

REMOÇÃO DE NITROGÊNIO, FÓSFORO E DQO de ÁGUA RESIDUÁRIA DE INDÚSTRIA PETROLÍFERA EM REATOR DE LEITO FIXO E FLUXO ASCENDENTE INOCULADO COM *Aspergillus niger* AN400

**Eloiza DAMASCENO (1); Zuleika PINHEIRO (2); Germana Maria MARINHO (3);
Kelly RODRIGUES (4); Glória MARINHO (5)**

(1) Centro Federal de educação Tecnológica do Ceará, Av. 13 de Maio, 2081 – Benfica – Fortaleza/CE – CEP:60040-531, tel. (85) 33073750, e-mail: eloizapd@hotmail.com (2) Centro Federal de educação Tecnológica do Ceará, e-mail: zuleikabpinheiro@ig.com.br (3) Centro Federal de educação Tecnológica do Ceará, e-mail: germana@cefetce.br (4) Centro Federal de educação Tecnológica do Ceará, e-mail: kelly@cefetce.br (5) Centro Federal de educação Tecnológica do Ceará, e-mail: gloriamarinho@cefetce.br

RESUMO

O refino do petróleo acarreta a geração de uma quantidade significativa de resíduos potencialmente poluidores. Ao serem lançados em corpos d'água, os efluentes das indústrias petrolíferas provocam desequilíbrio no ambiente, por transportarem compostos de difícil degradação. Com o intuito de minimizar os impactos causados pelos despejos dos efluentes desta atividade industrial, torna-se prioritário estudar a biodegradabilidade e a toxicidade de tais resíduos. O objetivo deste trabalho foi estudar a remoção nutrientes e matéria orgânica de água residuária de uma refinaria de petróleo pela espécie fúngica *Aspergillus niger* AN400 em um reator de leito fixo e submerso, operado em escala de laboratório, em regime de alimentação contínua e ascendente, contendo biomassa imobilizada. O tempo de detenção hidráulica para este reator foi de 6 h em 487 dias de operação. Para o acompanhamento do processo foram analisadas as variáveis de: demanda química de oxigênio, pH, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e ortofosforo. Os resultados mostraram que o pH nos pontos de saída do reator (valores próximos a 7,5) estavam sempre mais alcalinos nos pontos de entrada (valores próximos a 5,0), e as variações deste parâmetro coincidiram com as variações da concentração de amônia, que oscilou entre momentos de produção e remoção (até 63%) do composto. A DQO teve bons índices de remoção aproximadamente 90%. Oportunamente, o emprego da espécie *Aspergillus niger* AN400 sinaliza como uma tecnologia viável para o tratamento de efluentes de indústria petroquímica, especialmente com o emprego de biomassa imobilizada, com o qual pode-se obter melhores resultados de tratamento em menor espaço de tempo.

Palavras-chave: *Aspergillus niger* AN 400, reator de leito fixo, tratamento biológico, indústria petroquímica.

1. INTRODUÇÃO

O setor petrolífero constitui a principal fonte energética mundial na atualidade. O refino do petróleo acarreta a geração de uma quantidade significativa de resíduos potencialmente poluidores. Potencial este, provocado pela presença de frações de hidrocarbonetos alifáticos e aromáticos, e também compostos organoclorados (STEPNOWSKI *et al.* 2002).

O tratamento de efluentes das indústrias petrolíferas tem sido basicamente composto de processos físicos e físico-químicos, assim como separador de fases (óleo e água) mecanizado seguido de coagulação, tratamento eletroquímico, e menos freqüentemente, tratamento biológico. Devido ao alto custo do tratamento físico-químico, embora apresente boa eficiência (DEMIRCI *et al.* 1998), o tratamento biológico mostra-se como uma alternativa economicamente viável e de boa eficiência.

A utilização de reatores biológicos é realizada com sucesso em refinarias de petróleo, indústrias têxtil, de celulose, farmacêutica, dentre outras. Deve-se procurar no ambiente aqueles microrganismos que possuam os dispositivos metabólicos apropriados para mineralizar, iniciar a degradação ou diminuir o efeito tóxico de determinados compostos (SPAIN *et al.* 1980).

Os processos de oxidação nos sistemas de tratamento têm sido conduzidos com o auxílio da microflora adaptada a este tipo de poluente. Embora a maioria dos processos de tratamento biológico sejam baseados em atividades bacterianas, as limitações intrínsecas ao metabolismo bacteriano faz com que muitos destes processos não sejam eficientes na remoção de compostos persistentes. Têm-se estudado a utilização de fungos para degradar tais compostos, com obtenção de bons resultados (Sampaio *et al.* 2004; Rodrigues *et al.* 2006; Facó *et al.* 2002).

