

## Artigo Técnico

# Emprego de *Aspergillus niger* AN 400 em reatores de bancada para remover pesticida de matriz aquosa

*Employment of Aspergillus niger AN 400 in batch reactors to remove pesticide aqueous matrix*

Luciane Mara Cardoso Freitas<sup>1</sup>, Bárbara Chaves Aguiar Barbosa<sup>2</sup>, Kelly Rodrigues<sup>3</sup>, Glória Marinho<sup>4</sup>

## RESUMO

Esta pesquisa propõe utilizar o fungo *Aspergillus niger* AN 400 no tratamento de matriz aquosa contendo metil paration por meio de reatores em batelada, sendo dividida em duas etapas. Na etapa I, foram montados reatores controle (RCs) contendo apenas metil paration em matriz aquosa; reatores contendo metil paration e suspensão de esporos de fungo (RFs); e reatores contendo metil paration, suspensão de esporos de fungo e etanol (RFEs). A cada tempo de reação (TR), um RC, um RF e um RFE eram colocados fora de operação. Os TRs estudados foram distribuídos em 30 dias. Na etapa II, operou-se um reator com biomassa imobilizada (RBI) alimentado por metil paration e etanol, efetuando-se cinco ciclos cada um com duração de uma semana. Como resultados, na Etapa I, verificou-se que o pH variou de 5 a 8, atingindo remoções finais de 61% (RF) e 89% (RFE) de demanda química de oxigênio (DQO) bruta; 67% (RF) e 52% (RFE) de nitrogênio amoniacal; 34% (RF) e 45% (RFE) de nitrato; 2% (RF) e 15% (RFE) de fósforo total. Na Etapa II, o pH variou de 3 a 8 e as médias de remoção final foram: 94% de DQO filtrada, 88% de DQO bruta, 19% de nitrogênio amoniacal, 96% de nitrato, 12% de fósforo total e metil paration de 95%, com biomassa imobilizada e 73% (95%) com biomassa dispersa. Os resultados mostraram que a utilização do fungo *Aspergillus niger* AN 400 pode ser uma alternativa no tratamento de água residuária contendo metil paration.

**Palavras-chave:** metil paration; fungo; reatores em batelada.

## ABSTRACT

This research proposes the use of the fungus *Aspergillus niger* AN 400 in treating aqueous matrix containing methyl parathion in batch reactors. The research was divided into two steps. In Step I, were mounted control reactors (RC) containing only methyl parathion in aqueous matrix; reactors with fungus (RF) containing methyl parathion and suspension of fungus spores; and reactors with fungus and ethanol (RFE) containing methyl parathion, the suspension of fungus spores and ethanol. Each reaction time (TR), one RC, one RF and one RFE were put out of operation. The reaction times were studied in 30 days. In Step II, operated a reactor with immobilized biomass (RBI) with methyl parathion and ethanol, making up 5 cycles each lasting one week. As a result, in Step I, it was found that the pH varied from 5 to 8. The final removal of 61% (RF) and 89% (RFE) of COD; 67% (RF) and 52% (RFE) of ammonia nitrogen; 34% (RF) and 45% (RFE) nitrate; 2% (RF) and 15% (RFE) of total phosphorus. In Step II, the pH ranged from 3 to 8 and the average final removal were 94% of filtered COD, 88% gross COD, 19% of ammonia nitrogen, 96% nitrate, 12% of total phosphorus and 95% of methyl parathion with immobilized biomass and 73% with disperse biomass. The results showed that the use of the fungus *Aspergillus niger* AN 400 can be an alternative for treating wastewater containing methyl parathion.

**Keywords:** methyl parathion; fungi; batch reactors.

## INTRODUÇÃO

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2014), o Brasil é o maior consumidor dos produtos pesticidas no mundo. Segundo o Dossiê da Associação Brasileira de Saúde Coletiva (Abrasco), publicado em abril de 2015, durante um evento na Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ),

o setor agrícola brasileiro comprou, no ano de 2012, 823 mil toneladas de agrotóxicos. De 2000 a 2012, o aumento em toneladas de agrotóxicos compradas no Brasil foi de 162,32% (ABRASCO, 2015).

Em 2010, o mercado nacional movimentou cerca de US\$ 7,3 bilhões e representou 19% do mercado global de agrotóxicos. Em 2011, houve um

<sup>1</sup>Mestra em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC) - Fortaleza (CE), Brasil.

<sup>2</sup>Doutora em Engenharia Civil pela UFC - Fortaleza (CE), Brasil. Professora do Instituto Federal do Maranhão (IFMA) - Carolina do Norte (MA), Brasil.

<sup>3</sup>Professora do Programa de Pós-graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará (IFCE) - Fortaleza (CE), Brasil.

<sup>4</sup>Professora do Programa de Pós-graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará (IFCE) - Fortaleza (CE), Brasil.

**Endereço para correspondência:** Luciane Mara Cardoso Freitas - Avenida Francisco Sá, 3572 - Jacarecanga - 60310-001 - Fortaleza (CE), Brasil - E-mail: luciane.maracf@gmail.com

**Recebido:** 24/07/14 - **Aceito:** 24/10/16 - **Reg. ABES:** 138266

aumento de 16,3% das vendas, alcançando US\$ 8,5 bilhões, sendo que as lavouras de soja, milho, algodão e cana-de-açúcar representam 80% do total das vendas do setor (SINDAG, 2012).

Em 2012, o mercado cresceu 14,4% e alcançou a marca de US\$ 19,5 bilhões. Com isso, o Brasil mantém a segunda posição de maior mercado mundial para agrotóxicos. Segundo o Sindicato Nacional da Indústria de Defensivos Agrícolas (AUGUSTO, 2013) e a Associação Nacional da Defesa Vegetal (ANDEF), os inseticidas responderam pela metade do crescimento das vendas (ANDEF, 2013).

De acordo com Fioravante *et al.* (2010), o metil paration é um inseticida organofosforado amplamente utilizado devido à sua baixa persistência ambiental. Como seu mecanismo de ação não é muito seletivo, ele pode atingir certo número de espécies não alvo, causando o desequilíbrio e a morte de toda a cadeia alimentar.

Entre as diversas formas de contaminação ambiental por agrotóxicos, esta pesquisa está embasada naquela que ocorre por efluentes de fábrica de pesticidas. De acordo com Varsha *et al.* (2011), os problemas ambientais causados pelos efluentes industriais ocorrem principalmente devido ao acúmulo de poluentes e outros compostos fragmentados que formam os xenobióticos. Há uma necessidade urgente de se degradar esses compostos de uma maneira ecologicamente correta. Dessa forma, várias técnicas de remediação biológica e tratamentos físico-químicos têm sido discutidas. Embora seja lenta, a biorremediação microbiana abrange variadas formas de degradação e é conhecida por ser uma melhor escolha devido ao seu potencial natural de mineralização de compostos.

Diante dos graves impactos da geração de efluentes industriais contaminados por agrotóxicos, esta pesquisa destinou-se a monitorar a remoção de matéria orgânica e nutrientes de água residuária sintética contendo metil paration pelo fungo filamentosso *Aspergillus niger* AN 400.

## MATERIAL E MÉTODOS

Esta pesquisa foi realizada em duas etapas. A etapa I foi referente à batelada com biomassa dispersa de *Aspergillus niger* AN 400, e a etapa II referiu-se à batelada sequencial com biomassa imobilizada, ambas na presença de metil paration, cuja fórmula estrutural está apresentada na Figura 1.

### Batelada com biomassa dispersa de *Aspergillus niger* AN 400 - etapa I

A água residuária sintética que alimentou os reatores foi preparada com água de torneira esterilizada, acrescida de metil paration (Folisuper 600 BR) na concentração de 30 mg/L. Além disso, foi acrescentado um meio basal cuja composição está apresentada na Tabela 1.

