



XI SILUBESA

Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental

28/03 a 02/04/2004 - Natal - Rio Grande do Norte - Brasil

II-031 - AVALIAÇÃO DO USO DE REATOR UASB PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES GERADOS EM TERMINAIS DE ARMAZENAMENTO DE DERIVADOS DE PETRÓLEO

Maria Clara Mavia de Mendonça ⁽¹⁾

Química Industrial formada pela Universidade Católica de Pernambuco. Especialista em Gestão e Controle Ambiental pela FESP-UPE. Mestre em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos no Departamento de Engenharia Civil da Universidade Federal de Pernambuco.

Mario Takayuki Kato

Engenheiro Civil formado pela UFPR. Mestre em Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP. Ph.D em Tecnologia Ambiental pela Universidade Agrícola de Wageningen, Holanda. Prof. do Mestrado e Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da UFPE. Prof. adjunto do Depto. Eng. Civil no Centro de Tecnologia e Geociências da UFPE.

Lourdinha Florencio

Engenheira Civil pela UFPE. Mestre em Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP. Ph.D em Tecnologia Ambiental pela Universidade Agrícola de Wageningen, Holanda. Profa. do Mestrado e Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos da UFPE. Profa. adjunta do Depto. Eng. Civil no Centro de Tecnologia e Geociências da UFPE.

Endereço ⁽¹⁾: Av. Acadêmico Hélio Ramos s/n – Cidade Universitária. 50740-530 Recife-PE. Brasil. Telefones: +55 (81) 3271-8228. Fax: +55 (81) 3271-8220/8205

 claramendonca@terra.com.br; kato@ufpe.br; flor@ufpe.br.

RESUMO

Para contribuir para um melhor desenvolvimento do setor de tratamento dos resíduos líquidos de derivados de petróleo, o trabalho de pesquisa teve início com uma revisão bibliográfica, seguida de uma avaliação da possibilidade do uso de processo anaeróbio. Primeiramente foi feita a caracterização físico-química do afluente e efluente, originários do separador de água e óleo (SAO), localizado no terminal de armazenamento da BR-Distribuidora, Suape, Pernambuco. Testes em batelada foram realizados para avaliar a biodegradação anaeróbia. A atividade metanogênica de 3 lodos anaeróbios, dois de origem industrial e outro doméstico foi também avaliada. Após esses testes, um reator UASB, em escala de bancada foi operado com o afluente do SAO, e monitorado através de diversos parâmetros físico-químicos por 119 dias. Os resultados mostraram eficiências de remoção de DQO, em torno de 90% e poucos problemas operacionais, indicando a viabilidade do uso do tratamento anaeróbio para resíduos oriundos de terminais de armazenamento de derivados de petróleo.

PALAVRAS-CHAVE: UASB, efluentes, derivados de petróleo, tanques de armazenamento.

INTRODUÇÃO

Dentre os inúmeros tipos de reatores, o UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), é o mais utilizado no tratamento anaeróbio de águas residuárias no Brasil. Ele foi concebido na década de 70 na Holanda por Lettinga e sua equipe. A vantagem desse reator é a habilidade de reter alta concentração de biomassa, com alta velocidade de fluxo e alta produção de biogás. (LETTINGA *et al.*, 1980; SCHIMIDT e AHRING, 1996 e 1997, citados por WENDT, *et al.*, 1999, e CHERNICHARO, 1997).

No processo anaeróbio, a taxa de crescimento das diversas bactérias envolvidas é diferenciada. O primeiro estágio é efetuado por uma variedade de bactérias facultativas. Se o processo se encerrasse neste ponto, os ácidos acumulados

provocariam o abaixamento do pH e inibiriam a decomposição subsequente. Para que a digestão ocorra, o segundo estágio (gaseificação), é necessário para converter os ácidos em metano e dióxido de carbono. As bactérias formadoras de metano são estritamente anaeróbias e muito sensíveis às condições ambientais: temperatura, pH e anaerobiose. Adicionalmente, essas bactérias possuem uma menor taxa de crescimento que as bactérias formadoras de ácido e são muito específicas no tocante às exigências de fonte de energia (alimento), por exemplo, principalmente álcoois e ácidos orgânicos, enquanto os carboidratos, gorduras e proteínas não são disponíveis como fonte de energia (HAMMER, 1979; IMHOFF, *et al.*, 1986, citados por SILVA, 2001; NEDER e PINTO, 1991).