Os fungos têm a capacidade de suportar possíveis choques na concentração de carga orgânica e hidráulica às quais são submetidos, e são tolerantes a variações de escassez de umidade, oxigênio e nutrientes — vantagens do emprego de fungos como inóculo de reatores biológicos (GRIFFIN, 1994). Por sobreviver e crescer em meios com concentrações elevadas de compostos recalcitrantes, os fungos vêm mostrando que são capazes de degradar efluentes tóxicos, estando entre os microrganismos utilizáveis no tratamento biológico (SANTOS & LINARDI, 2004).

Existem meios de melhorar o nível de remoção de compostos tóxicos pelos fungos, como por exemplo a adição de glicose como um substrato de fácil assimilação (GRIFFIN, 1994).

Os fungos filamentosos são os mais eficientes na produção de enzimas extracelulares oxidativas (EGGEN & MAJCHERCZYK, 1998), sendo *Aspergillus niger* uma espécie de fungo filamentoso com eficiência comprovada em degradar compostos recalcitrantes e remoção de DQO em vários tipos de efluentes (MIRANDA, 1996).

O presente trabalho teve como objetivo empregar o tratamento biológico para remoção/degradação de compostos de difícil degradação presentes em água residuária de refinaria de petróleo em reator de fluxo contínuo e leito fixo, inoculado com *Aspergillus niger* AN400, sendo os objetivos específicos estudar a remoção de fenol, DQO, fósforo e amônia de água residuária de uma refinaria de petróleo em reatores de leito fixo e fluxo ascendente, operados com o tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6h.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Cultivo e produção dos esporos de *Aspergillus niger* AN400

Os esporos de *Aspergillus niger* AN400 foram cultivados, em placas de Petri estéreis, no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM) do CEFETCE, contendo 15 mL de meio de cultura Sabouraud, meio específico para crescimento dos fungos, sendo uma mistura de peptonas, agar-ágar, 2% de dextrose e glicose, o qual foi previamente esterilizado a 122°C, durante, aproximadamente, 15 minutos. Adicionou-se ainda às placas, solução de Vishiniac (solução de nutrientes), na concentração de 1 mL/L de meio de cultura, como fonte de nutrientes para os fungos.

Após a solidificação do meio de cultura, os esporos foram inoculados nas placas e estas foram mantidas sob temperatura de 28°C por 7 dias.

A remoção dos esporos foi realizada com solução Tween 80, e a suspensão de esporos formada foi removida com uso de pipeta automática, previamente esterilizada, e transferida para frasco esterilizados de 200 mL, e mantida sob refrigeração.

2.2. Contagem dos esporos

A suspensão de esporos foi descongelada e agitada para melhor homogeneização. A contagem dos esporos foi efetuada em microscópio óptico, com aumento de 45 vezes, retirando-se do frasco 50 µL da suspensão de esporos, a qual foi diluída em solução Tween 80, na diluição de 1:20. Em seguida foi removido de 20 µL da suspensão de esporos e transferido para câmara de Neubauer para sua contagem

A partir da concentração resultante da suspensão mãe de esporos ($2,9 \times 10^9$ esporos/mL), foram calculados os volumes a serem adicionados aos reatores, na concentração de 2×10^6 .

2.3. Água residuária

A água residuária utilizada foi preparada com o efluente bruto da refinaria de petróleo LUBNOR, em Fortaleza-CE, adicionada de 1mL/L de Vischiniac (solução de nutrientes), 0,05 g/L de Cloranfenicol e 0,5 g/L de glicose.

2.4. Reator de leito fixo e fluxo ascendente

Foi montado um reator aeróbio de leito fixo e submerso, operado em escala de laboratório, em regime de alimentação contínua e ascendente, confeccionado em acrílico em formato cilíndrico com 60 cm de altura, 10 cm de diâmetro e um volume útil de 4,5 L, com uma abertura superior para a introdução do meio suporte e inoculação. O reator possuía uma saída lateral no topo para o efluente, duas entradas laterais para a mangueira do aerador, uma na base e outra do meio, e um orifício lateral inferior para entrada da água residuária.

O material que compunha o meio suporte do reator era manta de poliamida, de 2 mm de espessura e cortada em quadrados de 2x2 cm. O meio de cultura empregado para a inoculação e o período de adaptação do fungo foi preparado com caldo Sabouraud (30g/L), açúcar (20g/L), solução de Vishniac (1mL/L) e cloranfenicol (0,05mg/L).

A água residuária afluenta aos reatores foi armazenada em um reservatório, de onde era bombeada para o interior do reator por uma bomba de diafragma. O pH do afluenta era ajustado até 5 com H_2SO_4 para oferecer condições ótimas para o metabolismo do *Aspergillus niger*.

