

PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE UM REATOR UASB ATRAVÉS DE UM REATOR BIOLÓGICO COM FUNGOS

POST-TREATMENT OF THE EFFLUENT OF AN UASB REACTOR ACROSS BIOLOGICAL REACTOR WITH FUNGI

GLÓRIA MARIA MARINHO SILVA SAMPAIO

Professora do Centro Federal de Educação Tecnológica do Ceará. Farmacêutica-Bioquímica, Mestre em Engenharia Civil – Área de Saneamento Ambiental (UFC), Doutoranda em Hidráulica e Saneamento (EESC – USP).

EMÍLIA MARIA ALVES SANTOS

Professora da Universidade Federal do Ceará. Engenheira Química, Mestre em Engenharia Civil – Área de Saneamento Ambiental (UFC).

RENATO CARRHÁ LEITÃO

Engenheiro Civil pela UFC, Mestre em Engenharia Civil – Área de Saneamento (EESC – USP), Doutorando em Tecnologia Ambiental pela Universidade de Wageningen – Holanda.

ANDRÉ MACÊDO FACÓ

Professor da Universidade Federal do Ceará. Engenheiro Civil, Mestre em Engenharia Civil – Área de Saneamento Ambiental (UFC).

EVERARDO ALBUQUERQUE MENEZES

Professor de Microbiologia do DACT/FFOE/UFC. Doutor em Microbiologia pela USP.

SANDRA TÊDDE SANTAELLA

Professora Adjunta do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da Universidade Federal do Ceará. Docente de Pós-Graduação da área de Saneamento Ambiental. Química, Mestre em Química pela UFSCar, Doutora em Engenharia Civil – Área de Saneamento (EESC – USP).

Recebido: 04/08/03 Aceito: 18/12/03

RESUMO

Este trabalho apresenta um estudo sobre a biodegradação de água residuária da indústria de beneficiamento de castanha de caju através de um sistema em escala laboratorial, constituído por um reator UASB seguido por um Reator Biológico com Fungos (RBF). Este sistema contínuo foi alimentado com água residuária de uma indústria de beneficiamento de castanha de caju, com o objetivo de verificar seu desempenho, através de vários ciclos de tempo de detenção hidráulica, na remoção de demanda química de oxigênio (DQO), nitrato, amônia e ortofosfato. O sistema apresentou excelente desempenho na remoção de DQO e nitrato, porém teve a eficiência de remoção de amônia e ortofosfato diminuída, devido a oscilações nas taxas de síntese e remoção nos reatores para estes parâmetros.

PALAVRAS-CHAVE: UASB, Fungos, água residuária industrial, castanha de caju, tratamento biológico.

ABSTRACT

The present work shows a study about the residuary water biodegradation of cashew nut industry across the system lab scale, it consist by the reactor UASB followed of a Biology Reactor with fungi. This continued system was supported with residuary water of cashew nut, the aim to verify its performance thought various cycles de hydraulic retention time (HRT), in the removal of chemistry oxygen demand (COD), nitrate, ammonia and orthophosphate. The system present excellent performance in removal of COD and nitrate, but had a reduction in the removal of ammonia and orthophosphate, because of the oscillation in the rate of synthesis and removal the reactor for these parameters.

KEYWORDS: UASB, fungi, industrial wastewater, cashew nut, biological treatment

INTRODUÇÃO

O aumento da população mundial e, a constante intervenção do homem no meio ambiente estão alterando a qualidade das águas superficiais e subterrâneas com descargas poluidoras e tornando cada vez mais escassos os recursos hídricos.

O Estado do Ceará contribui de forma muito significativa para o desenvolvimento econômico da região Nordeste, sendo que a indústria de beneficiamento de castanha de caju tem um papel relevante nessa contribuição. De acordo com Dourado (1999), este Estado possui o maior parque industrial de beneficiamento de castanha de caju, formado por 16 indústrias de grande porte e mais de 23 cadastradas.

Este tipo de indústria tem contribuído também, para a poluição do meio ambiente, por gerar resíduos líquidos extremamente poluentes que contêm compostos de difícil biodegradação, notadamente os compostos fenólicos.

Na busca do desenvolvimento sustentável e com o intuito de preservar as coleções hídricas e reutilizar efluentes tratados, aliando-se o crescimento industrial à preservação ambiental, novas tecnologias para o tratamento de águas residuárias vêm sendo pesquisadas. Este tipo de pesquisa é fundamental para o Estado do Ceará, que conta com longos períodos de seca, onde a escassez de água é cada vez maior.

O tratamento biológico de águas residuárias nas suas formas aeróbia, anaeróbia ou em conjunto mostra-se importante para atenuar o potencial poluidor dos despejos industriais, haja vista que a legislação inerente à qualidade dos efluentes torna-se cada vez mais exigente para o despejo final visando alcançar um patamar desejado de segurança sanitária.

Os fungos exercem papel importante dentro do saneamento, pois atuam nos processos de transformação dos resíduos orgânicos, onde funcionam como recicladores de matéria nos diversos ecossistemas. O potencial fúngico para degradar polímeros tem sido amplamente estudado e em muitos casos aplicado para remoção de compostos de difícil degradação. Os fungos, de um modo geral, promovem degradação de compostos aromáticos, através dos sistemas enzimáticos citocromo P450 monooxigenase e lignolítico (Prenafeto Boldú, 2002).

A espécie fúngica *Phanerochaete chrysosporium* tem sido bastante empregada devido sua habilidade em produzir

enzimas oxidativas extracelulares, que despolimerizam lignina. Além do *Phanerochaete chrysosporium*, a espécie *Coriulus versicolor* também é bastante utilizada para degradar xenobióticos, deslignificar e descolorir (Kapdan e Kargi, 2002).

OBJETIVO

Esta pesquisa teve como principal objetivo avaliar a eficiência de um sistema de tratamento biológico do efluente de uma indústria de beneficiamento de castanha de caju em escala laboratorial, através de um reator UASB seguido de um reator biológico de leito fixo e fluxo ascendente, empregando como inóculo as espécies fúngicas *Aspergillus niger* e *Cladosporium herbarum*.

MATERIAIS E MÉTODOS

A água residuária estudada nesta pesquisa foi oriunda do tanque de equalização da estação de tratamento de esgotos de uma indústria de beneficiamento de castanha de caju. Os parâmetros utilizados para caracterização e análise deste efluente foram: demanda química de oxigênio (DQO), potencial hidrogeniônico (pH), nitrato (NO_3^-), amônia (NH_3), ortofosfato (PO_4^{3-}), sólidos totais (ST), sólidos totais suspensos (STS), sólidos totais suspensos fixos (STSF), sólidos totais suspensos voláteis (STSV) e sólidos totais dissolvidos (STD), segundo a metodologia descrita em APHA (1992).

