

## **UTILIZAÇÃO DE REATOR AERÓBIO COM FUNGOS PARA REMOÇÃO DE NUTRIENTES E MATÉRIA ORGÂNICA DE EFLUENTE DE FILTRO ANAERÓBIO TRATANDO MEIO SINTÉTICO COM CORANTE VERMELHO CONGO**

**Carla Bastos (1); Bárbara Barbosa (2); Genilson Silva (3); Ronald Pessoa (4); Glória Marinho (5); Kelly Rodrigues (6)**

(1) CEFET-CE, Rua Fiscal Vieira, 3781 apto 208, telefone: 88393968, e-mail: [carlab.vidal@gmail.com](mailto:carlab.vidal@gmail.com)

(2) CEFET-CE, e-mail: [bitabarbosa@hotmail.com](mailto:bitabarbosa@hotmail.com)

(3) CEFET-CE, email: [genilson0803@yahoo.com.br](mailto:genilson0803@yahoo.com.br)

(4) UFC, email: [ronaldpw25@yahoo.com.br](mailto:ronaldpw25@yahoo.com.br)

(5) CEFET-CE, e-mail: [gloriamarinho@cefetce.br](mailto:gloriamarinho@cefetce.br)

(6) CEFET-CE, e-mail: [kelly@cefetce.br](mailto:kelly@cefetce.br)

### **RESUMO**

Os reatores anaeróbios são frequentemente utilizados no tratamento de águas residuárias têxteis, contudo produzem efluentes que exigem pós-tratamento devido à presença de aminas aromáticas cancerígenas, oriundas da degradação anaeróbia de corantes, bem como a remoção de nutrientes. O presente trabalho avaliou o desempenho de reator biológico com fungos ao tratar efluente de filtro anaeróbio, alimentado com água residuária sintética têxtil, com o objetivo de remover matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo. Foi comparada a eficiência global do sistema anaeróbio/aeróbio em diferentes condições operacionais do reator com fungos, o sistema foi submetido a ciclos com tempo de detenção de 8h-6h e 8h-8h, respectivamente para filtro anaeróbio e reator com fungos. No primeiro ciclo, a operação do reator com fungos foi dividida em alimentação com e sem adição de 500 mg/L de sacarose, a qual foi adicionada no afluente do reator aeróbio. No segundo ciclo, o tempo de detenção hidráulica do reator com fungos foi alterado de 6 horas para 8 horas, permanecendo a adição de 500 mg/L de sacarose. O tempo total de operação do sistema foi de 197 dias, com 2 coletas semanais. As análises realizadas foram: Demanda química de oxigênio, alcalinidade; ácidos graxos voláteis, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrito e potencial de hidrogênio. Os resultados mostraram eficiência global média do sistema de 76% e 61%, respectivamente, para demanda química de oxigênio bruta e filtrada; de 53%, para amônia, e de 12%, para fósforo, eficiência esta superior, principalmente para nutrientes, quando comparada à unidade do filtro anaeróbio, que obteve eficiência média de 71% e 62%, respectivamente, para demanda química de oxigênio das amostras brutas e filtradas; de 19%, para amônia, e de 11%, para fósforo.

**Palavras-chave:** Água residuária sintética têxtil, Filtro anaeróbio, pós-tratamento, reator aeróbio com fungos, remoção de nutrientes.

## 1. INTRODUÇÃO

O uso indiscriminado de corantes nas indústrias têxteis conduz à necessidade de determinação de medidas que minimizem e solucionem os problemas ocasionados pelo descarte inadequado de seus efluentes. Isto ocorre porque os corantes têxteis são compostos químicos de difícil degradação (VAN DER ZEE et al, 2005).

Os efluentes possuem altas cargas poluidoras, especialmente os gerados dos processos de desengomagem e tingimento. A poluição de corpos d'água com estes compostos provocam, além de poluição visual, alterações dos ciclos biológicos, afetando principalmente o processo de fotossíntese realizada pelas algas nos corpos receptores. Além disso, estudos têm mostrado que algumas classes de corantes, principalmente azo corantes, e seus subprodutos, podem ser carcinogênicos e ou mutagênicos (TUNUSSI & SOBRINHO, 2003), sendo estes caracterizados pela ligação azo ( $-N=N-$ ), os mais usados no mundo inteiro (VAN DER ZEE et al, 2005) e, representando cerca de 70% dos corantes orgânicos utilizados na industrial têxtil mundial (ZOLLINGER, 1987).

O emprego dos mais variados tipos de reatores anaeróbios para a remoção de matéria orgânica de efluentes têxteis tem alcançado êxito, seguidos de unidade aeróbia de pós-tratamento, a qual tem a função de remover aminas aromáticas, potencialmente carcinogênicas, formadas durante a degradação anaeróbia dos corantes azo (VAN DER ZEE *et al.*, 2005). Por outro lado, compostos como nitrogênio amoniacal, sulfeto e fosfato, que são removidos apenas parcialmente, além da presença de matéria orgânica remanescente, fazem que a qualidade do efluente de reatores anaeróbios dificilmente atenda aos padrões estabelecidos pela legislação ambiental de diversos países, tornando necessária a inclusão de uma etapa de pós-tratamento, que permita o polimento da qualidade do efluente gerado (VICTORIA, 2006).

## 2. OBJETIVOS

- Verificar a eficiência de remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo, utilizando sistema filtro anaeróbio/reator biológico com fungos operados nos ciclos de 8h-6h e 8h-8h;
- Estudar a eficiência do reator aeróbio com fungos, como unidade de pós-tratamento de filtro anaeróbio, em duas condições de alimentação.

