 2401,5 mg CaCO₃ L⁻¹. A alcalinidade presente no efluente pode ser devido formação de bicarbonato de amônia a partir do nitrogênio presente no substrato (FELIZOLA, 2006). A combinação da amônia com o ácido carbônico em solução leva à formação do bicarbonato de amônia e sua formação está demonstrada na Equação 4 (CHERNICHARO, 1997).



Equação 4

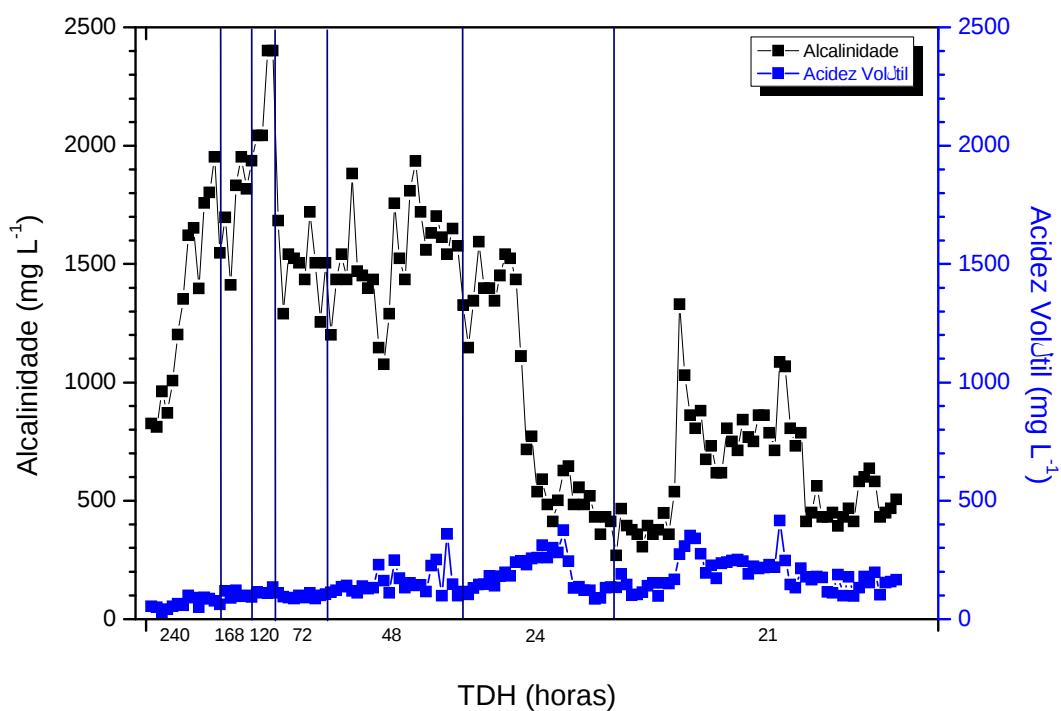


Figura 4 – Alcalinidade e acidez volátil do efluente nos diferentes TDH estudados.

Tabela 6 - Valores de acidez volátil média, desvio padrão, valores máximos e mínimos do efluente em função do TDH.

TRH (horas)	n	Acidez volátil (mg CH ₃ COOH L ⁻¹)		
		Média ± Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
240	14	64,29 ± 21,15	100	27,66
168	6	102,67 ± 14,07	122,00	88,00
120	4	116,50 ± 11,93	134,00	108,00
72	10	97,20 ± 9,34	110,00	86,00
48	26	155,48 ± 60,67	360,00	98,00
24	28	191,33 ± 75,65	376,00	85,58
21	54	188,34 ± 68,22	415,30	96,18

n – número de amostras.

A acidez do efluente do filtro biológico aumentou com o decréscimo do TDH e somente no final do TRH de 24 horas voltou a diminuir (Tabela 6 e Figura 4), mas permaneceu abaixo de $250 \text{ mg CH}_3\text{COOH L}^{-1}$ em quase todo o experimento, valor este considerado o ideal para manter a estabilidade da fase metanogênica (METCALF; EDDY, 2003).

Analisando-se a Figura 5, quando foi iniciado o lote 3 que fez parte do TDH de 24 horas, observa-se um aumento entre a relação acidez volátil e alcalinidade (AV/ALC), chegando a 0,7 devido à diminuição da alcalinidade e aumento da acidez.

O aumento entre a relação AV/ALC pode ter ocorrido devido ao aumento da carga orgânica e à utilização de substrato com agentes que inibiram levemente as arqueas metanogênicas, causando acúmulo de ácidos no sistema. Este suspeita deve-se ao fato de o substrato utilizado nesta etapa estar com pH entre 9,1 e 9,3, que pode estar relacionado à utilização de agentes alcalinos usados na limpeza do piso da fábrica, sendo este encaminhado a estação de tratamento de efluentes da empresa.

Durante o TDH de 21 horas foi utilizado outro lote de substrato e iniciada a correção do pH com a adição de HCl 6N, de forma a ajustar o pH para valores entre 6,6 e 7,4, faixa ótima para o desenvolvimento das arqueas metanogênicas. Após esse procedimento observou-se que a relação AV/ALC voltou a normalidade, mantendo-se abaixo de 0,4.

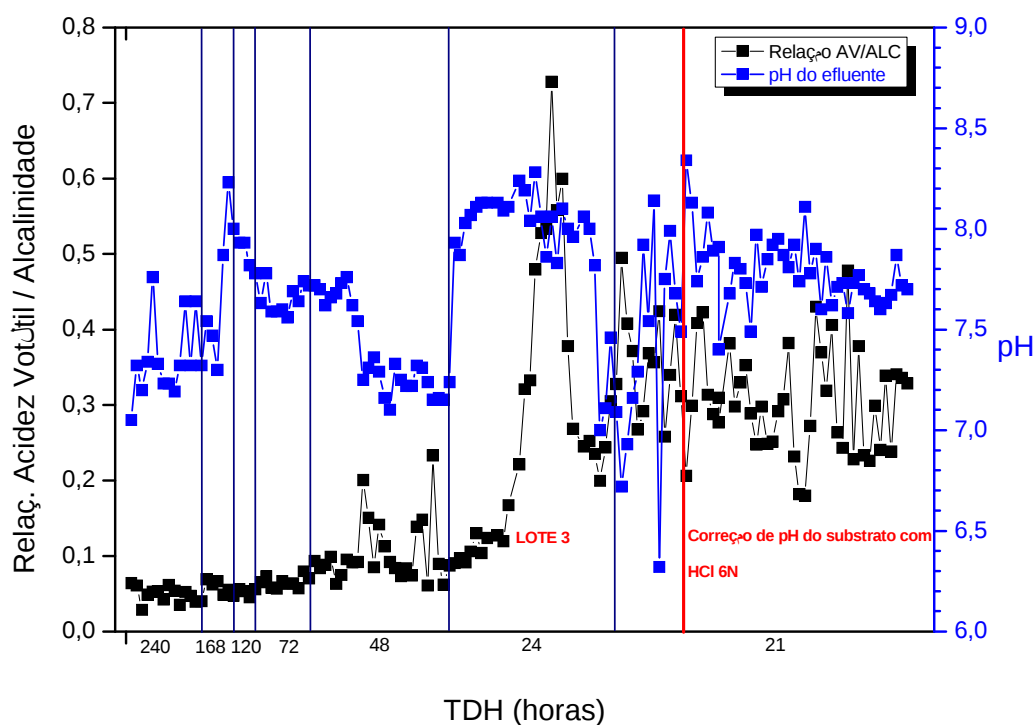


Figura 5 - Relação AV/ALC e pH do efluente nos diferentes TDH estudados.

Tabela 7 - Valores da relação AV/ALC média, desvio padrão, valores máximos e mínimos do efluente em função do TDH.

AV/ALC				
TRH (horas)	n	Média $\pm$ Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
240	14	0,05 $\pm$ 0,01	0,06	0,03
168	6	0,06 $\pm$ 0,01	0,07	0,05
120	4	0,05 $\pm$ 0,01	0,06	0,04
72	10	0,07 $\pm$ 0,01	0,08	0,06
48	26	0,10 $\pm$ 0,04	0,23	0,06
24	28	0,28 $\pm$ 0,18	0,73	0,09
21	54	0,32 $\pm$ 0,07	0,50	0,18

n – número de amostras.

Na Tabela 7 estão apresentados os valores da relação AV/ALC do efluente e observa-se que os valores variaram entre 0,03 e 0,73. Um reator anaeróbio opera adequadamente enquanto a relação acidez volátil e alcalinidade (AV/ALC) se

mantiver abaixo de 0,4 (RIPLEY et al. 1986; SEGHEZZO et al. 1998; 2005; LEITÃO et al. 2006). Verifica-se, portanto, que em alguns momentos estes valores ficaram acima do considerado como ideal pelos autores citados. Analisando-se a Figura 5 nota-se que os maiores teores de AV/ALC foram obtidos no TDH de 24 horas, quando também foram obtidas as maiores taxas de remoção de DQO, indicando que, para o estudo em questão, a biomassa não foi inibida pelos valores considerados acima do ideal.

6.2.2 Demanda química de oxigênio (DQO)

A DQO do substrato (Tabela 3) variou entre 738,11 e 1102,97 mg L⁻¹ e do efluente (Tabela 8 e Figura 6), variou entre 14,43 e 849,43 mg L⁻¹.

Tabela 8 – Valores da concentração de DQO média, desvio padrão, valores máximos e mínimos do efluente em função do TDH.