O objetivo fundamental da aplicação do tratamento anaeróbio para diferentes resíduos é diminuir, em ausência de oxigênio, o poder contaminante dos mesmos. O ideal seria transformá-los em resíduos não contaminantes e que fossem transformados em produtos voláteis, mas sem perturbar a atmosfera. Com essas características não existe nenhum tratamento, nem químico nem biológico, o que se pode obter é uma transformação parcial de produtos que deixam uma pequena quantidade de resíduos possíveis (SOUBES, 1994, citado por POETSCH e KOETZ, 1998).

CHERNICHARO (1997), descreve o processo de funcionamento de um reator UASB. Um fluxo ascendente de afluente passa através de um leito de lodo denso e de elevada atividade. Os sólidos no reator variam de muito densos, com partículas granulares de elevada capacidade de sedimentação, próximas ao fundo, até um lodo mais disperso e leve, próximo ao topo. A estabilização da matéria orgânica ocorre em todas as zonas de reação, sendo que a mistura do sistema é promovida pelo fluxo ascensional do afluente e das bolhas de gás. O afluente entra pela parte inferior do reator e o efluente deixa o mesmo através após um decantador interno, localizado na parte superior do reator. Um dispositivo de separação de gases e sólidos localizado abaixo do decantador garante as condições para a sedimentação das partículas que se separaram da manta de lodo, permitindo que retornem a câmara de digestão, em vez de serem arrastados para fora do sistema. Apesar de parte das partículas mais leves serem perdidas juntamente com o efluente, o tempo médio de residência dos sólidos no reator é suficientemente elevado para manter o crescimento de uma massa densa de microorganismos, apesar do reduzido tempo de detenção hidráulico.

O objetivo desse trabalho foi o de avaliar o uso de reator UASB para o tratamento de efluentes gerados em terminais de armazenamento de derivados de petróleo.

MATERIAIS E MÉTODOS

Primeiramente foi feita a caracterização físico-química do afluente e efluente, originários de um separador de água e óleo (SAO), localizado no terminal de armazenamento da BR-Distribuidora, Suape, Pernambuco. Testes em batelada utilizando-se o afluente do SAO também foram realizados para avaliar a eficiência da biodegradação anaeróbia; nesse teste a atividade metanogênica de 3 lodos anaeróbios, dois de origem industrial e outro doméstico também foi avaliada (MENDONÇA, *et al.*, 2003). Após os testes, um desses lodos foi usado para inocular o reator UASB utilizado nessa pesquisa.

No presente trabalho foi utilizado um reator em escala de bancada. Inicialmente foi feito o teste hidráulico no reator. Durante o teste o reator ficou por 10 dias operando apenas com água, para que possíveis vazamentos ou problemas de instabilidade na bomba pudessem ser identificados.

A Tabela 1 fornece os dados construtivos do reator, e a Tabela 2 indica a quantidade de lodo usada para a inoculação e a concentração de biomassa dentro do reator.

Tabela 1: Dados construtivos do reator anaeróbio.

Reator	Material	Altura útil (cm)	Diâmetro interno (cm)	Volume (mL)
Anaeróbio	Acrílico	11,00	4,25	172,00

Tabela 2: Condições de inoculação do reator.

Reator	Volume de lodo inoculado (mL)	Origem do lodo	g SSV/L de lodo	Concentração de biomassa no reator (kg SSV/m ³)
Anaeróbio	57,00	Refinação de milho	65,00	21,80

Durante a primeira fase o TDH foi de aproximadamente 30 horas, 20 horas na segunda fase, 10 horas na terceira e 5 horas na quarta fase. A medição de vazão foi feita na entrada do reator, utilizando para isso um cronômetro digital e uma proveta graduada. Foi utilizado para a operação do reator uma bomba dosadora peristáltica da marca GILSON Minipuls 3.

O afluente e o efluente do reator foram monitorados três vezes por semana. Os seguintes parâmetros foram medidos através de equipamentos: condutividade, salinidade, pH, temperatura, turbidez e TDS. Os parâmetros físico-químicos monitorados foram: DQO bruta e filtrada (papel filtro de 1,2 μm e 47 $\pm$ 0,5 mm ME-28 da marca Scheucher e Schuell), AGV titulométrico, alcalinidade, SST, SSF, SSV e cor aparente (colorímetro), onde estes 4 últimos só foram monitorados a partir da fase III. As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LSA), e seguiram o STANDARD METHODS (1995). Também foram calculados o tempo de detenção hidráulico efetivo (TDH), a velocidade ascensional, a carga orgânica volumétrica e a carga orgânica aplicada ao lodo. O efluente foi acondicionado em um isopor contendo gelo, para que a amostra não tivesse as características significativamente alteradas.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

MENDONÇA, *et al.* (2003), citam as características do afluente e efluente, e os resultados dos testes de atividade metanogênica e biodegradabilidade anaeróbia, feitos anteriormente. O reator UASB operou continuamente durante 119 dias, as principais variações ocorridas nesse período são descritas e analisadas em seguida.