## 3. MATERIAIS E MÉTODOS

Foram montados e operados dois reatores biológicos de leito fixo e escoamento ascendente, sendo um filtro anaeróbio (FA) e um reator biológico aeróbio inoculado com fungos (RBF), em escala de laboratório, para tratamento biológico da água residuária sintética têxtil. Os reatores foram operados no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM) do Centro Federal de Educação Tecnológica do Ceará (CEFET-CE), Fortaleza-CE.

### 3.1. Água Residuária

A água residuária sintética têxtil que alimentou o filtro anaeróbio foi preparada com água de torneira, acrescida de 30 mg/L do azo corante Vermelho Congo e solução de macro nutrientes preparada com (mg/L):  $NH_4Cl$  (280);  $K_2HPO_4$  (250);  $MgSO_4 \cdot 7H_2O$  (100);  $CaCl_2 \cdot 2H_2O$  (10). Foi adicionado ao meio 1 mL/L de solução de micro nutrientes, contendo em mg/L:  $H_3BO_3$  (50);  $FeCl_2 \cdot 4H_2O$  (2000);  $ZnCl_2$  (50);  $MnCl_2 \cdot 4H_2O$  (500);  $CuCl_2 \cdot 2H_2O$  (38);  $AlCl_3 \cdot H_2O$  (90);  $CoC_2H_6O$  (2000) Foi utilizado sacarose, na concentração de 500 mg/L, como substrato primário.

### 3.2. Filtro Anaeróbio (FA)

O FA era cilíndrico e construído em PVC, com diâmetro externo de 100 mm, altura de 1 m e volume útil de 4,3L, apresentando, na parte superior, saída para gás e, além de um ponto para entrada do afluente, um ponto para saída do efluente e um ponto para descarga de lodo. O meio suporte utilizado foi espuma de poliuretano, cortada em cubos de 1,5 cm de aresta. Durante a operação, a alimentação do FA foi realizada com água residuária sintética têxtil, sendo a mesma recalcada por bomba peristáltica com vazão máxima de 1,6 L/h.

O FA foi inoculado com lodo obtido de reator UASB da Companhia de Águas e Esgotos do Estado do Ceará (CAGECE), que era utilizado para o tratamento de despejos domésticos. Foi realizada a imobilização da

biomassa em espumas de poliuretano, de acordo com a metodologia desenvolvida por Zaiat (1994). Após a imobilização, o lodo foi adicionado manualmente ao FA através da abertura superior do tubo, a qual foi posteriormente lacrada com CAP de PVC. O filtro anaeróbio manteve-se com TDH (tempo de detenção hidráulica) de 8h durante todo o tempo de operação.

### 3.3. Reator Biológico com Fungos (RBF)

#### 3.3.1. Inóculo

Para a preparação do inóculo foi realizada a produção de esporos, inoculando a linhagem em placas de Petri estéreis, contendo 15 mL de meio de cultura Saboraud, meio específico para crescimento dos fungos, sendo mistura de peptona, agar-ágar, 2% de dextrose e glicose. O meio foi previamente esterilizado a 122°C, durante, aproximadamente, 15 minutos. Adicionou-se ainda à placa, solução de Vishniac, na concentração de 1 mL/L de meio de cultura, como fonte de nutrientes para os fungos. As placas inoculadas com fungos permaneceram por 5 dias em temperatura de 28°C, tendo-se ao final deste período observado o crescimento dos esporos por toda a placa.

Para contagem dos esporos, foi preparada uma solução utilizando 50 µL de suspensão de esporos, previamente agitados em agitador tipo Vórtex, acrescido de 950 µL de solução Tween 80, resultando em diluição de 1:20. Em seguida foram transferidos 20µL da solução preparada, para câmara de Newbauer, onde se procedeu a contagem dos esporos em microscópio óptico. O cálculo da concentração de esporos foi realizado de acordo com a Equação 1, sendo utilizado como inóculo a concentração de  $2 \times 10^4$ .

$$\text{esporos/mL} = \text{esporos contados} \times \text{diluição} \times 2,5 \times 10^5 \text{ [Eq. 1]}$$

#### 3.3.2. Operação do Reator com fungos.

O reator aeróbio era de leito fixo e escoamento ascendente, confeccionado em acrílico com volume total de 5 L e diâmetro interno de 90 mm e 80 cm de altura, com dispositivos de entrada e saída da amostra a ser tratada e ainda um dispositivo para entrada de ar, cujo fornecimento foi realizado por mini-compressores de ar. O meio suporte empregado foi manta de polietileno, cortada em quadrados de 2 x 2 cm, pesada e acomodada dentro do reator em redes de polietileno.

De acordo com Tabela 3, o reator biológico com fungos e filtro anaeróbio funcionaram em dois ciclos de 6h-6h(1) e 6h-8h(2). No primeiro ciclo, o reator com fungos foi operado com TDH de 6 horas, sem adição de sacarose, denominada fase (F1), já na segunda fase (F2) houve adição de sacarose (500 mg/L). No segundo ciclo (C2), o TDH do reator com fungos foi ajustado para 8 horas e, mantendo-se adição de sacarose.

**Tabela 3 – Descrição dos diferentes modo de operação do RBF ao longo do experimento.**

| Ciclo/Fase | Tempo de detenção hidráulica (horas) | Adição de sacarose (mg/L) | Tempo de operação (dias) |
|------------|--------------------------------------|---------------------------|--------------------------|
| C1/F1      | 6                                    | 0                         | 0-50                     |
| C1/F2      | 6                                    | 500                       | 51-104                   |
| C2         | 6                                    | 500                       | 105-197                  |

### 3.4. Teste Biológico

No final do experimento foi realizado teste biológico no reator aeróbio com fungos, a fim de verificar que tipos de microrganismo atuaram no meio. O teste foi realizado em placas de Petri (30 mL) que receberam substrato composto de meio de cultura Saboraud e o inóculo fungíco do reator e do afluente. As placas foram mantidas a uma temperatura de 28°C, durante um período de uma semana. O crescimento dos microrganismos foi medido apenas visualmente e qualitativamente. O teste mostrou que tanto a espécie *Aspergillus niger* quanto outras espécies de fungos e bactérias cresceram no reator, porém foi possível notar que os fungos predominaram em relação às bactérias.