Foram inoculados 2×10^6 esporos de *A. niger*/mL. Durante as primeiras 24 h que seguiram a inoculação, não houve fluxo de água e aeração devido à hidrofobicidade dos esporos, pois estes poderiam escapar do meio com o funcionamento do reator. Depois de passar por um período de adaptação recebendo meio de cultura, com recirculação durante os finais de semana, o reator contínuo foi alimentado com o efluente bruto da LUBNOR, com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6 h.

2.5. Variáveis analisadas

As variáveis analisadas foram: DQO, fósforo total, nitrogênio amoniacal e pH, executadas de acordo com APHA (1998).

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados apresentados neste trabalho mostram que a espécie *Aspergillus niger* foi capaz de degradar o efluente de uma indústria petroquímica com versatilidade, atingindo certa estabilidade na remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. Os resultados de cada parâmetro avaliado são apresentados e discutidos a seguir.

3.1. pH

Como foi descrito no item 4.3, a água residuária utilizada nesta pesquisa foi previamente acidificada para pH próximo a 5,0. Segundo Wheller et al. (1991) o gênero *Aspergillus niger* desenvolve-se bem em faixas de pH variando entre 3,30 e 7,50.

Cai et al. (2007), ao avaliar a degradação de fenol por *Fusarium* sp. sob diferentes valores de pH, verificou que esta espécie foi capaz de degradar completamente 420 mg/L de fenol em oito dias de incubação com pH de 4 a 8, enquanto que com pH 2 a degradação completa levou mais tempo e com pH 10 não houve crescimento do fungo.

Neste trabalho houve ligeiro aumento do pH do efluente do reator em relação ao afluente em todos os pontos de coleta, como é apresentado na Figura 3.1. Este fato pode estar associado à aeração forçada, sem alteração da alcalinidade no líquido, causando dessorção do dióxido de carbono do meio (FACÓ e SANTAELLA, 2002).

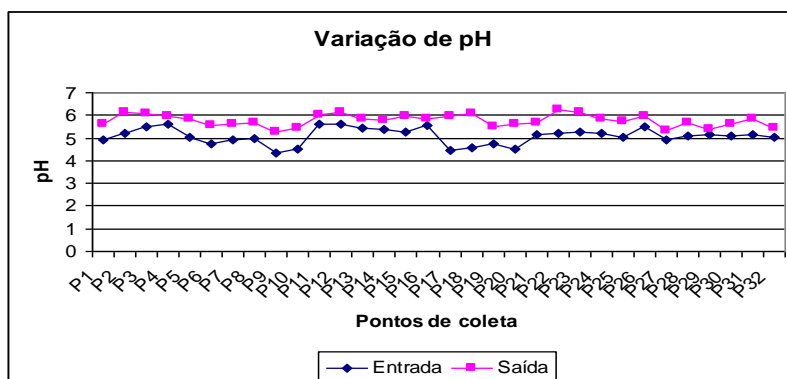


Figura 3.1: Variação de pH afluente e efluente ao reator.

Sampaio (2005) ao tratar a água residuária da indústria de beneficiamento da castanha de caju em reator com fungos verificou que o pH do efluente foi superior ao do afluente. O afluente foi acidificado e possuía pH próximo de 5 em todos os tempos de detenção estudados (4 h, 2 h, 1h), e o efluente saía com pH ligeiramente superior a 8. A autora atribuiu a elevação do pH à assimilação de nitrato, bem como à remoção de CO_2 do meio devido ao processo de aeração, o que pode explicar o aumento de pH que ocorreu também neste trabalho.

Facó e Santaella (2002), tratando percolado de aterro sanitário utilizando espécies fúngicas, em regime de batelada, tendo sido estudados os tempos de detenção de 2, 4, 8, e 16 com um reator de controle para cada tempo de detenção, observaram que em todos os reatores, com fungos e de controle, o pH aumentou no efluente, tendo sido observado maiores valores para os reatores com TD de 16 dias.

3.2. DQO

Os valores de DQO na água residuária variaram de 805,5 a 1522,3 mg/L. Dos 32 pontos de coleta, 25 pontos apresentaram DQO variando entre 1000 e 1400 mg/L, 5 pontos apresentaram DQO menor que 1000 mg/L, sendo o menor valor 805,5 mg/L de DQO em P18, e dois pontos com valores maiores que 1400 mg/L, com maior valor de 1522,3 mg/L de DQO em P16. Essas variações da carga orgânica são decorrentes de alterações no processo da indústria de onde se origina a água residuária.

Os pontos de saída do reator, em relação à DQO, basicamente acompanharam os valores dos pontos de entrada; aumentos e diminuições de DQO ocorriam quase que simultaneamente nos pontos de entrada e saída, o que resultou numa estabilidade de remoção de matéria orgânica como pode ser visto na Figura 3.2. A eficiência de remoção de DQO foi sempre superior a 90%, com exceção de P3 e P12, que tiveram remoção de 87 e 88,6%, respectivamente.

