



TRATAMENTO ANAERÓBIO DE RESÍDUOS SÓLIDOS ORGÂNICOS PARA PEQUENAS COMUNIDADES

MARIA LUCIANA DIAS DE LUNA¹, VALDERI DUARTE LEITE², WILTON SIVA LOPES³,
SALOMÃO ANSELMO SILVA⁴, JOSÉ VANDERLEY DO NASCIMENTO SILVA⁵

¹ Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente pelo PRODEMA (Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente) UFPB/UEPB. Endereço para correspondência: Rua Gonçalves Dias, 373, Monte Castelo. CEP 58103-430, Campina Grande, PB. Fone: (83) 3322-6507. E-mail: mldluna@hotmail.com

² Doutor em Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP. Professor do Departamento de Química/Universidade Estadual da Paraíba.

³ Doutor em Química pela UFPB/PB. Professor do Departamento de Química/Universidade Estadual da Paraíba

⁴ Doutor em Hidráulica e Saneamento pela University of Leeds – Inglaterra. Professor do Departamento de Engenharia Civil/Universidade Federal de Campina Grande.

⁵ Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela UFCG/PB.

RESUMO

Neste trabalho foi estudado o processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com baixa concentração de sólidos em reator anaeróbio compartimentado. O sistema experimental foi instalado e monitorado nas dependências da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário (EXTRABES) da Universidade Federal de Campina Grande, localizado no bairro do Tambor na cidade de Campina Grande (7°13'11" sul, 35°52'31" oeste e 550 m acima do nível do mar) no estado da Paraíba. O trabalho foi realizado em reator anaeróbio compartimentado com capacidade unitária de 2,2 m³ sendo 1,85 m³ destinados ao substrato afluente e o restante ao biogás produzido. O substrato foi preparado com concentração de sólidos totais contendo em média cerca de 5% (percentagem em peso de sólidos totais), sendo constituído pela fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos e por lodo de esgoto sanitário nas proporções de 80/20% (percentagem em peso de sólidos totais), respectivamente. Durante a realização do trabalho experimental foram aplicadas cargas orgânicas de 9,3 kg m⁻³_R dia⁻¹ na primeira fase, 10,5 kg m⁻³_R dia⁻¹ na segunda fase, 12 kg m⁻³_R dia⁻¹ na terceira fase e 14 kg m⁻³_R dia⁻¹ na quarta fase. O desempenho do reator foi avaliado com base nas taxas de reduções dos parâmetros DQO e STV. A análise dos resultados demonstrou que a digestão anaeróbia pode ser empregada com sucesso a esse tipo de substrato no qual acontece a bioestabilização da matéria orgânica produzindo biogás com aproximadamente 62% de gás metano que pode ser utilizado como fonte alternativa de energia.

Palavras-chave: anaeróbio; reator compartimentado; resíduos sólidos orgânicos; lodo de esgoto sanitário; biogás.

TREATMENT ANAEROBIC OF ORGANIC SOLID WASTE FOR SMALL COMMUNITIES

ABSTRACT

The process of anaerobic treatment of organic solid waste with low solid concentration in a compartmented reactor has been studied in this work. The experimental system was installed and monitored at the Experimental Station for Biological Treatment of Sanitary Sewage (EXTRABES) of University Federal of Campina Grande located at Tambor, Campina Grande-PB (7°13'11" south, 35°52'31" west and 550 m above sea level). The work was realized in a compartmented anaerobic reactor with 2.2 m³ capacity where 1.85 m³ was destined for the affluent substrate and the rest for the biogas produced. The substrate was prepared with an average of about 5wt% of the total solid concentration and was constituted of putrescible organic fraction of urban solid waste and sanitary sewage sludge in the proportions of 80/20wt%, respectively. The organic loads applied during the realization of the experimental work were: 9,3 kg m⁻³_R day⁻¹ in the first phase, 10,5 kg m⁻³_R day⁻¹ in the second phase, 12 kg m⁻³_R day⁻¹ in the third phase and 14 kg m⁻³_R day⁻¹ in the fourth phase. The reactor performance was evaluated on the basis of reduction rates of the COD and TVS parameters. The analysis of the results demonstrated that the anaerobic digestion could be employed with success to this type of substrate in which the biostabilization of the organic matter occurs producing biogas with approximately 62% of methane, which can be used as an alternative source of energy.

Key words: sewage – anaerobic treatment – solid waste; compartmented anaerobic reactor; urban solid waste; biogas.

INTRODUÇÃO

Os resíduos sólidos podem ser bioestabilizados via aeróbia ou via anaeróbia. Por via aeróbia o processo mais conhecido é a compostagem que tem como objetivo produzir composto para aplicação na agricultura. No Brasil o percentual de resíduos sólidos que está sendo tratado em usina de compostagem situa-se em torno de 2,8%. Nas regiões nordeste e norte do Brasil a situação é ainda mais crítica. Os dados demonstram que a utilização de usina de compostagem para tratamento da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos é quase desprezível, sendo a matéria orgânica lançada em vazadouros a céu aberto, que juntamente com outros tipos de materiais presentes nos resíduos sólidos urbanos, produzem efeitos nocivos ao meio ambiente.

Os problemas inerentes à taxa de produção per capita e a composição gravimétrica, física e química dos resíduos sólidos, principalmente dos resíduos sólidos urbanos, envolvem questões de natureza social, econômica, política e cultural. Em países subdesenvolvidos ou em fase retardada de desenvolvimento, os resíduos sólidos urbanos têm se tornado um problema gravíssimo de saneamento básico e até mesmo de saúde pública.

Segundo IBGE (2002), no Brasil são produzidos em média 125 mil toneladas de resíduos sólidos domiciliares por dia. Deste total cerca de 20% não são coletadas regularmente e dos 80% coletados, que corresponde a 100 mil toneladas, apenas 28 mil toneladas são destinados de forma racional, sendo a maior fração disposta em aterro sanitário e uma pequena parcela tratada em usina de compostagem. Das 72 mil toneladas de resíduos sólidos domiciliares lançados em lixões, logradouros públicos, canais, margens de rios ou outro qualquer agente receptor, 50% em média (36 mil toneladas), corresponde à matéria orgânica putrescível. Nos lixões esta matéria orgânica passará pelo processo de bioestabilização aeróbio ou anaeróbio, gerando percolato com elevada concentração de DQO e ácidos graxos voláteis e em alguns casos, significativa concentração de metais pesados.

Portanto, se faz necessário o estabelecimento por parte dos governos municipais de programas de gerenciamento para os resíduos sólidos urbanos, delineando a coleta seletiva como ponto prioritário, sendo os materiais papel/papelão, metais ferrosos e não fer-

rosos, plástico e vidro, encaminhados para usina de reciclagem e a matéria orgânica putrescível destinada para o tratamento por via aeróbia ou anaeróbia, dependendo das prioridades locais.

A digestão anaeróbia tem sido utilizada como uma alternativa para remoção de altas concentrações de matéria orgânica presente em muitos tipos de resíduos. Diversos grupos de pesquisa em vários países vêm empregando o processo de digestão anaeróbia para tratamento de diferentes tipos de substratos, dentre os quais cita-se o tratamento de resíduo de animais (KARIM et al., 2005; ALVAREZ et al., 2006), co-digestão de resíduos sólidos e lodos (NEVES et al., 2006; Leite et al., 2006), restos de frutas e verduras (BOU-ALLAGUI et al., 2005; JOKELA et al., 2005).