Os fungos utilizados eram dos gêneros *Aspergillus* e *Cladosporium*, foram cultivados durante 28 dias, em garrafas de Roux com meio de cultura Sabouraud, utilizando como inibidor de bactérias, cloranfenicol, antibiótico de largo espectro. Esta etapa foi realizada no laboratório de Microbiologia do Departamento de Análises Clínicas e Toxicológicas da Faculdade de Farmácia da Universidade Federal do Ceará.

A pesquisa foi dividida em duas partes operacionais: uma em batelada e outra em reatores de fluxo contínuo.

A operação em batelada foi realizada em capela previamente esterilizada, com lâmpada ultravioleta, a fim de eliminar todos os possíveis agentes contaminantes biológicos e garantir eficiente operação, no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Ceará.

Foram utilizados para a operação em batelada quatorze reatores, com volume de 3,5L, cujas tampas possuíam dois orifícios nos quais foram acoplados os aeradores de aquário. Todos os reatores foram devidamente esterilizados, com luz ultravioleta.

A massa fúngica foi filtrada a fim de separá-la do seu meio de cultura, pesada e distribuída de maneira equitativa em sete reatores em batelada destinados ao tratamento biológico do efluente, e cada reator recebeu aproximadamente 4,7g. Os sete reatores restantes, não foram inoculados para servirem como controle da operação.

Adicionou-se a cada um dos reatores que foram inoculados com fungos, 1,75L do efluente e 1g de cloranfenicol, antibiótico de amplo espectro, com objetivo de impedir a proliferação bacteriana. Retirou-se uma alíquota de 250ml do material de cada reator, para caracterização da entrada para o tempo de reação (TR) inicial. Em seguida estes foram fechados e aerados. Nos reatores de controle que não continham fungos, adicionaram-se 1,5L do efluente previamente caracterizado e procedeu-se da mesma forma que os inoculados com fungos.

Os tempos de reação (TR) estudados nesta etapa foram de 4h, 24h, 48h, 96h e 192h, para cada par de reatores: inoculado e controle.

Ao término de cada TR, os reatores, foram abertos e retiraram-se uma alíquota de cada um para nova determinação dos parâmetros DQO e ortofosfato, de acordo com APHA (1992).

Após o desmonte, os reatores que continham fungos continuaram sendo aerados e receberam uma solução contendo 5,2g/L de glicose; 0,4g/L de fosfato de potássio monobásico; 0,4g/L de fosfato de potássio dibásico; 0,4g/L de sulfato de magnésio; 0,3g/L de cloreto de sódio e 0,05g/L de cloreto de cálcio, (Santaella, 1993) para que fosse mantido bom nível de carboidratos e nutrientes para os fungos, que foram utilizados na etapa seguinte da pesquisa.

O sistema contínuo era constituído por dois reatores de leito fixo e fluxo contínuo ascendente (Figura 1), sendo o primeiro deste sistema predominantemente anaeróbio, do tipo UASB, e outro, do tipo reator biológico inoculado com fungos das espécies *Aspergillus niger* e *Cladosporium herbarum*, ambas oriundas da etapa em batelada.

O meio suporte empregado no RBF foi manta agulhada de poliamida, corta-

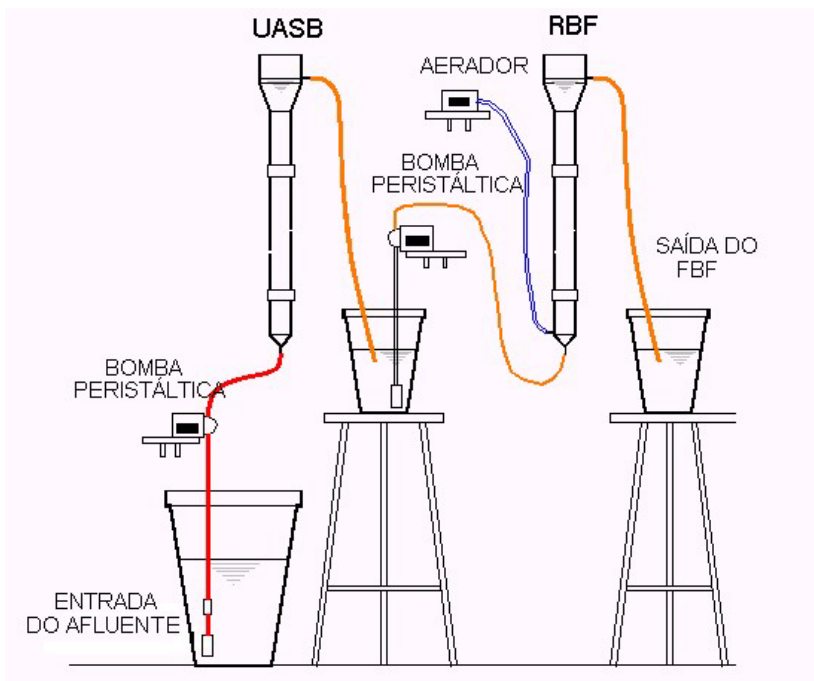


Figura 1 – Esquema do sistema UASB-RBF empregado na fase de fluxo contínuo

da em retângulos de 2x3cm², acondicionados em redes de polietileno. Foram confeccionados oito pequenos sacos, com quarenta retângulos em cada um. O conjunto de todos os sacos de manta pesava 75,28g. Foram intercalados a massa fúngica (101.89g) e os sacos contendo a manta recortada.

O reator UASB foi inoculado até um terço do seu volume, com lodo anaeróbio oriundo do fundo do tanque de equalização da ETE da indústria.

Os tempos de detenção hidráulica (TDH) estudados no sistema UASB - Reator Biológico com Fungos (RBF) foram ciclos de: (12h-4h); (12h-2h); (12h-1h); (10h-4h); (10-2h); (10h-1h); (8h-4h), sendo que o primeiro tempo do ciclo foi no reator UASB e o segundo no RBF. Para cada TDH dos ciclos estudados, caracterizava-se a entrada e a saída da água residuária, sendo o ponto de saída resultante da média de caracterização de cinco pontos amostrais.

Após a inoculação do lodo no reator anaeróbio bem como dos fungos no reator aeróbio, estes passaram a receber o efluente da indústria de beneficiamento de castanha de caju, até que o reator UASB entrasse em estabilidade. A partir desse período iniciou-se a operação dos reatores de fluxo contínuo em série. A entrada do afluente ao reator com fungos era acidificada a pH=5,0, para evitar a contaminação do reator por bactérias.