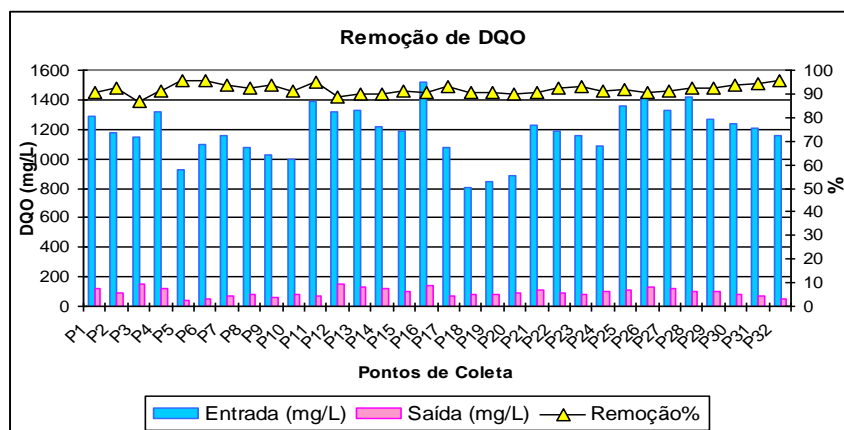


Figura 3.2: Concentração de DQO afluente e efluente ao reator e eficiência de remoção.

Facó e Santaella (2002) avaliaram, em escala laboratorial, a eficiência de processo biológico, com espécies fúngicas, no tratamento de percolado em regime de batelada, tendo sido estudados os tempos de detenção de 2, 4, 8, e 16 com um reator de controle para cada tempo de detenção, e obteve os seguintes resultados com relação à DQO: tanto para os reatores inoculados com fungos como nos de controle foram observadas remoções significativas em todos os ciclos estudados. A maior remoção observada para os reatores com fungos e para o reator de controle foi, respectivamente, 62 e 86% para o tempo de detenção (TD) de 16 dias. A superioridade da eficiência dos reatores de controle, apesar do bom desempenho dos fungos, foi atribuída pelos autores ao fato de não ter sido adicionado no reator de controle cloranfenicol ou outro tipo de agente esterilizante, provavelmente, levando os microrganismos presentes no percolado, teoricamente já adaptados, a promoverem a degradação da matéria orgânica.

Damasceno et al. (2007), ao tratar efluente de indústria petroquímica em regime de batelada obteve uma remoção de 95% de DQO em vinte e nove dias de operação, percentual semelhante ao obtido neste experimento em grande parte dos pontos de coleta. Isso mostra a vantagem de empregar biomassa imobilizada no processo de tratamento e aplicar fluxo contínuo na configuração do reator, visto que esse arranjo faz com que o tempo de retenção celular seja maior e o tempo de detenção hidráulica menor, tornando possível atingir a mesma eficiência alcançada nos experimentos em batelada, mas em um tempo bastante reduzido. No entanto, quando o tempo de detenção hidráulica é muito reduzido, verifica-se a diminuição da eficiência dos reatores de fluxo contínuo, como ocorreu na pesquisa realizada por Sampaio et al. (2004), em que foram testados diferentes tempos de detenção hidráulica para o tratamento de efluente de indústria de beneficiamento de castanha de caju em reator inoculado por fungos dos gêneros *Aspergillus* e *Cladosporium*, com os seguintes resultados: para os tempos de detenção de 4 h, 2 h e 1 h a média de remoção manteve-se em torno de 68%, 65%, e 25%, respectivamente. Os autores atribuíram este fato ao menor tempo de contato do esgoto com o biofilme, impedindo assim, que a matéria orgânica fosse totalmente biodegradada.

Rodrigues (1999), tratando água residuária sintética de laticínios com fungos da espécie *Drechslera monocerans*, com tempo de detenção hidráulica de 5 h, alcançou remoção de DQO de 88 % e afirmou que possivelmente maiores tempo de detenção hidráulica resultassem em eficiências melhores.

Félix (2006) trabalhando com *Aspergillus niger* AN400 com tempo de detenção hidráulica de 8 h e Sousa (2006) trabalhando com *Cândida* sp. e tempo de detenção hidráulica de 12 h, ao tratar água residuária de refinaria de petróleo, obtiveram remoções de 75% e 82%, respectivamente.

Comparando-se os resultados obtidos pelos pesquisadores com os resultados obtidos neste experimento, observou-se que houve bastante eficiência quanto à remoção de matéria orgânica, em DQO, visto que o tempo de detenção hidráulica utilizado foi menor que os apresentados acima e as remoções obtidas, em média, encontram-se acima da faixa de eficiência relatada pelos outros pesquisadores.