Muitas são as vantagens que a digestão anaeróbia apresenta quando comparada aos métodos aeróbios convencionais, dentre elas cita-se a baixa produção de lodo, baixo custo de investimento inicial e utilização de uma menor quantidade de energia para operação do sistema (KIM et al., 2006). Além disso, o processo gera biogás que pode ser utilizado como fonte de energia de forma direta ou convertido em energia elétrica para ser utilizada na própria estação de tratamento ou em outras atividades.

Na Europa o número de estações que usam a digestão anaeróbia para tratamento de restos de alimentos e/ou outros tipos de resíduos orgânicos com recuperação de energia através do biogás tem crescido nos últimos anos. Atualmente, existem 19 estações na Dinamarca, 11 na Alemanha e 10 na Suécia, além de outras estações que estão em construção (KIM et al., 2006).

A biomassa pode contribuir na estabilização da concentração de dióxido de carbono na atmosfera de duas formas: produção de biomassa para substituição de combustíveis fósseis e armazenar dióxido de carbono na vegetação e no solo (ERICSSON E NILSSON, 2006).

No tratamento anaeróbio de resíduos sólidos os pesquisadores têm estudado vários tipos de reatores que operam de forma diversificada. Os reatores mais utilizados são os convencionais de batelada (LOPES et al., 2004; PARAWIRA et al., 2004), reatores que operam de forma semi-contínua (VALDEZ-VAZQUEZ et al., 2005), sistema que operam em dois estágios (SOSNOWSKI et al., 2003; JIANG et al., 2005), além de outros tipos como o reator tubular (BOU-ALLAGUI et al., 2004). Contudo, outras configura-

ções de reatores precisam ser investigadas, levando-se em consideração a relação custo/benefício que possa se adequar às realidades regionais e locais.

Para que projetos dessa natureza obtenham sucesso, a implantação da coleta seletiva é fundamental, como também todo um trabalho de conscientização da população em geral esclarecendo dúvidas e questões relacionadas à disposição inadequada dos resíduos sólidos urbanos, mostrando os impactos ambientais que eles podem causar ao meio ambiente.

Portanto, objetiva-se neste trabalho estudar o processo de tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com baixa concentração de sólidos em reator anaeróbio compartimentado, como também, desenvolver alternativas tecnológicas de aproveitamento integral dos resíduos sólidos orgânicos, proporcionando à redução dos impactos ambientais causados atualmente pelo lançamento inadequado destes resíduos.

MATERIAL E MÉTODOS

O sistema experimental foi desenvolvido com o objetivo de avaliar o seu uso como alternativa de tratamento biológico para os resíduos sólidos orgânicos. Os resíduos sólidos orgânicos no Brasil correspondem em média a 50% dos resíduos sólidos urbanos produzidos diariamente no país, constituindo-se em um grave problema social e ambiental. Os resíduos sólidos orgânicos utilizados como substrato neste trabalho foram inoculados com lodo de esgoto sanitário proveniente de tanques sépticos, lagoas facultativas e reatores UASB. Durante a realização do trabalho foram aplicadas quatro diferentes cargas orgânicas ao reator de acordo com o tempo de monitoração.

O trabalho foi realizado nas dependências do laboratório da Estação Experimental de Tratamento Biológico de Esgoto Sanitário (EXTRABES) da Universidade Federal da Paraíba, localizado no bairro do Tambor na cidade de Campina Grande (7°13'11" sul, 35°52'31" oeste e 550 m acima do nível do mar) no estado da Paraíba, no Nordeste do Brasil.

Para a realização do trabalho experimental foi construído um reator anaeróbio compartimentado com capacidade unitária de 2,2 m³. O reator anaeróbio compartimentado foi construído com fibra de vidro e assentado em uma base metálica. O reator apresentava configuração geométrica retangular e era dividido

internamente em três câmaras de iguais dimensões. Em cada câmara foi colocado um ponto de amostragem na parte lateral do reator, objetivando realizar o acompanhamento do perfil do material sólido ao longo do sentido longitudinal do reator. Do volume total do reator, uma fração em torno de 0,35 m³ foi destinada para armazenamento do biogás produzido e 1,85 m³ ao substrato afluyente.

O sistema experimental contou também com um dispositivo para preparação do substrato que era constituído por resíduos sólidos vegetais inoculados com lodo de esgoto sanitário e de uma caixa de alimentação para receber o substrato preparado.

Inicialmente o reator foi alimentado com 1850 kg de substrato, correspondendo ao volume do reator destinado para tal. Como o reator era constituído por três câmaras de iguais dimensões, ficaram retidas em cada câmara aproximadamente 616,6 kg de substrato por um período de 90 dias. Após o período de detenção de 90 dias, o reator anaeróbio compartimentado passou a receber cargas orgânicas distintas conforme apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Cargas orgânicas aplicadas ao reator com seus respectivos tempos de detenção

Tempo de Detenção	Carga Orgânica Aplicada
90 dias	9,3 kg. m ⁻³ R. dia ⁻¹
80 dias	10,5 kg. m ⁻³ R. dia ⁻¹
70 dias	12,0 kg. m ⁻³ R. dia ⁻¹
60 dias	14,0 kg. m ⁻³ R. dia ⁻¹

Na Figura 1 apresenta-se o esquema geral do reator anaeróbio compartimentado com os seguintes dispositivos instalados:

Os resíduos sólidos orgânicos utilizados para alimentação do reator eram constituídos de resíduos sólidos vegetais e de lodo de esgoto sanitário na proporção de 80 e 20% respectivamente. A mistura destes dois tipos de resíduos originava o substrato, o qual após a correção da umidade para 95% (percentagem em peso) era alimentado ao reator.

A monitoração do sistema experimental consistiu na coleta dos resíduos sólidos orgânicos, na preparação do substrato e alimentação do reator diariamente, além do acompanhamento sistemático do perfil da distribuição de resíduos nas câmaras internas do reator.

