Reatores de leito fluidizado: Potencialidades para o tratamento de efluentes

Fluidized-bed reactors: Potentialities for the wastewater treatment

Rejane Helena Ribeiro da Costa (*)

Professora Titular do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

Rosane Hein de Campos

Doutora em Engenharia Ambiental pela UFSC.

Suzele Rosa Barbosa

Mestre em Engenharia Ambiental pela UFSC.

Engenheira na Secretaria Estadual de Meio Ambiente de Mato Grosso (SEMA), Cuiabá, MT.

Alvis Fabíula Bortoloto

Mestre em Engenharia Ambiental pela UFSC.

Engenheira na Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), Criciúma, SC.

Endereço para correspondência (*):

*Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Campus Universitário - Trindade 88.010-970, Florianópolis, SC
e-mail: rejane@ens.ufsc.br.*

Data de entrada: 15/09/2010 **Data de aprovação:** 24/10/2011

RESUMO

No presente trabalho é apresentada a tecnologia de funcionamento e de concepção do reator de biofilme em leito fluidizado, operando com fluxo contínuo, bem como alguns resultados de pesquisas trabalhando com fluxo intermitente. Embora a tecnologia seja utilizada, mas pouco conhecida no Brasil, os reatores de leito fluidizado já estão consagrados no Mundo. Sendo operadas com menores tempos de detenção hidráulica e altas cargas orgânicas, as instalações são compactas e de fácil inserção no ambiente urbano. A produção de lodo é baixa quando se comparam o reator de leito fluidizado com tecnologias de tratamentos biológicos. Os resultados apresentados para o reator de leito fluidizado mostraram alta eficiência (> 90%) na remoção de matéria carbonácea e nutrientes, quando operado em batelada (RLFB) sob diferentes condições operacionais e de material de suporte (PET e PVC).

ABSTRACT

This work presents the operational technology and the conception of the biofilm fluidized-bed reactor with a continuous flow as well as research results with intermittent flow. This technology is used but little known in Brazil despite being already consolidated in the world. Utilizing shorter hydraulic retention times and higher organic loads,

the installations are compact and easy to insert in an urban environment. The sludge production of the fluidized-bed reactor is low compared to that of biological treatment technologies. The results from the fluidized-bed reactor demonstrated high removal efficiencies (>90%) for carbonaceous matter and nutrients when operated in the sequencing batch mode (SFBR) under different operational conditions and support materials (PET, PVC).

Palavras Chave: biomassa imobilizada; leito fluidizado; reator em bateladas sequenciais; tratamento de efluentes

Keywords: fixed biomass, fluidized-bed, sequencing batch reactor, wastewater treatment

INTRODUÇÃO

As atividades humanas, cada vez mais diversificadas, associadas ao rápido crescimento demográfico e problemas de infra-estrutura urbana (saneamento básico) têm gerado, na maioria das cidades brasileiras, resíduos sólidos e líquidos que contribuem para aumentar o nível de poluição ambiental. A maioria dos mananciais está sendo poluída e deteriorada, seja pela falta de investimentos em coleta, tratamento e disposição final de esgotos, seja pela disposição inadequada de resíduos sólidos, afetando sua disponibilidade e qualidade, bem como, a qualidade de vida da população.

As preocupações com a preservação de mananciais de água e com o cumprimento dos padrões de lançamento de efluentes, exigidos pelos órgãos de controle ambiental, vêm crescendo no mundo inteiro. Pesquisas estão sendo realizadas com o objetivo de desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento de efluentes, visando um tratamento mais completo, em termos de remoção de matéria carbonácea e de nutrientes (Larsen et al., 2007).

Novos processos de tratamento biológico têm sido utilizados para melhorar o desempenho de Estações de Tratamento de Esgotos (ETEs). Dentre eles, destacam-se os processos de tratamento biológico que utilizam biomassa imobilizada, que vêm ganhando destaque no cenário biotecnológico, devido ao fato de utilizarem uma elevada relação “tempo de retenção celular/tempo de detenção hidráulica” (θ_c /TDH). Desse modo, surgiram novas configurações de reatores que requerem menor área para a estação de tratamento, envolvem processos menos dependentes da separação de biomassa e, sobretudo, mantêm elevada concentração de biomassa com diversidade de microrganismos no seu interior (Dempsey et al., 2006; Zhang et al., 2007). Entretanto, o sucesso desses reatores está diretamente ligado ao crescente avanço das técnicas de imobilização e retenção dos microrganismos. Estas

têm permitido que esses reatores suportem bem as variações de cargas hidráulicas e orgânicas, bem como possibilitam o desenvolvimento dos processos aeróbio, anaeróbio e anóxico, dependentes apenas das condições de operação a que são submetidos (García-Morales et al., 2003; Islam et al., 2009).

Os reatores com biomassa imobilizada são aqueles que dispõem de um meio suporte para a fixação dos microrganismos em sua superfície, formando biofilmes, que se mantêm dentro do reator. Eles se dividem, em função da movimentação do leito, em dois grupos principais: os de leito fixo e os de leito móvel. Nesses últimos, a movimentação do leito é geralmente garantida por meio do fluxo ascendente ou descendente da água residuária, por agitação mecânica ou pela injeção de gás (Lazarova & Manem, 2000). De um modo geral, o tamanho, a área superficial, a geometria e o tipo de material suporte são muito variáveis e têm uma forte influência sobre a cinética do tratamento biológico.