Tanto afluente como efluente dos reatores foram caracterizados através dos parâmetros DQO, pH, ortofosfato, nitrato e amônia.

Finalizada a operação em fluxo contínuo, uma amostra da manta foi analisada qualitativamente para a identificação dos microrganismos presentes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O processo de beneficiamento de castanha de caju é subdividido em oito etapas: pesagem, armazenagem, secagem, umidificação, classificação, lavagem, cocção e decorticação (Santaella et al., 2002). Este efluente industrial possui características diversas, dependendo das etapas de produção, variando entre cargas orgânicas altas, resultantes do próprio processo de beneficiamento; e cargas orgânicas baixas, quando o efluente é constituído principalmente de águas de lavagem. Na Tabela 1 estão apresentados os valores médios obtidos através das determinações físico-químicas, durante a etapa de caracterização da água residuária, proveniente do tanque de equalização.

Santaella et al. (1997), encontraram valores diferenciados na caracterização do efluente desta mesma indústria, para os parâmetros nitrato (20,1mg/L), amônia (3,5mg/L) e sólidos totais (1268mg/L). Os mesmos autores em

1999 fizeram nova caracterização e os resultados encontrados para os parâmetros estiveram na mesma faixa de concentração dos obtidos nesta pesquisa, exceto para amônia que apresentou concentração (0,51mg/L) bem inferior à desta caracterização. Os sólidos não foram incluídos na caracterização feita pelos autores.

Operação em batelada

Os resultados encontrados para os reatores de controle na fase em batelada, mostraram remoção de DQO para todos os TR testados, sendo que o pico de remoção (50%) ocorreu no primeiro dia de operação e depois tendeu à estabilidade.

Nos reatores inoculados com fungos da fase em batelada (Figura 2), a maior eficiência de remoção foi de 45,18%, no oitavo dia de operação, possivelmente devido à adaptação dos fungos, ao efluente estudado, conseqüente do maior tempo de contato entre efluente e espécies fúngicas. Provavelmente, melhor eficiência de remoção tivesse sido obtida, se melhores condições tivessem sido oferecidas ao meio, tais como fonte primária de carbono, ajuste de pH na faixa de 4,5 a 5,0, adaptação do inóculo e controle do oxigênio dissolvido.

Santaella et al. (2002), obtiveram em seu estudo, tratando este mesmo tipo de efluente, melhor remoção de DQO em torno do sétimo dia.

Operação em fase de fluxo contínuo

Durante a fase de fluxo contínuo, o pH afluente ao sistema esteve entre 7,0 e 8,0, sendo que o efluente do reator UASB possuía pH ligeiramente superior ao afluente. O afluente ao RBF, por ser acidificado possuía pH próximo de 5 e o efluente saía com pH ligeiramente superior a 8,0. Este fato é decorrência do metabolismo dos fungos que possuem capacidade de produzir substâncias que adequam o pH ao valor mais conveniente a eles. A temperatura ambiente esteve sempre entre 28 e 30°C.

Na Figura 3 estão apresentadas as variações de DQO para o sistema UASB-RBF, com os ciclos de TDH (12-4h), (12-2h), (12-1h), (10-4h), (10-2h), (10-1h) e (8-4h).

Avaliando os reatores isoladamente, tanto o reator UASB como o reator com fungos, mostrou diminuição na concentração de DQO, resultando em bons percentuais de remoção para estes reatores.

res e, conseqüentemente, para o sistema. Apesar de ter ocorrido oscilação de eficiência de remoção de DQO no reator UASB, a média para o TDH de 12h ficou em torno de 72%, para 10h em torno de 68% e para 8h (único ciclo) de 68%. Estes valores de remoção são compatíveis com os valores existentes na literatura. Santaella (1999) encontrou 68% de remoção de DQO com este mesmo tipo de efluente para um TDH de 12h.

A diminuição do TDH, de 12h para 10h, e posteriormente para 8h, não provocou alteração significativa na eficiência de remoção do reator. Isto está de acordo com diversos estudos realizados com reatores UASB. TDH de 4 a 8 horas são comumente aplicados nestes sistemas em escala real (Cavalcanti, 1999). Além disso, reatores em escala piloto têm sido operados com tempos de detenção muito menores (1,5 a 3 h), alcançando eficiências de remoção de DQO na faixa de 65 a 75% (Leitão et al. 2002). Souza (1996), com apenas quatro horas de detenção hidráulica em um reator UASB em escala laboratorial, tratando substrato sintético simulando esgoto sanitário, encontrou remoção de DQO de 86%. Apesar de o tipo de esgoto estudado pelo referido autor ser diferente do estudado nesta pesquisa, vale a pena ressaltar a ótima eficiência alcançada em um tempo de detenção hidráulica três vezes menor que o maior TDH desta pesquisa.

Com relação ao reator inoculado com fungos a melhor eficiência alcançada, (87%) ocorreu com 4h de detenção, do ciclo (10-4h). As remoções de DQO oscilaram no reator com fungos, para os tempos de 4h, 2h e 1h e a média de remoção manteve-se em torno 68%, 65% e 25% respectivamente. Pode-se verificar que a diminuição do TDH diminuiu a eficiência deste reator. Este fato pode estar associado ao menor tempo de contato do esgoto com o biofilme, impedindo desta forma, total biodegradação da matéria orgânica. Rodrigues (1999), encontrou remoção de DQO de 88% com 5h de detenção hidráulica, tratando efluente sintético de laticínios com fungos da espécie *Drechslera monocerans*, concluindo que possivelmente maiores tempos de detenção hidráulica resultassem em eficiências melhores. Santaella et al. (2002), utilizando fungos dos gêneros: *Aspergillus*, *Epicocum*, *Fusarium* e *Alternaria* atingiram 100% de remoção de DQO com 17h, porém com a diminuição do TDH para 8h a eficiência diminuiu ficando em torno de 45%.