TRH (horas)	n	DQO (mg O ₂ L ⁻¹)		
		Média ± Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
240	18	321,05 ± 159,36	676,80	111,22
168	7	345,78 ± 76,18	424,25	236,26
120	7	509,85 ± 148,32	662,17	309,70
72	15	399,73 ± 150,41	589,12	102,55
48	27	361,04 ± 102,39	598,24	139,10
24	26	154,31 ± 123,71	415,80	14,43
21	55	362,85 ± 186,80	849,43	102,61

n – número de amostras.

Tabela 9 – Valores da remoção média de DQO do efluente, desvio padrão, máximos e mínimos em função do TDH.

Remoção de DQO (%)				
TRH (horas)	n	Média $\pm$ Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
240	18	57,33 $\pm$ 21,18	85,22	10,05
168	7	54,04 $\pm$ 10,12	68,60	43,61
120	7	32,24 $\pm$ 19,71	58,84	11,99
72	15	62,73 $\pm$ 14,02	90,44	45,08
48	27	66,34 $\pm$ 9,55	87,03	44,22
24	26	83,17 $\pm$ 11,39	98,05	61,23
21	55	64,39 $\pm$ 18,07	90,82	15,54

n – número de amostras.

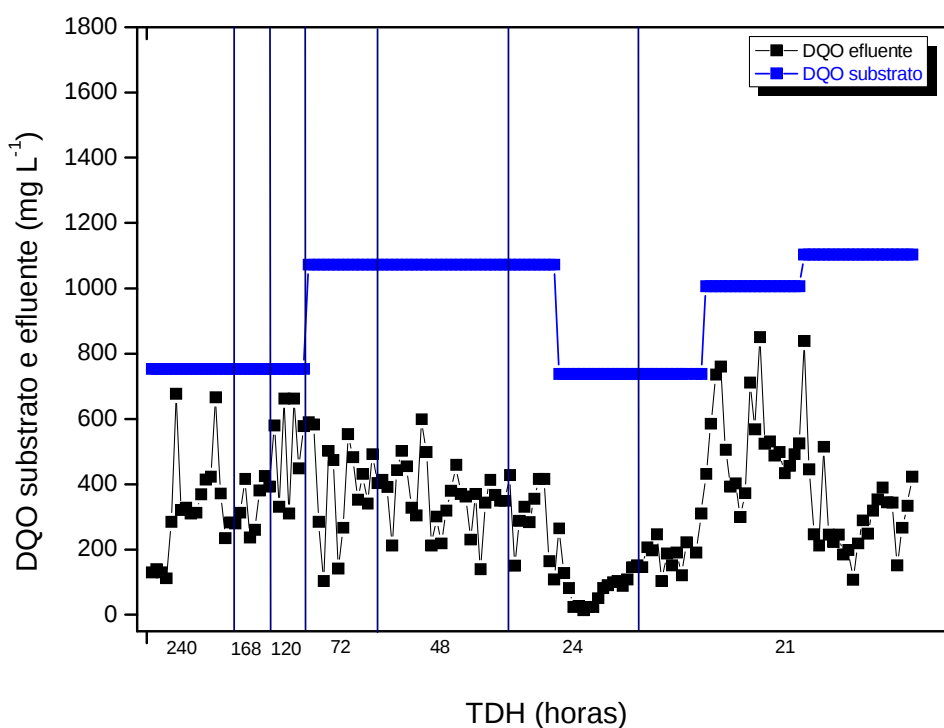


Figura 6 – Concentração de DQO do substrato e do efluente nos diferentes TDH estudados.

Observa-se nas Tabelas 8 e 9 e Figura 7 que a maior remoção de DQO ocorreu no TDH de 24 horas, com valor médio de 83% e carga orgânica de 0,854 kg DQO m⁻³ d⁻¹, correspondendo à concentração de DQO no efluente de 154 mg L⁻¹, havendo neste caso a necessidade de um tratamento complementar, pois pelo padrão de lançamento de efluente estabelecido pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAP), o padrão de lançamento de DQO para o efluente da FOCAM, que consta em sua Licença de Operação, deve ser de 125 mg L⁻¹.

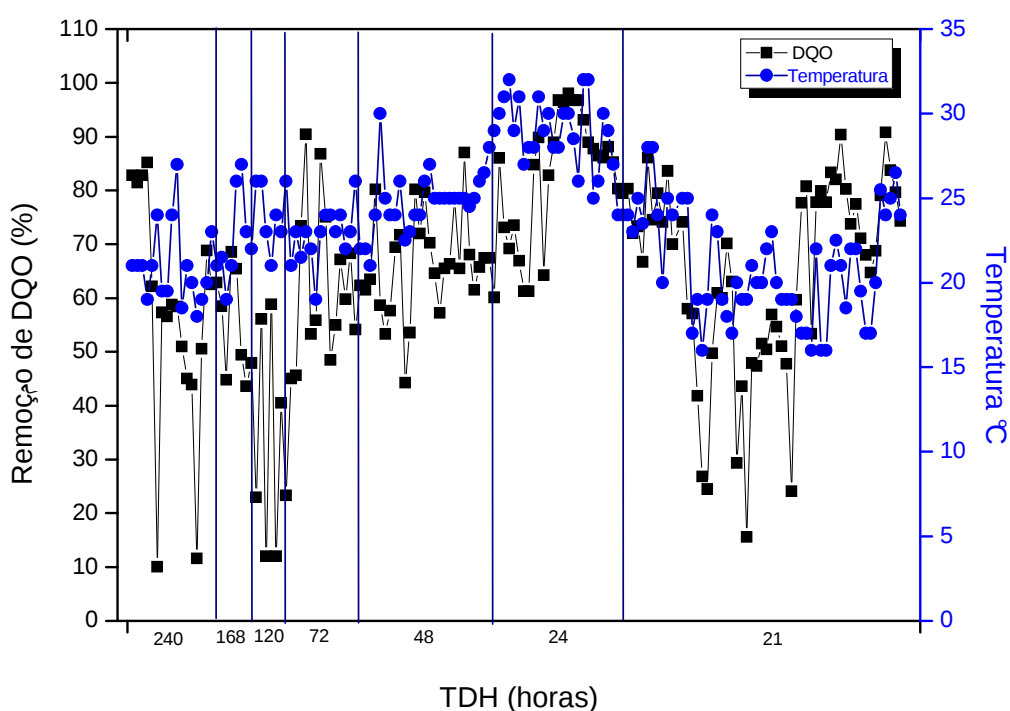


Figura 7 – Remoção de DQO e temperatura do efluente nos diferentes TDH estudados.

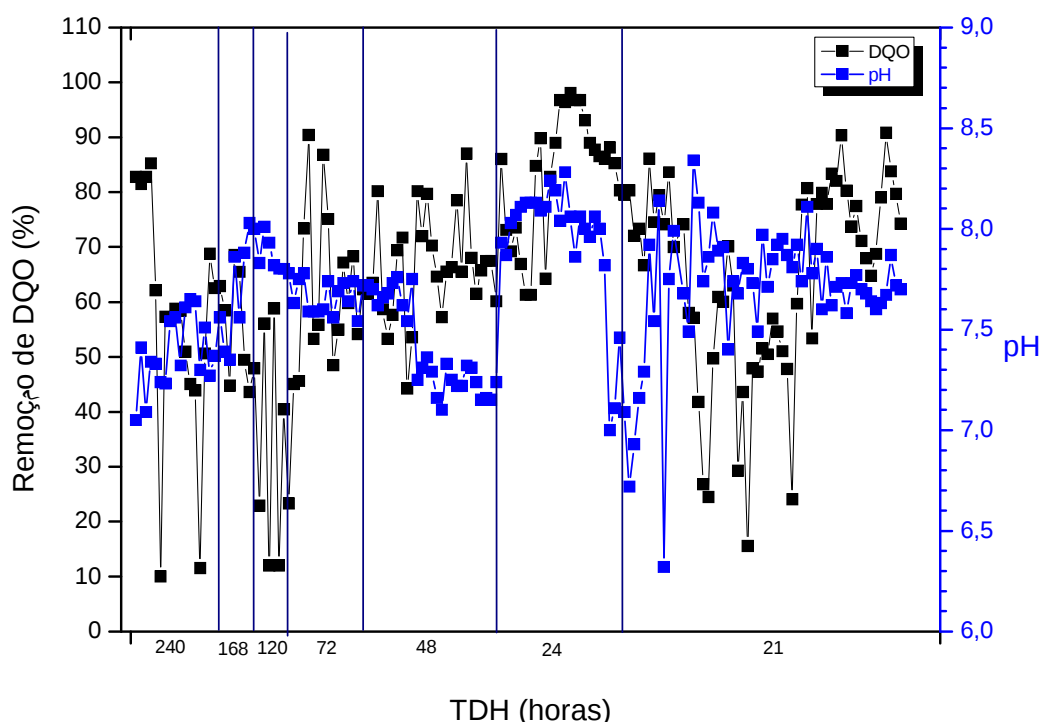


Figura 8 – Remoção de DQO e pH do efluente nos diferentes TDH estudados.

Analisando-se as Figuras 7 e 8 nota-se que as taxas de remoção de DQO variaram durante os três primeiros TDH estudados (240, 168, 120 horas) sendo que os baixos valores de remoção destes TDH estão relacionados ao período de adaptação da biomassa ao substrato. Ao término do período de adaptação que ocorreu no final do TDH de 48 horas a biomassa estava adaptado à concentração de DQO do substrato de 1072 mg L^{-1} e o reator apresentou-se estável no TDH de 24 horas. Observa-se que, apesar da remoção de DQO do TDH de 21 horas ter diminuído concomitantemente à diminuição de temperatura, não existe relação entre os dois fatores, pois índices semelhantes de remoção de DQO foram obtidos com TDH de 48 horas com temperaturas médias diárias maiores (Figura 8).