Dentre os reatores de leito móvel, destaca-se o reator de leito fluidizado (RLF) que passou a ter grande desenvolvimento no tratamento de águas residuárias municipal e industrial a partir da década de 70, principalmente na Inglaterra e nos Estados Unidos. A partir dos anos 80, passou a ser instalado em muitos países para uma extensa variedade de aplicações (Sutton et al., 1999). Na Europa e EUA, por exemplo, nos anos 90 mais de 65 estações de tratamento já operavam com leito fluidizado em escala real (Lazarova & Manem, 1993) e no Japão, em 2001, foi constatado que cerca de 40 unidades operavam principalmente para tratamento de despejos industriais (Tanaka et al., 2001). Esses reatores têm sido pesquisados também para remoção simultânea de sulfeto e nitrato (Beristain-Cardoso et al., 2008; Beristain-Cardoso et al., 2009), com cargas aplicadas variando entre 0,17 e 0,23 kg NO₃-N/m³.dia, conseguindo completa remoção de N e S e elevada remoção (> 90%) de demanda química de oxigênio (DQO). No Brasil, sua aplicação encontra-se ainda em nível de pesquisas (Distler et al., 1995; Bergamasco et al., 1997; Wolff et al., 1998; Silva et al., 1999; Campos et al., 2002; Martins et al., 2003; Mendonça et al., 2005; Gebara et al., 2006).

Descrição da Tecnologia

Nos reatores de leito fluidizado, a biomassa se desenvolve aderida a um suporte inerte, em geral, partículas de pequenas dimensões e porosas que são mantidas em suspensão pela alta velocidade ascendente do fluido a ser tratado, ou seja, pela fluidização. Essa consiste em colocar as partículas sólidas em expansão por intermédio de uma corrente ascendente líquida ou gasosa que permite melhorar a transferência de oxigênio e separação das fases nos reatores (Lazarova & Manem, 2000; Rittmann & McCarty, 2001). Sreekrishnan et al. (1991) chamam a atenção para a necessidade de reduzir a recirculação do efluente ao valor mínimo possível, a fim de se obter um menor custo na operação do reator.

De acordo com Gonçalves et al. (2001), o reator no seu estado pseudo-estacionário inicial, possui leito bifásico (sólido e líquido) e, à medida que inicia a sua operação, seja com introdução de ar (reator aeróbio) ou pela formação de biogás

(reator anaeróbio), forma um sistema trifásico (sólido, líquido e gasoso), no qual:

- A fase sólida é composta de material inerte ou granular que permite a retenção de sólidos suspensos e a fixação da biomassa;
- A fase líquida é onde o material sólido é imerso e é renovada continuamente pelo suprimento do efluente;
- A fase gasosa é criada pela entrada de ar no reator (aeróbio), ou pela geração interna de biogás (reator anaeróbio).

Os materiais suporte utilizados apresentam elevada superfície específica para a adesão da biomassa, sendo em maioria grãos de pequeno diâmetro (0,2 a 2,0 mm). Nas estações de tratamento de esgotos (ETE) são, geralmente, materiais granulares de origem mineral. Isto se dá, devido à predominância quase que exclusiva deste tipo de suporte em reatores de biofilmes durante a década de 80, quando as primeiras experiências em escala real ocorreram. Grãos de argila calcinada, xisto expandido, materiais arenosos, pozolana e carvão ativado são também exemplos, sendo alguns objetos de patente industrial (Chernicharo, 1997). Por outro lado, a utilização de materiais sintéticos tais como poliestireno, polipropileno, poliuretano, PVC e outros plásticos, com peso específico variando entre 0,03 e 0,90 g/cm³, se expandiu no início dos anos 90. Considera-se o custo destes materiais mais elevado do que os de origem mineral, mas que pode ser compensado por uma menor demanda energética para fluidização (Gonçalves, 1996). O leito fluidizado trifásico utiliza simultaneamente a injeção de gás e líquido no reator, o que melhora a transferência líquido/biofilme e induz alta força de cisalhamento que controla a espessura do biofilme. Esse tipo de reator minimiza problemas com a limitação da altura útil do reator para transferência de oxigênio e crescente perda de carga que pode levar a estratificação do leito em reatores de leito fixo (Rittmann & McCarty, 2001).

O comportamento das partículas do leito é função da velocidade do líquido (sistema bifásico) e do líquido e do gás (sistema trifásico). As condições hidrodinâmicas no reator podem ser traduzidas pela relação linear existente entre a perda de carga e a velocidade ascensional do líquido. A fluidização do leito é alcançada a partir de um valor da velocidade ascensional, quando a perda de carga no reator se torna constante. Neste estado de fluidização, o peso de uma partícula no leito se iguala à força de arraste, devido à velocidade ascensional e, em consequência, o seu movimento é independente das demais. Este fenômeno caracteriza o reator de leito fluidizado (Gonçalves et al., 2001). À medida que a velocidade aumenta o leito de partículas vai se expandindo gradualmente.