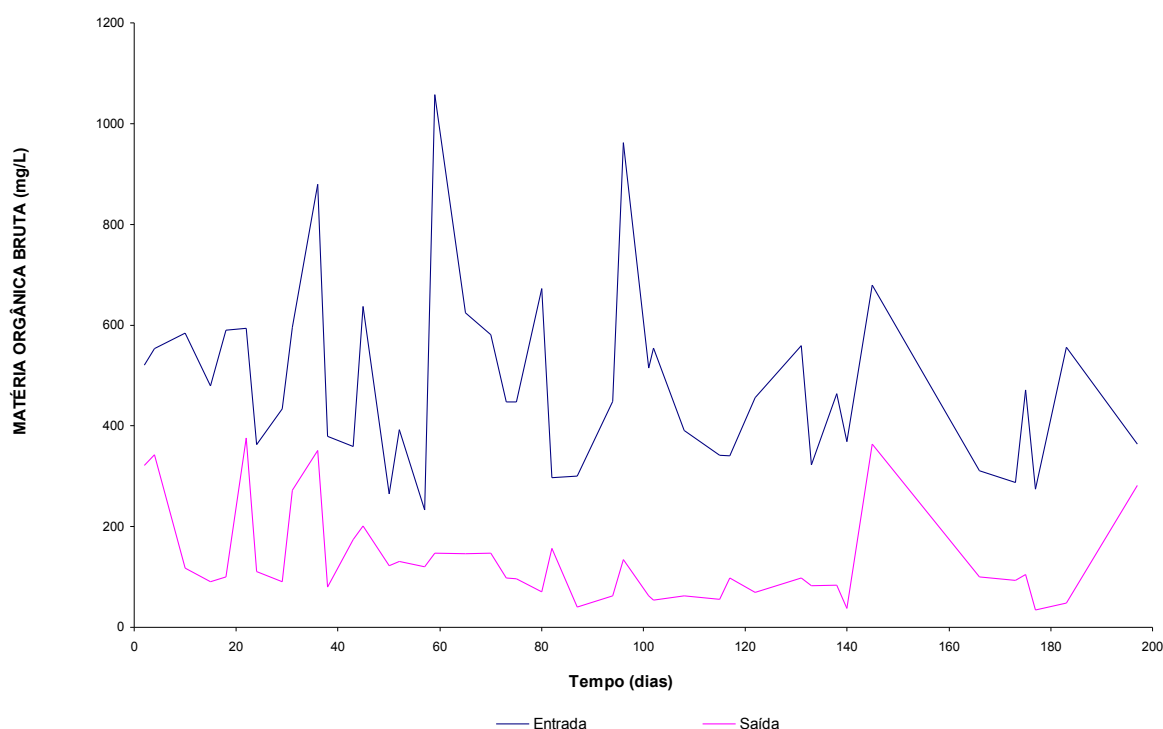
### 3.5. Variáveis Determinadas.

As variáveis foram determinadas no afluente e efluente aos reatores, de modo que, no FA, as variáveis estudadas foram DQO (filtrada e bruta), fósforo total, nitrogênio amoniacal e nitrogênio na forma de nitrito. No RBF foram efetuadas as mesmas análises. As coletas foram realizadas 2 vezes por semana. Todas as análises físicas e químicas foram realizadas segundo métodos descritos em APHA (1995). Foram feitas análises estatísticas dos dados encontrados, de acordo com Stevenson (1981), a fim de afirmar a real eficiência dos reatores, tendo-se utilizado o teste estatístico T-teste.

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Remoção de matéria orgânica bruta

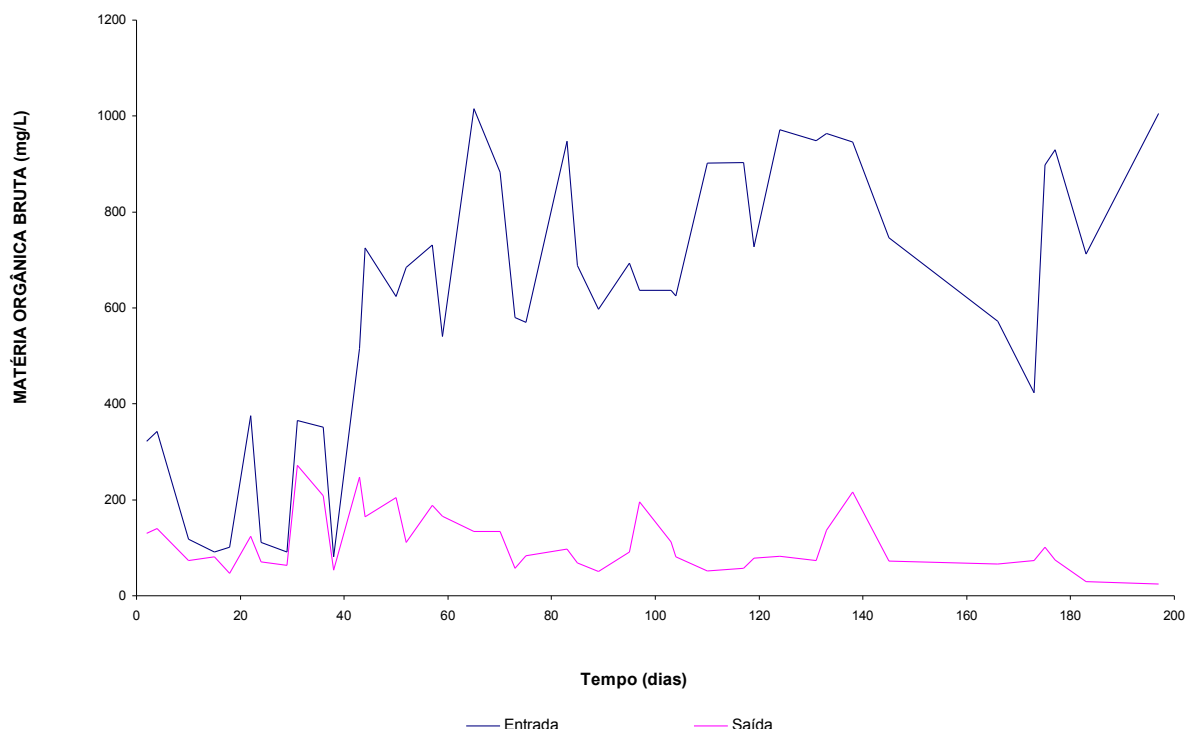
Em relação à remoção de matéria orgânica bruta, no FA a eficiência de remoção manteve-se, durante quase todo o tempo de operação, acima de 70%, chegando a 90%, no 102º dia, tendo-se obtido remoção média de 71%. Observam-se variações significativas nos valores da DQO do afluente do FA, o que pode ter ocorrido devido à adsorção do corante nas paredes do tanque de armazenamento, cujo material era constituído de PVC (Figura 5).