Tabela 1 – Faixa de variação dos valores obtidos da caracterização da água residuária

Parâmetros	Nº de determinações	Faixa de variação
DQO (mg/L)	10	893 a 3686
pH	9	7,2 a 9,2
NO ₃ ⁻ (mg/L)	9	0,91 a 2,40
NH ₃ (mg/L)	10	9,68 a 37,83
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	10	6,08 a 14,72
ST (mg/L)	7	2030 a 2466
STS (mg/L)	7	327 a 880
STSF (mg/L)	7	40 a 107
STSV (mg/L)	7	377 a 773
STD (mg/L)	7	1284 a 1797

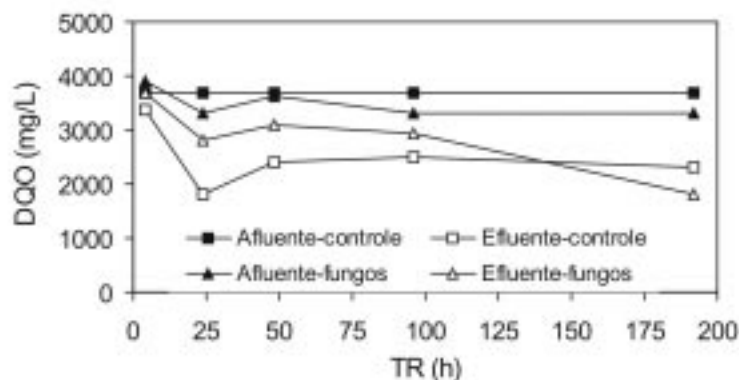


Figura 2 – Variação de DQO em função do tempo de reação para os reatores controle e fungos na etapa de batelada

De um modo geral os fungos utilizados nesta pesquisa atuaram como agentes decompositores eficientes no pós-tratamento de efluente de reator UASB, para remoção de compostos causadores de DQO, com eficiência média de 50%, para valores de DQO afluente entre 100 e 400mg/L. A maior eficiência foi de 87% para DQO de 400mg/L e TDH de 4h e a menor foi de 15%, para a mesma concentração afluente e TDH de 1h.

Na Figura 4 está mostrada a variação de DQO no sistema UASB-RBF para os diversos ciclos de operação.

As Figuras 5, 6 e 7 referem-se ao comportamento dos reatores com relação ao parâmetro nitrato.

No reator UASB, houve diminuição da concentração de nitrato em todos os TDH testados (Figura 5). Com eficiência de remoção de 65%, 41%, 87%, 53%, 82%, 73% e 85%, respectivamente para o primeiro TDH dos ciclos (12-4h),

(12-2h), (12-1h), (10-4h), (10-2h), (10-1h) e (8-4h).

Segundo Koneman et al. (1997), o processo de desnitrificação, é realizado por bactérias anaeróbias e anaeróbias facultativas e em condições ambientais específicas: de pH neutro ou alcalino e temperatura entre 25 e 60°C.

A condição ambiental de pH entre 7,5 e 8,0, encontrada no reator UASB, provavelmente favoreceu esta remoção por processo de desnitrificação, ou seja, neste processo o nitrato serve como acceptor de elétrons e é reduzido para óxido nitroso e gás nitrogênio, sendo a liberação de gás nitrogênio o passo predominante da desnitrificação.

Através da literatura pode-se comprovar a remoção de nitrato em condições anaeróbias como mostrado por Santaella et al. (1999), utilizando reator anaeróbio para tratar efluente da indústria de beneficiamento de castanha de caju, ob-

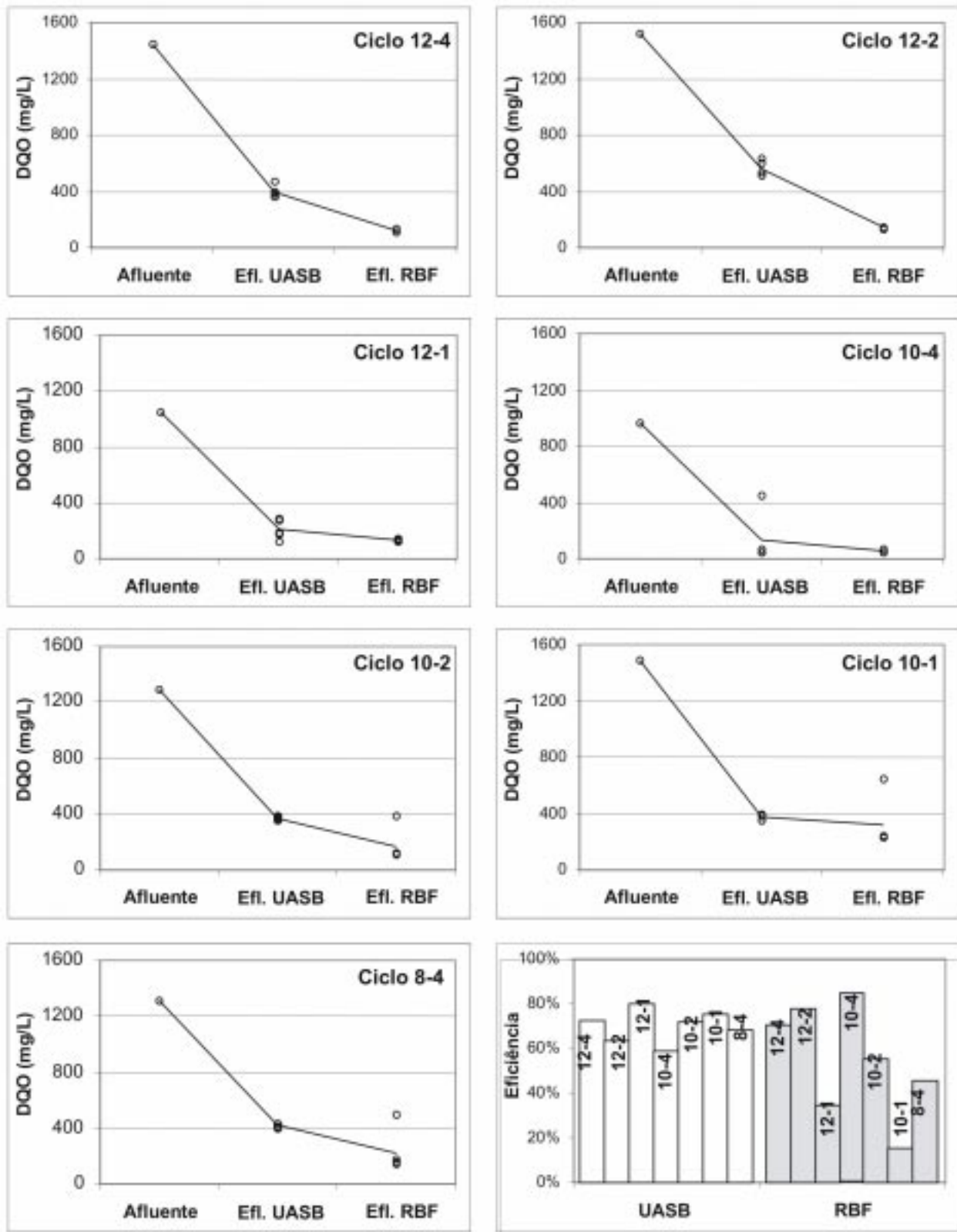


Figura 3 - Variação de DQO e eficiência dos reatores durante os vários ciclos estudados

tendo remoção média de nitrato de 74% para um TDH de 12h. Hendriksen & Ahring (1996), operaram um reator UASB tratando esgoto sintético e verificaram que a desnitrificação e metanogênese ocorreram com remoção de aproximadamente 99% de nitrogênio e carbono, com 11h de detenção hidráulica.