Logo nos primeiros 10 dias de experimento foi observada a formação de uma colônia de microorganismos não identificados, na parte de baixo da parede do reator UASB. Para minimizar essa proliferação de microorganismos, provavelmente surgidos pela exposição do reator a luz solar, o reator foi encoberto com papel alumínio durante todo o resto do tempo de experimento; com isso essa colônia veio a desaparecer após cerca de 8 dias, e não voltou a aparecer. A Figura 1 mostra o reator UASB antes de ser encoberto, encoberto, e o seu interior após o desaparecimento da colônia.

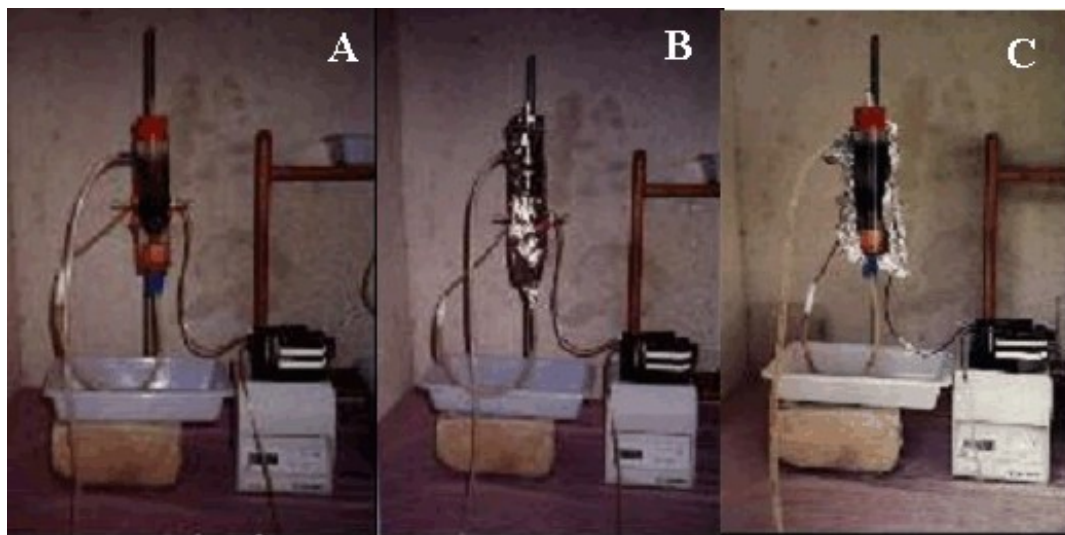


Figura 1: Reator anaeróbio antes de ser encoberto (A), encoberto (B) e o seu interior (C).

A Tabela 3 cita a eficiência média de remoção de DQO, além do resumo dos resultados obtidos nas fases de operação pelas quais passou o reator UASB, para os parâmetros de TDH, carga orgânica volumétrica média aplicada no reator, carga orgânica média aplicada no lodo.

Tabela 3: Resumo dos principais parâmetros do reator anaeróbio para cada fase de operação.

Fase da operação	Dias de operação	TDH (h)	Carga orgânica volumétrica média aplicada no reator (kg DQO/m ³ .d)	Carga orgânica média aplicada ao lodo (kg DQO/kg SSV. d)	Eficiência média de remoção de DQO (%)
I	35	35.2	0.343	0.016	79.0
II	28	20.8	0.774	0.035	88.0
III	28	10.6	17.50	0.802	93.1
IV	28	5.6	21.72	0.997	89.3

As fases I e II apresentaram baixa DQO afluente média, alto TDH (de 30 a 20 horas) e média de cargas orgânicas baixa. Na III e IV fase a DQO afluente média foi alta, o TDH foi baixo (de 10 a 5 horas) e as cargas orgânicas foram então altas. A eficiência de remoção de DQO aumentou gradualmente ao longo das fases, tendo um aumento mais significativo da fase II para a fase III e apenas diminuindo um pouco da III para a IV fase, em função de um TDH muito baixo (5,6 horas). As eficiências nas fases III e IV foram altas em porcentagem, porém, deve-se observar que a DQO absoluta afluente foi bem mais alta que nas fases anteriores, devido as condições de operação no SAO.