**Figura 5 – Variação da remoção de matéria orgânica bruta, no FA.**

Tunussi e Além Sobrinho (2003), estudaram a remoção de DQO de efluentes de tinturaria têxtil através de processos biológicos anaeróbio-aeróbio, utilizando uma planta piloto composta de um reator UASB seguido de lodos ativados. O reator UASB era operado com TDH de 10 horas, o afluente apresentava DQO entre 800mg/L a 1000mg/L. Os autores observaram que o tratamento anaeróbio apresentou remoção média mensal de DQO variando de 69% a 78%, após o terceiro mês de operação do UASB, que foi o período necessário para o reator entrar em equilíbrio, sendo eficiência de remoção total de DQO em torno de 95% a 98%, com valores de efluente na faixa de 62 mg/L a 113 mg/L (DQO filtrada no efluente final entre 43 e 79 mg 02/L).

Nesta pesquisa, o TDH de 6 h (F1) do reator aeróbio, a remoção média de DQO bruta foi de 46% e de 84% no F2, chegando a 91% no 89º dia. O aumento da eficiência de remoção de matéria orgânica no F2 de operação com o reator com fungos em relação ao F1 mostra que, aparentemente, os fungos necessitavam de uma fonte mais fácil de carbono para melhor degradar a matéria orgânica (Figura 6). Porém, quando analisados estatisticamente, os dados mostraram que o sistema operando com sacarose ou sem na unidade aeróbia, não são estatisticamente significativos.



**Figura 6 – Variação da remoção de matéria orgânica bruta, no RBF.**

De acordo com Esposito e Azevedo (2004), os fungos possuem a capacidade de adaptarem rapidamente seu metabolismo a diferentes fontes de carbono e energia, mas para isso necessitam de substrato de fácil assimilação, como glicose e/ou sacarose para produção de enzimas intra e extracelulares, não específicas, capazes de degradar uma série de compostos de elevada complexidade. Entre as enzimas fúngicas de maior potencial no tratamento de despejos industriais são citadas as ligninolíticas, como a lignina peroxidase e a manganês peroxidase, e as hidrolíticas, como as proteases, celulases, amilases, entre outras.

Ao ser operado com TDH de 8 h, o RBF obteve remoção média de DQO bruta de 85%, chegando a 99%, no 197º dia, mostrando que aparentemente, não houve maior eficiência pelo aumento do TDH (Figura 6). Ao trabalhar os resultados no t-teste, verificou-se que estatisticamente também não ocorreu diferença entre os valores alcançados

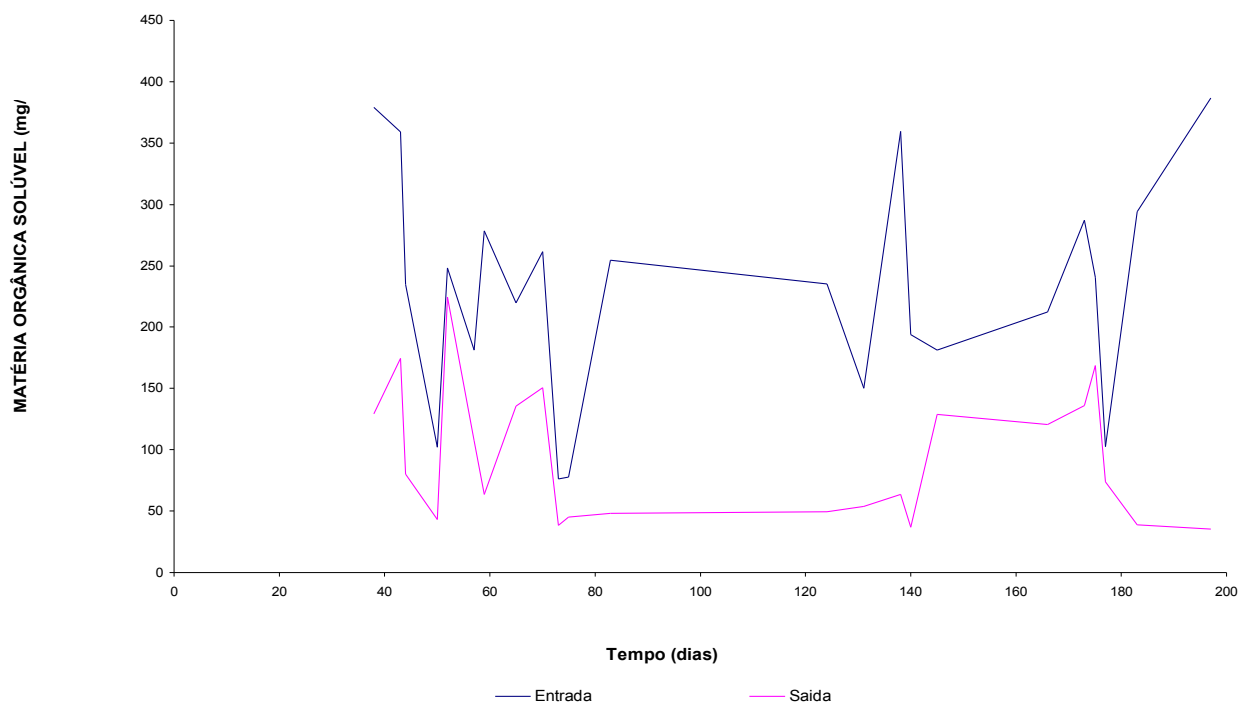
A eficiência global de DQO bruta do sistema (FA + RBF) foi de 76%, mostrando-se mais eficiente que a unidade anaeróbia isoladamente, indicando a maior viabilidade do tratamento pela operação dos dois sistemas combinados anaeróbio-aeróbio.