Nesta pesquisa, foram montados 18 reatores esterilizados de 200 mL de volume útil. Os reatores foram divididos em três lotes:

seis reatores de controle (RCs) contendo apenas água residuária sintética; seis reatores contendo água residuária sintética e suspensão de esporos de *Aspergillus niger* AN 400 na concentração de  $2 \times 10^6$  esporos/mL (RFs); e seis reatores contendo água residuária sintética, suspensão de esporos de fungo e 4 g/L de etanol (RFEs), funcionando como cossustrato. Os reatores foram mantidos sob agitação (150 rpm) com temperatura de  $27 \pm 2^\circ\text{C}$ .

A pesquisa foi realizada durante 30 dias, ocorrendo o desmonte de um RC, um RF e um RFE para determinação das variáveis: pH, nitrogênio amoniacal, fósforo total, demanda química de oxigênio (DQO), executadas de acordo com *American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation* (APHA/AWWA/WEF, 2005), e nitrato, segundo Rodier (1975), a cada tempo de reação (TR), a saber: 1 dia; 3 dias; 10 dias; 21 dias e 30 dias. A determinação da concentração de metil paration no tempo zero e ao final dos 30 dias foi por cromatografia líquida de alta eficiência com equipamento da marca Shimadzu (20 A). Foi empregado um detector na região do ultravioleta e visível com arranjo de diodos, modelo SPD-M20A, forno de coluna modelo CTO-20A, do Laboratório de Análises de Traços (LAT), do Departamento de Química Analítica e Físico-Química da Universidade Federal do Ceará (UFC). A separação dos disruptores foi realizada em coluna Supelco C18 (25 cm x 4,6 mm D.I; partículas de 5  $\mu\text{m}$ ) nas seguintes condições cromatográficas: sistema de gradiente com fase móvel acetonitrila: água - 70%, tempo de corrida de 6 minutos, detecção em comprimento de onda em 270 nm, com volume de injeção de 50  $\mu\text{L}$ .

Na Tabela 2, apresentam-se os métodos de análise de cada variável estudada.

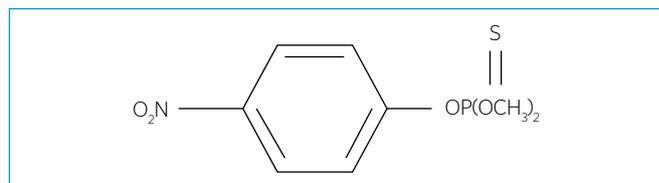


Figura 1 - Fórmula estrutural do metil paration.

Tabela 1 - Composição do meio basal que alimentou os reatores em batelada com biomassa dispersa de *Aspergillus niger* AN 400.

Composto	Concentração (g/L)	Composto	Concentração (g/L)
$\text{KH}_2\text{PO}_4$	0,20	$\text{H}_2\text{MoO}_4$	0,05
$\text{MgSO}_4$	0,25	$\text{MnSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$	0,05
$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	0,01	$\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$	0,05
$\text{CuSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	0,08	$\text{ZnSO}_4$	0,04
		$\text{C}_6\text{H}_{12}\text{O}_6$	0,50

Fonte: adaptado de Rodrigues (2006).

## Bateladas sequenciais com biomassa imobilizada de *Aspergillus niger* AN 400

Para a preparação da água residuária sintética desse reator, utilizou-se água de torneira (4,5 L), acrescida de metil paration (30 mg/L), etanol como cossustrato (4 g/L) e uma solução de Vishniac, como fonte de nutrientes (1 mL/L). A composição da solução de Vishniac é apresentada na Tabela 3.

A biomassa foi imobilizada em esponja de poliuretano (meio suporte) esterilizada, cortada em cubos de 2 cm de aresta (totalizando 15 g) e acondicionada em 3 redes de polietileno dentro do reator.

A composição do meio sintético que alimentou o reator no período de imobilização está apresentada na Tabela 1, exceto para a concentração de glicose, que foi de 1 g/L, e a adição de fontes nitrogenadas, como  $\text{NaNO}_3$  (1 g/L) e  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$  (2 g/L).

O reator foi preenchido com 4 L do meio sintético e, em seguida, inoculou-se a suspensão de esporos, na concentração de  $2 \times 10^6$  esporos/mL.

A imobilização teve duração de 11 dias e, a cada 3 dias, o meio sintético era trocado. A aeração do reator foi proporcionada pelo uso de minicompressores.

Ao fim do período de imobilização, foi iniciada a operação do reator com a realização de análises de pH, nitrogênio amoniacal, fósforo total e DQO de acordo com APHA/AWWA/WEF (2005), e nitrato, segundo Rodier (1975). A determinação da concentração de MP foi a mesma empregada na operação com biomassa dispersa.

A operação foi desenvolvida em um período de três meses, com a realização de cinco ciclos, sendo que cada um desses durava uma semana e as amostras foram coletadas nos TRs de um dia, dois dias, três dias, quatro dias e sete dias. Vale ressaltar que, no último TR, o meio nutritivo com o pesticida era sempre trocado, e um novo ciclo era iniciado.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados referentes à caracterização inicial dos reatores (tempo zero) são apresentados na Tabela 4, à exceção do MP. A concentração do pesticida foi realizada apenas no RFE e no RBI.

A concentração inicial (0h) de MP foi de  $30 \pm 0,76 \text{ mg L}^{-1}$  nas duas etapas. Na etapa I, a remoção de MP foi de 73% ao final de 30 dias de operação no RFE, com concentração final de MP no efluente do reator de  $8,4 \text{ mg L}^{-1}$ . Na etapa II, a remoção de MP, no 5º ciclo, foi de 95%. Percebeu-se que a biomassa imobilizada proporcionou melhoria no processo. Segundo Sharma e Gupta (2012), imobilizar células de *Aspergillus niger* em processos em batelada tem melhor desempenho do que utilizar células livres, pois se reduz o tempo de adaptação e, conseqüentemente, o tempo de biodegradação do poluente, além de melhorar a estabilidade das células microbianas, permitindo a operação contínua do processo.

De acordo com os resultados de pH nos reatores com biomassa dispersa, verificou-se uma variação de 5 a 8 no RC, no RF e no RFE, ilustrados pela Figura 2. No 21º e 30º dias de reação, houve uma elevação do pH nos reatores RF, atingindo os valores de 6,5 e 6,3, respectivamente, e em RFE, obtendo-se 7,8 e 7,4, respectivamente.

Os valores de pH no reator com biomassa imobilizada variaram na faixa de 3 a 8 (Figura 3). No 1º ciclo, notou-se que a variação foi brusca, com diminuição do pH do momento da caracterização com 6,7 ao 3º dia, chegando à faixa ácida com 3,5, e aumento no 4º e 7º dias, com valores de 5,5 e 7,2, respectivamente. Nos ciclos seguintes,

**Tabela 2 - Métodos de análise das variáveis estudadas.**

Variável	Método de análise
pH	Potenciometria
	APHA/AWWA/WEF, 2005
Nitrogênio amoniacal	Nesslerização direta e espectrofotometria.
	APHA/AWWA/WEF, 2005
Nitrato	Método do salicilato e espectrofotometria.
	RODIER, 1975
Fósforo total	Digestão com persulfato de amônio seguida.
	APHA/AWWA/WEF, 2005
	Método do ácido ascórbico e espectrofotometria.
DQO	Digestão fechada e espectrofotometria.
	APHA/AWWA/WEF, 2005

Fonte: APHA/AWWA/WEF (2005) e Rodier (1975).

DQO: demanda química de oxigênio.

**Tabela 3 - Composição química da solução de Vishniac.**

Composto	Concentração (g/L)	Composto	Concentração (g/L)
EDTA	10,00	$(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	0,22
$\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	4,00	$\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$	1,47
$\text{MnCl}_2 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$	1,00	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$	1,00
$\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	0,32		

Fonte: Sampaio (2005).