O reator de leito fluidizado típico consiste geralmente de um tanque cilíndrico e com geometria que favorece elevada relação “altura/diâmetro”, para promover a aplicação de altas velocidades ascensionais do líquido, de até 10 m/h ou superior. Portanto, se trata de um reator de fluxo ascendente, com altura elevada, às vezes superior a 10 m, em que se aplica a recirculação do efluente, quando necessária, para a obtenção, junto com a vazão afluente, da velocidade ascensional desejada (Gonçalves et al., 2001). Na Figura 1 visualiza-se um esquema de reator de leito fluidizado trifásico.

Figura 1- Esquema de um reator de leito fluidizado aeróbico (modificado de Rittmann & McCarty, 2001)

Os reatores de leito fluidizado apresentam aspectos positivos e negativos, que de um modo geral podem ser agrupados em: biomassa, operação e construção, conforme apresentado na Tabela 1.

Tabela 1- Aspectos positivos e negativos dos reatores de leito fluidizado

ASPECTOS	POSITIVOS	NEGATIVOS
Biomassa	<ul style="list-style-type: none"> - a elevada concentração de biomassa permite tratar cargas altas de efluentes; - a espessura do biofilme pode ser controlada e otimizada; - a biomassa se adapta a vários tipos de efluentes. 	<ul style="list-style-type: none"> - material suporte de custo elevado;
Operação	<ul style="list-style-type: none"> - produz elevada eficiência de tratamento; - operação sob regime contínuo ou intermitente; - trabalham com TDH relativamente baixo; - potencialidade de tratar efluentes com sólidos suspensos sem problemas de colmatção do leito. 	<ul style="list-style-type: none"> - controle da velocidade; - consumo elevado de energia; - reposição do material suporte; - desgaste do material suporte.
Construção	<ul style="list-style-type: none"> - demanda por pequenas áreas e volumes; - apresentam boas possibilidades de modulação; - dependendo do material de execução o reator pode ser transportado. 	<ul style="list-style-type: none"> - revestimento contra corrosão; - dispositivo para remoção de espuma e introdução do material suporte.

Fonte: Mendonça (2004) apud Gebara (2006)

Um dos cuidados que se deve ter na operação do leito fluidizado é o controle da velocidade do fluido ascendente, pois esta deve ser suficiente para a fluidização, mas não pode ser tão alta a ponto de o material suporte ser arrastado para fora do reator (Beristain-Cardoso et al., 2008). Dependendo do tipo de fluidização e do material suporte utilizado, a quantidade de biofilme desprendido pode ser grande devido à abrasão (causado pela colisão entre as partículas de suporte recobertas por biofilme - biopartículas) e a erosão (causada pelas forças de cisalhamento do fluido em contato com a superfície do biofilme) (Rittmann & McCarty, 2001). A abrasão e a erosão atuam na remoção de pequenos grupos de células da superfície do biofilme, mas são diferenciadas por seus mecanismos.

Estudos sobre o controle do biofilme desenvolvido em leito fluidizado trifásico aeróbico, realizados por Costa (1989), evidenciaram a existência de um regime estacionário para a fase líquida e um regime “pseudo-estacionário” para a biomassa

fixa no interior do reator. Em paralelo, Nguyen (1989) mostrou que sob o aspecto morfológico, o biofilme é composto por uma “biomassa ativa”, responsável pela degradação do substrato e por uma “biomassa inativa” responsável pela acumulação de massa do biofilme sobre o suporte. Biofilmes espessos em geral são menos ativos que biofilmes finos e densos. Trinet et al. (1991) e Costa (1991) relataram, para reator de leito fluidizado trifásico, que a colonização do suporte aumenta com o aumento da carga aplicada e é influenciada pelos parâmetros físicos de funcionamento do reator, tais como velocidade de passagem do líquido e do ar. Os quais são causadores da abrasão e do cisalhamento da biomassa fixa, e são os principais responsáveis pela manutenção de um biofilme fino e denso no interior do reator.

Vários estudos mostram a utilização com sucesso de reatores de leito fluidizado para a oxidação do carbono, nitrificação, desnitrificação e tratamento anaeróbico de uma ampla variedade de águas residuárias (Wolff et al., 1998; Martín et al., 2007; Chen et al., 2008; Kumar & Saravanan, 2009; Beristain-Cardoso et al., 2009).

Reatores de Leito Fluidizados Operados em Fluxo Contínuo

Na Tabela 2 estão listados resultados obtidos por diversos pesquisadores brasileiros, com reatores de leito fluidizado, funcionando em fluxo contínuo, para tratamento de diferentes efluentes, com variações no tipo de material suporte, na geometria do reator e na carga orgânica volumétrica (COV) aplicada.