O processo de monitoração foi realizado nas fra-

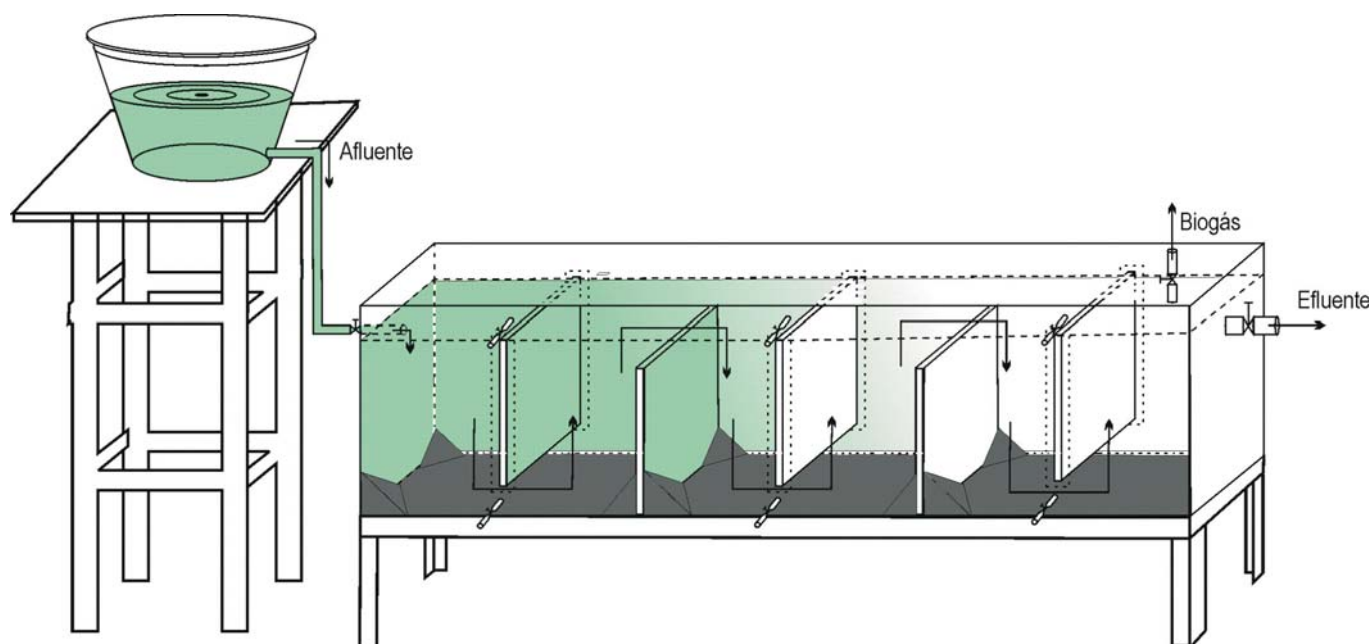


Figura 1. Esquema geral do reator anaeróbico compartimentado.

ções sólidas, líquidas e gasosas. Na fração sólida, as análises foram realizadas nos resíduos sólidos vegetais, no lodo de esgoto sanitário e no substrato, sempre antes da alimentação do reator. Na fração líquida as amostras eram coletadas semanalmente e determinados os seguintes parâmetros: pH, ST e suas frações, alcalinidade total, ácidos graxos voláteis, DQO, NTK e nitrogênio amoniacal. Para a realização das análises físicas e químicas da fração líquida, foram utilizados os métodos preconizados por APHA (1995). Na fração gasosa, a quantificação do biogás era realizada continuamente, sendo a caracterização qualitativa feita duas vezes por semana através de cromatografia gasosa.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos gera percolato com elevada demanda química de oxigênio e biogás que dependendo da estabilidade do processo pode conter de 10 a 60% de gás metano, além de material orgânico parcialmente bioestabilizado contendo micro e macronutrientes essenciais para serem incorporados em solos agrícolas.

Um dos parâmetros que está sendo investigado com bastante empenho no processo de bioestabilização anaeróbia de resíduos sólidos orgânicos é o percentu-

al de umidade. O ajuste do percentual ótimo de umidade para o desempenho do processo contribuirá tecnicamente para se alcançar um maior índice de transformação de matéria orgânica e reduzirá os custos de implantação do sistema experimental, equilibrando favoravelmente a relação custo/benefício do tratamento, razão pela qual se realizou este trabalho com substrato contendo 5% de umidade. O substrato era constituído por resíduos sólidos orgânicos domiciliares e lodo de esgoto sanitário. Os resíduos sólidos domiciliares, no geral apresentavam características predominantemente orgânicas, haja vista, serem formados por restos de alimentos, frutas e verduras.

Na Figura 2 são apresentadas as tendências das evoluções temporais do pH no substrato afluente e no material efluente do reator nas quatro diferentes fases de monitoração do reator.

Analisando os perfis apresentados na Figura 2, observa-se que os valores de pH no substrato afluente apresentaram comportamentos similares, situando-se numa faixa de 4 a 6,1 unidades de pH, em todas as fases de monitoração do reator. Essa faixa de pH no substrato afluente está associada à composição do substrato, uma vez que os resíduos vegetais utilizados no trabalho apresentavam pH em torno de 3,0 unidades de pH, enquanto que o lodo de esgoto sanitário apresentava pH de aproximadamente 7,0 unidades de pH. No material efluente do reator, até os 133 dias de monitoração, o pH apresentou características ligeira-

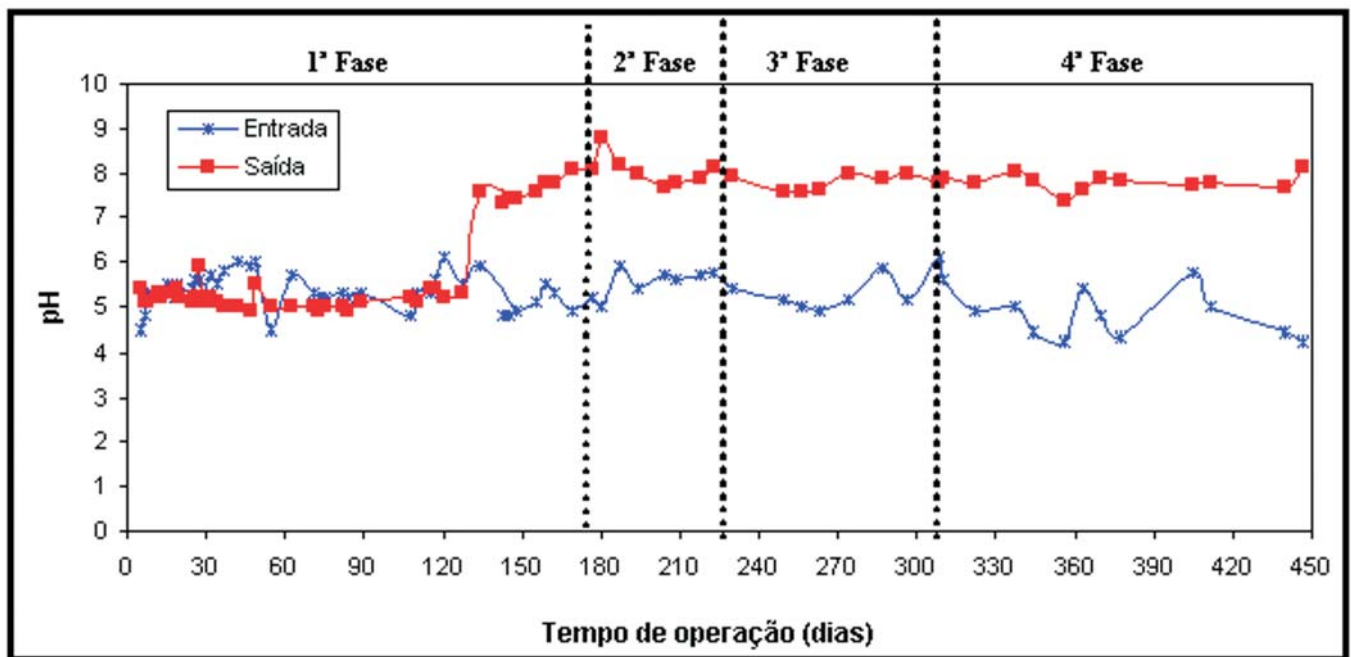


Figura 2. Comportamento das evoluções temporais do pH no substrato afluente e no material efluente do reator nas quatro diferentes fases de monitoração do reator.

mente ácidas decorrentes da adaptação do substrato à massa bacteriana existente no interior do reator. Após esse período, o pH do material efluente adquiriu características neutras com valores de pH superiores a 7,0 unidades de pH, mantendo-se assim até o final do tempo de monitoração, que aconteceu após o período de 447 dias com tempo de detenção de sólidos de 60 dias. É importante destacar que mesmo após as mudanças de cargas orgânicas aplicadas ao reator, não foram verificadas reduções significativas nos valores de pH, indicando a presença de mecanismos de tamponação do resíduo retido no interior do reator e a conseqüente capacidade de suporte de variação de carga orgânica aplicada.