**Tabela 4 - Caracterização inicial dos reatores com biomassa dispersa (RC, RF e RFE) e imobilizada (RBI) de *Aspergillus niger* AN 400.**

Parâmetro	Caracterização Inicial			
	RC	RF	RFE	RBI
pH	5,26	5,26	5,07	6,64
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	34,27	34,27	34,76	11,47
Nitrato (mg/L)	19,46	19,46	19,48	4,13
Fósforo total (mg/L)	25,64	25,64	25,64	6,49
DQO bruta (mg/L)	561,00	561,00	1677,00	1166,00
DQO filtrada (mg/L)	-	-	-	1166,00

RC: reator de controle; RF: reator com fungo; RFE: reator com fungo e etanol; RBI: reator com biomassa imobilizada; DQO: demanda química de oxigênio.

observaram-se comportamentos semelhantes, havendo aumento de pH no 1º dia, diminuição significativa no 2º dia e novamente aumento, chegando a uma faixa quase constante de valores nos tempos seguintes.

Segundo Griffin (1994), o pH ótimo para o desenvolvimento de vários fungos encontra-se na faixa entre 4,0 e 6,0, porém, a maioria dos fungos filamentosos tolera variações de pH entre 2,0 e 9,0. Portanto, os valores registrados nos reatores dos dois tipos de biomassa fúngica encontram-se no intervalo de tolerância.

Chen et al. (2012), em análise da biodegradação do inseticida organofosforado Clorpirifós pelo fungo *Cladosporium cladosporioides* Hu-01, encontraram eficiência de 85% ao longo de um amplo intervalo de temperatura e pH, especialmente a um pH baixo. De acordo

com os autores, essa característica dá aos degradadores de pesticidas vantagens em ambientes variáveis, porque eles sobrevivem e utilizam compostos xenobióticos mesmo expostos a condições adversas, como nesta pesquisa.

Lopes et al. (2011), por meio de seu estudo de remoção de macronutrientes de efluente da indústria de castanha de caju por uso de reator aeróbio em batelada com inóculo fúngico imobilizado, também verificaram elevação do pH no final dos ciclos estudados. Os autores atribuíram isso ao provável consumo dos ácidos orgânicos produzidos pelo fungo após a exaustão do cossustrato utilizado que, no caso, foi a glicose, o que poderia ter ocasionado o aumento do pH também neste trabalho.

Referindo-se à DQO na batelada com biomassa dispersa, verificou-se que os RCs não apresentaram remoção. Os valores da DQO bruta nos RFs e RFEs são apresentados na Figura 4.

Nos RFs, as remoções de DQO que foram verificadas ocorreram nos tempos reacionais do 3º, 21º e 30º dia, resultando nos respectivos valores percentuais: 16, 57 e 61%. No RFE, as remoções foram obtidas no 1º; 3º; 10º; 21º e 30º dias, sendo de 9, 26, 27, 35 e 89%, respectivamente. A oscilação de DQO nos reatores RF pode estar associada à presença de biomassa fúngica no momento da coleta da amostragem para análise, a qual pode provocar arraste da biomassa de forma diferenciada e, conseqüentemente, oscilações na variável.

Fioravante et al. (2010), em análise da degradação de metil paration pela cianobactéria *Microcystis novacekii* com TRs de 1, 5 e 9 dias, verificaram formação de novos compostos adicionais, indicando a formação de metabólitos ou subprodutos.

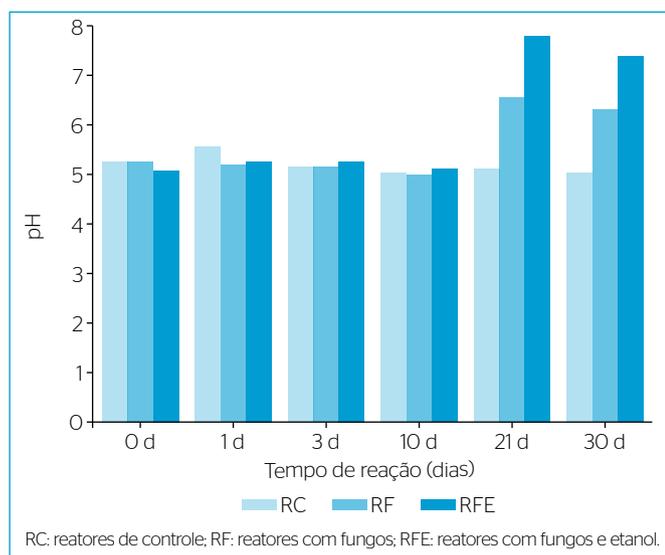


Figura 2 - Variação de pH nos reatores com biomassa dispersa de *Aspergillus niger* AN 400 na etapa I.

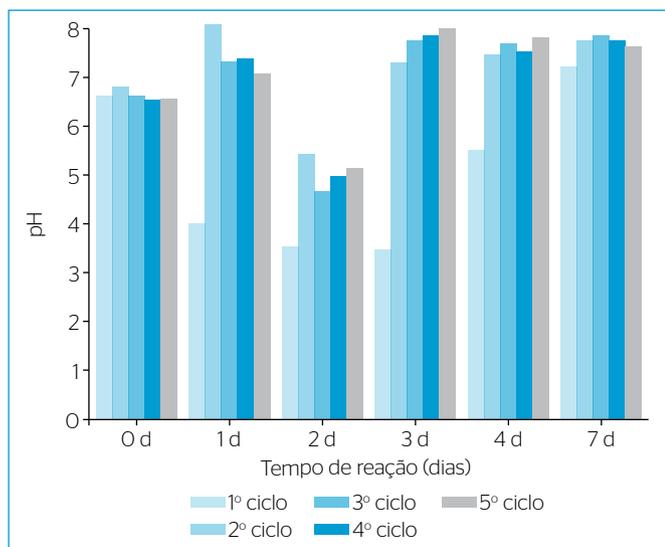


Figura 3 - Variação de pH no reator com biomassa imobilizada de *Aspergillus niger* AN 400 na etapa II.

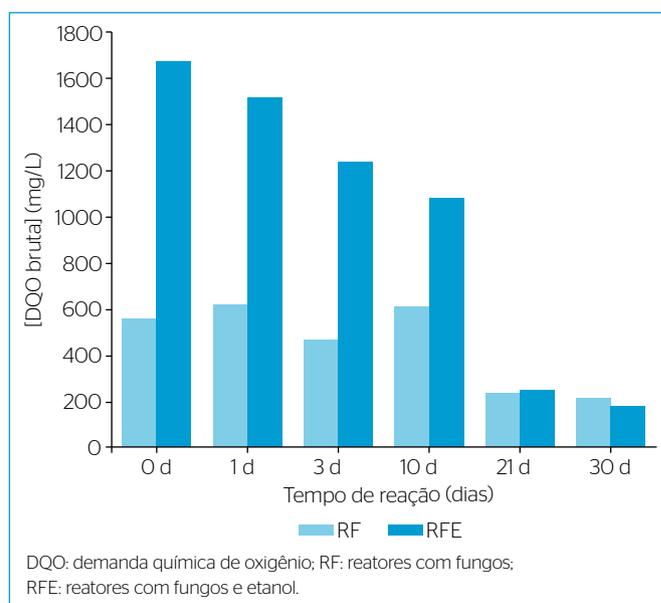
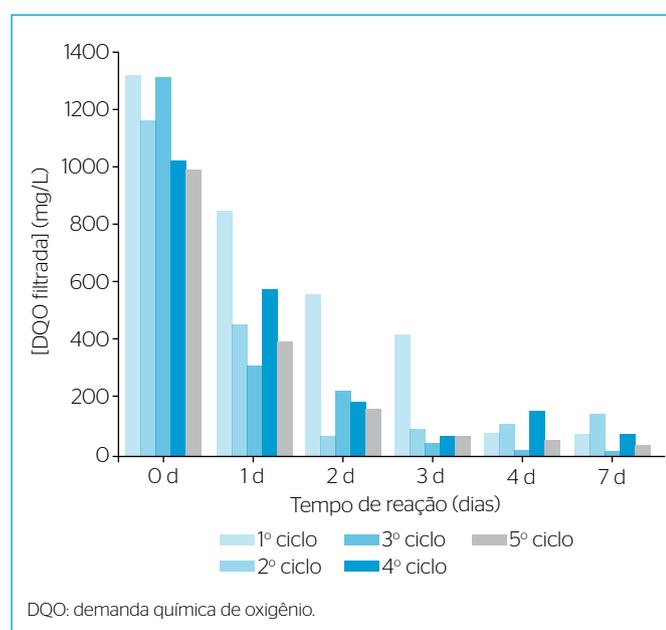


Figura 4 - Variação da DQO bruta nos reatores com biomassa dispersa de *Aspergillus niger* AN 400.