3.3. Amônia

Na Figura 3.3 são apresentadas as variações da concentração de amônia na entrada e na saída do reator e a eficiência de remoção de amônia para todos os pontos estudados. Os resultados mostram que

houve uma grande flutuação da concentração de amônia na entrada do reator. Assim como ocorreu nos resultados de DQO, quando houve aumento da concentração de amônia na entrada, o mesmo, quase sempre, ocorreu na saída, resultando em uma eficiência global da remoção de amônia, deste sistema, próxima da estabilidade. Entre todos os pontos de coleta do experimento, o menor percentual de remoção de amônia foi detectado em P12, com 65,7%. A maior eficiência foi encontrada no P4, que foi de 83,1%. Na maior parte dos pontos coletados a eficiência de remoção do composto variou entre 70% e 80%.

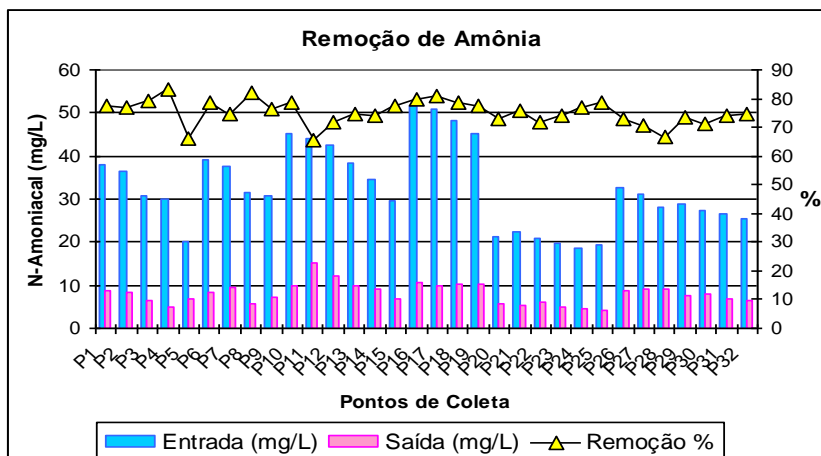


Figura 3.3: Concentração de amônia afluyente e efluente ao reator e eficiência de remoção.

A estabilidade relativa alcançada neste experimento não ocorreu em outros trabalhos com o emprego de fungos, como nos trabalhos de Santos et al. (2006) e Sampaio et al. (2005), em que os autores estudaram a biodegradação de efluente de indústria de beneficiamento de castanha de caju e obtiveram como resultados uma alternância em momentos de remoção e de produção deste composto ao longo de seus experimentos.

Sá (1997) tratou água residuária de indústria de laticínios utilizando as espécies fúngicas *Aspergillus niger*, *Aspergillus flavus* e *Drechslera* sp. Também observou variações em relação à remoção de amônia em seu experimento, com aumento da concentração deste no efluente. Segundo a autora, as oscilações dos valores de amônia podem ter sido geradas por mudanças fisiológicas dos fungos ou por estabelecimento de novas populações microbianas.

Sampaio et al. (2005) avaliaram a remoção de amônia da água residuária de indústria de beneficiamento de castanha de caju por em reator biológico com fungos para diferentes tempos de detenção hidráulica. Os autores observaram baixos percentuais de remoção do composto, com um máximo de aproximadamente 22% de remoção para um TDH de 4h. Eles atribuíram esta pequena eficiência a uma possível correlação entre a baixa disponibilidade de amônia e a eficiência de remoção para este parâmetro. Os autores justificaram esta suposição citando o trabalho de Santaella et al. (1999), que trataram a mesma água residuária com fungos e encontraram remoção média de amônia de aproximadamente 80% para o TDH de 4h, em que as concentrações afluentes de amônia nunca excederam 5 mg/L, enquanto que, no trabalho de Sampaio et al., alcançaram 64 mg/L. A mesma suposição não se aplica aos resultados de remoção de amônia encontrados no presente trabalho, uma vez que as concentrações afluentes variaram de 18,7 a 51,7 mg/L.

3.4. Nitrito

Na remoção de nitrito, foi observada grande eficiência. A água residuária, em geral, apresentava baixas concentrações de nitrito e quando estas concentrações aumentavam (como em P11, P12 e P13) o reator mostrou boa resposta, mantendo altos índices de eficiência de remoção, variando entre 72,8 % e 84,2 %. Os resultados apresentando as variações da concentração de nitrito na entrada e na saída do reator e a eficiência de remoção de para todos os pontos estudados estão apresentados na Figura 3.4.