Na Figura 3 são apresentados os perfis da alcalinidade total do substrato afluente e do material efluente do reator ao longo do período de monitoração.

Analisando o comportamento da Figura 3, observa-se que a alcalinidade total do substrato afluente apresentou variações significativas nas quatro fases de monitoração. Essas variações podem ser explicadas pela heterogeneidade dos resíduos sólidos vegetais, pelo grau de trituração destes resíduos, como também pelos resíduos líquidos empregados para realização da preparação do substrato, uma vez que foi utilizado esgoto sanitário com uma significativa concentração de alcalinidade total. Isso contribui para que o sistema seja tamponado com maior facilidade. No material

efluente, a alcalinidade total apresentou variações de 2557 a 5546 mg de $\text{CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$. Este acréscimo demonstra que a alcalinidade gerada no reator foi suficiente para manter a estabilidade do processo, apesar das mudanças no tempo de detenção e na carga orgânica aplicada ao reator. O acréscimo da alcalinidade total foi diretamente proporcional ao tempo de monitoração do reator.

Na Figura 4 são apresentados os perfis dos ácidos voláteis nas quatro diferentes fases de monitoração do reator.

A concentração de ácidos voláteis no substrato afluente apresentou valor médio de $5080 \text{ mg H}_{\text{AC}} \text{ L}^{-1}$ enquanto que no material efluente a concentração média foi de $3668 \text{ mg H}_{\text{AC}} \text{ L}^{-1}$, conforme mostrado na Figura 4.

Até os 127 dias de monitoração do reator, a concentração de ácidos voláteis no material efluente permaneceu superior a concentração do material afluente, indicando que nessa fase, o sistema ainda não apresentava capacidade de neutralizar os ácidos formados nessa etapa e, conseqüentemente houve o acúmulo de ácidos voláteis, mostrando que o sistema ainda não estava tamponado. Após esse período, a concentração de ácidos graxos decresceu até alcançar valores de $300 \text{ mg H}_{\text{AC}} \text{ L}^{-1}$ no final da primeira fase. Na segunda fase, houve um acréscimo de ácidos no material efluente entre os dias 208 e

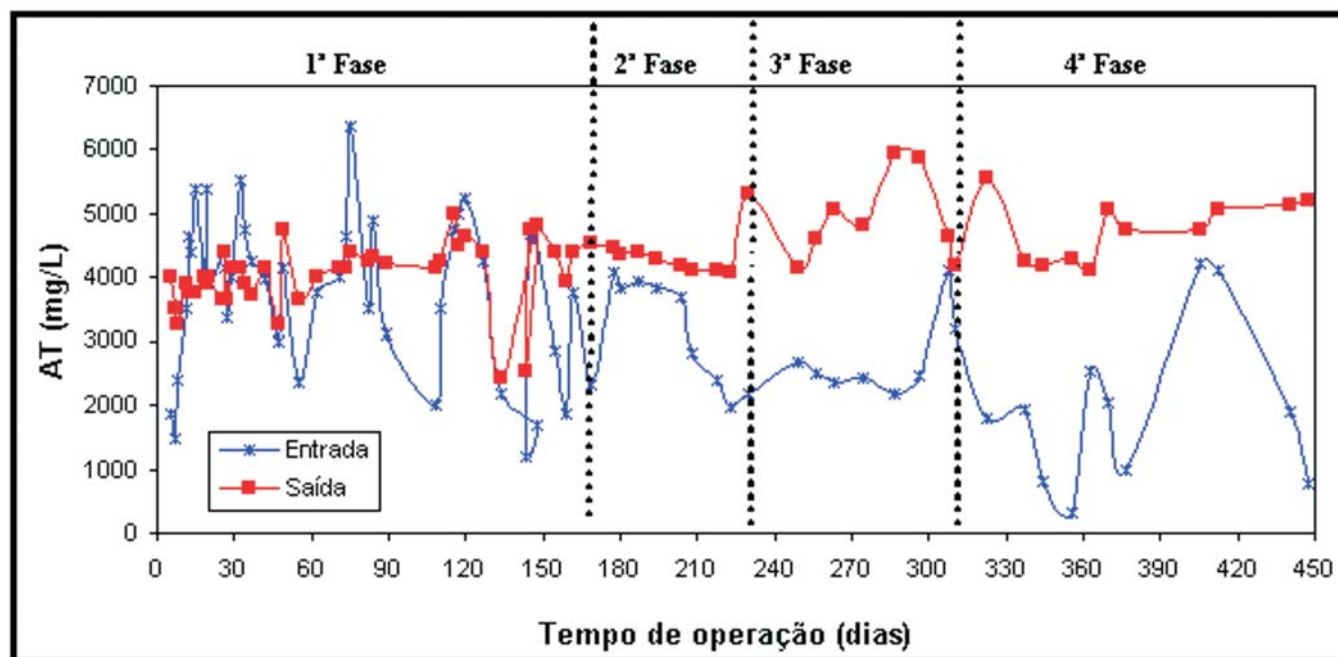


Figura 3. Comportamento dos perfis da alcalinidade total.

223, mas, como o sistema já estava tamponado, o desempenho do processo não foi alterado. Nas 3ª e 4ª fases, a concentração média de ácidos graxos voláteis foi de 185 e 112 mg H_{AC} L⁻¹, respectivamente. A redução de ácidos graxos no material efluente indica que os ácidos estão sendo consumidos na mesma proporção em que estão sendo produzidos. No processo de bioestabilização anaeróbia de resí-

duos sólidos orgânicos, quando acontece a redução da concentração dos ácidos graxos voláteis, proporcionalmente ocorre um acréscimo acentuado do percentual de gás metano no biogás.

O comportamento da DQO nas quatro diferentes fases de monitoração do reator são apresentados na Figura 5.