Os gráficos a seguir (Figura 2) mostram os principais parâmetros analisados e o comportamento do reator anaeróbio ao longo dos 119 dias de operação.

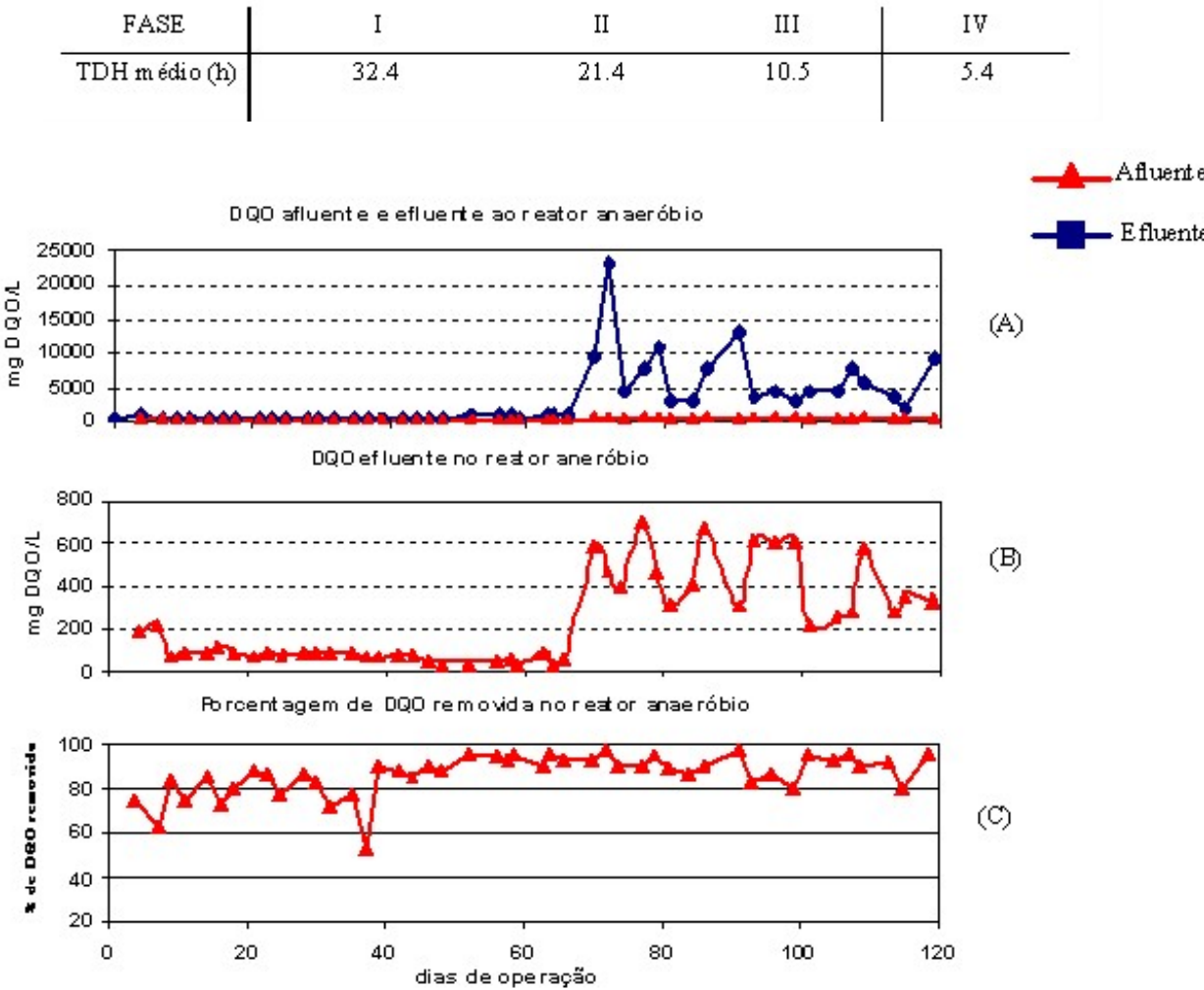


Figura 2: Gráficos da DQO afluente e efluente filtrada (A), da DQO efluente filtrada (B), e da porcentagem da DQO removida (C), no reator anaeróbio.