Beux et al (2007) tratando o efluente de abatedouro em filtro anaeróbio de duas fases, adotou-se um reator acidogênico e outro metanogênico. Os dois reatores primeiramente foram operados à temperatura ambiente (17 a 22°C) e posteriormente à 32°C . Observaram que a temperatura não produziu, estatisticamente, efeito significativo sobre a biodigestão anaeróbia, pois a remoção

de DQO para os reatores acidogênico e metanogênico foi respectivamente de 50 e 60%.

Observa-se que com TDH menores que 72 horas os índices de remoção de DQO foram os maiores obtidos no experimento (Figura 7). Esse comportamento pode ocorrer pelo fato da remoção da matéria orgânica em sistemas de tratamento biológico seguirem uma reação de primeira ordem, ou seja, quanto maior a concentração do substrato, maior a taxa de conversão destes a produtos (VON SPERLING, 1996).

Na Figura 8 observa-se também que o período onde o pH apresentou seus maiores valores, no TDH de 24 horas, correspondeu ao período de maior remoção de DQO, indicando maior consumo de ácidos orgânicos devido, provavelmente, a uma maior atividade de arqueas metanogênicas, que convertem os ácidos orgânicos a gases, removendo a maior parte da matéria orgânica, tendo como consequência maior remoção de DQO.

No processo anaeróbio, valores superiores a 65% na remoção da matéria orgânica são considerados como satisfatórios para o tratamento de águas residuárias (CHERNICHARO, 1997). Sendo assim, pode-se considerar que os resultados obtidos para remoção de DQO foram satisfatórios na maior parte do estudo e o valor médio durante todo o experimento foi de 60%.

Neste experimento os valores de concentração e remoção de DQO do substrato foram próximos aos valores constatados por Del Pozo et al. (2000) que ao tratar efluente de abatedouro em reator anaeróbio de filme fixo operado a 35°C, com valor médio de DQO do substrato de 2100 mg L⁻¹, obtiveram redução de DQO de 85 a 95% com carga orgânica de 8 kg DQO m⁻³ d⁻¹, enquanto que para carga orgânica de 35 kg DQO m⁻³ d⁻¹, obtiveram redução de DQO entre 55 e 75%.

Valores semelhantes aos obtidos neste estudo foram encontrados por Del Nery, et al. (2007), que ao tratar efluente de abatedouro após tratamento primário de flotação com ar dissolvido seguido de tratamento anaeróbio em reator de manta de lodo de fluxo ascendente, com carga orgânica de 0,9 a 2,7 kg DQO m⁻³ d⁻¹, obtiveram remoção de DQO de 67%. Assim como Metzner e Temper (1990), no tratamento de efluente de abatedouro em filtro anaeróbio, operado a 36°C, obtiveram remoção de DQO de 70 a 90%, com carga orgânica de 3 a 10 kg DQO m⁻³ d⁻¹.

6.2.3 Sólidos totais e sólidos voláteis

Os valores de concentração de sólidos totais do substrato variaram entre 68,00 e 2216,00 mg L⁻¹ (Tabela 3) e efluente entre 10,11 e 1520,48 mg L⁻¹. Os valores de concentração de sólidos voláteis do substrato variou entre 97,00 e 1599,00 mg L⁻¹ (Tabela 3) e do efluente entre 4,35 e 1127,77 mg L⁻¹ (Tabela 10).

Tabela 10 – Valores médios, desvio padrão, máximos e mínimos da concentração de sólidos totais e voláteis do efluente em função do TDH.

TRH (horas)	n	Sólidos totais (mg L ⁻¹)			Sólidos voláteis (mg L ⁻¹)		
		Média ± Desvio Padrão	Máximo	Mínimo	Média ± Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
240	10	725,65 ± 117,41	867,24	500,91	317,55 ± 107,80	459,06	95,17
168	4	819,16 ± 71,96	873,24	713,48	427,06 ± 104,65	572,12	341,02
120	4	845,85 ± 149,70	1023,65	671,02	371,89 ± 103,57	484,78	245,37
72	5	651,54 ± 75,46	721,94	531,41	366,97 ± 133,80	539,75	190,50
48	24	638,03 ± 263,55	1520,48	326,13	381,43 ± 248,66	1127,77	64,75
24	17	379,11 ± 240,45	697,49	95,20	180,01 ± 117,47	371,33	4,35
21	29	608,95 ± 451,44	1140,69	10,11	314,53 ± 252,34	1015,89	29,96

n – número de amostras.

6.2.4 Nitrogênio e Fósforo

As concentrações de nitrogênio total de Kjeldahl do substrato, variaram entre 143,08 e 722,55 mg L⁻¹ (Tabela 3) e do efluente variaram entre 98,48 e 768,69 mg L⁻¹ (Tabela 12).

Os valores remoção de nitrogênio total de Kjeldahl do efluente variaram entre 0 e 86,83% (Tabela 13), verifica-se que houve remoção e, em alguns casos, aumento de teor de nitrogênio total. Essas variações podem ser explicadas pela utilização de diferentes lotes de substrato, podendo conter maior ou menor concentração de nitrogênio.

Tabela 11 – Valores médios, desvio padrão, máximos e mínimos da concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) do efluente em função do TDH.

NTK (mg L ⁻¹)				
TRH (horas)	n	Média ± Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
240	8	530,32 ± 231,73	768,69	95,23
168	4	698,90 ± 56,26	742,14	617,92
120	4	657,63 ± 8,93	665,09	644,65
72	10	449,53 ± 15,50	479,56	427,67
48	18	450,21 ± 38,54	503,14	350,63
24	27	253,22 ± 166,22	613,21	98,48
21	51	165,90 ± 35,14	215,05	110,10

n – número de amostras.

Tabela 12 – Valores da remoção média, desvio padrão, máximos e mínimos de nitrogênio total Kjeldahl do efluente em função do TDH.

NTK (%)				
TRH (horas)	n	Média ± Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
240	8	27,44 ± 31,19	86,83	0,00
168	4	4,28 ± 6,94	14,53	0,00
120	4	9,04 ± 1,24	10,84	8,01
72	10	20,58 ± 2,74	24,44	15,27
48	18	20,46 ± 6,81	38,05	11,11
24	27	18,17 ± 10,18	43,10	0,00
21	51	21,26 ± 9,31	43,13	0,00

n – número de amostras.

As concentrações de nitrogênio amoniacal do substrato variaram entre 171,31 e 240,87 mg L⁻¹ (Tabela 3) e do efluente, no TDH de 21 horas, variaram entre 127,78 e 230,29 mg L⁻¹.

Concentrações de amônia entre 50 e 200 mg L⁻¹ são benéficas ao processo. Valores na faixa de 200 a 1000 mg L⁻¹ não têm efeito adverso; entre 1500 e 3000 mg L⁻¹ há efeito inibidor se o pH for maior que 7,4; e quando a concentração da amônia for maior que 3000 mg L⁻¹ os efeitos podem ser considerados tóxicos (NOGUEIRA, 1992). Portanto as concentrações de nitrogênio amoniacal do efluente no TDH de 21 horas foram consideradas benéficas ao processo.

Pela Resolução do CONAMA 357/05, o padrão de lançamento de efluente para o parâmetro nitrogênio amoniacal é de no máximo 20 mg L⁻¹, portanto as concentrações de nitrogênio amoniacal durante o TDH de 21 horas apresentaram-se acima do valor máximo permitido por esta Resolução.

Kurian et al. (2005), ao tratarem efluente de ração animal em biorreator de membrana acoplada com tratamento convencional (20°C) e tratamento termofílico (45°C) tendo-se inicialmente um pré-tratamento de flotação com ar dissolvido, observaram para o tratamento termofílico no TDH de 7 e 5 dias, respectivamente, a remoção de nitrogênio amoniacal de 69 e 51%, correspondendo à concentração de nitrogênio amoniacal, respectivamente de 197 e 363 mg L⁻¹. No tratamento convencional no TDH de 6,3 e 5 dias, a remoção de nitrogênio amoniacal foi respectivamente de 59 e 62%, correspondendo à concentração de nitrogênio amoniacal, respectivamente de 487 e 451 mg L⁻¹.

Acharya et al. (2006) também trataram efluente de ração animal em biorreator de membrana acoplada, adotando-se pré-desnitrificação, em TDH de 12,5 e 6,3 dias, obtiveram remoção de nitrogênio amoniacal, respectivamente de 90 e 99%.

As concentrações de fósforo do substrato variaram entre 1,11 e 25,92 mg L⁻¹ (Tabela 3) e de efluente variaram entre 0 e 29,26 mg L⁻¹ (Tabela 14).

Tabela 13 – Valores da concentração média, desvio padrão, máximos e mínimos de fósforo do efluente em função do TDH.

TRH (horas)	n	Fósforo (mg L ⁻¹)		
		Média ± Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
240	10	18,99 ± 9,01	28,99	1,45
168	4	23,80 ± 1,10	24,69	22,28
120	4	13,96 ± 10,36	26,60	5,14
72	5	18,48 ± 3,15	21,59	14,84
48	22	21,59 ± 6,21	29,26	6,42
24	21	7,48 ± 6,66	18,23	0,47
21	51	1,85 ± 2,13	6,74	0,00

n – número de amostras.

Tabela 14 – Valores da remoção média, desvio padrão, máximos e mínimos de fósforo do efluente em função do TDH.