Essas pesquisas mostraram que os reatores de leito fluidizado, operando em fluxo contínuo, são unidades com grande potencial para tratamento de despejos, apresentando-se eficientes na remoção da matéria orgânica, trabalhando com reduzidos TDH e elevadas cargas orgânicas. Nesses estudos, no entanto, não foi pesquisada a remoção de nutrientes

Tabela 2 - Resultados obtidos para reatores de leito fluidizado fluxo contínuo, por diversos pesquisadores brasileiros

Autor	Suporte	Substrato	COV _{aplicada} (kg DQO/m ³ .d)	TDH (min)	DQO Total removida (%)	Tipo de reator
Maragão e Campos (1991)	Areia fina (Ø 0,2 mm)	Sintético	13,4 e 11,2	60 e 90	62 e 91	Trifásico anaeróbico
Tavares et al. (1994)	OSBG® Poliestireno	Sintético	6,9 – 24,5	10-30	55 a 76 * DQO solúvel	Trifásico aeróbico
Distier et al. (1995)	Poliestireno	Esgoto doméstico	2,8 a 5,4	60 a 120	55 a 77	Trifásico aeróbico
Wolff et al. (1998)	OSBG®	Sintético (têxtil)	29 a 62	22	25 a 61	Trifásico aeróbico
Campos et al. (2002)	PVC reciclado	Restaurante + Esgoto Doméstico	25 e 36	42	67 e 78	Trifásico aeróbico
Martins et al. (2003)	OSBG®, PVC, PET	Esgoto de restaurante	13 a 29	21 e 42	37 a 67	Trifásico aeróbico
Mendonça et al. (2005)	Carvão ativado granular (CAG)	Esgoto sanitário	5,0	200	68	Trifásico anaeróbico
Gebara (2006)	Areia fina	Esgoto sanitário	5 a 8	180	84	Trifásico aeróbico

Reatores de Leito Fluidizado Operados em Bateladas Sequenciais

Os estudos mais recentes avançam para pesquisas sobre o reator de leito fluidizado de fluxo intermitente, ou seja,

operado em bateladas sequenciais. Neste processo, o reator tem como opção combinar as vantagens do Reator em Bateladas Sequenciais (RBS) e dos reatores biológicos com biofilmes (Andreottola et al., 2002; Martín et al., 2007). Esta combinação permite que o sistema seja mais estável, devido a maior área superficial para o crescimento bacteriano fixo e, com isso, manter uma elevada concentração de biomassa, incentivando culturas de organismos de velocidade de crescimento lento (como as bactérias nitrificantes, entre outras) e a distribuição homogênea de biomassa (Cho et al., 2001). Desta maneira, a coexistência de atividade aeróbia/anóxica no mesmo ecossistema é possível, sendo favorável para uma operação sequencial.

O Reator de Leito Fluidizado em Bateladas Sequenciais (RLFB) tem como vantagem adicional não necessitar de unidade de decantação para a produção do efluente clarificado. A duração de cada fase do ciclo é controlada por tempo pré-determinado e, dependendo da operação e do controle de tempo, o RLFB consegue executar a oxidação do carbono, bem como realizar o processo de nitrificação e desnitrificação, simultaneamente, em uma única unidade. Isto ocorre devido à heterogeneidade e à existência de várias comunidades de microrganismos em um único sistema (Ju et al., 2007). O biofilme suporta as condições aeróbias, anóxicas/anaeróbias, que se alternam durante cada ciclo.

A operação típica do Reator RLFB é semelhante ao do Reator por Bateladas Sequenciais (RBS), ou seja, possui diferentes estágios biológicos: anaeróbio/anóxico e aeróbio, dependendo do tratamento que se deseja alcançar.

A literatura científica relata poucos estudos utilizando Reator RLFB. Na Espanha, Martín et al. (2007) trabalharam com dois reatores de leito fluidizado híbridos, em escala piloto, utilizando o carvão ativado granular (CAG) e Sepiolite (argila expandida) como materiais suporte. Os reatores foram operados continuamente com água residuária sintética e industrial e com pequenos ciclos aerados, com o objetivo de promover a remoção da matéria orgânica, nitrogênio total e fósforo. O reator preenchido com Sepiolite tratando somente água residuária sintética e com ciclos de 10 horas removeu 88% de DQO, 99% de amônio, 55% de nitrogênio total e 80% de fósforo. O reator preenchido com CAG e com ciclos de 13,6 horas foi operado durante quatro meses com efluente sintético e quatro meses com efluente industrial, foram obtidas remoções de 98% de DQO, 96% de amônio e 66% de nitrogênio total. O fósforo não foi significativamente removido.

No Brasil, citam-se as pesquisas realizadas no Laboratório de Efluentes Líquidos e Gasosos (LABEFLU), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), como por exemplo, Barbosa (2004); Bortolotto (2004) e Campos (2006).