A relação DQO:P obtida para o afluente e efluente do SAO, localizado na BR-Distribuidora esteve dentro dos limites citados da literatura e foi suficiente para manter a eficiência do processo biológico, pois foram obtidas altos valores de remoção de DQO no reator. Não se conseguiu realizar as análises da série de nitrogênio, com isso foi cogitado que existia uma baixa quantidade de nitrogênio disponível no resíduo; se isso ocorreu, provavelmente não interferiu no processo biológico, pois o reator se manteve com alta eficiência de remoção de DQO. Pequenos teores de nitrogênio podem ter sido liberados através das ligações entre o grande número de compostos existentes no resíduo e das ligações dos compostos formados ao longo do tratamento biológico. Outra hipótese para a manutenção de altas taxas de remoção de DQO é a presença de surfactantes, pois, segundo URURAHY (1998), as enzimas envolvidas na síntese de surfactantes encontram-se, de maneira geral, reprimidas em células ativas ou em crescimento. É a exaustão, limitação, ou carência, seja ela relativa às fontes de carbono, nitrogênio ou fósforo, que leva a desrepressão das enzimas do seu metabolismo secundário. Desta maneira, as células lançam mão da produção e excreção dos bioemulsificantes como forma de driblar uma situação de profundo "stress" nutricional. Independente do mecanismo específico de formação, as substâncias em questão podem promover o crescimento microbiano em hidrocarbonetos.

Os microorganismos produzem bioemulsificantes em situações nas quais apenas os mecanismos de adesão não garantem o seu crescimento, como no caso na falta de nitrogênio em quantidades suficientes. Essa produção de agentes emulsificantes estimula e facilita a biodegradação, pois aumentam, através da formação de gotículas, a superfície de contato entre as fases de interesse. Tal característica foi verificada por ROJAS (1993), citado por URURAHY (1998), após ele ter isolado algumas bactérias do petróleo, pertencentes ao gênero *Pseudomonas*. Ele pôde associar a produção de biosurfactantes ao grau de biodegradação de óleo cru pesado. BURY e MILLER (1993), também citados por URURAHY (1998), explicam que as substâncias com poder surfactante levam à organização dos hidrocarbonetos em pequenas micelas, aumentando sua solubilidade e favorecendo o adensamento celular. Conseqüentemente, as taxas de consumo sofrem incrementos significativos. A maioria dos autores, segundo COOPER e GOLDENBERG (1987), citados por URURAHY (1998), afirmam que a ocorrência de biosurfactantes promove a queda de tensão superficial da fase aquosa, estabilizando, com isto, as emulsões óleo em água. Essa queda de tensão é comum em processos de degradação de hidrocarbonetos, nos quais os microorganismos presentes passam a produzir agentes tensoativos extracelulares, compostos por uma mistura de ácidos carboxílicos e lipídios neutros, tais como ésteres, álcoois e glicerídeos. URURAHY (1998), cita que os biosurfactantes iônicos provocam a pseudosolubilização de alcanos e aumentam a área superficial das gotículas de óleo, e os não iônicos promovem a hidrofobicidade da superfície celular, facilitando a aderência e o subseqüente transporte passivo de alcanos para o interior da célula.

Sobre o pH pode-se citar que o seu valor e estabilidade no reator anaeróbio são importantes. Este deve se manter na faixa da neutralidade, entre 6.3 e 7.8. Entretanto, alguns microorganismos que metabolizam outros substratos tais como metanol, metilaminas, hidrogênio e dióxido de carbono, podem trabalhar com o pH fora da faixa citada (VAN HAANDEL e LETTINGA, 1994). A ocorrência de mudanças bruscas no pH pode afetar negativamente o processo. O reator anaeróbio pesquisado manteve-se em uma faixa de pH afluente (7.5–8.0) e efluente (8.5–9.5) bem acima da neutralidade. O pH ficou com valores na maioria das vezes acima de 8 no efluente, apesar de haver controle do pH afluente ao reator, tentando-se deixar o pH na faixa da neutralidade. No afluente a alcalinidade diminuiu, e no efluente aumentou a partir da III fase de operação. Isso indica uma geração de alcalinidade dentro do reator, nas fases III e IV.