Segundo Leite (1997), pode-se dizer que a variação

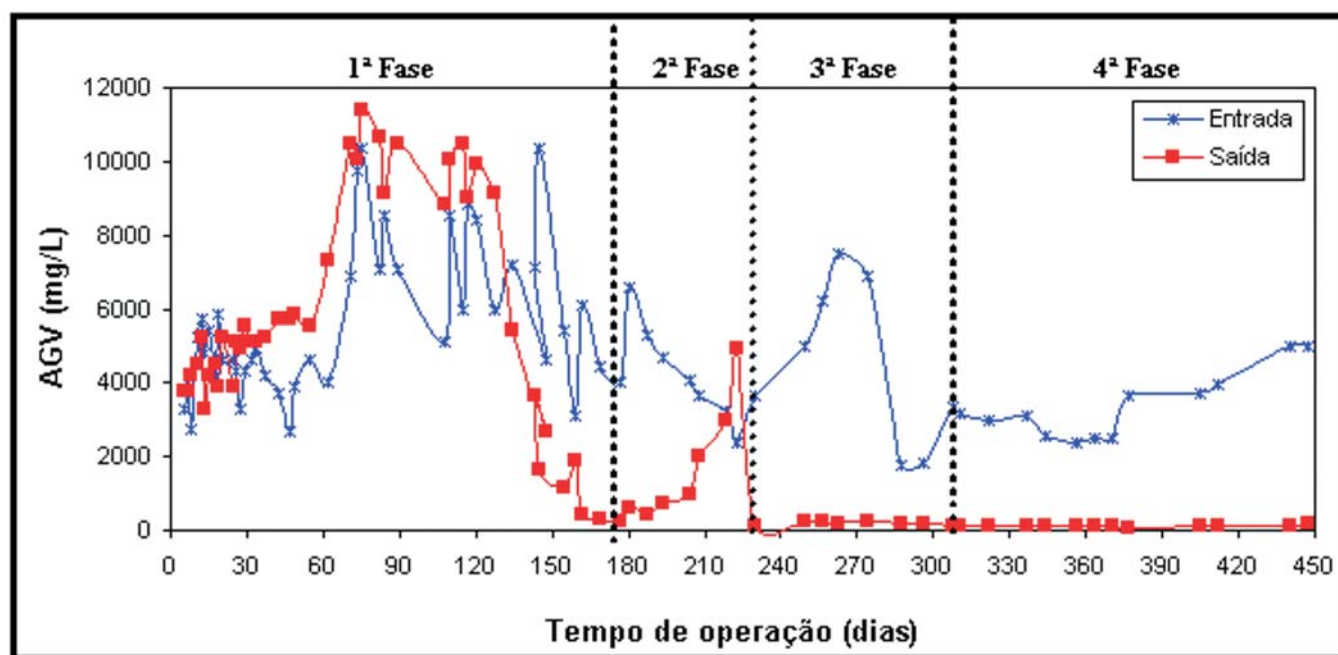


Figura 4. Comportamento dos ácidos graxos voláteis.

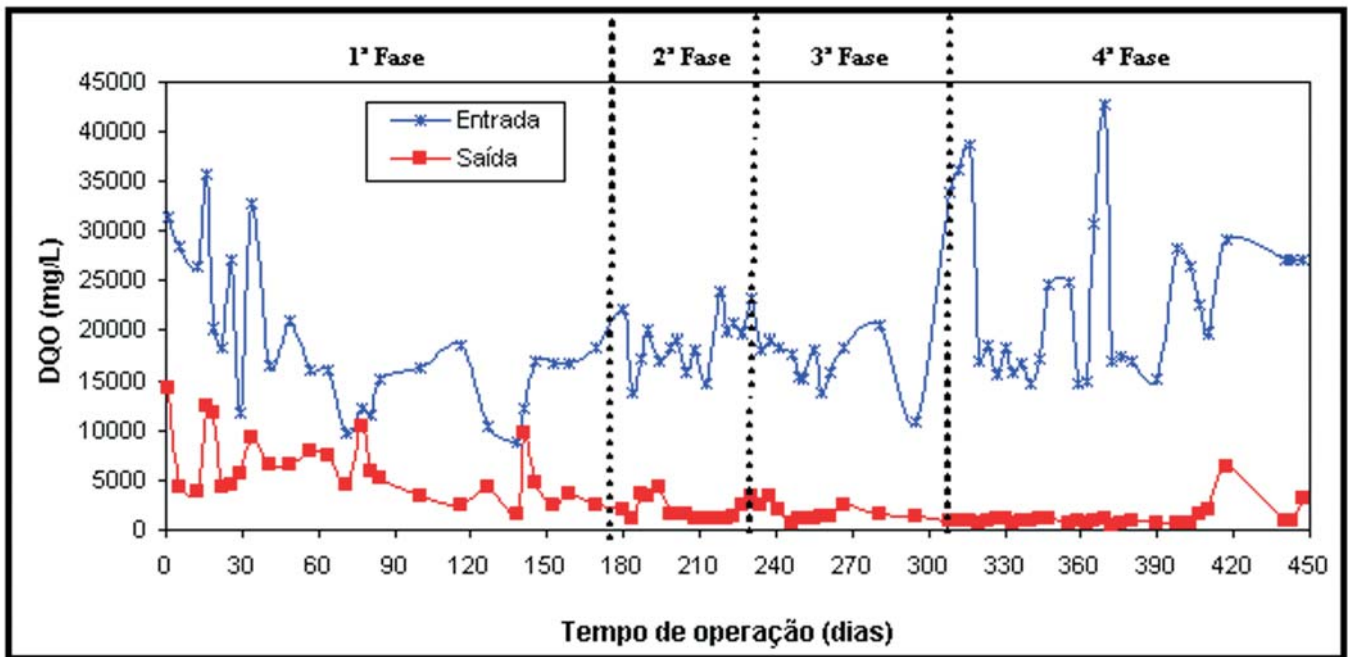


Figura 5. Comportamento da DQO nas quatro fases de monitoração do reator.

de DQO em função do tempo de disposição dos resíduos expressa de forma indireta o rendimento das atividades microbianas envolvidas no processo. A massa de DQO adicionada ao sistema, associada a outros parâmetros físicos e químicos são os maiores responsáveis pelo desempenho do processo.

Analisando as tendências da Figura 5, verifica-se que na primeira fase a concentração de DQO no substrato afluente apresentou variações de 11914 a 31350 mg L⁻¹. No material efluente essa variação foi de 1646 a 14415 mg L⁻¹ com uma eficiência de remoção média de 64,3%. Nota-se claramente que o material efluente apresentou variações significativas até os primeiros 141 dias de monitoração. Após esse período, houve um decréscimo da concentração alcançando um valor de 2577 mg L⁻¹ ao final da primeira fase.

As variações nas concentrações de DQO no substrato afluente na segunda, terceira e quarta fases foram de 15995 a 23759 mg L⁻¹, 10834 a 20420 mg L⁻¹ e de 14847 a 42785 mg L⁻¹, respectivamente. A partir da segunda fase e nas fases subsequentes, os valores de DQO no material efluente permaneceram praticamente constantes, apresentando eficiências de remoção média de 88,8% na segunda fase, 90,3% na terceira fase e de 93,2% na quarta fase.

O bom desempenho operacional do reator pode ser atribuído a presença de microrganismos adaptados para a realização do processo da mistura de resíduos sólidos

orgânicos com lodo de esgoto sanitário.

Na Figura 6, são apresentadas as tendências das evoluções temporais dos sólidos totais voláteis nas quatro fases do período de monitoração do sistema experimental.

Analisando o comportamento das Figuras 6, observa-se que a concentração de sólidos totais voláteis no substrato afluente na primeira fase variou de 18134 a 32670 mg L⁻¹, enquanto que no material efluente essa variação foi de 2190 a 6972 mg L⁻¹, apresentando uma eficiência de remoção média de 82,4%.

A concentração de sólidos totais voláteis no substrato afluente na segunda fase variou de 19642 a 34692 mg L⁻¹ e de 1080 a 3816 mg L⁻¹ no material efluente, aumentando a eficiência de remoção para 93,3%.

A variação de sólidos totais voláteis na terceira fase foi de 16896 a 31028 mg L⁻¹ no substrato afluente e de 1296 a 4024 mg L⁻¹ no substrato efluente. A eficiência de remoção média de sólidos totais voláteis manteve-se próximo ao valor encontrado na fase anterior.