No reator com fungos houve tanto consumo como síntese de nitrato (Figura 6), o consumo ficou em torno de 66%, e observou-se que a diminuição do TDH de 4h para 2h, teve pouca influência sobre a eficiência de remoção. Santaella et al. (1999) encontraram, em torno 70% de remoção de nitrato para os TDH de 8h, 4h e 2h empregando fungos para tratar este mesmo tipo de efluente utilizado nesta pesquisa. De acordo com Griffin (1993) e Jennings (1995) os fungos são capazes de reduzir nitrato a amônia e, no reator, sempre foram verificadas concentrações superiores de amônia comparadas às de nitrato, no efluente do RBF.

Os TDH de 1h do ciclo (12-1h) e de 4h do ciclo (8-4h) foram os tempos nos quais observou-se a ocorrência de síntese de nitrato de 87% e 45%, respectivamente.

A alternância de produção e remoção de nitrato observada no RBF deste experimento, também foi verificada por Sá (1997) tratando água residuária de laticínio com fungos, com TDH de 31h, 21h, 11h e 5h e por Giffoni (2000), tratando água residuária sintética de laticínio com fungos com TDH de 5h.

Neste estudo, nos TDH em que ocorreram produção de nitrato, no caso 1h e 4h dos ciclos (12-1h) e (8-4h), a remoção de amônia foi baixa, com valores de 12% e 17%, respectivamente. Estes resultados contrariam a observação de Rodrigues (1999), a respeito da preferência dos fungos em consumir amônia em vez de nitrato, haja vista que os fungos deveriam consumir amônia, visto que estava ocorrendo acúmulo de nitrato. Vale ressaltar que estes percentuais de remoção de amônia (12% e 17%) foram menores que a melhor remoção alcançada pelo RBF (22%).

Possivelmente, a contaminação do reator biológico com fungos por bactérias das espécies *Pseudomonas aeruginosa* e *Klebsiella pneumoniae*, tenha contribuído para a remoção de nitrato, haja vista que, as *Pseudomonas* são capazes de realizar desnitrificação.

Com relação ao sistema UASB-RBF (Figura 7) a resposta foi satisfatória na

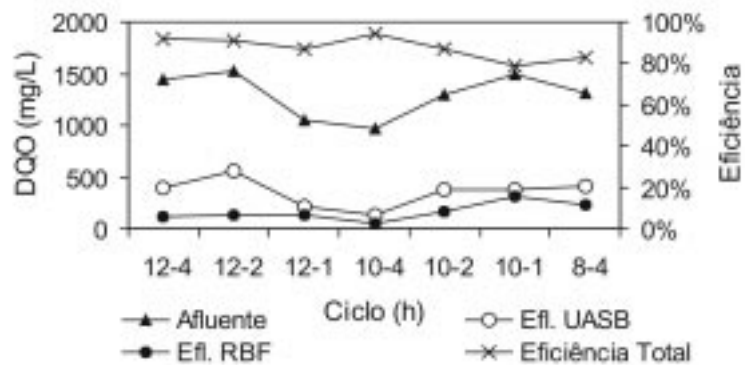


Figura 4 - Variação de DQO no sistema UASB-RBF para os diversos ciclos de operação

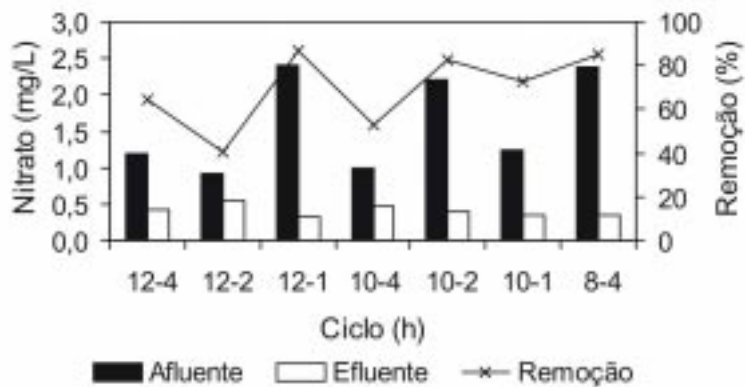


Figura 5 - Variação de nitrato no reator UASB em função do TDH

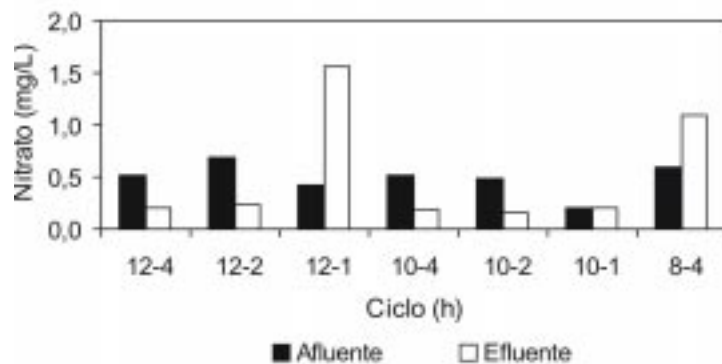


Figura 6 - Variação de nitrato no RBF em função do TDH

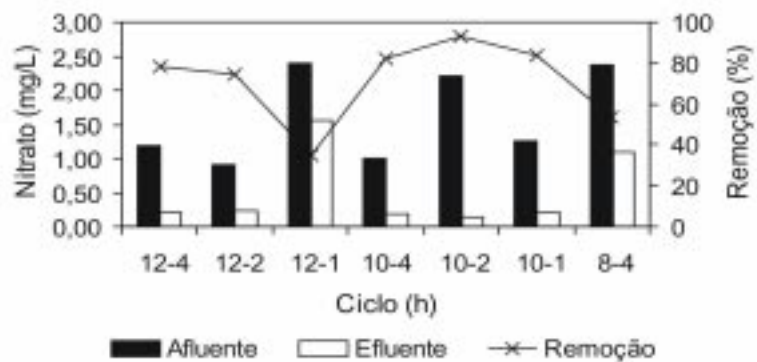


Figura 7 - Variação de nitrato no sistema UASB-RBF em função do TDH

remoção de nitrato e, apresentou percentuais de remoção de: 83%, 75%, 33%, 82%, 93%, 84% e 54% para os TDH dos ciclos (12-4h), (12-2h), (12-1h), (10-4h), (10-2h), (10-1h) e (8-4h), respectivamente. As menores remoções corresponderam às etapas de síntese ocorrida no reator com fungos. Os resultados obtidos mostram a viabilidade do sistema para remover nitrato.