Devido à presença do cossustrato etanol, os RFEs apresentaram melhor eficiência. Singh (2006) relatou que a adição de cossustrato facilita o processo de biodegradação, pois sua utilização gera a formação de produtos altamente reativos que se envolvem com compostos menos reativos. Flippin *et al.* (2009) afirmaram que os fungos do gênero *Aspergillus* possuem os meios genéticos para utilizar o etanol como fonte de carbono, mas nem todos crescem no etanol. Os autores citaram o *Aspergillus niger* como exemplo de exceção, pois esse fungo não utiliza o etanol como único substrato para crescimento. Isso se deve à ausência de meios de regulação para utilizar o etanol como substrato de crescimento, e suas enzimas álcool e aldeído-desidrogenases aparentemente servem para outros fins. Entretanto, nesta pesquisa, prova-se que o *Aspergillus niger* é capaz de crescer no etanol.

No reator com biomassa imobilizada, pode-se verificar, pela Figura 5, que houve remoção da matéria orgânica expressa na forma de DQO filtrada na maioria dos TRs dos ciclos.

A partir da Figura 5, é possível visualizar que em alguns tempos reacionais houve incremento de DQO – provavelmente decorrente da matéria orgânica solúvel advinda da liberação do pesticida adsorvido à biomassa microbiana. Como essa operação funciona em ciclos, qualquer subproduto ou mesmo o metil paration, que tenha sido adsorvido ao micélio, em ciclo anterior e liberado em ciclo subsequente, poderá promover esse incremento na DQO. Hai *et al.* (2012), em análise da degradação de Atrazina, Alachlore e Aldicarb pelo fungo *Coriolus versicolor* NBRC 9791, verificaram que as concentrações dos três pesticidas aumentaram depois de sete dias de reação. Os autores sugeriram que houve essa liberação dos compostos após a adsorção resultante da depleção de nutrientes.



**Figura 5** - Matéria orgânica expressa na forma de DQO filtrada no reator com biomassa imobilizada de *Aspergillus niger* AN 400.

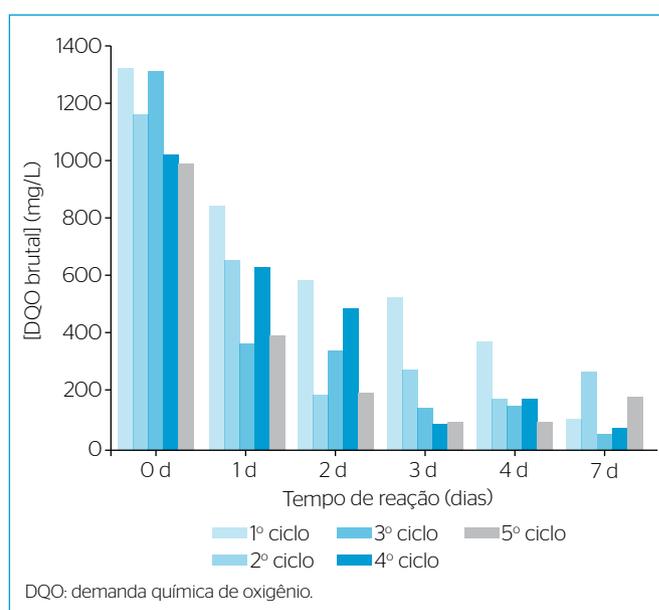
Rodrigues *et al.* (2012) verificaram que na biodegradação de hidrocarbonetos aromáticos em reator sequencial, com inóculo de *Aspergillus niger* AN 400 imobilizado, os valores de DQO solúvel não diminuíram ao mesmo tempo em que os de benzeno, tolueno e xileno, também por consequência da intensa produção de subprodutos da biotransformação dos compostos BTX.

Para os resultados de DQO bruta, verificou-se, a partir da análise da Figura 6, que houve aumento da biomassa no 3º dia (2º ciclo), no 4º dia de reação, em quase todos os ciclos (exceto no 1º e 2º ciclos), e no 7º dia (2º e 5º ciclos).

A média geral de remoção de DQO filtrada foi de  $82\% \pm 18$ , a média no final do tratamento foi de  $94\% \pm 4$ , e obteve-se remoção mínima de 35% e máxima de 99%. A remoção de DQO bruta apresentou média geral de  $74\% \pm 18$ , final de  $88\% \pm 8$ , remoção mínima de 35% e máxima de 96%.

Souza Neto (2012) investigou a remoção de matéria orgânica de efluente contendo atrazina, paraquat, metil paration e deltametrina, utilizando dois tipos de reatores em batelada sequencial: um com biomassa dispersa e outro com biomassa imobilizada de *Aspergillus niger* AN 400. Na primeira batelada, utilizou TRs de 1, 3, 7, 10, 15, 20, 25 e 30 dias, encontrando uma média de remoção de 37%. Já no segundo tipo de tratamento os TRs analisados foram de 0, 1, 2, 3, 4, 5 e 7 dias, durante 4 ciclos. O último ciclo teve média de remoção de 73% e máxima de 92%, o que pode estar atrelado ao fato de os micro-organismos degradarem com mais eficiência, estando imobilizados em meio suporte.

Marinho *et al.* (2011) detectaram uma remoção média de DQO de 47% em reator de leito contínuo e fluxo ascendente na biodegradação de água residuária contendo metil paration por inóculo de *Aspergillus*



**Figura 6** - Matéria orgânica expressa na forma de demanda química de oxigênio bruta no reator com biomassa imobilizada de *Aspergillus niger* AN 400.

*niger* AN 400 e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 12h. Os autores Marinho *et al.* (2011) utilizaram como cossustrato 0,5 g/L de glicose, alcançando uma remoção do pesticida de 40%. Em outra fase de operação, dobrou-se a concentração do cossustrato, entretanto houve diminuição da eficiência, com remoção do organofosforado de apenas 35%.

Ao tratar água residuária contendo Atrazina, Lavôr *et al.* (2010) alcançaram remoção média de DQO de 53%, utilizando um reator de fluxo contínuo com biomassa imobilizada de *Aspergillus niger* AN 400 e TDH de 6h. Nesse tratamento, analisando 20 pontos de amostragem, os autores verificaram que no final do experimento a eficiência de remoção de matéria orgânica diminuiu, devido à formação de metabólitos. A remoção do herbicida alcançou média de 20%.

Chu *et al.* (2011) também avaliaram a remoção de DQO de efluente da produção de inseticidas piretroides e organofosforados. Para o primeiro tipo de pesticida, foi utilizado um reator contínuo aeróbio de três fases operadas em série com biomassa imobilizada de lodo de uma estação de tratamento de águas residuárias urbanas. Para o efluente de inseticidas organofosforados, utilizou-se um reator com as mesmas características do anterior, entretanto com a adição de mais uma fase. O efluente de inseticidas piretroides apresentou remoção média de 84% com TDH de 48h. O efluente contendo organofosforados apresentou remoção média de 77% com TDH de 72h. A eficiência reduzida do tratamento com os inseticidas organofosforados deveu-se a seu teor de carbono orgânico de difícil degradação.