TRH (horas)	n	Fósforo (%)		
		Média $\pm$ Desvio Padrão	Máximo	Mínimo
240	10	24,51 $\pm$ 33,40	93,86	0,00
168	4	1,39 $\pm$ 2,79	5,57	0,00
120	4	44,01 $\pm$ 38,89	78,21	0,00
72	5	28,72 $\pm$ 12,15	42,76	16,71
48	22	19,19 $\pm$ 21,31	75,25	0,00
24	21	49,58 $\pm$ 23,42	90,90	0,00
21	51	65,88 $\pm$ 39,20	100,00	0,00

n – número de amostras.

Os valores de remoção de fósforo do efluente variaram entre 0,00 e 100,00% (Tabela 15).

Verifica-se que houve remoção e, em alguns casos, aumento de teor de fósforo. Essas variações podem ser explicadas pela utilização de diferentes lotes de substrato, podendo conter maior ou menor concentração de fósforo.

Rodriguez-Martinez et al. (2002), ao estudarem o tratamento de efluente de abatedouro em reator de manta de lodo de fluxo ascendente, obtiveram remoção de fósforo de 39%.

Acharya et al. (2006), ao tratarem efluente de ração animal em biorreator de membrana acoplada adotando-se pré-desnitrificação, em TDH de 12,5 e 6,3 dias, respectivamente, obtiveram remoção de fósforo de 42 e 40%.

6.3. Análise multivariada

Os resultados das análises do substrato e efluente de cada amostra foram utilizados para as Análises de Componentes Principais (PCA) “Principal Component Analysis”, utilizando o programa Pirouette, versão 4.0 (Infometrix).

Para as análises de PCA, foi realizado o autoescalamento como pré-processamento onde os dados são centrados na média e depois divididos pelo respectivo desvio padrão do conjunto. Dessa forma, não se prioriza variáveis que possuam maior magnitude, as quais não distinguem necessariamente os dados, colocando todas elas com um mesmo peso (BEEBE, 1998).

A PCA é o processamento matemático de um conjunto de dados com o objetivo de representar as variações presentes. O objetivo desta análise é descrever as distâncias entre pontos (espalhamento ou variação) usando poucos eixos ou dimensões. Isto é efetuado pela construção dos eixos dos componentes principais que se alinham com os dados (BEEBE, 1998).

A PCA pode ser utilizada para reduzir a dimensionalidade e o número de componentes principais utilizados, ela encontra combinações lineares de variáveis que descrevem principais tendências em um conjunto de dados (KANO, 2001).

6.3.1 Tratamento estatístico por análise de componentes principais

A PCA foi utilizada, num primeiro momento, para analisar os resultados de caracterização do substrato, formando uma matriz 5 x 10 totalizando 5 amostras e 10 variáveis (pH, alcalinidade, acidez, concentração de DQO, concentração de sólidos totais, concentração de sólidos voláteis, concentração de fósforo, concentração de nitrogênio total, concentração de nitrogênio amoniacal e óleos e graxas). A matriz foi dividida em 5 classes: Lote 1, Lote 2, Lote 3, Lote 4 e Lote 5, conseguiu-se 99,99% de informação com 4 componentes principais, sendo que a PC1 correspondeu a 54,06% de variância total e a PC2 correspondeu a 29,95% de variância total.

Os valores do poder de modelagem, os quais correlacionam as variáveis, foram em ordem decrescente os seguintes: pH: 0,94; sólidos totais: 0,94; alcalinidade: 0,93; fósforo: 0,88; sólidos voláteis: 0,85; nitrogênio: 0,80; DQO: 0,58; acidez volátil: 0,49; óleos e graxas: 0,29 e nitrogênio amoniacal: 0,14. Portanto as variáveis pH e sólidos totais que apresentaram maior correlação com os resultados das análises do substrato.

Na Figura 9a está o mapa de escores entre os seguintes componentes principais: (PC1 e PC2) demonstrando que há discriminação entre as classes. Este gráfico também demonstra que a primeira e a segunda componentes discriminam as 5 classes.

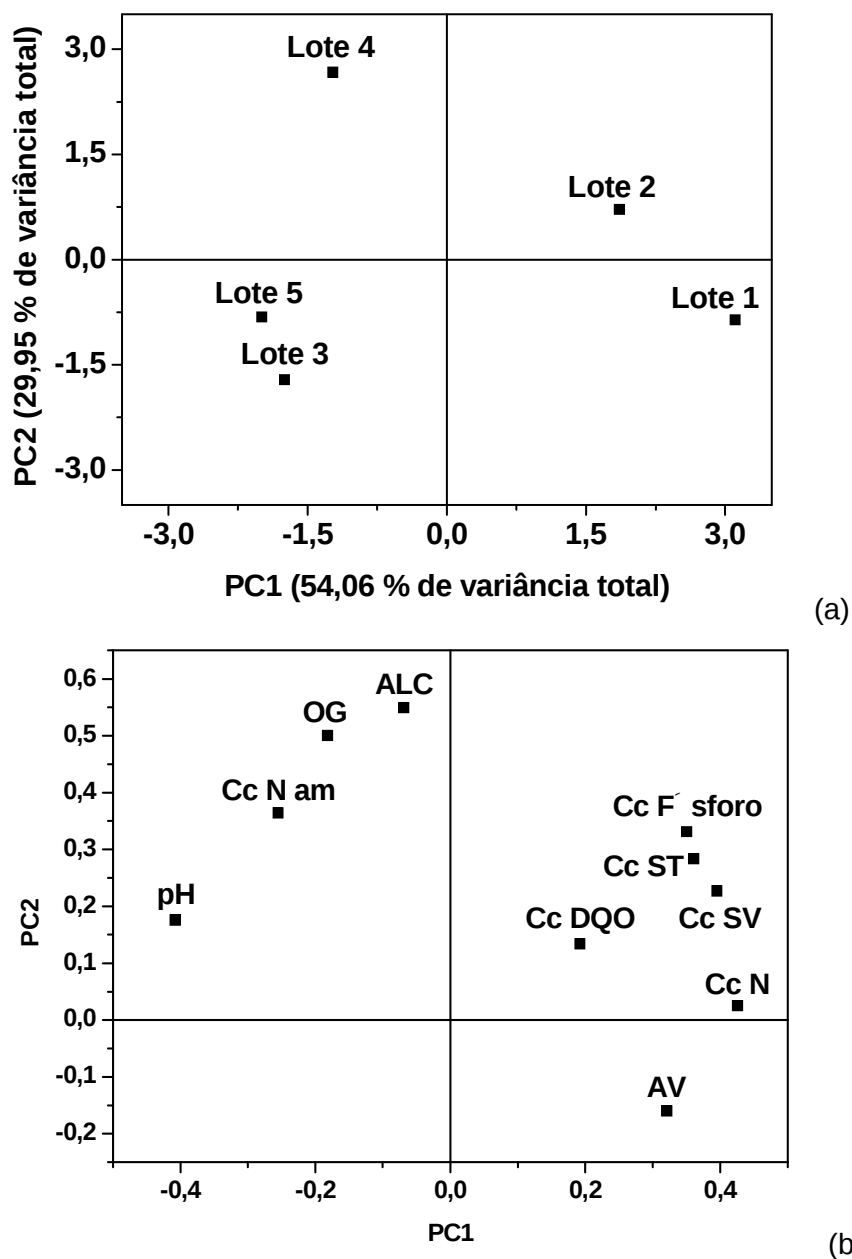


Figura 9 – Gráfico dos escores (a) e pesos (b) da análise por PCA dos resultados das análises do substrato.

O diagrama de pesos na Figura 9b mostra que todas as variáveis foram importantes na construção do modelo exploratório. Na análise conjunta dos gráficos de escores e pesos (Figura 9) pode-se observar que o lote 1 apresentou deslocamento para maiores valores de acidez, enquanto o lote 2 está mais relacionado com os maiores valores de concentração de fósforo, concentração de sólidos totais e voláteis, concentração de DQO e concentração de nitrogênio. No lote

4 os maiores valores estão para as variáveis alcalinidade, óleos e graxas, concentração de nitrogênio amoniacal e pH. Porém, nenhuma variável contribuiu para o modelo exploratório correspondentes aos Lotes 3 e Lote 5.

Para a PCA dos resultados das análises do efluente, adotou-se primeiramente a PCA sem exclusão de variáveis, posteriormente fez-se a PCA com a exclusão das variáveis referentes às remoções de DQO, sólidos totais e voláteis, nitrogênio, fósforo e a relação acidez volátil/ alcalinidade e finalmente, fez-se a PCA com a exclusão das variáveis correspondentes às concentrações de DQO, sólidos totais e voláteis, nitrogênio, fósforo e a relação acidez volátil/ alcalinidade. Foram elaboradas as PCA com as exclusões para verificar a melhor discriminação das classes.

Primeiramente foi construído um modelo exploratório sem exclusão das variáveis. Na PCA foram utilizados os resultados das análises do efluente, totalizando 67 amostras, formando uma matriz 67 x 15 variáveis (pH, temperatura, alcalinidade, acidez, relação alcalinidade acidez, concentração de DQO, remoção de DQO, concentração de sólidos totais, remoção de sólidos totais, concentração de sólidos voláteis, remoção de sólidos voláteis, concentração de fósforo, remoção de fósforo, concentração de nitrogênio total e remoção de nitrogênio total. A matriz foi dividida em 10 classes: Lote (1 a 5)-TDH (240 a 21 horas), sendo: (1L-240h), (1L-168h), (1L-120h), (2L-72h), (2L-48h), (2L-24h), (3L-24h), (3L-21h), (4L-21h) e (5L-21h).