De acordo com a Figura 6, observou-se aumento na DQO afluente do RBF, principalmente a partir do 50º dia de operação, isso pode ser explicado pelo fato da adição de sacarose, a qual passou a ser fonte de matéria orgânica, a partir desse dia.

SILVA et al., (2004), realizaram estudo com diferentes tempos de detenção hidráulica, utilizando reator aeróbio de leito fixo e escoamento ascendente com fungos para tratar efluente de indústria da castanha de caju, o qual foi operado com TDH de 8 h e 4 h, com adição de glicose (50mg/L), em ambos os tempos, obtendo remoção de DQO aproximadamente de 73% e 70%, respectivamente. Neste caso, mesmo com baixo TDH (4 horas) foi possível a obtenção de desempenho semelhante ao de um reator com TDH de 8 horas e fonte adicional de carbono em baixa concentração. Entretanto, TDH muito reduzido pode resultar em variações maiores no efluente tratado, com menor confiabilidade de funcionamento do reator, devido ao menor tempo de reação do afluente com a biomassa e devido rapidez com que o afluente passa pela mesma, favorecendo possíveis desprendimentos da biomassa ao meio suporte.

#### **Remoção de matéria orgânica dissolvida**

No FA, a remoção de DQO filtrada esteve em torno de 65% durante todo o tempo de operação, chegando a 91% no último dia, sendo a remoção média de 62%. Quando comparado a remoção da filtrada com a bruta não se nota diferença significativa entre as duas, o que pode ser atribuído ao não desprendimento de biofilme no filtro durante todo o tempo de operação (Figura 7).



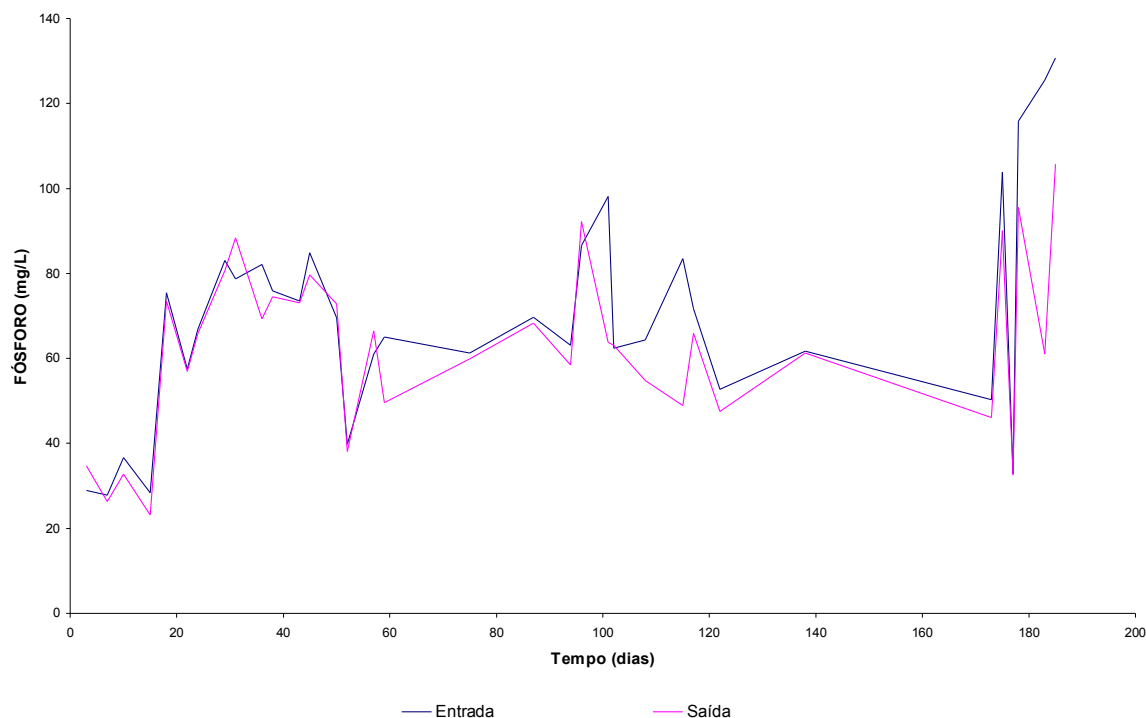
**Figura 7 – Variação da remoção de matéria orgânica dissolvida, no FA.**

Já no RBF, com TDH de 6 h a remoção média de DQO filtrada foi de 55%, quando operado sem adição de sacarose e de 84% com adição de sacarose, chegando a 91% no 89º dia. Quando comparado com a DQO bruta, observou-se um ligeiro aumento de remoção de matéria orgânica dissolvida, indicando que não houve desprendimento de biomassa fúngica no reator. Quando o reator operou com TDH de 8h, a remoção média de DQO filtrada foi de 82%, chegando a 99% no 197º dia, indicando, que o TDH de 6 horas foi tão eficiente quanto ao de 8 horas. A eficiência global do sistema foi de 61%.