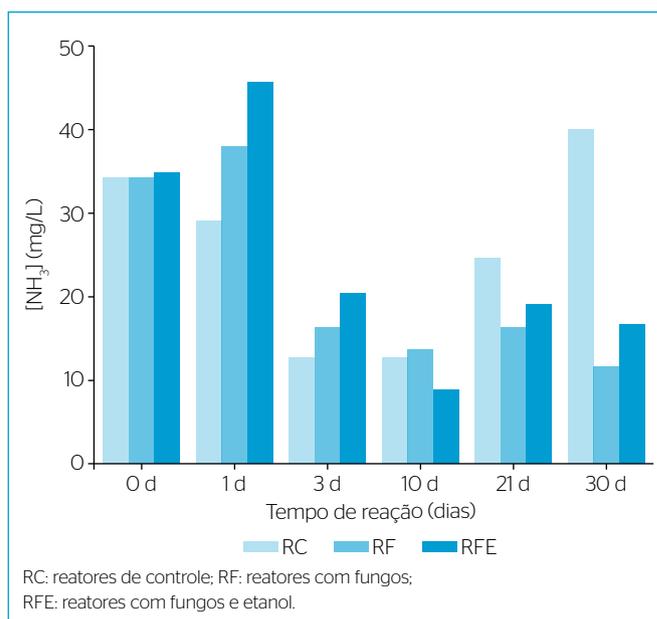
As remoções de DQO atingidas pelo reator em bateladas sequenciais desta pesquisa foram consideradas satisfatórias diante dos resultados encontrados na literatura, visto que os valores obtidos foram maiores ou próximos em relação aos de outros autores.

Em relação ao que estabelece a Portaria SEMACE nº 154, de 2002 (CEARÁ, 2002), para o lançamento de efluentes, nos reatores com biomassa dispersa, apenas o RFE atende ao valor máximo de 200 mg/L de DQO. O efluente desse reator apresentou concentração final de 182 mg/L, enquanto o RF resultou em 219 mg/L. O reator sequencial atingiu uma média no final do tratamento de  $141 \pm 89$  mg/L, atendendo à legislação.

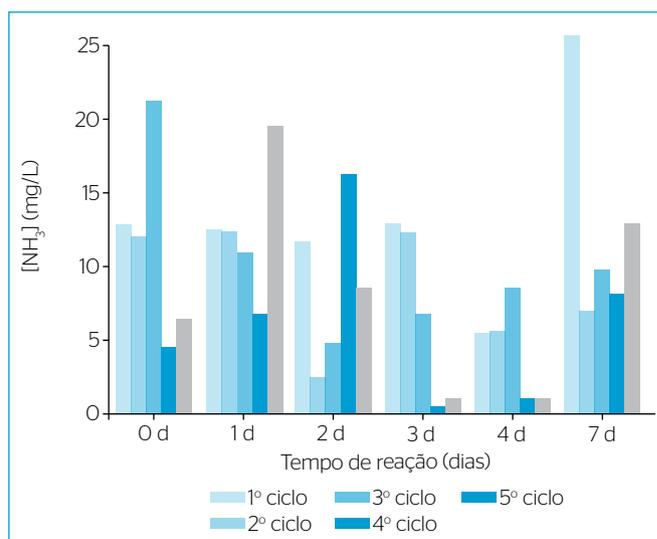
Em relação aos valores de nitrogênio amoniacal dos reatores com biomassa dispersa, a partir da Figura 7, percebeu-se que o RF e o RFE tiveram comportamentos semelhantes tanto na remoção quanto na produção ou liberação de nitrogênio amoniacal. Fato importante a ser ressaltado é que, no 1º dia de reação, os valores de nitrogênio amoniacal aumentaram em relação à caracterização, como ocorreu, por exemplo, no RFE de 34,8, que passou para 45,7 mg/L de nitrogênio amoniacal no 1º dia. Isso está relacionado ao nitrogênio presente nas moléculas do MP, pois durante a ruptura da estrutura molecular do MP pode haver a liberação de nitrogênio para o meio e sua posterior conversão em nitrogênio amoniacal.

Tratando-se de nitrogênio amoniacal no reator sequencial desta pesquisa, verificou-se que houve aumento da sua concentração na maior parte dos ciclos no 1º, 3º e 7º dias. Nessa etapa, a concentração aumentou em todos os ciclos (Figura 8).

Segundo Santaella *et al.* (2002), na fase anabólica do metabolismo, os fungos utilizam o nitrogênio amoniacal produzido no catabolismo, ou presente no substrato, para a biossíntese de monômeros proteicos e ácidos nucleicos. Esse consumo de nitrogênio amoniacal foi verificado, por exemplo, no 3º, 10º e 30º dias de reação no RF e no RFE com biomassa dispersa e no 2º e 4º dias de reação na maioria dos ciclos do reator em batelada sequencial.



**Figura 7** - Concentração de nitrogênio amoniacal nos reatores com biomassa dispersa de *Aspergillus niger* AN 400.



**Figura 8** - Concentração de nitrogênio amoniacal no reator com biomassa imobilizada de *Aspergillus niger* AN 400.

Nos outros tempos reacionais, obteve-se a produção ou liberação desse nutriente.

Tratando-se de remoção de nitrogênio amoniacal, os menores valores registrados nos no RF e no RFE com biomassa dispersa foram de 53 e 43%, respectivamente, e os maiores foram de 67 e 75%, respectivamente. No final do tratamento, a remoção encontrada foi de 67% no RF e de 52% no RFE.

Entretanto, o reator com biomassa imobilizada apresentou remoção de nitrogênio amoniacal de 93%. A média geral de remoção foi de  $36\% \pm 3,6$  e, no final do tratamento, de  $19\% \pm 2,7$ . Comparando-se ao experimento com o reator com biomassa dispersa desta pesquisa, verifica-se um melhor resultado neste último, visto que apenas no 10º dia de reação obteve-se uma remoção de 75% no RFE; o valor de 93% foi alcançado no 4º dia de reação do 4º ciclo com a biomassa imobilizada.

Lavôr *et al.* (2010), ao estudar a remoção de atrazina em reator de escoamento contínuo utilizando *Aspergillus niger* AN 400 imobilizado, encontraram uma média de remoção de nitrogênio amoniacal de 66%. Entretanto, diferente do presente trabalho, os autores não obtiveram liberação ou síntese de nitrogênio amoniacal em nenhum momento.

Chu *et al.* (2011) avaliaram a remoção de nitrogênio amoniacal em águas residuárias de efluente da produção de inseticidas piretroides utilizando um reator contínuo aeróbio de três fases operadas em série com biomassa imobilizada de lodo de uma estação de tratamento de águas residuárias urbanas. A remoção de nitrogênio amoniacal obtida em 22 dias de operação do reator foi de 97%. Entretanto, os autores observaram que depois do 10º dia, ocorreu um aumento da concentração desse composto, verificando uma quantidade maior que a do afluente do reator. A explicação sugerida foi que as moléculas dos pesticidas possuíam quantidades de nitrogênio orgânico suficientes para favorecer a conversão desses em nitrogênio amoniacal, fato que está relacionado também a esta pesquisa, devido ao nitrogênio presente nas moléculas do metil paration.

As concentrações de nitrogênio amoniacal, no final do tratamento, foram de 11 mg/L no RF e 17 mg/L no RFE. No reator sequencial, a média das concentrações finais foi de  $13 \pm 6$  mg/L. Esses valores estão de acordo com o estabelecido na legislação (BRASIL, 2011), a qual define o valor máximo de 20 mg/L para lançamento de efluentes em corpo receptor.

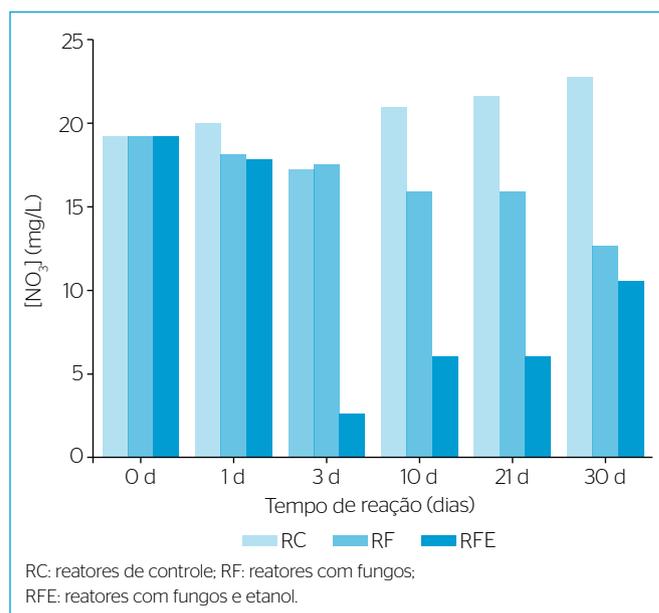
Ao analisar as concentrações de nitrato, observou-se que houve consumo desse composto na maioria dos TRs do RF (Figura 9), enquanto no RFE observou-se a produção ou liberação nos tempos reacionais de 10 e 30 dias. Tal condição foi observada em ambos os reatores (RF e RFE).