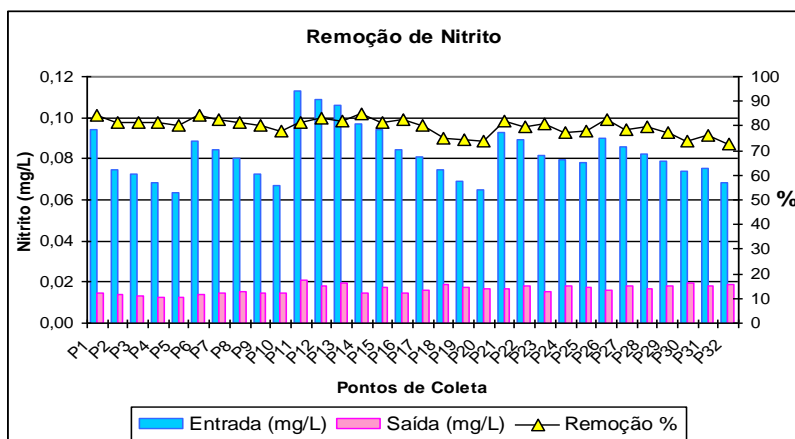


Figura 3.4: Concentração de nitrito afluyente e efluente ao reator e eficiência de remoção.

Freitas Neto (2006) empregou reatores biológicos de fluxo contínuo com fungos para remoção de compostos nitrogenados presentes em efluente de indústria petroquímica em três fases. Na primeira fase operou com tempo de detenção hidráulica de 8 h e ausência de glicose alcançando 82% e 89% de remoção de nitrito. Na segunda fase, com tempo de detenção hidráulica de 8 h e 0,5 g/L de glicose, as eficiências foram de 59% e 61%. Na terceira fase, com tempo de detenção hidráulica de 4 h e 0,5 g/L de glicose, as eficiências foram de 78% e 66%.

Facó e Santaella (2002), tratando percolado de aterro sanitário utilizando dois reatores de fluxo contínuo ascendente de crescimento aderido, um de controle e outro inoculado com fungos, avaliaram a eficiência de remoção de ortofosfato para os tempos de detenção hidráulica de 2, 4 e 6 dias e obtiveram os seguintes resultados para o nitrito: observou-se que as concentrações no afluyente e efluente dos reatores inoculados com fungos oscilaram, ora ocorrendo produção, nos ciclos de 6 e 2 dias, ora remoção, no TDH de 4 dias, tendo sido observado para este tempo quase que uma redução completa da concentração de 3,71 mg NO_2^-/L na entrada, em média 96%. Nos outros ciclos os valores tanto na entrada como na saída do reator foram bem menores, no TDH de 2 dias o nutriente não foi detectado na entrada, no entanto na saída foi constatada uma concentração média de 0,74 mg NO_2^-/L .

3.5. Nitrato

Embora a eficiência de remoção de nitrato não tenha sido tão boa quanto a eficiência das remoções de amônia e de nitrito, em todos os pontos de coleta, os valores de nitrato na saída do reator foram sempre inferiores aos valores da entrada e a eficiência da remoção deste composto durante todo o experimento ficou entre 7,2% e 24,3%, sendo que na maior parte dos pontos esta ficou entre 10% e 20% (Figura 3.5).

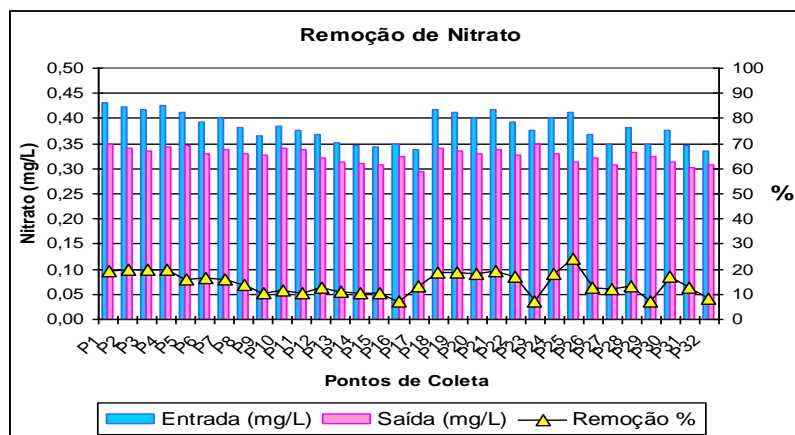


Figura 3.5: Concentração de nitrato afluyente e efluente ao reator e eficiência de remoção.

Griffin (1994) afirma que na ausência de fontes primárias de carbono os fungos têm preferência por nitrato, e como neste experimento houve a adição de glicose na água residuária como fonte primária de carbono, essa afirmação poderia explicar a baixa remoção de nitrato pelo reator.

Ainda segundo Griffin (1994) esta baixa remoção de nitrato pode estar associado à presença de íons amônio, já que quando há no meio tanto o íon amônio (NH_4^+) como nitrato (NO_3^-) não só ocorrerá o consumo preferencial pelos fungos de NH_4^+ como também a redução de NO_3^- será reprimida. De acordo com o autor os fungos reduzem nitrato a amônia na fase catabólica do seu metabolismo através da atividade das enzimas nitrato redutase e nitrito redutase. A enzima nitrato redutase é induzida pela presença de nitrato no meio, mas reprimida pela presença de amônia, mesmo na presença de nitrato.