Na PCA sem exclusão de variáveis conseguiu-se 99,39% de informação com 12 componentes principais, sendo que a PC1 correspondeu a 42,03% de variância total e a PC3 correspondeu a 9,86% de variância total.

Os valores do poder de modelagem, os quais correlacionam as variáveis, foram em ordem decrescente os seguintes: temperatura 0,99; pH: 0,98; remoção de nitrogênio: 0,98; concentração de sólidos totais: 0,96; concentração de sólidos voláteis: 0,94; concentração de nitrogênio: 0,92; concentração de DQO: 0,92; remoção de sólidos totais: 0,92; alcalinidade 0,92; remoção de DQO: 0,92; concentração de fósforo: 0,91; remoção de sólidos voláteis: 0,90; remoção de fósforo: 0,89; acidez: 0,88 e relação acidez volátil e alcalinidade: 0,84.

Portanto as variáveis temperatura e pH que apresentaram maior correlação com os resultados das análises do efluente.

Na Figura 10a está o mapa de escores entre os seguintes componentes principais: (PC1 e PC3) que demonstram que há discriminação entre as classes. Porém, ocorreu uma exceção para as classes (1L-240h), (1L-168h), (1L-120h), (2L-72h) e (2L-48h) na qual não houve discriminação, somente a classe (2L-24h) separou. Isto pode ter ocorrido principalmente devido a distinção dos lotes de substrato 1 e 2 e também por fazerem parte do período de adaptação e otimização, onde a remoção de DQO ainda não se apresentava estável. Nos lotes (3L-24h), (4L-21h) e (5L-21h) houve a distinção entre as amostras, no entanto, o lote (3L-21h) ficou muito próximo do lote 5. Nestes agrupamentos a distinção dos lotes está relacionada com os lotes de substrato, 3, 4 e 5 e nesta configuração a remoção de DQO já se apresentava estável. Este gráfico também demonstra que a primeira e a terceira componente é que discriminam as 10 classes.

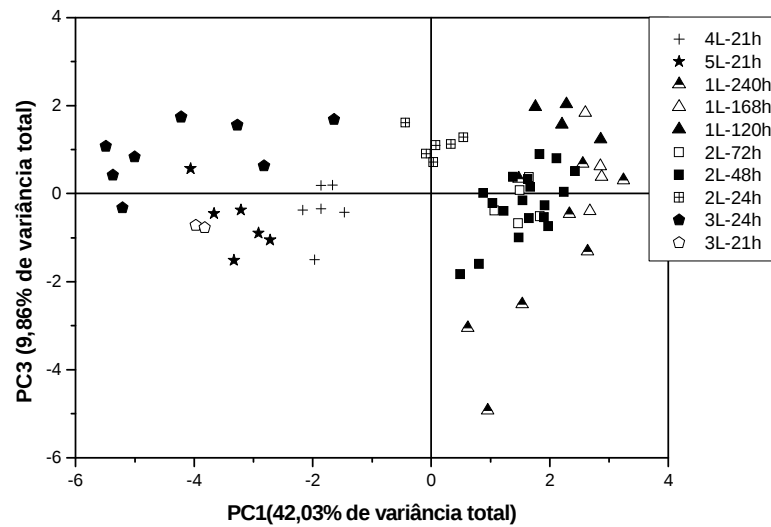
O diagrama de pesos na Figura 10b discrimina os diferentes TDH e lotes. No lote 3 e TDH de 24 horas as seguintes variáveis contribuíram na formação deste agrupamento: pH, temperatura, a relação AV/ALC, acidez e concentração de fósforo, pois como observado na Tabela 4 e Figura 3, os maiores valores de pH ocorreram no TDH de 24 horas, o que confirma as constatações provenientes do diagrama de pesos. Verifica-se, também, que esse foi o período onde a temperatura ambiente apresentou os maiores valores, acima de 25°C. Como pode ser verificado na Figura 5, quando foi iniciado o lote 3 que fez parte do TDH de 24 horas observou-se um aumento entre a relação acidez volátil e alcalinidade (AV/ALC), chegando a 0,7 devido à diminuição da alcalinidade e aumento da acidez (Figura 4). O aumento entre a relação AV/ALC, pode ter ocorrido devido ao aumento da carga orgânica associada à utilização de substrato com valores de pH entre 9,1 e 9,3, sendo desfavoráveis para o processo de digestão anaeróbia, o que também confirma as constatações provenientes do diagrama de pesos.

No lote 1 e TDH de 168 horas e lote 1 e 120 horas e lote 2 e TDH de 24 horas, as variáveis que contribuíram na sua formação foram alcalinidade, concentração de DQO, remoção de sólidos totais e voláteis e concentração de nitrogênio, pois como pode ser verificado na Tabela 2 as maiores concentrações de nitrogênio total ocorreram no substrato correspondente aos lotes 1 e 2, o que confirma as constatações provenientes do diagrama de pesos. Porém a alcalinidade contribuiu na formação deste agrupamento por apresentar maiores concentrações nos TDH de 120 e 48 horas (Tabela 5), a concentração de DQO por apresentar a

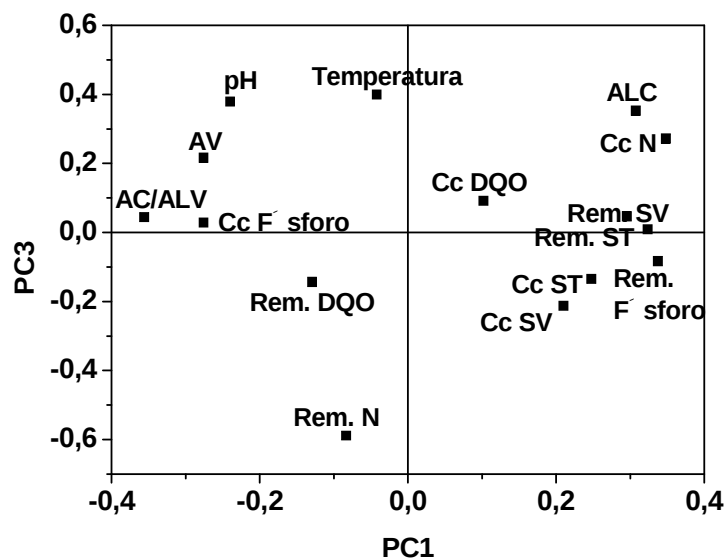
maior média de concentração no TDH de 120 horas (Tabela 8), o que confirma as constatações provenientes do diagrama de pesos.

No lote 1 e TDH de 240 horas, lote 2 e TDH de 72 horas e lote 2 e TDH de 48 horas, as variáveis que contribuíram na sua formação consistiram da concentração de sólidos totais e voláteis e remoção de fósforo, pois como pode ser verificado na Tabela 2 as maiores concentrações de sólidos totais e voláteis ocorreram no substrato correspondente aos lotes 1 e 2, o que confirma as constatações provenientes do diagrama de pesos.

No lote 3 e TDH de 21 horas, lote 4 e TDH de 21 horas e lote 5 e TDH de 21 horas, as variáveis que contribuíram na sua formação foram remoção de DQO e remoção de nitrogênio, pois a remoção de nitrogênio apresentou a maior média no TRH de 21 horas (Tabela 13), o que confirma as constatações provenientes do diagrama de pesos.



(a)



(b)

L – Lote

H – TDH (h)

Figura 10 – Gráfico dos escores (a) e pesos (b) da análise por PCA dos resultados das análises do efluente.

Para esta PCA foram utilizados os resultados das análises do efluente com exclusão das variáveis referentes às remoções, para verificar a melhor discriminação das classes, totalizando 67 amostras, formando uma matriz 67 x 9 variáveis (pH, temperatura, alcalinidade, concentração de DQO, concentração de sólidos totais, concentração de sólidos voláteis, concentração de fósforo, concentração de fósforo,

concentração de nitrogênio total). A matriz foi dividida em 10 classes: Lote (1 a 5)-TDH (240 a 21 horas), sendo: (1L-240h), (1L-168h), (1L-120h), (2L-72h), (2L-48h), (2L-24h), (3L-24h), (3L-21h), (4L-21h) e (5L-21h).

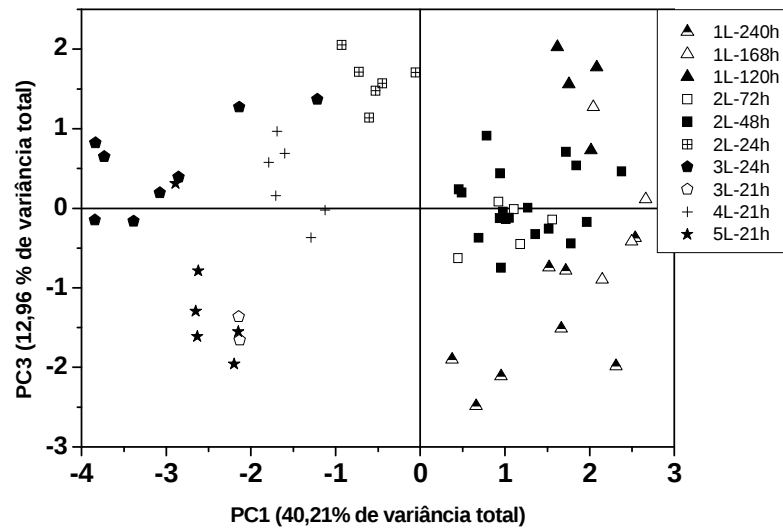
Na PCA conseguiu-se 100% de informação com 9 componentes principais, sendo que a PC1 correspondeu a 40,21% de variância total e a PC3 correspondeu a 12,96% de variância total.