Na quarta fase, a concentração média no substrato afluente e no material efluente do reator foram de 31070 mg L⁻¹ e 1237 mg L⁻¹, respectivamente. A eficiência de remoção nesta fase aumentou para aproximadamente 96%.

A eficiência de transformação de material carbonáceo em período relativamente curto de tempo pode ser atribuída a configuração do reator que possibili-

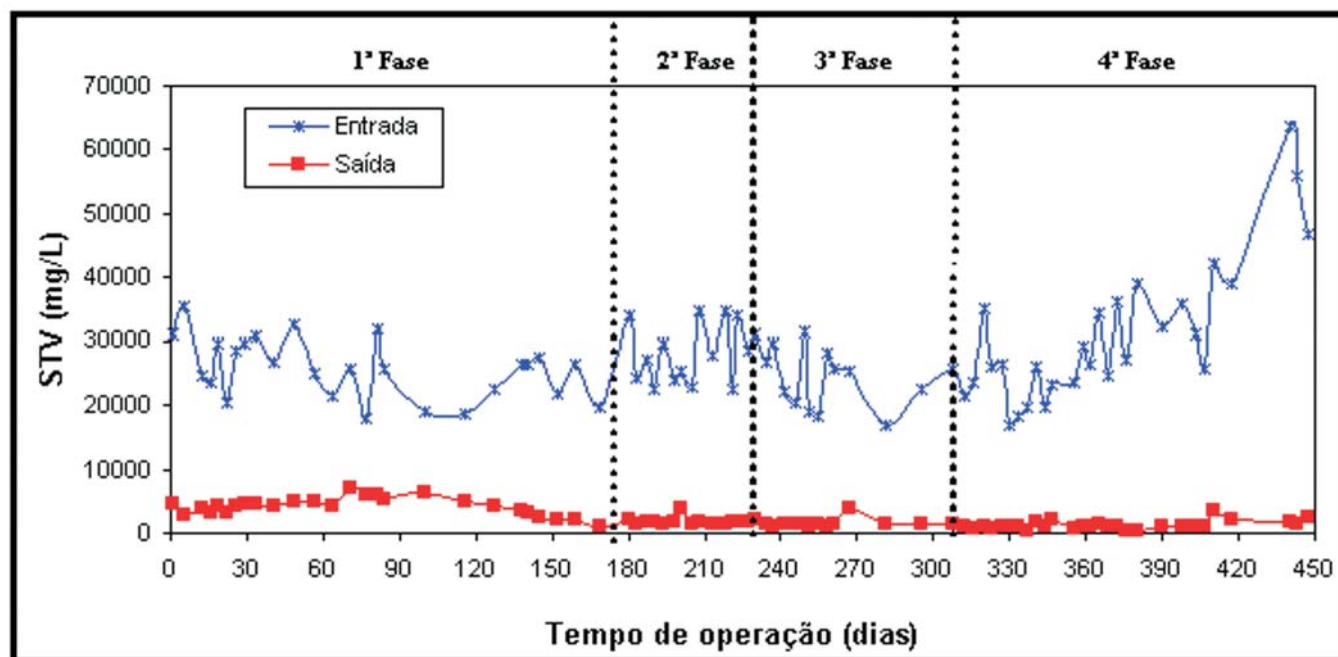


Figura 6. Comportamento das evoluções temporais dos sólidos totais voláteis nas quatro fases de monitoração do sistema experimental.

tou um maior contato da massa de resíduo com a massa bacteriana.

Bouallagui (2003), trabalhando com resíduos sólidos vegetais em biodigestor tubular, com concentração de sólidos totais de 6% (percentagem em peso), obteve eficiência de remoção de sólidos totais voláteis de 74,4% produzindo biogás com 65% de gás metano.

Na Figura 7 apresenta-se as tendências das evoluções temporais do nitrogênio amoniacal ($N - NH_4^+$) no substrato afluente e no material efluente do reator. O monitoramento desse parâmetro é importante porque dependendo da concentração existente no reator, sua presença pode ser benéfica ou limitante da atividade metanogênica. A digestão de compostos ricos em

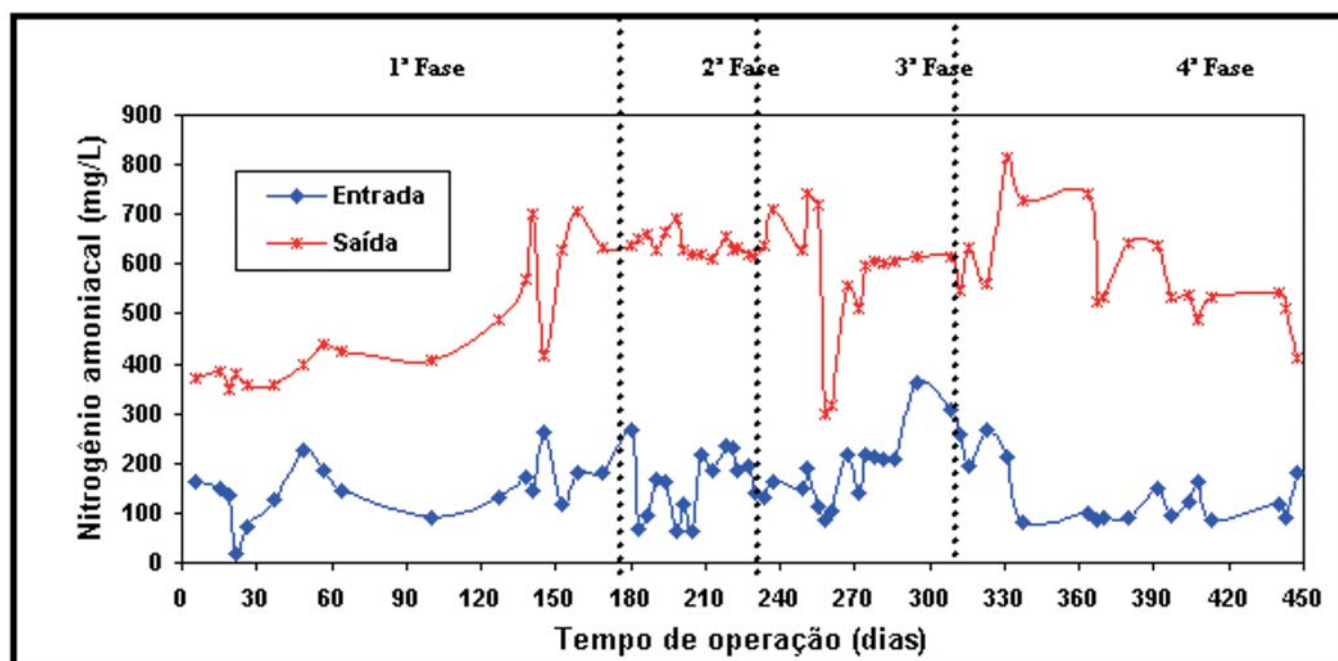


Figura 7. Comportamento das tendências das evoluções temporais do nitrogênio amoniacal no substrato afluente e no material efluente do reator.

proteína conduz a formação do bicarbonato de amônia que atua como fonte de nitrogênio e como tampão para a massa de resíduos sólidos orgânicos em estado de bioestabilização (Lima, 2002).