Quanto à temperatura, o reator trabalhou na faixa mesofílica (20 °C - 50 °C). Segundo VAN HAANDEL e LETTINGA (1994), valores de temperatura entre 30 e 40 °C conferem uma taxa máxima de digestão anaeróbia, porém, para valores abaixo de 30 °C, a taxa de digestão anaeróbia decresce a uma taxa de 10% por 1 °C. Ocorreu uma diminuição da temperatura ao longo das fases, que foi devida às variações climáticas locais, pois o reator operou sem controle de temperatura.

Os gráficos seguintes, na Figura 3, indicam as variações de turbidez e cor no afluente e efluente do reator anaeróbio.

FASE	I	II	III	IV
TDH médio (h)	32.4	21.4	10.5	5.4

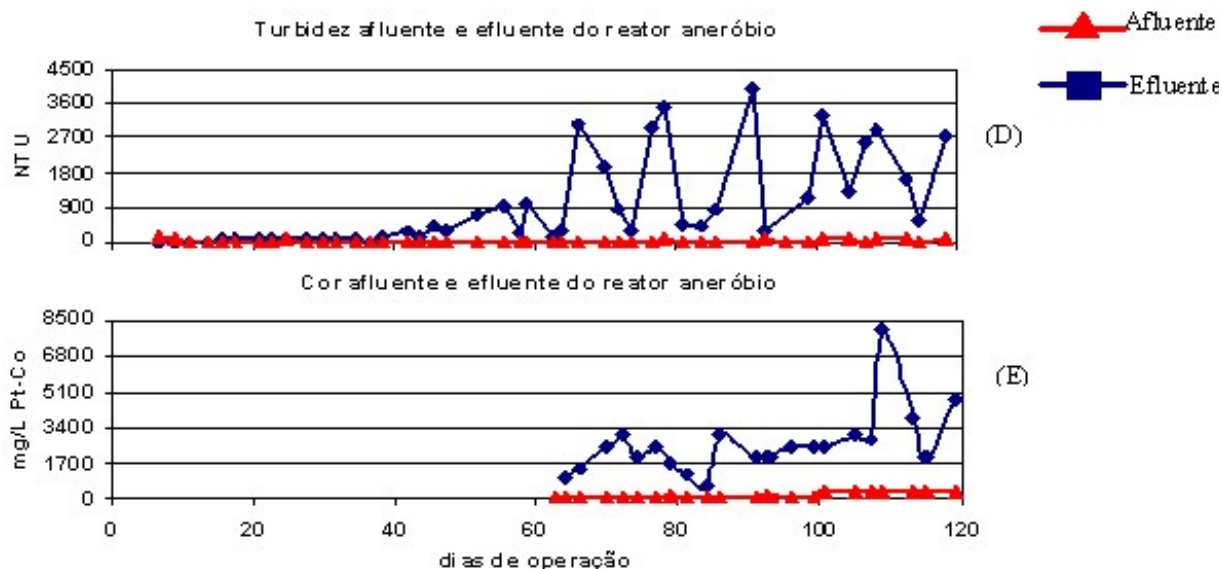


Figura 3: Gráficos da turbidez (D) e da cor afluente e efluente (E), no reator anaeróbio.

As Figuras 4 e 5 mostram a significativa redução da cor afluente, mesmo com o aumento da DQO afluente, que aconteceu a partir da terceira fase de operação, deixando assim o efluente mais escuro a partir dessa fase.

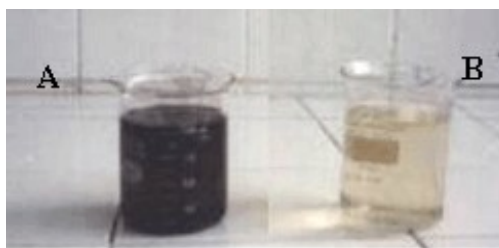


Figura 4: Visualização da cor do afluente (A) e do efluente ao reator anaeróbio (B), na segunda fase de operação.

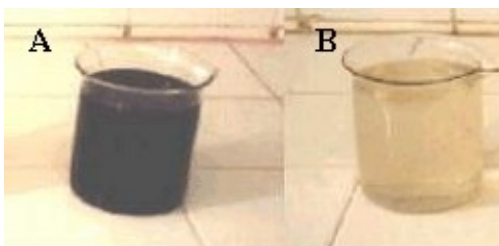


Figura 5: Visualização da cor do afluente (A) e do efluente ao reator anaeróbio (B), na terceira fase de operação.