O nitrato inorgânico é uma excelente fonte utilizável por muitos fungos filamentosos. Seu transporte para o meio intracelular é mediado pela permease do nitrato e, após sua assimilação, ocorre a redução sequencial do nitrato a nitrito e do nitrito a amônia catalisada, respectivamente, pelas enzimas nitrato e nitrito redutase. O íon amônio é considerado ponto de partida para o metabolismo anabólico do nitrogênio em fungos (PEREIRA *et al.*, 2003). Esse metabolismo

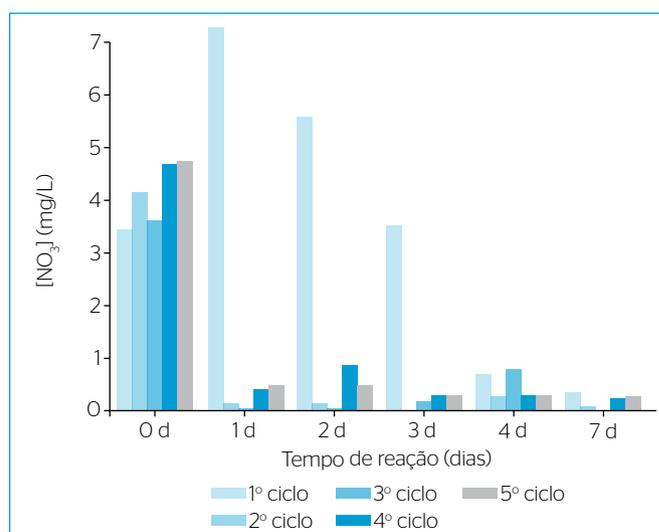
do nitrato explica o consumo desse íon ocorrido no 1º e 3º dias de reação deste estudo.

Para o 10º e 30º dias no reator com biomassa dispersa, onde se observou consumo de nitrogênio amoniacal e aumento na concentração de nitrato, pode-se considerar que o aumento de nitrato no meio está, em parte, relacionado à sua liberação pelas células fúngicas, uma vez que esses micro-organismos podem armazená-lo, assim como outros nutrientes, excretando-os para o meio externo sempre que requerido, em resposta às necessidades metabólicas dos fungos (LEITE *et al.*, 2006).

De acordo com a Figura 10, a concentração de nitrato no reator com biomassa imobilizada teve diminuição significativa na maioria dos



**Figura 9** – Concentração de nitrato nos reatores com biomassa dispersa de *Aspergillus niger* AN 400.



**Figura 10** – Concentração de nitrato no reator com biomassa imobilizada de *Aspergillus niger* AN 400.

ciclos, sendo observada a produção ou liberação desse nutriente apenas no 1º dia (1º ciclo), no 2º dia (4º e 5º ciclos) e no 4º dia (2º e 3º ciclos).

Nos TRs de 1, 3 e 7 dias, nos quais obteve-se aumento da concentração de nitrogênio amoniacal na maioria dos ciclos com simultânea diminuição de nitrato, pode-se inferir que ocorreu a conversão de nitrato a nitrogênio amoniacal, pois esse é um nutriente de maior facilidade de assimilação pelos fungos. Além disso, segundo How *et al.* (2011), a diminuição da concentração de nitrato resulta também no aumento do pH, o que ocorreu nesta pesquisa a partir do 3º dia.

Analisando os reatores com biomassa dispersa, atingiu-se maior remoção de nitrato no RFE (86%) do que no RF (34%), com valores mínimos de 8% no RFE e de 6% no RF. Ao fim do tratamento, as remoções encontradas foram de 45% no RFE e de 34% no RF. Já no reator com biomassa imobilizada, a remoção de nitrato atingiu valor mínimo de 78,7%, máximo de 99,5%, média geral de  $82\% \pm 31$  e, no final do tratamento, de  $96\% \pm 4$ , valores superiores aos do reator com biomassa dispersa, indicando a eficiência do sistema.

Quanto ao fósforo total, como se pode observar na Figura 11, a sua concentração nos reatores com biomassa dispersa aumentou de forma significativa, chegando a valores acima do dobro da concentração em relação ao valor da caracterização (25,6 mg/L), como, por exemplo, o RF com 70,4 mg/L, no 3º dia de reação, e o RFE com 62,6 mg/L, no 1º dia de reação.

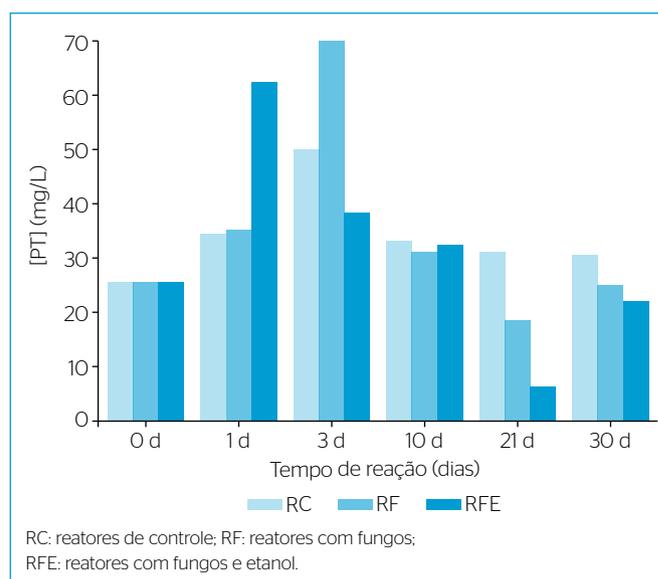
Lopes *et al.* (2011) também encontraram concentração em dobro de fósforo na etapa II em relação à etapa I do tratamento em bate-lada de efluente de beneficiamento de castanha de caju. As etapas da pesquisa de Lopes *et al.* diferiram entre si na concentração de glicose como cossubstrato: na etapa I, utilizou-se 1 g/L, e na etapa II, 0,5 g/L. Os pesquisadores relacionaram o fato à inibição de enzimas responsáveis pela assimilação do fósforo. Branco *et al.* (2001) afirmaram que o aumento da concentração de fósforo pode conduzir à repressão dos mecanismos de assimilação desse macronutriente pelos microrganismos.

Verificou-se que, assim como nos reatores com biomassa dispersa, o de biomassa imobilizada também teve concentrações de fósforo total aumentadas, como representado na Figura 12.