### **Remoção de fósforo**

Para remoção biológica de fósforo é essencial a existência de zonas anaeróbias seguida de aeróbias na linha de tratamento (SPERLING,1996). Algumas bactérias têm a capacidade de estocar o fósforo na forma de polifosfato (poli-p) e carbono na forma de poli-hidroxibutirato (PHB). Sob condições anaeróbias, essas bactérias liberam para o fosfato armazenado como polifosfato, devido à necessidade produzir PHB, a partir substratos rapidamente biodegradáveis (acetato), sendo o mesmo guardado no interior de suas células para posterior metabolização. Nessas condições, a concentração de ortofosfato no meio líquido aumenta na fase anaeróbia. Já em fase aeróbia, quando a concentração de substrato prontamente biodegradável é baixa, os organismos que possuem PHB armazenado começam a degradá-lo e a utilizá-lo como fonte de energia, de modo que a energia gasta na produção de PHB é recuperada, parte da energia é utilizada para formar poli-p e armazená-lo no interior das células, como conseqüente diminuição da concentração de fósforo na fase líquida. (SEDLAK, 1991 apud CALLADO&FORESTI,2002).

Pode-se notar que em alguns dias houve liberação de fósforo no efluente do FA, provavelmente devido ao metabolismo das bactérias poli-p. Apesar disso, remoção média de fósforo no FA foi 8%, com maior remoção no 183º dia com 51%, conforme mostrado na Figura 8.

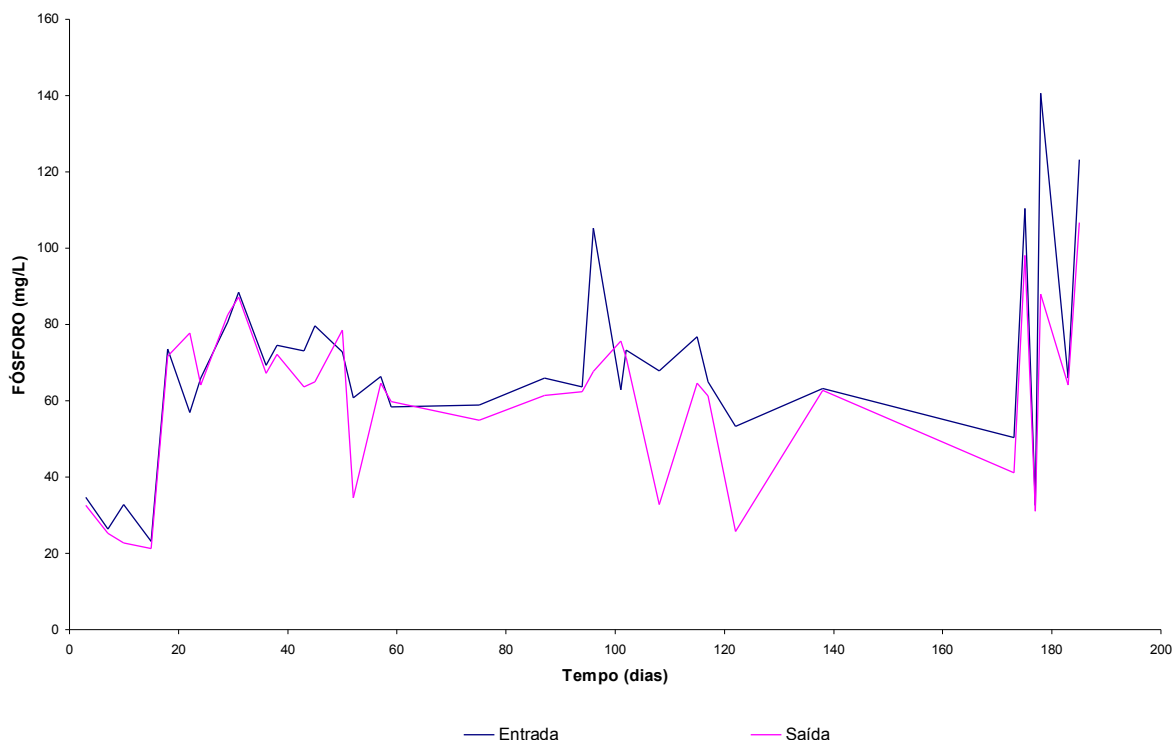


**Figura 8 – Variação da remoção de Fósforo, no FA.**

Segundo Reddy (1998) *apud* Faria *et al.*, (2006), o processo de remoção de fósforo necessita, de fonte de carbono, pois a remoção de fósforo é limitada se a DQO disponível é limitante. A eficiência do processo poderá ser aumentada pela pré-fermentação ou pela adição de compostos orgânicos a fim de aumentar a DQO disponível. No presente trabalho, observou-se que os dias com menores eficiências de remoção de fósforo coincidem com os menores valores de DQO no afluente.