Para a avaliação do equilíbrio ecológico dentro de um reator anaeróbio utiliza-se com frequência como parâmetro os ácidos graxos voláteis (AGV). Os ácidos graxos voláteis são formados, como produtos intermediários, durante a degradação de carboidratos, proteínas e lipídeos. Os componentes mais importantes resultantes da decomposição bioquímica da matéria orgânica são os ácidos voláteis (podem ser destilados a pressão atmosférica) de cadeia curta, com baixo peso molecular, como o fórmico, acético, propiônico, butírico, e em menor quantidade o valérico e isovalérico. Os ácidos voláteis representam compostos intermediários, a partir dos quais a maior parte do metano é produzida, através da conversão pelas arqueas metanogênicas. Caso ocorra algum desequilíbrio no sistema, esses ácidos podem se acumular dentro do reator (CHERNICHARO, 1997).

A Figura 6 mostra o comportamento do AGV ao longo do experimento.

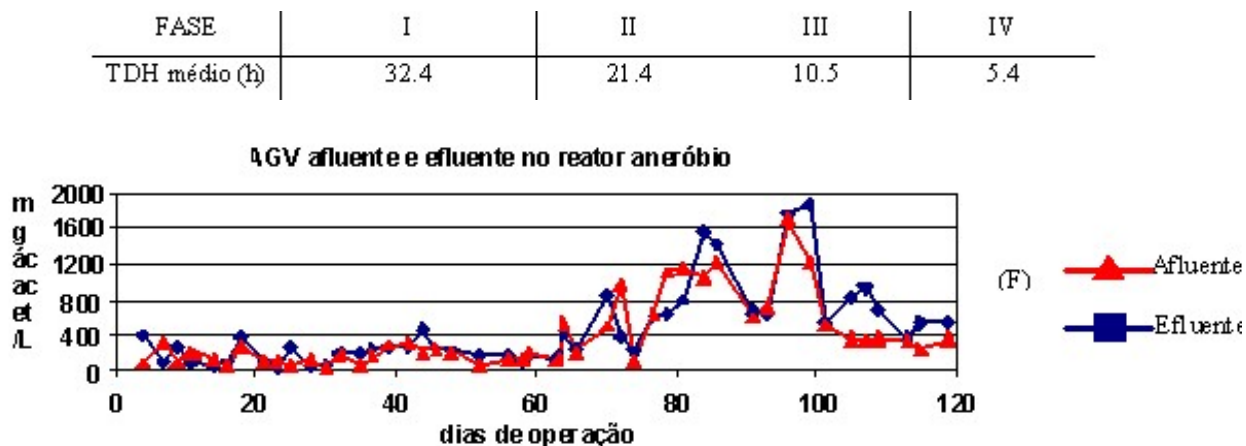


Figura 6: Gráfico do AGV afluente e efluente no reator anaeróbio (F).

Os valores de AGV no efluente na maioria das análises foram maiores que no afluente, isso pode indicar a liberação desses ácidos ao longo do tratamento, ou que a metodologia utilizada não é indicada nesse caso, necessitando assim de métodos mais precisos, como a cromatografia. DOHÁNYOS *et al.* (1995), verificaram que altas concentrações de AGV podem afetar o processo bioquímico e eventualmente causar distúrbios no processo de digestão anaeróbia como um todo. A geração de grandes concentrações de AGV acelera a atuação de bactérias acetogênicas, porém é inibitória às arqueas produtoras de metano, uma vez que estas não consomem os ácidos resultantes da acetogênese com a mesma rapidez com que são produzidos. Como isso não ocorreu, é reforçada a idéia de que a metodologia analítica não foi adequada para o resíduo, obtendo-se assim resultados imprecisos de AGV no efluente anaeróbio.

Com relação à velocidade ascensional, o valor máximo obtido para o reator anaeróbio foi de 0,030 m/h, bem abaixo do valor mínimo citado por CHERNICHARO (1997), que é de 0,5 m/h para reator UASB. Isso indica que devido ao reduzido tamanho do reator alguns parâmetros usuais de projetos não foram obedecidos, o que não afetou a eficiência do processo.

CONCLUSÕES

Diante dos dados expostos sobre o experimento com reator contínuo para o tratamento de resíduos oriundos de terminais de armazenamento de álcool e derivados de petróleo, podem-se citar as conclusões expostas abaixo.

Existiu uma alta variação na relação DQO/DBO no afluente, o que não foi determinante no sentido de estabelecer o grau de biodegradabilidade do resíduo.