Segundo Lopes (2000), o nitrogênio amoniacal é resultante da degradação do nitrogênio orgânico presente nos resíduos sólidos.

Analisando a Figura 7, observa-se que a concentração do nitrogênio amoniacal no substrato afluente variou de 17 a 269 mg L⁻¹, enquanto que no material efluente a concentração variou de 347 a 705 mg L⁻¹. O acréscimo de nitrogênio amoniacal pode ser explicado pelo fato de que a maior parte do nitrogênio contido no substrato afluente é de origem orgânica. Quando esse nitrogênio começa a ser degradado pelas bactérias existentes no interior do reator através das reações de hidrólise que acontecem na primeira etapa do processo de digestão anaeróbia, se transforma em amônia.

Para avaliar o desempenho do processo anaeróbio de bioestabilização da fração orgânica dos resíduos sólidos mais lodo de esgoto sanitário foi realizado estudo do perfil da relação CH₄/CO₂ em função do tempo de operação do reator conforme apresentado na Figura 8. Teoricamente é citado que quando esta relação atinge valor médio de 1,5, o processo de tratamento anaeróbio alcançou o estado de equilíbrio dinâmico. Nestas condições, o biogás produzido pelo processo de bioestabilização anaeróbia da matéria or-

gânica contém em média 60 % de metano e 40% de dióxido de carbono (Leite, 1997).

A caracterização qualitativa do biogás começou a ser monitorado a partir dos 177 dias de operação que aconteceu na segunda fase de monitoramento do sistema.

Analisando os perfis da Figura 8, observa-se que as relações CH₄/CO₂ no biogás para as três fases de monitoração foram de 1,4, 1,7 e 1,7, respectivamente, na segunda, terceira e quarta fases. Verifica-se que o valor máximo da relação CH₄/CO₂ aconteceu aos 370 dias de monitoração com tempo de detenção de 60 dias. A relação CH₄/CO₂ na segunda fase indica que o percentual de metano e CO₂ situou-se num patamar de 59 e 41%, respectivamente. Na quarta fase de monitoração, a relação CH₄/CO₂ apresentava percentuais 63% de gás metano e 37% de CO₂. Esses dados demonstram que a relação CH₄/CO₂ encontrava-se dentro dos parâmetros teóricos estabelecidos.

Na Figura 9 é apresentada a composição percentual do biogás em relação a CH₄ e CO₂ nas três fases de monitoração.

O percentual de gás metano apresentou comportamentos similares nas três fases de operação monitoradas, conforme mostrado na Figura 9. Na segunda fase, o percentual médio de gás metano foi de 58,3%, aumentando posteriormente na terceira e quarta fases para 61,6 e 63,4%, respectivamente.