NUGUL *et al.* (1999) *apud* Saraiva e Koetz (2002), concluíram em seus experimentos que a menor taxa de remoção de fósforo foi obtida quando a quantidade de substrato orgânico no período da alimentação ou estocagem de carbono na forma PHB foi insuficiente propiciando uma competitividade dos microrganismos desnitrificantes com os removedores de fósforos na utilização de substrato

No reator biológico com fungos a adição de sacarose e a variação do TDH influenciaram favoravelmente a remoção de fósforo, obtendo-se remoção média de 3,4% e 8,6% no F1 e F2, TDH de 6 h sem e com sacarose, respectivamente. Já no C2, TDH de 8h e com sacarose, a remoção média de fósforo foi de 19,5%, resultado significativamente mais eficiente que o alcançado com o TDH de 6 horas (Figura 9). A eficiência global do sistema nas condições de operação do tempo de 6 h para as fases F1 e F2 foram 5% e 8%, respectivamente. Em C2, quando o sistema operou com tempo de detenção de 8 h-8 h a eficiência de 23%, superior inclusive a eficiência global do sistema que foi de 12%. Quando se faz a análise estatística desses dados, a presença da sacarose não alterou a remoção do sistema, porém o aumento de TDH para 8 horas favoreceu a remoção de fósforo do sistema.



**Figura 9 – Variação da remoção de Fósforo, no RBF.**

Saraiva e Koetz (2002), obtiveram remoção global de fósforo de apenas 14,2%, usando um sistema constituído de reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente (UASB) e reator seqüencial em batelada (SBR) inoculado com lodo ativado de curtume, para tratar efluente de parboilização de arroz como substrato. O sistema foi alimentado com DQO média de 2770 mg/L e fósforo total de 66mg/L, com vazão de 6,6 L/d no reator UASB e 2L/d no SBR. Apesar de utilizarem diferentes condições de operações, a remoção de fósforo foi aproximada com a encontrada nesta pesquisa quando se compara com a remoção global do sistema seqüencial.

### **Remoção de nitrogênio**

A desnitrificação é a redução biológica de nitrato (ou nitrito) para nitrogênio molecular tendo-se material orgânico como redutor (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999 apud AUN, 2007).

No FA, a remoção média de nitrito foi de 65%, chegando a 96% nos 80°, 113° e 178° dias, podendo indicar a ocorrência de desnitrificação via nitrito, processo conhecido por nitrificação. Já com relação à remoção de amônia o FA não foi tão eficiente, apresentando remoção média de apenas 20%, chegando a 82% de eficiência no 100° dia.

Segundo Sassim et al. (2002), a remoção do nitrito seria feita através da nitrificação, que consiste na conversão do nitrito diretamente para N<sub>2</sub>, sem a produção intermediária de nitrato. Pouco ainda se conhece a respeito desse fenômeno, mas estudos recentes têm mostrado grandes vantagens deste processo. Segundo CHOI (1999), que comparou a desnitrificação a partir do nitrito com a convencional, a nitrificação requer 40% menos quantidade de fonte de carbono comparada com a desnitrificação convencional. Assim, o sistema freqüentemente opera com uma baixa relação DQO/N, o que seria economicamente vantajoso para sistemas com altas cargas de nitrogênio, como mostrou o trabalho de Sassim.

SASSIM et al. (2002), obtiveram remoção de nitrito de 50%, utilizando um reator anaeróbio compartimentado (Anaerobic Baffled Reactor –ABR), constituído por quatro câmaras em séries e volume total de 10 L, usado na remoção de nitrogênio das águas residuárias de uma Indústria Química de Tintas e Vernizes, operando durante 140 dias com um tempo de detenção hidráulica de 52 horas, sendo alimentado com efluente de um reator aeróbio, cuja finalidade era a nitrificação da matéria orgânica nitrogenada, e realizar a desnitrificação do resíduo. A concentração média de DQO, nitrato e nitrito do afluente do reator anaeróbio foi de  $936 \pm 278$  mgO<sub>2</sub>/L, de  $503 \pm 52$  mg/l e  $234 \pm 104$  mg/l, respectivamente.



No RBF, foi observada acumulo de nitrito, chegando ao aumento médio de 220%, 802% e 1043% no F1, F2 e C2 respectivamente. Isso pode ser explicado devido à presença de bactérias oportunistas no meio, como constatado no teste biológico. Apesar dos fungos terem sido os microrganismos predominantes no reator, a presença dessas bactérias pode ter ocasionado acumulo de nitrito, pois as bactérias acumulam nitrito durante as reações de conversão do nitrogênio amoniacal, quando a taxa de formação dos nitratos é superada pela taxa de geração dos nitritos (FERREIRA, 2008).

Em relação à remoção de amônia no RBF, a eficiência média do reator foi de 48%, porém quando se analisa separadamente as diferentes condições de operações, notou-se que F2 (TDH de 6h com sacarose) seria, aparentemente, mais eficiente que F1 (TDH de 6h sem sacarose) e C2 (TDH de 8h com sacarose) com remoção de 59%, contra 34 e 53% para F1 e C2, respectivamente, mostrando, que para remoção de amônia o TDH de 6 horas com adição de sacarose seria mais eficiente, neste caso. A eficiência média global do sistema foi 53%, e quando comparamos separadamente, notamos, novamente que F2 seria mais eficiente, com 60% de remoção, contra 56 e 42% de remoção do F1 e C2, respectivamente.

Porém, quando se analisou estatisticamente, tanto para o sistema com ou sem sacarose, a remoção foi a mesma. O mesmo acontece quando se comparou os diferentes TDH, tanto para 8 horas quanto para 6 horas, a diferença de remoção não é significativa.

SANTOS et al.(2006), obtiveram resultados de amônia melhores, com remoção de 40,6%, utilizando um reator anaeróbio UASB seguido de um reator biológico com fungos (RBF) para tratar efluente de uma indústria de beneficiamento de castanha de caju com as seguintes características: DQO (1401,6 mg/L), amônia -  $\text{NH}_3$  (21,6 mg/L), nitrato -  $\text{NO}_3^-$  (1,9 mg/L), ortofosfato -  $\text{PO}_4^{3-}$  (8,0 mg/L), Sólidos Suspensos Totais - SST (487,5 mg/L), com TDH de 4 horas para o reator anaeróbio e 8 horas para RBF.