Barbosa (2004) utilizou um reator piloto com 12 L de volume, tratando esgoto sanitário misturado com esgoto de restaurante, com cargas aplicadas variando entre 0,8 e 5,5 kg DQO_{filtrada}/m³.d. O material suporte utilizado foi o PET reciclado com densidade 1342 kg/m³ e diâmetro médio das partículas de 2,53 mm. Foram obtidas eficiências variando entre 41,5 e 86 % na remoção de DQO_{filtrada}, tendo DQO_{filtrada} residual média entre 12 e 400 mg/L, e eficiências entre 55

e 93% na remoção de fósforo total, para ciclos operacionais (aeróbio/anóxico) com duração entre 4 e 6 horas. Na Figura 2 são apresentados resultados de DQO_{filtrada} e fósforo total, referentes aos ciclos monitorados durante a estratégia operacional: 1,5 hora de reação aeróbia e 4,5 horas de reação anóxica (E31 a E39). Na Figura 3 têm-se os resultados de DQO_{filtrada} e compostos de nitrogênio ao longo de um ciclo padrão (E31).

Figura 2- Resultados para DQO_{filtrada} e fósforo total, ao longo das fases dos ciclos: enchimento; reação aeróbia/1,5 h e reação anóxica/4,5 h, efluente de restaurante + esgoto sanitário (Barbosa, 2004).

Verifica-se que a DQO_{filtrada} foi reduzida durante os primeiros minutos do ciclo, devido ao efeito de diluição com o volume restante do ciclo anterior (30%), e continuou seu consumo ao longo do ciclo, com remoção efetiva, variando entre 70 e 93%, exceto para os ciclos onde aconteceram problemas no sistema de aeração (ciclos 36 e 37- Figura 2). O fósforo também foi bem removido, ao final da fase anóxica encontrava-se com concentrações variando entre 1 e 2 mg/L, na maioria ciclos operacionais monitorados. Quanto aos compostos de nitrogênio, a amônia foi convertida a nitrito e nitrato, via nitrificação na fase aeróbia e houve desnitrificação durante a fase anóxica, como pode ser observado nos resultados apresentados na Figura 3.

Figura 3- Resultados para DQO filtrada e compostos de nitrogênio, ao longo de um ciclo padrão (6hs): reação aeróbia-1,5 h e reação anóxica-4,5 h, efluente de restaurante + esgoto sanitário (E31: ensaio 31) (Barbosa, 2004).

Na Figura 4 tem-se fotos do biofilme sobre o material suporte (PET) capturadas no microscópio ótico (OLYMPUS, modelo BX 40), com formação de *Vorticellas ssp* (A) e de *Epistylis* (B). Segundo Canler et al. (1999), a ocorrência destes revela boa ou muito boa qualidade do tratamento da água residuária.

Figura 4- Microscopias óticas do biofilme sobre a superfície do suporte (PET) (aumento 100x) (Barbosa, 2004).

No estudo efetuado por Bortolotto (2004), utilizou-se esse mesmo reator piloto para tratamento de esgoto sanitário, usando o PVC reciclado como material suporte (densidade 1329 kg/m³ e diâmetro médio 4,02 mm) e com ciclos aeróbios de 12 horas de duração. Foram aplicadas cargas variando entre 0,12 e 0,23 kg DQO_{filtrada}/m³.d e entre 0,023 e 0,043 kg N-NH₄/m³.d. Foram obtidos 86% na eficiência de remoção de DQO_{filtrada} e 99% de conversão do amônio a nitrato. Ao final de 7

horas de duração do ciclo, o efluente apresentava concentrações médias de DQO_{filtrada} < 50 mg/L e de N-NH₄ < 1 mg/L, conforme dados apresentados na Tabela 3. Durante os ciclos a alcalinidade aumentou devido à adição de carbonato de sódio no período de mistura do esgoto bruto (afluente) com o esgoto tratado remanescente do ciclo anterior. A temperatura também teve um aumento no final do ciclo devido ao aquecimento efetuado pela bomba de recirculação do efluente tratado.

Tabela 3- Valores médios e desvio padrão das variáveis monitoradas no início e final dos ciclos operacionais (n=5 e *n=4) (Bortolotto, 2004).

Variáveis	Afluente (enchimento)	Efluente (final do ciclo)
pH	6,68 ± 0,25	7,7 ± 0,06
Amônia (mg N- NH ₄ /L)	34,68 ± 5,55	0,34 ± 0,19
Nitrato (mg N-NO ₃ /L)	0,0 ± 0,0	5,40 ± 0,27
Nitrato (mg N-NO ₂ /L)	0,11 ± 0,07	11,17 ± 3,05
DQO _{filtrada} (mg/L)	227 ± 26,11	48 ± 8
Alcalinidade (mg/L CaCO ₃ *)	179 ± 19,63	233 ± 7
Temperatura (°C)	25,40 ± 1,08	34,40 ± 1,20
ORP (mV)	-135,38 ± 13,62	102,8 ± 6,95

Obs. n= número de amostras

Na Figura 5 apresenta-se o perfil temporal obtido ao longo de um ciclo para as variáveis: DQO_{filtrada} e compostos de nitrogênio (amônia, nitrato e nitrato), onde se observa que a remoção carbonácea (DQO) ocorre nas primeiras horas da batelada, com eficiência em torno de 80 %; a amônia também tem uma queda brusca nas primeiras horas da batelada, chegando a valores < 5,0 mg/L em cerca de 7 horas, apresentando eficiência de remoção de 99 %. Houve nitrificação, com valores finais de N-NO_x de 12 mg/L. No gráfico do pH, verifica-se que houve aumento no início do ciclo devido à adição de carbonato de sódio (para compensar o consumo da alcalinidade no ciclo anterior), em seguida, observa-se uma queda dos valores obtidos entre 1 e 2 horas, passando de 7,55 para 7,40, mantendo-se nesse patamar até o tempo de aproximadamente 6 horas, após o qual aumenta para 7,5. Esse perfil é indicativo do conhecido “vale da amônia”, descrito em muitos trabalhos (Andreottola et al., 2001), onde o aumento abrupto do pH, também observado no comportamento do oxigênio dissolvido e do potencial redox (ORP), indica o fim da oxidação da amônia pelas bactérias nitrificantes, e é chamado como o “break point” da nitrificação (Yu et al., 1997).