Na Figura 11a está o mapa de escores entre os seguintes componentes principais: (PC1 e PC3) demonstraram melhor discriminação entre as classes quando excluídas as variáveis referentes à remoção. As classes do lote 1 e 2 permaneceram no quadrante 1 e 2, no entanto, observa-se melhor separação principalmente para as classes (1L-240h) e (1L-120h). Nas classes (1L-168h), (2L-72h) e (2L-48h), não ocorreu distinção entre os lotes, por fazerem parte do período de adaptação e otimização, onde a concentração de DQO ainda não apresentava-se estável. As classes (2L-24h), (3L-24h), (4L-21h) apresentaram boa discriminação, já as classes (5L-21h) e (3L-21h) ficaram muito próximas. A boa distinção entre estas classes ocorreu devido os lotes do substrato, 3, 4 e 5, com exceção do lote 2 e TDH de 24 horas. Este gráfico também demonstra que a terceira componente é que discrimina as 10 classes.

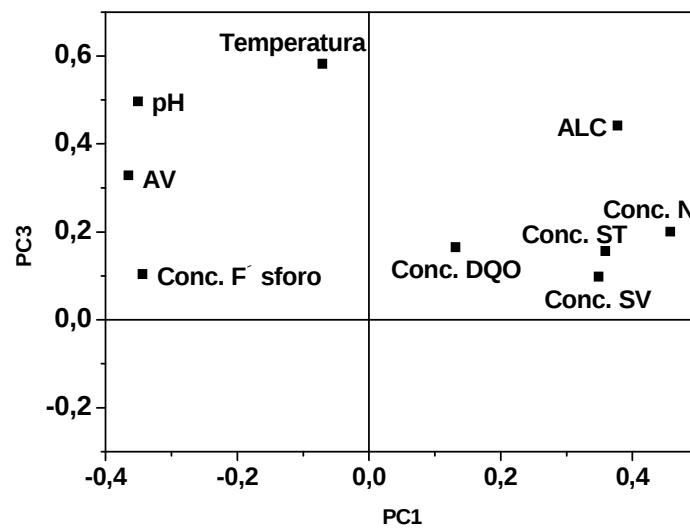
O diagrama de pesos na Figura 11b discrimina os diferentes TDH e lotes. No lote 2 e TDH de 24 horas, lote 3 e TDH de 24 horas e lote 4 e TDH de 21 horas, as seguintes variáveis contribuíram na formação deste agrupamento: pH, temperatura, acidez e concentração de fósforo, pois como observado na Tabela 4 e Figura 4, os maiores valores de pH ocorreram no TDH de 24 horas, o que confirma as constatações provenientes do diagrama de pesos. Verifica-se, também, que esse foi o período onde a temperatura ambiente apresentou os maiores valores, acima de 25°C. Para a acidez as maiores concentrações ocorreram nos TDH de 24 e 21 horas (Tabela 4), o que também confirma as constatações provenientes do diagrama de pesos. Para a concentração de fósforo o que determinou a sua contribuição foi por apresentar maiores concentrações de fósforo nos lotes 2 e 4 do substrato (Tabela 2), o que confirma as constatações provenientes do diagrama de pesos.

No lote 1 e TDH de 120 horas e lote 2 e 48 horas, as seguintes variáveis contribuíram na formação deste agrupamento: alcalinidade, concentração de nitrogênio, concentração de sólidos totais, concentração de sólidos voláteis e concentração de DQO, pois como pode ser verificado na Tabela 2 as maiores

concentrações de nitrogênio total ocorreram no substrato correspondente aos lotes 1 e 2, o que confirma as constatações provenientes do diagrama de pesos. Porém a alcalinidade contribuiu na formação deste agrupamento por apresentar maiores concentrações nos TDH de 120 e 48 horas (Tabela 5), a concentração de DQO por apresentar a maior média de concentração no TDH de 120 horas (Tabela 8) e as concentrações de sólidos totais e voláteis por apresentarem maiores concentrações nos lotes 1 e 2 do substrato (Tabela 2), o que confirma as constatações provenientes do diagrama de pesos.



(a)



(b)

L – Lote

H – TDH (h)

Figura 11 – Gráfico dos escores (a) e pesos (b) da análise por PCA dos resultados referente às concentrações das análises do efluente.

Em busca de melhorar os dados de PCA dos resultados das análises do efluente foram excluídas as variáveis referentes às concentrações, totalizando 67 amostras, formando uma matriz 67 x 9 variáveis (pH, temperatura, alcalinidade, acidez, remoção de DQO, remoção de sólidos totais, remoção de sólidos voláteis, remoção de fósforo, e remoção de nitrogênio total). Esta matriz foi dividida em 10 classes: Lote (1 a 5)-TDH (240 a 21 horas), sendo: (1L-240h), (1L-168h), (1L-120h), (2L-72h), (2L-48h), (2L-24h), (3L-24h), (3L-21h), (4L-21h) e (5L-21h).

Nesta PCA conseguiu-se 99,99% de informação com 9 componentes principais, sendo que a PC1 correspondeu a 42,01% de variância total e a PC2 correspondeu a 16,01% de variância total.

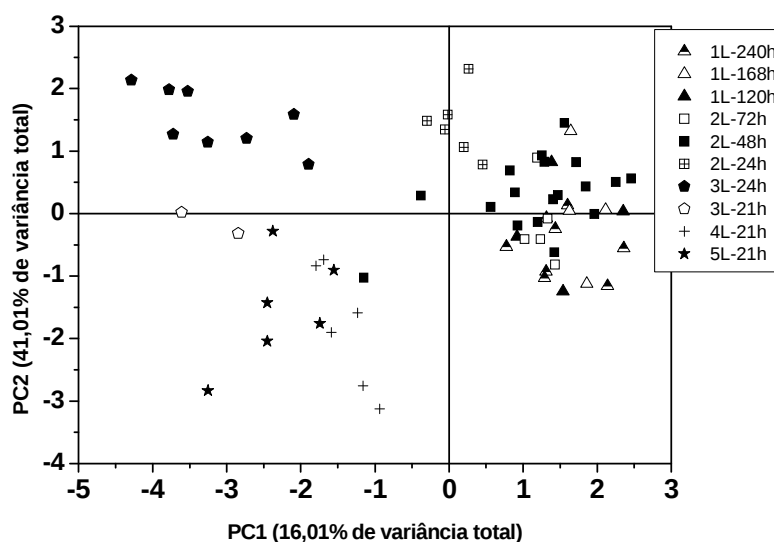
Na Figura 12a está o mapa de escores entre os seguintes componentes principais: (PC1 e PC2) demonstram que há discriminação entre as classes, entretanto menor quando comparada com as variáveis concentração. As classes (L1-240h), (L1-168h), (L1-120h) e (L2-72h) não se discriminaram entre si. As amostras pertencentes ao conjunto das classes (L2-48h) e (L2-24h) separaram, ficando próximas. A separação destas classes ocorreu principalmente devido a distinção dos lotes de substrato 1 e 2 e também por fazerem parte do período de adaptação e otimização, onde a remoção de DQO ainda não apresentava-se estável. Os conjuntos de amostras referentes as classes: (L3-24h), (L3-21h), (L4-21h) e (L5-21h) separaram, também devido a distinção dos lotes de substrato, 3, 4 e 5 e nesta configuração a remoção de DQO já apresentava-se estável. Este gráfico também demonstra que a segunda componente é que discrimina as 10 classes.

O diagrama de pesos na Figura 12b discrimina os diferentes TDH e lotes. No lote 3 e TDH de 24 horas as seguintes variáveis contribuíram na formação deste agrupamento: pH, temperatura, e remoção de DQO, pois como observado na Tabela 4 e Figura 3, os maiores valores de pH ocorreram no TDH de 24 horas, o que confirma as constatações provenientes do diagrama de pesos. Verifica-se, também, que esse foi o período onde a temperatura ambiente apresentou os maiores valores, acima de 25°C. As maiores remoções de DQO ocorreram no TDH de 24 horas, como observado na Tabela 9 e Figura 7. Este período indica maior consumo de ácidos orgânicos devido, provavelmente, a uma maior atividade de arqueas metanogênicas, que convertem os ácidos orgânicos a gases, removendo a maior parte da matéria orgânica, tendo como consequência maior remoção de DQO, o que também confirma as constatações provenientes do diagrama de pesos.

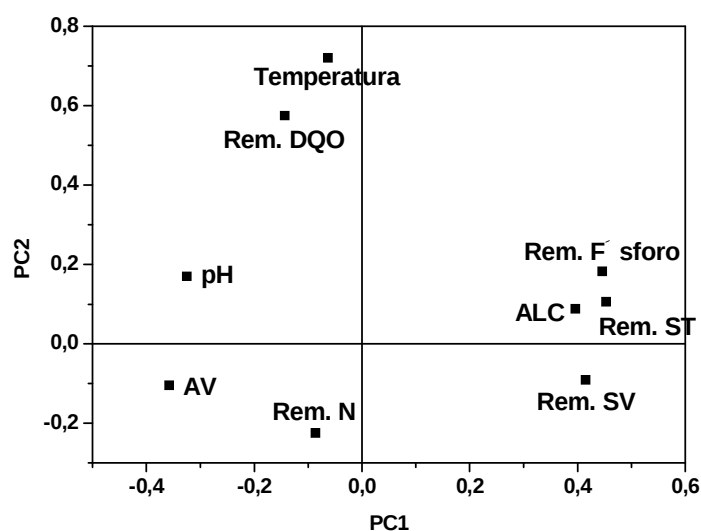
No lote 1 e TDH de 168 horas, lote 1 e TDH de 120 horas e lote 2 e TDH de 48 horas e lote 2 e TDH de 24 horas, as seguintes variáveis contribuíram na formação deste agrupamento: remoção de fósforo, alcalinidade e remoção de sólidos totais, pois como pode ser observado na Tabela 15, as maiores remoções de fósforo ocorreram nos TDH de 120 e 24 horas, para a alcalinidade as maiores concentrações ocorreram nos TDH de 168, 120 e 48 horas (Tabela 5), o que confirma as constatações provenientes do diagrama de pesos.