Outro fator a ser considerado é que os fungos, apesar de serem capazes de assimilar nitrogênio tanto na forma de amônia quanto de nitrato, estes têm preferência pela amônia (GRIFFIN, 1994), que neste caso encontrava-se em concentrações bastante superiores às de nitrato, o que pode explicar que tenha ocorrido remoções de amônia bem acima das remoções de nitrato.

Sá (1997), tratando água residuária de laticínios empregando fungos decompositores, com tempos de detenção hidráulica de 31 e 21h, obteve remoções máximas de nitrato de 50% e 37,5%, respectivamente, tendo sido observado o acúmulo do mesmo em vários períodos de sua pesquisa. Em trabalho semelhante, com água residuária sintética de laticínio, Rodrigues (1999) observou remoção média desta variável da ordem de 37% para o tempo de detenção hidráulica de 31 h, enquanto para o tempo de detenção hidráulica de 21h, não ocorreu remoção e sim aumento da concentração desta.

3.6. Ortofosfato

A eficiência na remoção de ortofosfato pelo reator apresentou boa estabilidade, estando sempre acima de 90% de remoção, com exceção de P23 que apresentou remoção de 87,5% e de P30 que apresentou remoção de 89,5% (Figura 3.6).

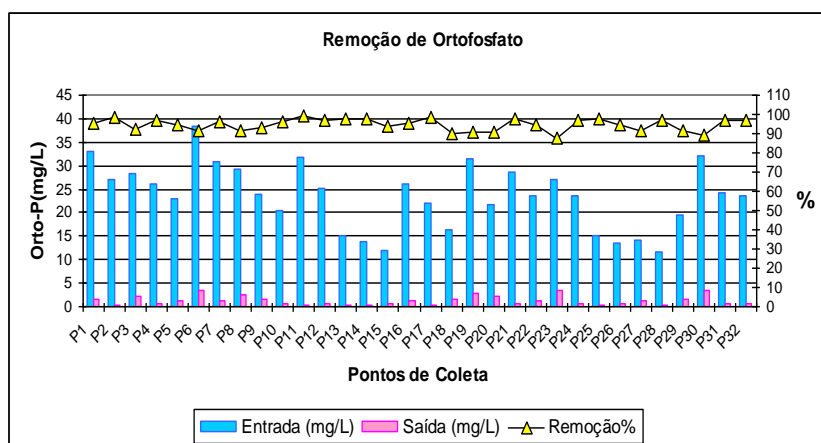


Figura 3.6: Concentração de ortofosfato afluyente e fluyente ao reator e eficiência de remoção.

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. Esta afirmação poderia explicar porque houve boa eficiência de ortofosfato no presente trabalho, visto que os valores de pH no efluente mantiveram-se próximos a 5,5, tendo atingido, no máximo, o valor de 6,2. Sampaio et al. (2005), em pesquisa com o emprego de reator biológico com fungos para a biodegradação de efluente de indústria de beneficiamento de castanha de caju, observaram remoções de no máximo 38% de remoção. O pH do efluente no trabalho de Sampaio et al. manteve-se numa faixa entre 7,2 a 8,0, o que, provavelmente, tenha contribuído para o mau desempenho do reator na remoção deste parâmetro.

Comparado-se os resultados encontrados na literatura com os resultados desta pesquisa, a respeito de remoção de ortofosfato, os deste trabalho mostram-se excelentes, visto que, em outras pesquisas com fungos, tais remoções foram baixas, como por exemplo, Santos et al. (2006) pesquisaram o emprego de reator biológico com fungos para a biodegradação de efluente de indústria de beneficiamento de castanha de caju. Em seu trabalho os autores avaliaram a remoção de ortofosfato, encontrando baixos valores de

percentual de remoção, com um máximo de 19,5% e acúmulo deste nutriente em alguns períodos da pesquisa.

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.

Facó e Santaella (2002), tratando percolado de aterro sanitário utilizando dois reatores de fluxo contínuo ascendente de crescimento aderido, um de controle e outro inoculado com fungos, avaliaram a eficiência de remoção de ortofosfato para os tempos de detenção hidráulica de 2, 4 e 6 dias e obtiveram os seguintes resultados: para os tempos de detenção de 2 e 6 dias foram observadas reduções médias de ortofosfato de 88 e 64%, respectivamente; para o tempo de detenção de 4 dias houve produção do nutriente. Os autores supuseram que estes ciclos de consumo e produção estão relacionados à quantidade de ortofosfato absorvida pelos microrganismos, motivo pelo qual em certos períodos não há consumo deste nutriente, pois os microrganismos estão utilizando o ortofosfato já acumulado, como também a processos de quebra de proteína e morte de células antigas.

4. CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

A utilização de reator com fungo apresentou-se como uma alternativa viável para a remoção de matéria orgânica, visto que o reator apresentou boas remoções de DQO, variando de 88,6% a 95,4%.

Quanto à remoção de nitrogênio, o reator mostrou-se bastante eficiente na remoção de amônia e nitrito, apresentando remoções que variaram de 65,7% a 83,1%, e 72,8% a 84,8%, respectivamente. No entanto, o mesmo não ocorreu com relação ao nitrato, que apresentou baixas remoções, variando de 7,2% a 24,3%.

Em relação à remoção de ortofosfato, o reator respondeu bem, tendo sido observadas remoções que variaram de 87,5% a 98,8%.

REFERÊNCIAS

APHA – AWWA – WEF (1999) Standard methods for the examination of water and wastewater 19th, Washington DC, USA.

CAI, W. et al. (2007). The characteristics and mechanisms of phenol biodegradation by *Fusarium* sp. Journal of Hazardous Materials 148: 38-42.

DAMASCENO, E. P. et al. (2007). Tratamento biológico de efluente de indústria petroquímica em reatores em batelada com biomassa dispersa e imobilizada com *Aspergillus niger* AN400. II Jornada da Produção Científica da Educação em Educação Profissional e Tecnológica, São Luis/MA.

DEMERCİ, S; ERDOĞAN, B; ÖZCİMDER, R. (1998). Wastewater treatment at the petroleum refinery, Kirikkale, Turkey using some coagulants and Turkish clays as coagulants aids. Wat Res. V. 32, n. 11, p. 3495-3499.

EGGEN, T.; MAJCHERCZYK, A. (1998). Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in contaminated soil by white rot fungus *Pleurotus ostreatus*. International Biodeterioration & Biodegradation. V. 41, p. 111-117.

FACÒ, A. M. (2002). Tratamento biológico de percolado de aterro sanitário através de processo biológico com fungos. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Ceará, Ceará, Fortaleza.

FACÒ, A. M., SANTAELLA, S. T. (2002). Tratamento de percolado de aterro sanitário através de processo biológico com fungos. XXVIII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Cancun – México.

FREITAS NETO, M. A. N. et al. (2006). Emprego de reatores biológicos com fungos para remoção de compostos nitrogenados presentes em efluente de indústria petroquímica. 1ª coletânea de trabalhos técnicos – Reline. 167-182. p.

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

GRIFFIN, D. H. (1994) *Fungal Physiology*. 2. ed. New York: Wiley-Liss, p. 458.

JENNINGS, D. H. (1995). *The Physiology of fungal nutrition*. Cambridge, New York. 595 p.

MIRANDA, M. P. et al. (1996). Color elimination from molasses wastewater by *Aspergillus niger*. *Bioresource Technology*. V. 57, p. 229-235.

RODRIGUES, K. de A. (1999). 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).

RODRIGUES, K. de A. (2006). Uso de reatores biológicos com fungos para remoção de fenol de água residuária sentética. São Carlos. Tese de doutorado-Escola de engenharia de São Carlos-Universidade de São Paulo.

SÁ, I. M. B. (1997). Biotratamento de efluente de uma indústria de laticínios por ação de fungos decompositores. Dissertação de Mestrado em Engenharia Hidráulica e Ambiental. Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 83p.

SAMPAIO G. M. M. S. et al. (2005), Pós-Tratamento de efluentes de um reator UASB através de um reator biológico com fungos. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.

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. (Relatório Institucional de Pesquisa), 31p. 1999.

SANTOS, V. L., LINARDI, V. R. (2004). Biodegradation of phenol by a filamentous fungi isolated from industrial effluents – identification and degradation potential. *Process Biochemistry*. 39:1001 – 1006 p.

SANTOS, E. M. A. et al. (2006). Influência do tempo de detenção hidráulica em um sistema UASB seguido como um reator biológico com fungos para tratar efluentes de indústria de castanha de caju. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*. v. 11, n. 1, p. 39-45.

SPAIN, J.C.; PRITCHARD, P.H.; BOURQUIN, A.W. (1980). Effects of adaptation on biodegradation rates in sediment/water cores from estuarine and freshwater environments. *Appl. Environ. Microbiol.*, v.40, n.4, p.726-734.

STEPNOWSKI, P. et al. (2002). Enhanced photo-degradation of contaminants in petroleum refinery wastewater. *Water Research*. V. 36, 2167-2172 p.

WHELLER, K.A. et al. (1991). Influence of pH on the growth of some toxigenic species of *Aspergillus*, *Penicilium* and *Fusarium*. *International Journal of Food Microbiology*. N. 12. p. 141-150.