Figura 5 - Perfil temporal para a DQOfiltrada, compostos de nitrogênio ($N-NH_4$, $N-NO_2$, $N-NO_3$) e pH ao longo de um ciclo operacional (Bortolotto, 2004).

Na Figura 6 visualiza-se foto do biofilme capturada no microscópio eletrônico de varredura (MEV). O biofilme apresentou-se bem formado, com predominância de *Vorticellas* sp e *Epistylis* sp, que são indicadores de quadro estável do tratamento, com matriz gelatinosa (Zooglea) aglutinadora de bactérias e de partículas em suspensão. Segundo Fried & Lemmer (2003), os protozoários carnívoros pedunculados, como as *Vorticellas* sp, conseguem protege-se da abrasão através da retração para dentro do próprio biofilme ou pela formação de grandes colônias que aderem ao material suporte, sendo capazes de mudar rapidamente suas comunidades em função de mudanças nas condições operacionais da estação de tratamento.

Figura 6 - Microscopia eletrônica de varredura do PVC colonizado com *Vorticellas* sp (aumento 500X) (Bortolotto, 2004).

Nos estudos realizados por Campos (2006), o RLFB piloto tinha volume de aproximado de 133 L e foi usado para o tratamento de esgoto sanitário. Foram realizados ciclos

operacionais com as fases de: enchimento, reação biológica (anóxica/aeróbia) e retirada, sendo estudadas 24 e 12 horas de duração. Para cargas aplicadas variando entre 0,11 a 0,37 kg DQO_{filtrada}/m³.d e 0,011 a 0,033 kg $N-NH_4$ /m³.d. Observaram-se eficiências de nitrificação e desnitrificação acima de 90% para os ciclos de 24 horas e acima de 60% para os ciclos de 12 horas. Quanto à remoção de DQO_{filtrada}, para as duas condições de duração dos ciclos, foram obtidas eficiências acima de 80%, sendo a concentração ao final dos ciclos < 45 mg/L.

Na Figura 7 estão apresentadas as concentrações de DQO_{filtrada} e compostos de nitrogênio ao longo de alguns ciclos operacionais com 24 horas de duração, onde se verifica que ocorre uma queda acentuada da DQO_{filtrada} já no início da batelada, ou seja, nos primeiros 30-60 min, indicando que a carga orgânica estava sendo utilizada no processo de desnitrificação (fase anóxica). Observa-se também, que após a queda, a DQO_{filtrada} manteve-se pouco alterada, com concentrações médias efluente de $30 \pm 3,5$ mg/L, correspondendo a DQO_{filtrada} residual. O reator teve eficiência média de remoção de DQO_{filtrada} de $93 \pm 0,6\%$ e a COV_{removida} média foi de 0,12 kg DQO_{filtrada}/m³.dia (correspondente a uma remoção de 77%).

Quanto aos compostos de nitrogênio, aos 680 minutos, o amônio foi praticamente todo convertido à forma de nitrato, com concentração residual em torno de 1,0 mg NH_4 -N/L, o nitrito com concentrações aproximadamente nulas (não detectado pelo aparelho) e o nitrato com 11,7 mg NO_3 -N/L, indicando que o processo de nitrificação estava completo e que o ciclo poderia ser finalizado. Já a desnitrificação estava completa aos 180 minutos. O reator apresentou ciclos estáveis com eficiência média de nitrificação $93,3 \pm 2,3\%$ e de desnitrificação de $98,1 \pm 3,3\%$. A eficiência média de remoção de nitrogênio no processo foi de $53,0 \pm 0,6\%$ e a carga removida em termos de nitrogênio foi de 0,013 kg NH_4^+ -N/m³.dia (correspondendo a 85%), indicando ser eficiente o tratamento com ciclos de 24 horas, no que se refere a remoção carbonácea e nitrogenada.