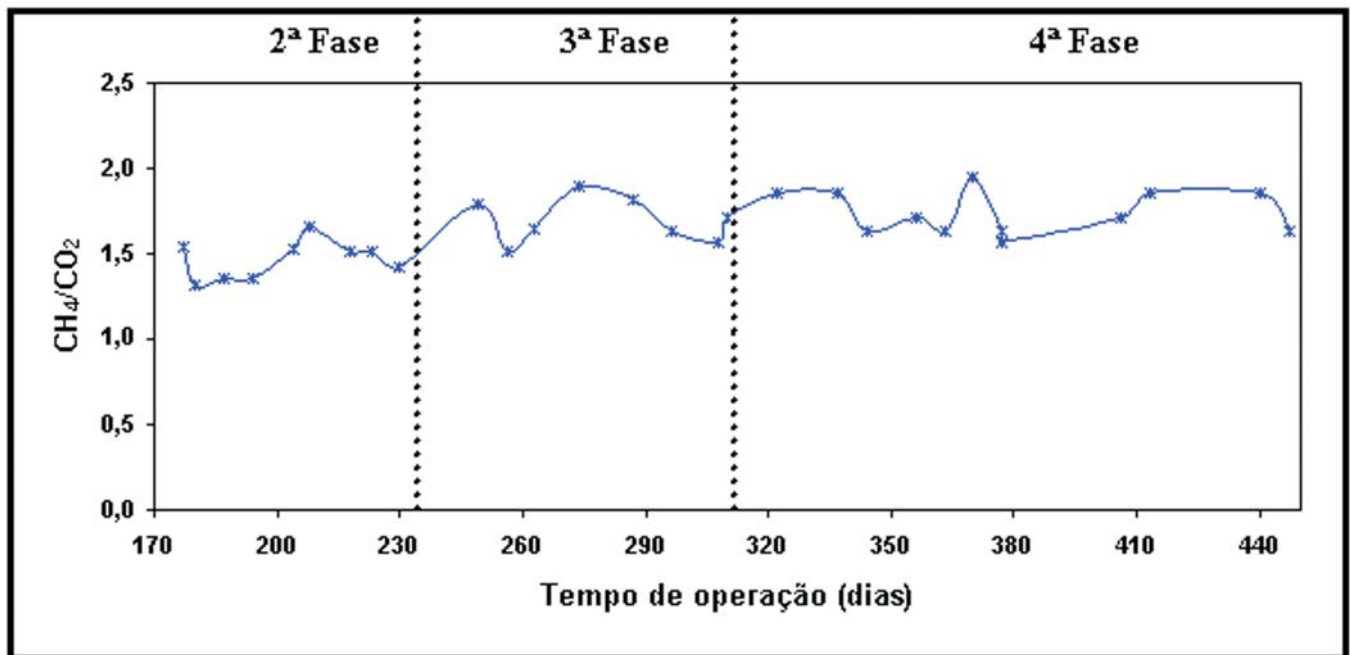


Figura 8. Perfil da relação CH₄/CO₂

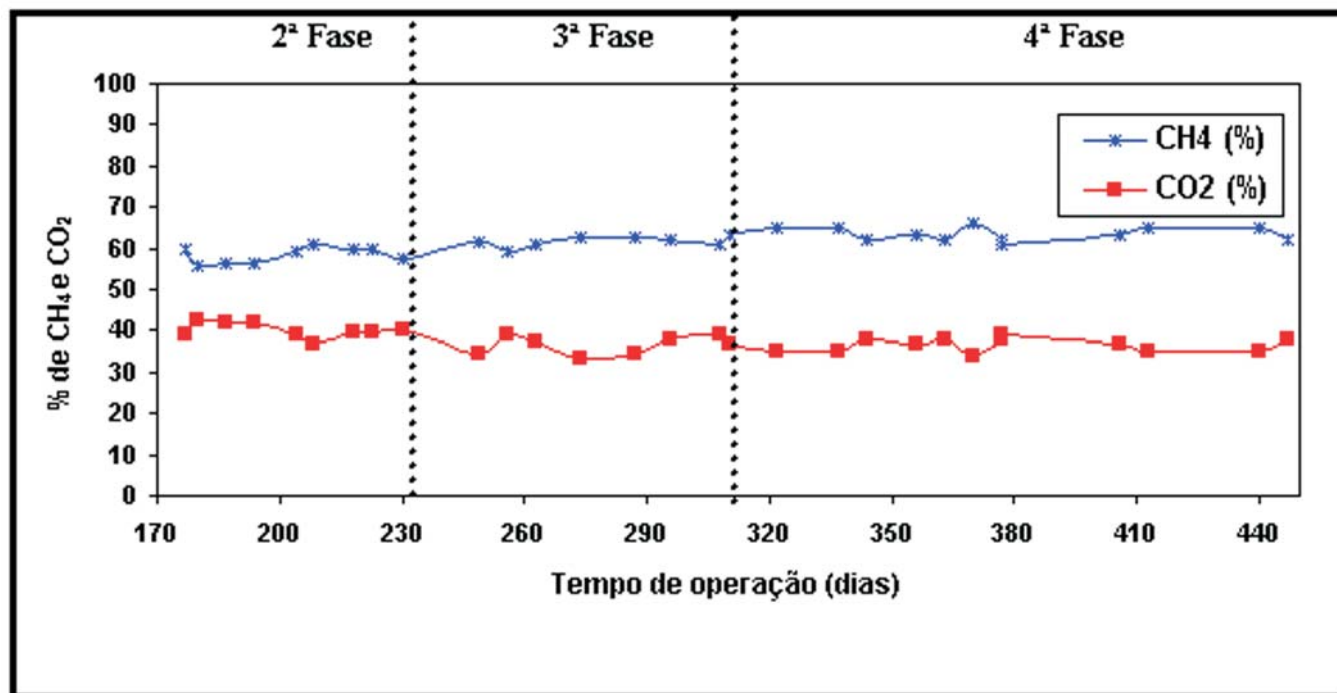


Figura 9. Taxas de produção de biogás (CH₄/CO₂).

Ao longo do período de monitoração, juntamente com a elevação do pH e a redução da concentração de ácidos graxos voláteis no material efluente, o gás metano pôde ser verificado com um crescente percentual na composição geral do biogás, chegando a alcançar valores de 65% na quarta fase de monitoração.

CONCLUSÕES

Com base nos dados obtidos neste trabalho, pode-se concluir que:

- O tratamento anaeróbico de resíduos sólidos orgânicos com baixa concentração de sólidos em reator anaeróbico compartimentado apresenta-se como uma alternativa promissora para o aproveitamento da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos.
- O aumento gradativo da carga orgânica aplicada ao reator não influenciou o desempenho do reator em termos de eficiência de retenção do material orgânico.
- A eficiência de remoção média de STV durante as quatro fases de monitoração do sistema experimental foi de 82,4, 93,3, 93,6 e 95,6%, respectivamente, para a primeira, segunda, terceira e quarta fases.

- A eficiência de remoção média de DQO durante as quatro fases de monitoração do sistema experimental foi de 64,3, 88,8, 90,3 e 93,2%, respectivamente, para a primeira, segunda, terceira e quarta fases.
- Do material orgânico alimentado ao reator, a maior parte ficou retido no interior do reator, sendo parte transformado para biogás e parte convertido em lodo.
- O substrato constituído por resíduos sólidos vegetais e lodo de esgoto sanitário em reator anaeróbico compartimentado apresentou uma significativa produção de biogás com aproximadamente 62% de gás metano.

REFERÊNCIAS

- ALVAREZ, R.; VILLCA, S.; LINDÉN, G. Biogas production from llama and cow manure at high altitude. *Biomass and Bioenergy*, v.30, n.1, p.66-75, 2006.
- APHA, AWWA, WPCF. *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater*. 18 ed. Washington, 1995. 1134p
- BOUALLAGUI, H; BEN CHEIKH, R; MAROUANI, L e HAMDI, M. Mesophilic Biogas Production From Fruit and Vegetable Waste in a Tubular Digester. *Bioresource Technology*, 86 (2003) p85-89.

- BOUALLAGUI, H.; HAOUARI, O.; TOUHAMI, Y.; CHEIKH, R.B.; MAROUANI, L.; HAMDI, M. Effect of temperature on the performance of an anaerobic tubular reactor treating fruit and vegetable waste. *Process Biochemistry*, v.39, n.12, p.2143-2148, 2004.
- BOUALLAGUI, H.; TOUHAMI, Y.; CHEIKH, R.B.; HAMDI, M. Bioreactor performance in digestion of fruit and vegetable wastes. *Process Biochemistry*, v.40, n.3-4, p.989-995, 2005.
- ERICSSON, K.; NILSSON, L.J. Assessment of the potential biomass supply in Europe using a resource-focused approach. *Biomass and Bioenergy*, v.30, n.1, p.1-15, 2006.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Anuário Estatístico do Brasil, Brasília, 2002.
- JIANG, W.Z.; KITAMURA, Y.; LI, B. Improving acidogenic performance in anaerobic degradation of solid organic waste using a rotational drum fermentation system. *Bioresource Technology*, v.96, n.14, p.1537-1543, 2005.
- JOKELA, J.P.Y.; VAVILIN, V.A.; RINTALA, J.A. Hydrolysis rates, methane production and nitrogen solubilisation of grey waste components during anaerobic degradation. *Bioresource Technology*, v.96, n.4, p.501-508, 2005.
- KARIM, K.; KLASSON, K.T.; HOFFMANN, R.; DRESCHER, S.R.; DEPAOLI, D.W.; AL-DAHMAN, M.H. Anaerobic digestion of animal waste: Effect of mixing. *Bioresource Technology*, v.96, n.14, p.1607-1612, 2005.
- KIM, J.K.; ROCK OH, B.; CHUM, Y.N.; KIM, S.W. Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic digestion of food waste. *Journal of Bioscience and Bioengineering, Japan*, v.102, n.4, p.328-332, 2006.
- LEITE, V. D. Processo de Tratamento Anaeróbio de Resíduos Sólidos Urbanos Inoculados com Lodo de Esgoto Industrial. São Carlos, 1997. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos-USP, 190p.
- LIMA, M. C. S. Alternativa de Tratamento Biológico de Resíduos Líquidos de Elevada Carga Poluidora. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) UFPB/UEPB/PRODEMA, Campina Grande, 2002, 112 p.
- LOPES, W. S. Biodigestão Anaeróbia de Resíduos Sólidos Urbanos Inoculados com Rúmem Bovino. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) UFPB/UEPB/PRODEMA, Campina Grande, 2000, 66 p.
- LOPES, W.S.; LEITE, V.D.; PRASAD, S. Influence of inoculum on performance of anaerobic reactors for treating municipal solid waste. *Bioresource Technology*, v.94, n.3, p.261-266, 2004.
- NEVES, L.; OLIVEIRA, R.; ALVES, M.M. Anaerobic co-digestion of coffee waste and sewage sludge. *Waste Management*, v.26, n.2, p.176-181, 2006.
- PARAWIRA, W.; MURTO, M.; ZVAUYA, R.; MATTIASON, B. Anaerobic batch digestion of solid potato waste alone and in combination with sugar beet leaves. *Renewable Energy*, v.29, n.11, p.1811-1823, 2004.
- SOSNOWSKI, P.; WIECZOREK, A.; LEDAKOWICZ, S. Anaerobic co-digestion of sewage sludge and organic fraction of municipal solid wastes. *Advances in Environmental Research*, v.7, n.3, p.609-616, 2003.
- VALDEZ-VAZQUEZ, I.; RÍOS-LEAL, E.; ESPARZAGARCÍA, F.; CECCHI, F.; POGGI-VARALDO, H.M. Semi-continuous solid substrate anaerobic reactors for H₂ production from organic waste: Mesophilic versus thermophilic regime. *International Journal of Hydrogen Energy*, v.30, n.13-14, p.1383-1391, 2005.