No lote 1 e TDH de 240 horas, e lote 2 e TDH de 72, as seguintes variáveis contribuíram na formação deste agrupamento: remoção de sólidos voláteis, pois o TRH de 240 horas apresentou maior remoção de sólidos voláteis (Tabela 11), o que confirma a constatação proveniente do diagrama de pesos.

No lote 3 e TDH de 21 horas, lote 4 e TDH de 21 horas e lote 5 e TDH de 21 horas, as seguintes variáveis contribuíram na formação deste agrupamento: remoção de nitrogênio e acidez, pois a remoção de nitrogênio apresentou a maior valor médio no TDH de 21 horas (Tabela 13) e para a acidez, uma das maiores médias de concentração ocorreu no TDH de 21 horas (Tabela 6), o que confirma as constatações provenientes do diagrama de pesos.



(a)



(b)

L – Lote

H – TDH (h)

Figura 12 – Gráfico dos escores (a) e pesos (b) da análise por PCA dos resultados referente às remoções das análises do efluente.

Conforme descrito anteriormente, para a PCA dos resultados das análises do efluente, adotou-se primeiramente a PCA sem exclusão de variáveis, posteriormente fez-se a PCA com a exclusão das variáveis referentes às remoções e finalmente, fez-se a PCA com a exclusão das variáveis correspondentes às concentrações. Foram elaboradas as PCA com as exclusões para verificar a melhor discriminação das classes. Analisando-se as três configurações das PCA, foi

constatado que as PCA com as exclusões de remoções e concentrações demonstraram a discriminação das classes, portanto estas exclusões não interferiram na construção deste modelo exploratório.

A PCA que melhor discriminou as classes foi a PCA referente às concentrações.

Com a utilização da PCA conseguiu-se separar os parâmetros analisados conforme os lotes e TDH utilizados, indicando grande influência destas variáveis sobre o processo de digestão anaeróbia.

6.3.2 Regressão por mínimos quadrados parciais

A regressão por mínimos quadrados parciais “Partial Least Squares” (PLS) foi realizada para correlacionar as variáveis TDH e lote. O TDH apresentou r de validação de 0,77 e r de calibração de 0,89. Para a variável lote, o r de validação apresentou valor de 0,90 e o r de calibração de 0,95. Portanto, comparando-se as variáveis lote e TDH, a variável lote apresentou maior correlação com os dados experimentais.

As variáveis TDH e lote utilizado tiveram grande influência nos resultados obtidos, indicando a importância do emprego de um tanque de equalização antes do tratamento biológico para diminuição do peso da variável lote.

6.4. Produção teórica de biogás

Aplicando-se a Equação 3 que consta no item de materiais e métodos, tem-se:

$$K(t) = \frac{1 \times 64}{0,0821 \times (273 + 24)} = 2,62 \text{ kgDQO} / \text{m}^3$$

Considerando que a FOCAM gera efluente com DQO média de 950 mg L^{-1} e que a remoção média durante o experimento foi de 60%. Tem-se uma remoção de 136,8 kg de DQO por dia.

$$V_{CH_4} = \frac{136,8}{2,62} = 52,21 \text{ m}^3 / \text{d}$$

Por densidade do metano: a produção de 1 m³ de CH₄ equivale a 0,67 kg de CH₄, portanto 52,21 m³ de CH₄ por dia equivale a 34,98 kg de CH₄ por dia.

Pelo Protocolo de Quioto uma tonelada de metano equivale a 21 toneladas de dióxido de carbono e pelo mercado de créditos de carbono uma tonelada de dióxido de carbono equivale a um crédito que pode ser vendido pelo preço que varia de US\$ 7 a 12.

Considerando 335 dias por ano de operação, a empresa geraria por ano cerca de 12 toneladas de metano, que equivale a 246 toneladas de dióxido de carbono que daria cerca de US\$ 2338,00 por ano de renda extra (considerando US\$ 9,50/crédito de carbono).

Considerando que o TDH de 24 horas onde ocorreram as maiores remoções de DQO com remoção média de 83%. Tem-se uma remoção de 189,24 kg de DQO por dia.

$$V_{CH_4} = \frac{189,24}{2,62} = 72,23 m^3 / d$$

Aplicando-se a Equação 3 que consta no item de materiais e métodos, tem-se:

$$K(t) = \frac{1 \times 64}{0,0821 \times (273 + 24)} = 2,62 kg DQO / m^3$$

Por densidade do metano: a produção de 1 m³ de CH₄ equivale a 0,67 kg de CH₄, portanto 72,23 m³ de CH₄ por dia equivale a 48,39 kg de CH₄ por dia.

Pelo Protocolo de Quioto uma tonelada de metano equivale a 21 toneladas de dióxido de carbono e pelo mercado de créditos de carbono uma tonelada de dióxido de carbono equivale a um crédito que pode ser vendido pelo preço que varia de US\$ 7 a 12.

Considerando 335 dias por ano de operação, a empresa geraria por ano cerca de 16 toneladas de metano, que equivale a 340 toneladas de dióxido de carbono que daria cerca de US\$ 3234,00 por ano de renda extra (considerando US\$ 9,50/crédito de carbono).

7 CONCLUSÕES

De acordo com os objetivos propostos, a análise dos resultados permite apresentar as seguintes conclusões:

- o processo de digestão anaeróbia foi eficiente no tratamento do efluente da FOCAM;
- o TDH de 24 horas seria o mais interessante para ser utilizado, pois foi o que apresentou maiores taxas de remoção de DQO com valor médio de 83% e conseqüente maior geração de biogás;
- com a implantação do processo de digestão anaeróbia a FOCAM poderá ter uma renda extra com a venda de créditos de carbono ou utilizar o metano produzido, em um motogerador de energia.

8 SUGESTÕES PARA FUTUROS TRABALHOS

- Avaliar um pós-tratamento do efluente após a digestão anaeróbia;
- Otimizar a digestão anaeróbia de maneira a maximizar a produção de metano, com o controle dos seguintes parâmetros: temperatura (37 e 55°C), pH (6,8 e 7,2) e ácidos orgânicos;
- analisar a combinação do efluente da FOCAM com outros substratos disponíveis na região de forma a aumentar a produção de biogás.

9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABREU, S. B., ZAIT, M. Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.13, n.2, p.181-188, 2008.

AL-MUTAIRI, N. Z., HAMODA, M. F., AL-GHUSAIN, I. Coagulant selection and sludge conditioning in a slaughterhouse wastewater treatment plant. **Bioresource Technology**, v.95, n.2, p.115-119, 2004.

APHA-AWWA. **Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater**, 20th ed., Washington, DC, USA: American Public Health Association, 1998.

ACHARYA, C.; NAKHLA, G.; BASSI, A. A novel two-stage MBR denitrification process for the treatment of high strength pet food wastewater. **Journal of Hazardous Materials**, v.129, n.1-3, p.194-203, 2006.

ARRUDA, V. C. M., **Tratamento anaeróbio de efluentes gerados em matadouros de bovinos**. 2004. 127 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Recife-PE, 2004.

BANKS, C. J.; WANG, Z. Development of a two phase anaerobic digester for the treatment of mixed abattoir wast. **Water Science and Tecnology**, v.40, n.1, p.6976, 1999.

BEEBE, K. R.; PELL, R. J.; SEASHOLTZ, M. B. **Chemometrics: a practical guide**. New York: John Wiley and Sons, 1998, 348 p.

BEUX, S., NUNES, E., BARANA, A.C. Effect of temperature on two-phase anaerobic reactors treating slaughterhouse wastewater. **Brazilian Archives of Biology Technology**, v.50, n.6, p.1061-1072, 2007.

BRODKHE, S. Development of an improved anaerobic Wlter for municipal wastewater treatment. **Bioresource Technology**, v.99, n.1, p.222-226, 2008.

BUENDÍA, I. M., FERNÁNDEZ F.J., VILLASEÑOR J., RODRÍGUEZ L. Feasibility of anaerobic co-digestion as a treatment option of meat industry wastes. **Bioresource Technology**, v.100, n.6, p.1903-1909, 2009.

CHAN, Y. J.; CHONG, M. F.; LAW, C. L.; HASSELL, D.G. A review on anaerobic–aerobic treatment of industrial and municipal wastewater. **Chemical Engineering Journal**, v.155, n.1-2, p.1-18, 2009.

CHÁVEZ P., C., CASTILLO L., R., DENDOOVEN, L., ESCAMILLA-SILVA, E.M. Poultry slaughter wastewater treatment with an up-flow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Bioresource Technology**, v.96, n.15, p.1730-1736, 2005.

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. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, vol 5: **Reatores Anaeróbios**, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG. Belo Horizonte/MG, 1997. 245 p.

CHERNICHARO, C. A. L.; SPERLING, M. V. Urban wastewater treatment technologies and the implementation of discharge standards in developing countries. **Urban Water**, v.4, n.1, p.105-114, 2002.