Nas Figuras 8, 9 e 10 está apresentado o parâmetro amônia para os reatores UASB e RBF.

O reator UASB tanto produziu quanto removeu amônia (Figura 8), sendo a maior remoção de aproximadamente 36% para o TDH de 10h do ciclo (10-1h) e a maior produção foi de 44% para o TDH de 10h do ciclo (10-4h). De um modo geral, o reator não foi eficiente para remoção de amônia, concordante com a literatura quando se refere à necessidade de unidades de pós-tratamento de reatores UASB, por estes não produzirem efluentes com níveis aceitáveis de amônia.

O reator inoculado com fungos foi pouco eficiente na remoção de amônia, em todos TDH testados com exceção do TDH de 4h do ciclo (12-4h), onde houve aumento de amônia. A maior remoção encontrada foi de aproximadamente 22% para o TDH de 1h do ciclo (10-1h) (Figura 8). Vale salientar que neste mesmo tempo, a concentração de nitrato afluente e efluente manteve-se constante. Giffoni (2000), também verificou em três, dos quatro reatores estudados, tanto remoção de amônia como de nitrato utilizando fungos para tratar efluente sintético de laticínio.

Santaella et al. (1999), tratando este mesmo tipo de efluente com fungos, encontraram remoção média de amônia de aproximadamente 80% para o TDH de 4h, resultado este, bem superior ao observado neste experimento, valendo ressaltar que as concentrações afluente de amônia, no estudo realizado por Santaella et al. (1999), nunca excederam 5mg/L, diferente das concentrações afluente deste estudo que alcançaram 64mg/L. Pode ser que exista alguma correlação entre a baixa disponibilidade e a eficiência de remoção para este parâmetro.

O sistema UASB-RBF de um modo geral, não teve bom desempenho na remoção de amônia, oscilando entre produção e remoção (Figura 10). Ou seja, os fungos como participantes da unidade de pós-tratamento não alcançaram a eficiência desejada. As remoções encontra-

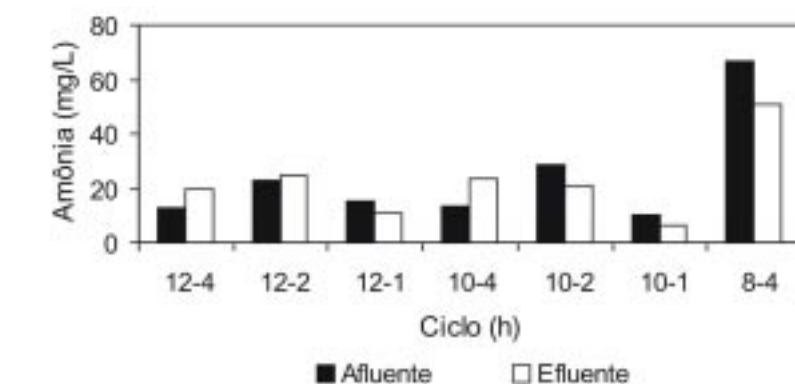


Figura 8 - Variação de amônia no reator UASB em função do TDH

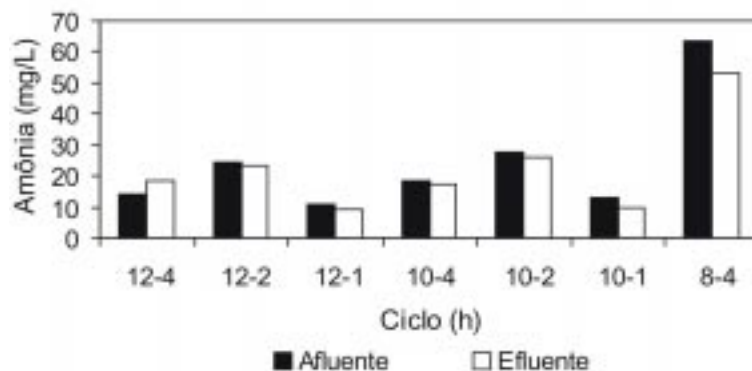


Figura 9 - Variação de amônia no RBF em função do TDH

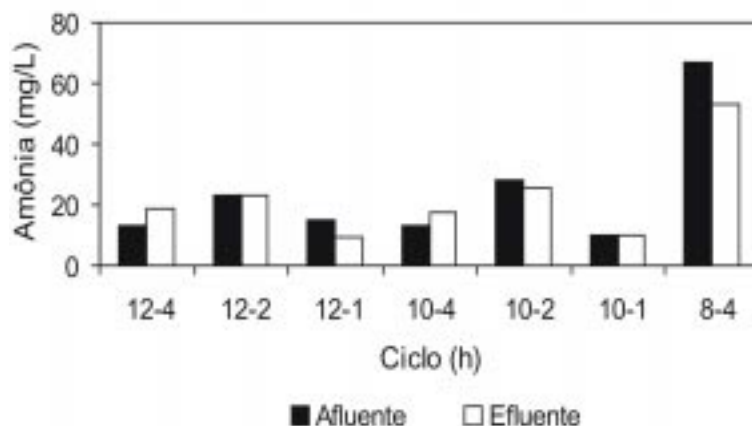


Figura 10 - Variação de amônia no sistema UASB-RBF em função do TDH

das foram de 37%, 8% e 21% para os TDH de 1h do ciclo (12-1h), de 2h do ciclo (10-2h) e de 4h do ciclo (8-4h), respectivamente.

Na Figura 11 estão apresentados consumo e síntese de ortofosfato no reator UASB. O pico de remoção no reator ocorreu no TDH de 12h do ciclo (12-1h) com aproximadamente 61%. Em contrapartida quando se testaram outros ciclos, também com 12h de detenção no reator UASB, o ciclo (12-4h), apresentou remoção de 6,3%, e o ciclo (12-2h)

apresentou produção de 9,6%. Desta forma, fica difícil tecer maiores comentários a respeito deste parâmetro com relação à eficiência do reator UASB.

A literatura relata a pouca eficiência de remoção para o fósforo em reatores UASB. Santaella et al. (1999), encontraram remoção de 12% com 12h de detenção tratando o mesmo efluente utilizado nesta pesquisa. Souza (1996), encontrou 12,5% de remoção de fósforo operando um reator UASB, em escala laboratorial, tratando esgoto sintético e,

teve esse percentual melhorado para 84% quando adicionou cloreto férrico ao afluente na concentração de 200mg/L.

Van Haandel & Lettinga (1994), afirmam que os aumentos ocorridos nas concentrações de fósforo em reatores UASB podem ser atribuídos à mineralização de compostos orgânicos protéicos que contenham fósforo.