#### pH

O pH do filtro anaeróbio permaneceu praticamente durante todo o tempo acima de 6,5 e abaixo de 8,0 (Figura 13), considerada faixa adequada para as bactérias metanogênicas, que são responsáveis pela última etapa da degradação anaeróbia e mais vulneráveis às mudanças das condições ambientais (CHERNICHARO, 1997). O pH do efluente no reator biológico, manteve-se entre 6,0 e 8,0 (Figura 14), sendo que o afluente do reator era eventualmente acidificado a 4,0, que é o pH ideal para desenvolvimento da espécie fungica utilizada no trabalho.

### 5. CONCLUSÃO

Os resultados mostraram eficiência global média de 75,7%, e 61% para matéria orgânica bruta e solúvel, respectivamente, e de 53%, para amônia, e de 12%, para fósforo. De acordo com a análise estatística, a presença da sacarose não contribui para a remoção destas variáveis.

Para remoção de fósforo, o TDH de 8 horas é mais eficiente, já para as outras variáveis o THD de 6 horas já é suficiente para boa remoção, neste caso, o ideal seria usar o TDH de 8 horas que melhorar a eficiência de fósforo e mantém boa eficiência para as outras variáveis estudadas, principalmente DQO.

O filtro anaeróbio conseguiu remover 65% de nitrito, já no reator biológico com fungos houve aumento do mesmo, devido à ação de bactérias oportunistas, deste modo, o FA conseguiu boa remoção de nitrito em relação ao sistema sequencial.

### REFERÊNCIAS

APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20a. ed. Washington: American Public Health Association, 1998.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento de águas residuárias**, v.5, p.69, 1997.

ESPOSITO, E., AZEVEDO, J. L. **Fungos: uma introdução à biologia, bioquímica e bitemologia**. Caxias do Sul: EDUCS, p.510, 2004.

FARIA, O. L. V., KOETZ, P. R., SANTOS, M. S., NUNES, W. A. Remoção de fósforo de efluentes da parboilização de arroz por absorção biológica estimulada em reator em batelada sequencial (RBS). *Ciênc. Tecnol. Aliment.*, p.309-317, Campinas, 2006.

FERREIRA, E. S. Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica. **XXVII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Belo Horizonte, 2008.

GUARATINI, C. C. I.; ZANONI, M. V. B.; Quim. Nova 2000, 23, 71.

JEON, C.O.; PARK, J.M. Enhanced biological phosphorus removal in a sequential batch reactor supplied with glucose as a sole carbon source. **Water Research**, V. 34, n.7, p. 2160-2170, 2000.

MOSTERT, E.S., GERBER, A.; RIET van, C.J. A comparative study on the effects of feedstock composition on EFBR in modified activated sludge system. **Environmental Technology Letters**, v. 10, p.9-22, 1989.

RIPLEY, L.E., BOYLE, W.C. & CONVERSE, J.C (1986). Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. *J. WPCF*. 58, 5, pp. 406-411.

RUSTRIAN, E.; DELGENES, J.P.; BERNET, N. Acidogenic activity process of carbon source generation for biological nutrient removal. In: TALLER Y SEMINARIO LATINOAMERICANO TRATAMIENTO ANAEROBIO DE AGUAS RESIDUALES, 5., 1998, Vina del Mar, **Anais...** Vina del Mar, v.2.. P 1-12.

SAMPAIO, G. M. M. S. (2005). **Remoção de metil paration e atrazina em reatores com fungos**. 2005. 115p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

SARAIVA, L.B., KOETZ, P.R. (2002). Avaliação da remoção de nutrientes em efluente de parboilização de arroz. *R. Bras. Agrociência*, v.8, n.3, p. 259-264.

SILVA, F. J. A., SALES, M. E.C, ESCOUTO, F. M. B., ANDRADE, M. I. R., SANTAELLA, S. T. Degradação de efluente de indústria de castanha de caju por fungos decompositores em reator de fluxo contínuo – dco e sistema carbônico. XXIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Belo Horizonte, 2004.

SILVA, V. F., SOUSA, J. T., VIEIRA, F. F., SANTOS, K. D. Tratamento anaeróbico de esgoto doméstico para fertirrigação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v.9, (Suplemento), p.186-190, Campina Grande, PB, 2005.

SPEECE, R. E. **Anaerobic Biotechnology for Industrial wastewaters**. ARCHAE PRESS, 1996.

SPERLING, M.V. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias –Lagoas de Estabilização**. Universidade Federal de Minas Gerais Vol. 3, 1996.

TUNUSSI, J.L; SOBRINHO, P.A. Remoção de cor e nitrificação de efluentes de tinturaria têxtil através de processos biológicos anaeróbico-aeróbico, *AIDIS*, 2003.

VAN DER ZEE, F., VILLAVERDE, S. Combined anaerobic-aerobic treatment of azo dyes-A short review of bioreactor studies. **Water Research**, v. 39, p.1425-1440. 2005.

VASCONCELOS, E., ANTUNES, H.S.F., MELO, I.P., GOMES, R.B., RODRIGUES, K.A., SAMPAIO, G.M.M.S.S. Remoção de cor e dco de efluente de indústria têxtil em reatores de leito fixo e fluxo ascendente com fungos. . I Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte Nordeste de Educação Tecnológica Natal-RN, 2006.

VICTORIA, J.A.R.(2005). Filtro biológico aeróbico-anóxico para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores UASB.2005. 4p. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2005.

ZAIAT, M. et al. Anaerobic sequencing batch reactors for wastewater treatment: a developing technology. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v.55, p. 29–35. 2003.