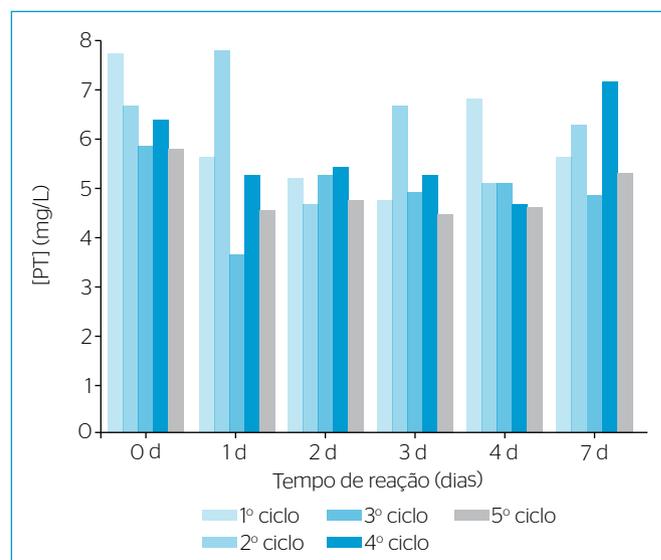
Esse aumento da concentração de fósforo total pode indicar a formação de metabólitos devido à dessulfuração oxidativa de compostos organofosforados, ocasionando a formação de ortofosfato (COKER *et al.*, 2002). Além disso, o acúmulo de fósforo no meio pode indicar que o elemento não foi, em grande parte, utilizado pelo metabolismo microbiano, mas apenas armazenado nos vacúolos, na forma de fosfatos e polifosfatos como compostos de reserva e, posteriormente, liberados em função do metabolismo celular (KORNEBERG *et al.*, 1999; LI *et al.*, 2005).

Yin e Lian (2012) analisaram a degradação do inseticida organofosforado dimetioato pelo *Aspergillus niger* em forma de pellets e sob agitação do meio. Os autores relataram que no 2º dia de reação

houve aumento da concentração de fósforo. Os autores atribuíram esse aumento à adição dos pellets, pois na determinação inicial de fósforo (0h) os pellets ainda não tinham sido adicionados. Tais organismos haviam sido cultivados com meio que continha fósforo, por isso houve o acréscimo. No 4º dia, ocorreu diminuição significativa, mas nos tempos seguintes foram verificados consumo e liberação do nutriente devido às alterações no crescimento dos fungos, à variação da sua capacidade de absorver o fósforo e, possivelmente, ao efeito da formação de minerais. No último dia de reação, o aumento da concentração de fósforo foi justificado pela autólise dos fungos, liberando-o para o meio. Segundo os autores, a concentração global de



**Figura 11** - Concentração de fósforo total nos reatores com biomassa dispersa de *Aspergillus niger* AN 400.



**Figura 12** - Concentração de fósforo total nos reatores com biomassa imobilizada de *Aspergillus niger* AN 400.

fósforo diminuiu provavelmente devido ao fato de que parte do fósforo foi transformada em fosfato de cálcio e acondicionada dentro dos micélios dos pellets.

Tratando-se de remoção de fósforo total desta pesquisa, verificou-se que nos reatores com biomassa dispersa as remoções mínimas foram de 2 e 15% (valores encontrados no fim do tratamento), máximas de 27 e 75% para o RF e o RFE, respectivamente. Em relação à biomassa imobilizada, obteve-se um valor mínimo de 5%, máximo de 39%. Comparando-se com os reatores com biomassa dispersa, obteve-se melhor remoção no reator sequencial, isso levando-se em consideração o TR, pois na batelada com biomassa dispersa atingiu-se um valor de 75% de remoção no 21º dia, e na com biomassa imobilizada, o valor de 39% foi alcançado em 3 dias.

## CONCLUSÃO

A maior remoção de MP ocorreu no reator com biomassa imobilizada (95%) em detrimento do que foi alcançado na operação com biomassa dispersa (73%), além da diminuição do tempo reacional de 30 para 7 dias proporcionada pelo RBI.

Nos reatores com biomassa dispersa, obtiveram-se melhores resultados de remoção de DQO utilizando-se etanol como cossubstrato adicional, atingindo-se um valor final de 89% no RFE e apenas 61% no RF. Em relação à imobilização da biomassa, atingiram-se melhores resultados nessa configuração em comparação ao primeiro tratamento

(biomassa dispersa). A média de remoção final de DQO filtrada foi de 94% e a de DQO bruta foi de 88%.

Quanto aos nutrientes, verificou-se que o valor médio atingido de remoção de nitrogênio amoniacal no final do tratamento no RBI foi menor que os valores atingidos no RF e no RFE. Nesses, atingiram-se, respectivamente, remoções finais de 67 e 52%; naquele, a remoção média final foi de 19%. Em relação ao íon nitrato, a adição de etanol no reator com biomassa dispersa indicou melhor remoção final com 45% no RFE e 34% no RF. Porém, no RBI obteve-se uma média final de 96%. Na remoção final de fósforo total, obtiveram-se baixos valores: de 15% no RFE e de 2% no RF. No RBI, a média final alcançada foi de 12%.

No que se refere aos padrões de lançamento descritos pela Resolução CONAMA n.º 430 (BRASIL, 2011) e pela Portaria SEMACE n.º 154 (CEARÁ, 2002), os valores gerais encontrados nesta pesquisa estão abaixo dos limites estabelecidos. Tratando-se de DQO, a exceção foi para o RF, o qual apresentou 219 mg/L de DQO no final do tratamento, sendo o limite de 200 mg/L. Em relação ao nitrogênio amoniacal, o RF, o RFE e o RBI apresentaram valores abaixo do máximo de 20 mg/L.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação Cearense de Apoio à Pesquisa (FUNCAP) e ao CNPq pelo financiamento das bolsas de mestrado e doutorado.

## REFERÊNCIAS

- ABRASCO – Associação Brasileira de Saúde Coletiva. (2015) *Brasil: liderança no uso de agrotóxicos*. Disponível em: <<http://www.namu.com.br/materias/brasil-lideranca-no-uso-de-agrotoxicos>>. Acesso em: 17 jan. 2017.
- ANDAV – Associação Nacional dos Distribuidores de Insumos Agrícolas e Veterinários. (2013) *Venda de defensivos batem novo recorde*. Disponível em: <<http://www.abras.com.br/clipping.php?area=1&clipping=35609>>. Acesso em: 13 jul. 2013.
- ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária. (2009) *Nota Técnica: reavaliação toxicológica do ingrediente ativo na parationa metilica*. Disponível em: <<http://www.namu.com.br/materias/brasil-lideranca-no-uso-de-agrotoxicos>>. Acesso em: 12 jan. 2017.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION/AWWA – AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION/WEF – WATER ENVIRONMENT FEDERATION. (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21ª ed. Washington, DC.: American Health Association.
- AUGUSTO, L. G. S. (2013) Panorama da Insustentabilidade do Modelo Químico Dependente da Agricultura Brasileira – UPE e FIOCRUZ. Disponível em: <[http://www.sbpcnet.org.br/livro/65ra/PDFs/arq\\_2303\\_565.pdf](http://www.sbpcnet.org.br/livro/65ra/PDFs/arq_2303_565.pdf)>. Acesso em: 12 jan. 2017.
- BRANCO, S.; MURGEL, P.H.; CAVINATTO, V.M. (2001) Compostagem: solubilização biológica de rocha fosfática na produção de fertilizante organomineral. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 6, n. 3-4, p. 115-122.
- BRASIL. (2011) CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 430. *Diário Oficial da União*, Brasília. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 24 jul. 2015.
- BRASIL. (2014) MMA – Ministério do Meio Ambiente. *Agrotóxicos*. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/seguranca-quimical/agrotoxicos>>. Acesso em: 10 mar. 2014.
- CEARÁ. (2002) SEMACE – Superintendência Estadual do Meio Ambiente. Portaria n.º 154 de 22 de julho de 2002. *Diário Oficial do Ceará*, Ceará. Disponível: <[http://antigo.semace.ce.gov.br/integracao/biblioteca/legislacao/conteudo\\_legislacao.asp?cd=95](http://antigo.semace.ce.gov.br/integracao/biblioteca/legislacao/conteudo_legislacao.asp?cd=95)>. Acesso em: 3 set. 2013.