O RBF, assim como o reator UASB, mostrou consumo e produção de ortofosfato (Figura 12). Nos ciclos (12-4h), (12-2h), (10-4h) e (8-4h) houve remoção de ortofosfato, sendo que a melhor eficiência de remoção foi de 30% com 4h de detenção do ciclo (8-4h). Nos ciclos restantes ocorreu produção de ortofosfato.

Santaella et al. (1999), operando um reator com fungos tratando o mesmo tipo de água residuária utilizada nesta pesquisa, observaram que praticamente não houve remoção de ortofosfato e, também verificaram produção de ortofosfato nos TDH de: 8h com adição de glicose nas concentrações de 0,05mg/L e 0,5mg/L, 4h e 2h sem adição de glicose. Sá (1997), Rodrigues (1999) e Giffoni (2000), empregando espécies fúngicas para tratar água residuária de laticínio, também observaram ciclos de consumo e síntese de ortofosfato, como aconteceu neste experimento.

Segundo Jennings (1995), o pH exerce influência sobre o transporte de ortofosfato no metabolismo fúngico sendo que, para valores de pH acima de 5,5 a tendência é haver diminuição no consumo de ortofosfato. Os valores de pH do afluente e do efluente do RBF foram monitorados, e o pH afluente era mantido em uma faixa de 2,5 a 5,5, porém no RBF este pH era elevado, para a faixa entre 7,2 a 8,0 provavelmente, como consequência do metabolismo fúngico, e da característica particular de muitas espécies fúngicas de produzirem substâncias com caráter tampão e as liberarem no meio aquoso para tamponar o pH em valores mais adequados às suas necessidades. Possivelmente, o pH do RBF sempre entre 7,2 a 8,0 tenha contribuído para o mau desempenho do reator na remoção deste parâmetro.

O sistema UASB-RBF removeu ortofosfato em todos os TDH testados (Figura 13), com exceção do ciclo (10-1h), onde não houve alteração entre a concentração afluente e efluente e do ciclo (10-2h), onde houve produção. O maior percentual de remoção de ortofosfato foi de aproximadamente 38%.

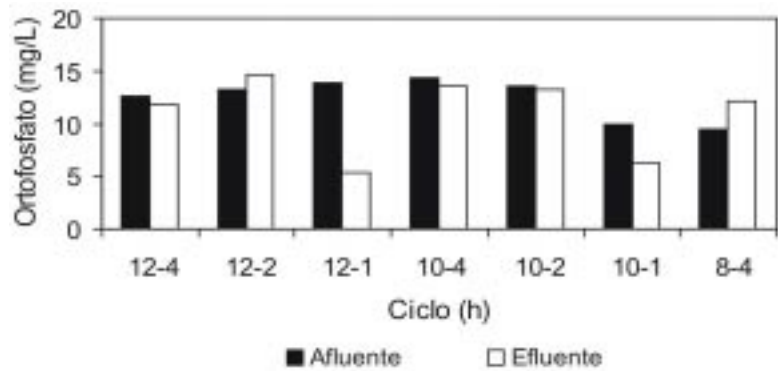


Figura 11 - Variação de ortofosfato no reator UASB em função do TDH

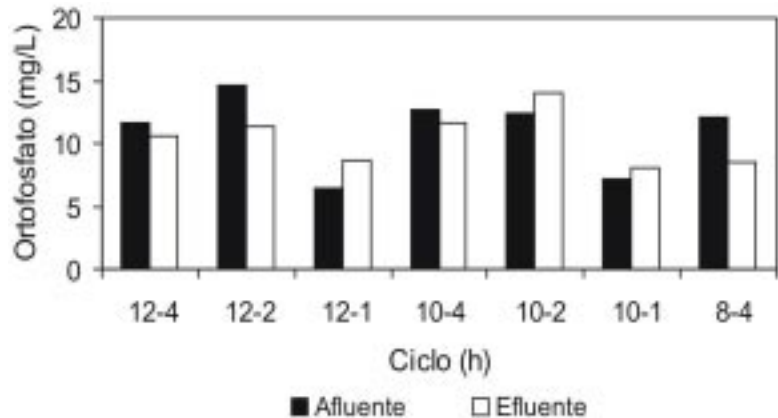


Figura 12 - Variação de ortofosfato no RBF em função do TDH

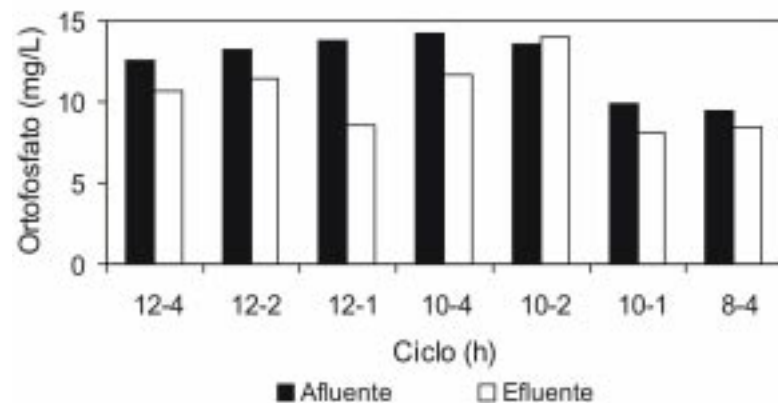


Figura 13 - Variação de ortofosfato no sistema UASB-RBF em função do TDH

Apesar de um percentual apenas 38% como melhor remoção de ortofosfato do sistema UASB-RBF, este apresentou um ciclo de TDH (10-2h) com produção de ortofosfato, diferente do ocorrido quando se avaliou isoladamente o reator UASB e o RBF. Mostrando que, possivelmente, o uso de sistemas anaeróbios-aeróbios é mais adequado para a remoção deste nutriente do que sistemas isolados.

Análise microbiológica da manta utilizada no reator biológico com fungos

A análise microbiológica qualitativa de uma amostra do meio suporte utilizado no RBF detectou a presença das espécies fúngicas *Aspergillus flavus* e *Cladosporium herbarum*. Vale ressaltar que houve perda de atividade da espécie *Aspergillus niger*, que foi inoculada no ini-

cio deste estudo e proliferação da espécie não inoculada, *Aspergillus flavus*. Além disso, ficou evidenciada através da análise microbiológica a contaminação do RBF por espécies bacterianas *Pseudomonas aeruginosa* e *Klebsiella pneumoniae*.

A espécie *Aspergillus flavus* por estar presente no ar, pode ter favorecido a contaminação do RBF, haja vista que o reator foi montado em local aberto.