As freqüentes alterações das características físico-químicas de alimentação não alteraram a estabilidade do processo. Porém o controle da carga hidráulica e orgânica pode melhorar o tratamento biológico, tendo em vista variações ocorridas de cargas orgânicas e biológicas.

A constância de eficiência no reator pode ser um indicativo da adaptação do lodo às condições operacionais e ao substrato.

Apesar de existir presença de traços de metais e os óleos e graxas em excesso, esses provavelmente não interferiram no efeito bacteriostático, pois até o fim do experimento (119 dias) o reator apresentou alta eficiência de remoção de DQO.

A alta eficiência de remoção de DQO, no reator (cerca de 90%) também pode ser explicada pela liberação de bioemulsificantes, devido a uma carência de nitrogênio, o que estimulou a biodegradação.

O pH efluente elevado pode ter interferido na faixa ótima de atuação das bactérias e talvez por isso ocorreram grandes oscilações na alcalinidade e no AGV efluente; as freqüentes alterações das características físico-químicas de alimentação também favoreceram a instabilidade dos parâmetros de alcalinidade e AGV efluentes.

Os valores de AGV no efluente na maioria das análises foram maiores que no afluente, isso pode indicar a liberação desses ácidos ao longo do tratamento, ou que a metodologia utilizada não é indicada nesse caso, necessitando assim de

métodos mais precisos.

Em resumo, o uso de um sistema de tratamento biológico anaeróbio se mostrou, até os limites do presente estudo, uma alternativa viável para tratar os resíduos oriundos de estações de armazenamento de derivados de petróleo.

AGRADECIMENTOS

CNPq / CT-Hidro

FINEP / CT-Petro

BR-Distribuidora (SUAPE-PE)

Ronaldo Fonseca de Melo (Laboratório de Saneamento Ambiental – UFPE)

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ALVAREZ, R. S.; FIELD, J.; LETTINGA, G. Toxicidad metanogénica de compuestos fenólicos y lipídicos. In: 4º SEMINARIO DE DEPURACION ANAEROBIA DE AGUAS RESIDUALES. 1988, Spain. **Anais.** Universidad de Valladolid. Spain, 1988. p. 83-110.
2. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION - APWA; AWWA; WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 19 ed., Washington - DC. 1995.
3. CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios.** Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. v. 5. 1997. 246 p.
4. DOHÁNYOS, M.; KOSOVÁ, B.; ZÁBRANSKÁ, J.; GRAU, P. Production and utilization of volatile fatty acids in various types of anaerobic reactors. **Water Science and Technology.** v. 17, p. 191-205, 1985.
5. INCE, O.; ANDERSON, G. K.; KASAPGIL, B. Control of organic loading rate using the specific methanogenic activity test during start-up of an anaerobic digestion system. **Water Research.** v. 29, n. 1, p. 349-355, 1995.
6. MENDONÇA, M. C. M.; KATO, M.; FLORENCIO, L. Caracterização e tratabilidade de resíduos líquidos gerados em terminais de armazenamento de derivados de petróleo. In: 22º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2003. Joinville. **Anais.** Santa Catarina. 2003.
7. NEDER, K. D.; PINTO, M. T. Tratamento de lodos de ETES de lodos ativados: estágio atual. In: 16º CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Goiânia, 1991. **Anais.** Goiás, 1991. p. 70-81.
8. POERSCH P. B.; KOETZ, P. R. Sistema de determinação da atividade metanogênica específica de lodos anaeróbios. **Agrociência.** v. 4, n. 3, p. 161-165, set-dez. 1998.
9. RUSSELL, D. L. **Remediation manual for petroleum contaminated sites.** U.S.A.: Technomic Publishing. 1992. 175 p.
10. SILVA, A. M. R. B. **Caracterização e avaliação do potencial de uso de lodos de estações de tratamento de esgoto doméstico da Região Metropolitana do Recife.** Dissertação de Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco. Recife, 2001. 249 p.
11. URURAHY, A. F. P. **Biodegradação de resíduo oleoso proveniente de refinaria de petróleo.** Tese de Doutorado em Química - Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 1998. 344 p.
12. VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos:** um manual para regiões de clima quente. Campina Grande: Epgraf, 1994.
13. WENDT, M. R.; KOETZ, P. R.; ABIB, E. N. Biodegradabilidade anaeróbia de águas residuárias de suinocultura. **Agrociência.** v. 5, n.2, p. 161-163, 1999.