- CHEN, S.; LIU, C.; PENG, C.; LIU, H.; ZHONG, G. (2012) Biodegradation of chlorpyrifos and its hydrolysis product 3,5,6-trichloro-2-pyridinol by a new fungal strain *Cladosporium cladosporioides* hu-01. *PLoS ONE*, v. 7, n. 10, e47205.
- CHU, K.H.; FENG, X.; YAUN, G. (2011) Application of dual media biofilm reactors for removing organic matter and ammonia from pesticide wastewaters. *Journal of Advanced Chemical Engineering*, v. 1.
- FIORAVANTE, I.A.; BARBOSA, F.A.B.; AUGUSTI, R.; MAGALHÃES, S.M.S. (2010) Removal of methyl parathion by cyanobacteria *Microcystis novacekii* under culture conditions. *Journal Environmental Monitoring*, v. 12, p. 1302-1306.
- FLIPPIN, M.; SUN, J.; ROBILLET, X.; KARAFFA, L.; FEKETE, E.; ZENG, A.; KUBICEK, C.P. (2009) Biodiversity and evolution of primary carbon metabolism in *Aspergillus nidulans* and other *Aspergillus* spp. *Fungal Genetics and Biology*, 46, p. S19-S44.
- GRIFFIN, D.H. (1994) *Fungal physiology*. 2. ed. New York: Wiley-Liss. 458p.
- HAI, F.I.; MODIN, O.; YAMAMOTO, K.; FUKUSHI, K.; NAKAJIMA, F.; NGHIEM, L.D. (2012) Pesticide removal by a mixed culture of bacteria and white-rot fungi. *Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers*, v. 43, p. 459-462.
- HOW, W.; LIAN, B.; ZHANG, X. (2011) CO<sub>2</sub> mineralization induced by fungal nitrate assimilation. *Bioresource Technology*, p. 102, 1562-1566.
- KORNEBERG, A.; RAO, N.N.; AULT-RICHE, D. (1999) Inorganic polyphosphate: a molecule of many functions. *Annual Reviews Biochemistry*, v. 68, p. 68-89.
- LAVÔR, M.; LIMA, L.; FIRMINO, S.; ARAÚJO, R.; RODRIGUES, K.; MARINHO, G. (2010) Uso de *Aspergillus niger* AN 400 como Inóculo de Reator de Escoamento Contínuo para Remoção de Atrazina. In: *Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte e Nordeste de Educação Tecnológica*, 5, Sergipe, 2010. Anais... Sergipe.
- LEITE, C.L.; GROPOSO, C.; DRESCHLER-SANTOS, E.R.; FIGUEIREDO, N.F.; GODINHO, P.S.; ABRÃO, R.L. (2006) A particularidade de ser um Fungo - I. Constituintes celulares. *Biotemas*, v. 19, n. 2, p. 17-27.
- LI, X.; ZHAO, G.; YUAN, Y. (2005) A strategy of phosphorous feeding for repeated fed - batch fermentation of Penicillin G. *Biochemical Engineering Journal*, v. 27, p. 53-58.
- LOPES, M.S.S.; OLIVEIRA, P.C.C.; ANDRADE, M.V.F.; ARAÚJO, R.S.; MARINHO, G.; RODRIGUES, K. (2011) Remoção de macronutrientes de efluente da indústria de castanha de caju por uso de reator aeróbio em batelada com inóculo fúngico. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16, n. 1, p. 17-26.
- Marinho, G.; Rodrigues, K.; Araújo, R.; Pinheiro, Z.P.; Silva, G.M.M. (2011) Glucose effect on degradation kinetics of methyl parathion by filamentous fungi species *Aspergillus niger* AN400. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, Rio de Janeiro, v. 16, n. 3.
- PEREIRA, J.F.; LIMA, J.O.; ROCHA, R.B.; MEDINA, P.X.L.; ARAÚJO, E.F.; QUEIROZ, M.V. (2003) Nitrato redutase em fungos filamentosos. *Biotechnologia, Ciência & Desenvolvimento*.
- RODIER, J. (1975) *L'analyse de l'eau: eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer*. 5ª ed. Paris: Dunod. v. 1. 629p.
- RODRIGUES, K.; OLIVEIRA, P.C.C.; AMARAL JÚNIOR, F.W.; SIQUEIRA, J.P.S.; ARAÚJO, R.S.; WANDERLEY, C.R.P.; MARINHO, G. (2012) Tratamento de água com hidrocarbonetos aromáticos por uso de reator em bateladas sequenciais com inóculo fúngico. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 17, n. 2, p. 163-170.
- RODRIGUES, K.A. (2006) *Uso de reatores biológicos com fungos para remoção de fenol de água residuária sintética*. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- SAMPAIO, G. M. M. S. (2005) *Remoção de Metil paration e Atrazina em reatores de bancada com fungos*. Tese (Doutorado) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- SANTAELLA, S.T.; LEITÃO, R.C.; MENEZES, E.A. SILVA, F.J.A.; ARAGÃO, K.S.; GIFFONI, D.A. (2002) Emprego de fungos para tratamento biológico dos efluentes da indústria de beneficiamento de castanha de caju. In: *Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 6, Vitória, 2002. Anais...
- SHARMA, N. & GUPTA, V.C. (2012) Comparative biodegradation analysis of phenol from paper & pulp industrial effluent by free and immobilized cells of *Aspergillus niger*. In: *International Conference on Environmental Science and Technology IPCBEE*, v. 30, Meerut, 2012. Anais...
- SINGH, H. (2006) *Mycoremediation: fungal bioremediation*. New Jersey: John Wiley & Sons. 592p.
- SOUZA NETO, A. (2012) Remoção de matéria orgânica em matriz aquosa dopada com os pesticidas atrazina, metil paration, paraquat e deltametrina empregando reatores em batelada inoculados com *Aspergillus niger* AN 400. Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, Fortaleza.
- VARSHA, Y.M.; NAGA DEEPTHI, C.H.; CHENNA, S. (2011) An emphasis on xenobiotic degradation in environmental clean up. *Journal Bioremed. Biodegrad*, v. 11.
- YIN, X. & LIAN, B. (2012) Dimethoate degradation and calcium phosphate formation induced by *Aspergillus niger*. *African Journal of Microbiology Research*, v. 6, n. 50, p. 7603-7609.

## Errata

No artigo “Emprego de *Aspergillus niger* AN 400 em reatores de bancada para remover pesticida de matriz aquosa”, com número de DOI: 10.1590/S1413-41522017138266, publicado no periódico Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522017138266>>. Epub May 08, 2017.

Onde se lia:

Glória Marinho<sup>1</sup>, Luciane Mara Cardoso Freitas<sup>2</sup>, Bárbara Chaves Aguiar Barbosa<sup>3</sup>, Kelly de Araújo Rodrigues<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Professora do Programa de Pós-graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará (IFCE) – Fortaleza (CE), Brasil.

<sup>2</sup>Mestranda em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC) – Fortaleza (CE), Brasil.

<sup>3</sup>Doutoranda em Engenharia Civil pela UFC – Fortaleza (CE), Brasil.

<sup>4</sup>Professora do Programa de Pós-graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará (IFCE) – Fortaleza (CE), Brasil.

Endereço para correspondência: Glória Marinho – Rua Geraldo Neves da Silveira, 95 – Luciano Cavalcante – 60813-810 – Fortaleza (CE), Brasil – E-mail: [gloriamarinho@gmail.com](mailto:gloriamarinho@gmail.com)

Leia-se:

Luciane Mara Cardoso Freitas<sup>1</sup>, Bárbara Chaves Aguiar Barbosa<sup>2</sup>, Kelly Rodrigues<sup>3</sup>, Glória Marinho<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Mestra em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC) – Fortaleza (CE), Brasil.

<sup>2</sup>Doutora em Engenharia Civil pela UFC – Fortaleza (CE), Brasil. Professora do Instituto Federal do Maranhão (IFMA) - Carolina do Norte (MA), Brasil.

<sup>3</sup>Professora do Programa de Pós-graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará (IFCE) – Fortaleza (CE), Brasil.

<sup>4</sup>Professora do Programa de Pós-graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal do Ceará (IFCE) – Fortaleza (CE), Brasil.

Endereço para correspondência: Luciane Mara Cardoso Freitas – Avenida Francisco Sá, 3572 – Jacarecanga – 60310-001 – Fortaleza (CE), Brasil – E-mail: [luciane.maracf@gmail.com](mailto:luciane.maracf@gmail.com)