O biofilme manteve-se estável com formação de uma população heterogênea, composta por bactérias autótrofas e heterótrofas, nos ciclos de 24 horas e apresentaram certa instabilidade, nos ciclos de 12 horas, desfavorecendo o processo de nitrificação. Foram observados nos ciclos de 24 horas alguns ciliados fixos como *Vorticellas* sp, *Opercularia* sp e *Epistylis* sp, que indicam boas condições de tratamento no que se refere à oxigenação do meio líquido e também quanto a capacidade depuradora da poluição carbonácea (Canler et al., 1999). Houve ainda a presença de metazoários do tipo Rotíferos, que aparecem em lodo com elevado tempo de retenção e em condições estáveis. Nos ciclos de 12 horas, houve menor diversidade de microrganismos presentes no meio líquido do que nos ciclos de 24 horas. Observou-se, no início dos ensaios, flocos mal estruturados e, posteriormente, a presença de protozoários/ciliados fixos do tipo *Vorticellas* sp e o surgimento de cianobactérias filamentosas, que dificultaram a remoção dos sólidos em suspensão. Isto foi comprovado também pela produção específica média de lodo (em termos de proteínas – PN), que nos ciclos de 12 horas foi de 0,17 mg PN/mg DQO_{removida} e nos ciclos de 24 h foi de 0,09 mg PN/mg DQO_{removida}, sendo esta última praticamente duas vezes menor.

Figura 7 - concentrações de $DQO_{filtrada}$ e compostos de nitrogênio ao longo de alguns ciclos operacionais com 24 horas de duração (Campos, 2006).

Conclusões

Com base em estudos realizados com Reatores de Leito Fluidizados, fluxo contínuo (RLF) e intermitente (RLFB), pode-se concluir que esses reatores têm grandes potencialidades como tecnologias para tratamento de efluentes, pois apresentam eficiência elevada na remoção da matéria orgânica e de nutrientes. Possuem vantagens adicionais por serem instalações compactas, de fácil inserção em ambientes urbanos e são unidades robustas por tratarem cargas mais elevadas em menor tempo e espaço, tornando-se assim, um atrativo maior desses tipos de reatores.

O RLFB favorece ainda economia de energia, por permitir o controle dos períodos dos ciclos e da aeração, em função da entrada de cargas orgânicas, e promove com eficiência a remoção de carbono, nitrogênio e fósforo em uma única unidade, mantendo um biofilme estável e ativo, com formação de uma população heterogênea, sendo uma excelente opção no tratamento de efluentes.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq e CAPES pela concessão de auxílio financeiro e bolsas de pesquisas durante os estudos.

Referências

- ANDREOTTOLA, G.; FOLADORI, P.; RAGAZZI, M.; On-line control of a SBR system for nitrogen removal from industrial wastewater. *Water Science & Technology*, 43, n.3, pp.93-100. 2001.
- ANDREOTTOLA, G.; FOLADORI, P.; RAGAZZI, M.; and VILLA, R. Treatment of winery wastewater in a sequencing batch biofilm reactor. *Water Science & Technology*, 45, n.12, pp.347-354. 2002.
- BARBOSA, S. R. Tratamento de efluentes em reator de leito fluidizado seqüencial em batelada. Florianópolis, SC. 165p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), UFSC. 2004.
- BERGAMASCO, R.; TAVARES, C.R.; COSSICH, E.S. Tratamento de efluentes tóxicos em reator de leito fluidizado trifásico. 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Foz do Iguaçu, PR. ABES. Editoração eletrônica. 1997.
- BERISTAIN-CARDOSO, R.; TEXIER, A.C.; SIERRA-ALVAREZ, R.; FIELD, J.A.; RAZO-FLORES, E; GÓMEZ, J. Simultaneous sulfide and acetate oxidation under denitrifying conditions using an inverse fluidized bed reactor. *J. Chem. Technol. Biotechnol*, 83, pp.1197-1203. 2008.
- BERISTAIN-CARDOSO, R.; TEXIER, A.C.; ALPUCHE-SOLÍS, A.; GÓMEZ, J.; RAZO-FLORES, E. Phenol and sulfide oxidation in a denitrifying biofilm reactor and its microbial community analysis. *Process Biochemistry*, 44, pp. 23-28. 2009.
- BORTOLOTO, A. F.N. Estratégias operacionais para nitrificação de esgoto urbano em reator de leito fluidizado em batelada. Florianópolis, SC. 127p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), UFSC. 2004.
- CAMPOS, R.H. Utilização de reator de leito fluidizado trifásico aeróbio em sistema de tratamento combinado de águas residuárias. Florianópolis, SC. 113p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), UFSC. 2001.
- CAMPOS, R.H. Estudo da remoção de carbono e nitrogênio de efluentes urbanos em um reator de leito fluidizado operado em bateladas seqüenciais. Florianópolis, SC. 238p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental), UFSC. 2006.
- CAMPOS, R.H., MARTINS, C.L., SILVEIRA, R.A., HOFFMANN, H., BELLI FILHO, P. e COSTA, R.H.R. Pós-Tratamento de Efluente Anaeróbio Utilizando Leito Fluidizado Trifásico Aeróbio. In: XIV Congresso Brasileiro de Engenharia Química, COBEQ. Natal, RN. 2002.
- CANLER, J.P.; PERRET, J.M.; DUCHÈNE, P.; COTTEUX, É. Aide au diagnostic des stations d'épuration par l'observation microscopique des boues activées. Ed. CEMAGREF, France. 1999.
- CHEN, S-S., HSU, H-D., LIN-Y-J., CHIN P-Y. Removal of EDTA from low pH printed-circuit board wastewater in a fluidized zero valent iron reactor. *Water Science & Technology*, 58, n.3, p.661-667. 2008.
- CHERNICHARO, C.A.L. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. V5 – Reatores anaeróbios. Ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, DESA-UFMG, Belo Horizonte, MG, 1997.
- CHO, B.C.; CHANG, C-N.; LIAN, S-L.; and HUANG, P-T. The feasible sequential control strategy of treating high strength organic nitrogen wastewater with sequencing batch biofilm reactor. *Water Science & Technology*, 43, n.3, p.115-122. 2001.
- COSTA, R.H.R. Etude du Contrôle du Biofilm Développé Dans un Lit Fluidisé Triphasique en Epuration Carbonée Aérobie. 1989. 263p. Thèse de Doctorat, INSA, Toulouse, França.
- COSTA, R.H.R. Estudo do Controle do Biofilme Desenvolvido em um Leito Fluidizado Tri-Fásico em Fase Carbonácea Aeróbia - I: Análise do Efeito de Parâmetros Operacionais Sobre as Características Físicas do Biofilme. In: 16º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Goiânia, GO, Vol. 2, Tomo IV, 120-132. 1991.
- DEMPSEY, M.J., PORTO, I., MUSTAFA, M., ROWAN, A.K.,