CHYNOWETH, D. P. et al. Renewable methane from anaerobic digestion of biomass. **Renewable Energy**, v.22, n.1-3, p.1-8, 2001.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357 de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, mar. 2005.

CUETOS, M. J.; GOMÉZ, X.; OTERO M.; MORÁN, A. Anaerobic digestion of solid slaughterhouse waste (SHW) at laboratory scale: Influence of co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste (OFMSW) **Biochemical Engineering Journal**, v.40, n.1, p.99-106, 2008.

CUNHA, F. L. M., **Digestão anaeróbia de resíduos sólidos urbanos: um panorama tecnológico atual**. 2007. 107 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) Área de concentração: Mitigação de Impactos Ambientais - Instituto Tecnológico do Estado de São Paulo, São Paulo, 2007.

DEL NERY, V.; DE NARDI, I. R.; DAMIANOVIC, M. H. R. Z., POZZI, E., AMORIM, A. K. B. ZAIAT, M., Long-term operating performance of a poultry slaughterhouse wastewater treatment plant, **Resources, Conservation and Recycling**, v.50, n.1, p.102-114, 2007.

DEL POZO, R.; DIEZ, V.; BELTRÀN, S. Pre-treatment of Anaerobic of slaughterhouse wastewater that uses fixed-film reactors. **Bioresource Technology**, v.71, n.2, p.143- 49, 2000.

ERDOGDU E. Turkish support to Kyoto Protocol: A reality or just an illusion. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.14, n.3, p.1111-1117, 2010.

FELIZOLA, C. S.; LEITE, V. D.; PRASAD, S., Estudo do processo de digestão anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos e aproveitamento do biogás. **Agropecuária Técnica**, v.27, n.1, p.53-62, 2006.

GUIMARÃES, J. R.; NOUR, E. A. A. Tratando nossos esgotos: processos que imitam a natureza. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**, edição especial, Maio, p.19-30. 2001.

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.

HOBSON, P.N., WHEATLEY, A.D. **Anaerobic digestion; modern theory and practice**. London: Elsevier Applied Science, p.269. 1993.

KANO, M.; HASEBE, S.; HASHIMOTO, I.; OHNO, H. A new multivariate statistical process monitoring method using principal component analysis. **Computers and Chemical Engineering**, v.25, n.7-8, p.1103-1113, 2001.

LEITÃO, R. C.; VAN HAANDEL, A. C.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. The effects of operational and environmental variations on anaerobic wastewater treatment systems. A review. **Bioresource Technology**, v.97, n.9, p.1105-1118, 2006.

LEITE, V. D.; LOPES, W. S.; SOUZA, J. T. Tratamento anaeróbio de resíduos orgânicos com baixa concentração de sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.9, n.4, p.280-284, 2004.

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 solid waste. **Bioresource Technology**, v.99, n.4, p.882-888, 2008.

LIU, D. C.; OCKERMAN, H. W. Meat Co-Products. In: HUY, Y.H., NIP, W., ROGERS, R.W., YOUNG, O.A. **Meat Science and Applications**, New York: Marcel Dekker, Inc. 2001. cap. 5. p.581-603.

LIU, T.; SUNG, S. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion. **Chemosphere**, v.53, n.1, p.43-52, 2003.

MALINA JR, J. F.; POHLAND, F. G. Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes. **Water Quality Manegement Library**, v.17, 2003.

MANCUSO, P. C. S. **Tecnologia de reúso da água**. Barueri: Manole, 2003. p. 291-338.

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

MASSE, D.I.; MASSE, L. Treatment of slaughterhouse wastewater in anaerobic sequencing batch reactors. **Canadian Agricultural Engineering**, v.42, n.3, p.131-137, 2000b.

MASSE, L.; MASSÉ, D. I. Effect of soluble organic, particulate organic, and hydraulic shock loads on anaerobic sequencing batch reactors treating slaughterhouse wastewater at 20°C. **Process Biochemistry**, v.40, n.3-4, p.1225-1232, 2005.

MERZOUKI, M.; BERNET, N.; DELGENÈS, J.P.; BENLEMLIH, M. Effect of pre-fermentation on denitrifying phosphorous removal in slaughterhouse wastewater. **Bioresource Technology**, v.96, n.12, p.1317-1322, 2005.

METCALF, A.; EDDY, M. S. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 3ed. New York: McGraw-Hill, 1991. 1334 p.

METCALF, A.; EDDY, M. S. **Wastewater engineering: Treatment and Reuse**. 4. ed. New York: McGraw-Hill, 2003. 1819 p.

METZNER, G., TEMPER, U., Operation and optimization of a fullscale fixed-bed reactor for anaerobic digestion of animal rendering wastewater. **Water Sciency Technology**. v.22, p.373-384, 1990.

MITTAL, G.S. Treatment of wastewaters from abattoirs before land application - a review. **Bioresource Technology**, v.97, n.9, p.1119-1135, 2006.

MURTO, M.; BJORNSSON, I.; 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.

NIELSEN, H. B.; ANGELIDAKI, I. Strategies for optimizing recovery of the biogas process following ammonia inhibition. **Bioresource Technology**, v.99, n.17, p.7995–8001, 2008.

NIELSEN H. J. B.; AI SEADI, T.; OLESKOWICZ-POPIEL, P. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. **Bioresource Technology**, v.100, n.22, p.5478-5484, 2009.

NOGUEIRA, L. A. H. **Biodigestão: a alternativa energética**. São Paulo: Nobel, 1992. 93 p.

PARAWIRA, W.; MURTO, M.; ZVAUYA, R.; MATTIASSON, B. Comparative performance of a UASB reactor and an anaerobic packed-bed reactor when treating potato waste leachate. **Renewable energy**, v.31, n.6, p.893-903, 2006.

PEREIRA-RAMIREZ, O., ANTUNES, R. M., QUADRO, M. S., KOETZ, P. R. Pós-tratamento de efluentes de reator UASB com filtros anaeróbios. **Revista Brasileira de Agrociência**, v.7, n.3, p.209-212, 2001.

PIEROTTI, S. M. **Avaliação da partida de reator anaeróbio de fluxo ascendente e manta de lodo (UASB), em escala real, sob condições hidráulicas desfavoráveis**. 2007. 141 f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos-SP, 2007.

PLÖCHL, M., HEIERMANN, M., 2006. Biogas farming in central and northern Europe: a strategy for developing countries? **Agricultural Engineering International: the CIGR journal. Invited Overview**, v.8, n.8, p.1-15, 2006.

RAJESHWARI, K. V.; BALAKRISHNAN, M.; KUSUM LATA, K. A.; KISHORE, V. V. N., State-of-the-art of anaerobic digestion technology for industrial wastewater treatment. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.4, n.2, p. 135-156, 2000.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, v.58, n.5, p.406-411, 1986.

SALMINEN, E.; RINTALA, J. Anaerobic digestion of organic solid poultry slaughterhouse waste – a review. **Bioresource Technology**, v.83, n.1, p.13–26, 2002.

SPONZA, D.T.; AGDAG, O.N., Impact of leachate recirculation and recirculation volume on stabilization of municipal solidwastes in simulated anaerobic bioreactors, **Process Biochemistry**, v.39, n.12, p.2157-2165, 2004.

STRONACH, S. M.; RUDD, T.; LESTER, J. N. Start-up of anaerobic bioreactors on high strength industrial wastes. **Biomass**, v.13, n.3, p. 173-197, 1987.

SATYANARAYAN, S.; SZPYRKOWICZ, S. L.; SANTOSH, N. K.; NETI, R. N. Influence of anode material on electrochemical oxidation for the treatment of tannery wastewater. **Water Research**. v.39, n.8 , p.1601-1613, 2005.

SAYED, S. K.Y.; ZANDEN, J. van der; WIJFFELS, R.; LETTINGA, G. Anaerobic degradation of the various fractions of slaughterhouse wastewater. **Biological Waste**, v.23, n.2, p.117-142, 1988.

SEGHEZZO, L.; ZEEMAN, G.; LIER, J. B.; HAMELERS, H. V. M.; LETTINGA, G. A review: The anaerobic treatment of sewage in UASB and EGSB reactors. **Bioresource technology**, v.65, n.3, p.175-190, 1998.

SHOW, K. Y.; TAY, J. H. Influence of support media on biomass growth and retention in anaerobic filters. **Water Research**, v.33, n.6, p.1471-1481, 1999.

SILVA, M. O. S. A. **Analises físico-químicas para o controle de estações de tratamento de esgotos**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1977. 226p.

SILVA, D. J. **Análise de alimentos – métodos químicos e biológicos**. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa, 1981. 166 p.

SILVA, T. N; CAMPOS, L. M. S. Avaliação da produção e qualidade do gás do Aterro para energia no aterro sanitário dos Bandeirantes – SP. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.13, n.1, p. 88-96, 2008.

SPEECE, R. E. **Anaerobic Biotechnology**. Nashville, Tennessee: Archae Press. 1996.

TRITT, W. P.; SCHUCHARDT, F. Materials flow and possibilities of treating liquid and solid wastes from slaughterhouse in Germany. A review. **Bioresource Technology**, v.41, n.3, p.235-245, 1992.

VAN HAANDEL, A. C; LETTINGA, G. Tratamento anaeróbio de esgotos - Um manual para regiões de clima quente. Campina Grande-PB, 1994.

VAN LIER, J. B. New perspectives in anaerobic digestion. **Water Science and Technology**, v.43, n.1, p.1-18, 2001.

VON SPERLING, M. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, vol 2: **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. UFMG. Belo Horizonte-MG, 1996. 211 p.

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.