A contaminação por bactérias mostrou que apenas o controle de pH, através de sua diminuição entre 2,8 e 5,5 não foi suficiente para inibir o crescimento bacteriano, e, esta foi a única conduta adotada nesta pesquisa para evitar o desenvolvimento de bactérias. Possivelmente, o uso de antibiótico tivesse evitado tal contaminação.

CONCLUSÕES

Os resultados obtidos do tratamento da água residuária da indústria de beneficiamento de castanha de caju pelo sistema UASB-RBF permitiram concluir que:

- A operação em batelada apresentou 45% de remoção de DQO com oito dias de detenção hidráulica, mostrando que as espécies fúngicas empregadas foram viáveis nesta operação, podendo ser utilizadas na etapa de fluxo contínuo.

- O sistema UASB-RBF, em escala laboratorial, mostrou excelente desempenho no tratamento do efluente da indústria de beneficiamento de castanha de caju, removendo em média 95% de compostos causadores de DQO e 93% de nitrato.

- O sistema UASB-RBF teve remoção pontual de 37% para amônia e de 38% para ortofosfato, mostrando que estes percentuais removidos ainda são relativamente baixos.

- O reator UASB foi bastante eficiente com relação à remoção de DQO alcançando remoção 72% com 12h de detenção e 68% com 10 e 8h de detenção hidráulica.

- O RBF apresentou 90% de remoção de DQO com apenas 4h de detenção hidráulica e, mesmo quando se reduziu o TDH para 1h o reator ainda conseguiu remover 61%. Desta forma mostrou-se viável ao pós-tratamento do efluente do reator UASB.

- Apenas a acidificação do afluente ao RBF, neste caso efluente do reator UASB, em torno de pH 5 não foi suficiente para evitar a contaminação bacteriana no referido reator, pelas espécies *Pseudomonas aeruginosa* e *Klebsiella pneumoniae*.

- Houve alternância de consumo e síntese dos nutrientes amônia e ortofosfato

tanto no reator UASB como no RBF, ficando difícil afirmar eficiência destes reatores na remoção desses nutrientes. Nas etapas de consumo a melhor remoção de amônia foi de 36% no reator UASB com 10h de detenção hidráulica do ciclo (10-1h) e no RBF foi de 22% com 1h de detenção do ciclo (10-1h). Para o ortofosfato a melhor remoção pontual foi de 30% no RBF e de 61% no reator UASB.

- Dentre os fungos inoculados no reator biológico, a espécie *Cladosporium herbarum* foi a que se manteve ativa ao longo de toda operação de tratamento água residuária estudada.

AGRADECIMENTOS

Ao CEFET-CE pela concessão do afastamento para realização do mestrado.

Ao CNPq pela bolsa concedida.

À Cailiny Darley de Menezes Medeiros Cunha pelo desenho dos reatores.

À Rossana Barros Silveira pela produção do abstract.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18 ad Washington: American Public Health Association, 1992. paginação irregular.

CAVALCANTI, P.F.F. et al. *Excess sludge discharge frequency for UASB reactors*. Water Science and Technology, v.40, n.8, 211-219, 1999.

DOURADO, E. M. C. B. *Análise econômica da viabilidade de variados tamanhos de minifábricas processadoras de castanha de caju no Estado do Ceará*. Fortaleza, 1999. Dissertação (Mestrado em Economia Rural) – Departamento de Economia Agrícola, Universidade Federal do Ceará.

GIFFONI, D. A. *Filtros biológicos aplicados ao tratamento de água residuária sintética de laticínios*. Fortaleza, 2000. 159p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil, área de concentração em Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Ceará).

GRIFFIN, D. H. *Fungal physiology*. 2 nd ed. New York. Wiley-Liss, 1994. 458p.

HENDRIKSEN, H. V.; AHRING, B. K. *Integrated removal of nitrate and carbon in a upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor: operating performance*. Wat. Res. v. 30, n. 6, p. 1451-1458, 1996.

JENNINGS, D. H. *The physiology of fungal nutrition*. Cambridge: University, 1995. 595p.

KAPDAN, I. K.; KARGI, F. *Biological decolorization of textile dyestuff containing wastewater by *Coriolus versicolor* in rotating biological contactor*. Enzyme and Microbial Technology. v. 30, pp. 195-199, 2002.

KONEMAN, E. W. et al. *Color Atlas and Textbook of Diagnostic Microbiology*. Fifth edition. Philadelphia, Lippincott – Reven Publishers, 1997. 1395p.

LEITÃO, R.C. et al. *Effect of the influent concentration on the performance of UASB reactors: steady-state and transient behaviour*, em fase final de redação para publicação, 2002.

PRENAFETA BOLDÚ, F. X. *Growth of aromatic hydrocarbons: Environmental technology perspectives*. Thesis Wageningen University, Wageningen, The Netherlands, 2002.

RODRIGUES, K. de A. *Tratamento biológico de água residuária sintética de laticínios por decomposição fúngica*. Fortaleza, 1999. 113p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil, área de concentração em Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Ceará).

SÁ, I.M.B. *Tratamento biológico de efluente de uma indústria de laticínios por ação de fungos decompositores*. Fortaleza, 1997. 83p. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Ceará.

SANTAELLA, S. T. *Remoção de cor causada pela presença de substâncias húmicas em águas, empregando tratamento biológico*. São Paulo, 1993. 161p. Tese (doutorado) – Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos.

SANTAELLA, S. T. *Tratamento de efluentes da indústria de castanha de caju, empregando fungos*. Fortaleza: UFC, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, 1997. 31p. (Relatório Institucional de Pesquisa).

SANTAELLA, S. T. *Estudos de tecnologias apropriadas para tratamento de efluentes da indústria de castanha de caju*. Fortaleza: UFC, Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental, 1999. 31p. (Relatório Institucional de Pesquisa).

SANTAELLA, S.T. et al. *Emprego de fungos para tratamento biológico dos efluentes da indústria de beneficiamento da castanha de caju*. In: VI SIMPÓSIO ÍTALO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Vitória – ES, 2002, CD-ROM.

SOUZA, J. T. *Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de fluxo ascendente em reator aeróbio seqüencial em batelada e coluna de lodo anaeróbio para desnitrificação*. São Paulo, 1996. 258p. Tese (doutorado) – Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos.

VAN HAANDEL, A. O.; LETTINGA, O. *Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente*. Campina Grande: Egraf, 1994. 239p.

Endereço para correspondência:

Glória Maria Marinho Silva Sampaio
Rua 73, nº 71

CEP: 60751-000

Fortaleza – Ceará

Telefone: (85) 291-1168

E-mail: gloriamarinho@bol.com.br