BROWN, A. and HEAD, I.M. The expanded bed biofilter: combined nitrification, solids destruction and removal of bacteria. *Water Science & Technology*, 54, n.8, p.37-46. 2006.

DISTLER, G.A., RUSSO, C., SANT'ANNA JR., G.L. Tratamento de esgoto em reator aeróbio de leito fluidizado trifásico. Anais do 18º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Salvador – Ba. ABES. Editoração eletrônica. 1995.

FRIED, J. & LEMMER, H. On the dynamics and function of ciliates in sequencing batch biofilm reactors. *Water Science & Technology*, 47, n.5, p. 189-196, 2003.

GARCÍA-MORALES, J.L., ROMERO, L.I. and SALES, D. Influence of operational conditions on biofilm specific activity of an anaerobic fluidized bed reactor. *Water Science & Technology*, 47, n.5, p.197-200, 2003.

GEBARA, D. Desempenho de um reator aeróbio de leito fluidizado no tratamento de esgoto sanitário. São Paulo, SP. 399p. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Curso de Pós-Graduação em Engenharia Hidráulica e Sanitária, USP. 2006.

GONÇALVES, R.F. Aspectos teóricos e práticos do tratamento de esgoto sanitário em biofiltros aerados com leito granular submerso. Seminário Internacional: Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias domésticas e industriais. Ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental DESA-UFMG, Belo Horizonte, MG, p.128-143, 1996.

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A.L.; ANDRADE NETO, C.O.; SOBRINHO, P.A.; KATO, M.T.; COSTA, R.H.R.; AISSE, M.M. e ZAIAT, M. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Capítulo 4- Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilmes. *PROSAB 2*, pp.171-278. 2001.

ISLAM, M.; GEORGE, N.; ZHU, J.; CHOWDHURY, N. Impact of carbon to nitrogen ratio on nutrient removal in a liquid-solid circulating fluidized bed bioreactor (LSCFB). *Process Biochemistry*, 44, pp. 578-583. 2009.

JU L.-K.; HUANG, L.; TRIVERDI, H. Simultaneous Nitrification, Denitrification, and Phosphorus Removal in Single-Tank Low-Dissolved-Oxygen Systems Under Cyclic Aeration. *Water Environment Research*, v. 79, n. 8. p. 912-920. 2007.

KUMAR, T.A. & SARAVANAN, S. Treatability studies of textile wastewater on an aerobic fluidized bed biofilm reactor (FABR): a case study. *Water Science & Technology*, 59, n.9, pp.1817-1821. 2009.

LARSEN, T.A., MAURER, M., UDERT, K.M. and LIENERT, J. Nutrient cycles and resource management: implications for the choice of wastewater treatment technology. *Water Science & Technology*, 56, n.5, p.229-237, 2007.

LAZAROVA, V. & MANEM, J. Advance in biofilm aerobic reactors ensuring effective biofilm activity control. In: 2nd International Specialized Conference on Biofilm Reactors, 2, Paris, France. *Anais...*[s.l.s.n.], 917p. p.411-420. 1993.

LAZAROVA, V. & MANEM, J. Innovative biofilm treatment Technologies for water and wastewater treatment. In: *Biofilms II: Process Analysis and Applications* (ed. J. D. Bryers), p. 159, Wiley-Liss Inc., New York. 2000.

MARAGNO, A.L.F. e CAMPOS, J.R. Potencialidade de Reator Anaeróbio de leito Fluidificado Para Tratamento de Águas Residuárias. In: 16º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, ABES, Goiânia, GO, Vol. 2, Tomo IV, 82-98. 1991.

MARTÍN, M.A., ENRÍQUEZ, L.L., FERNANDES-POLANCO, M., VILLAVERDE, S. e GARCÍA-ENCINA, P.A. Nutrients removal in hybrid fluidised bed bioreactors operated with aeration cycles. *Water Science & Technology*, 55, n. 8-9, p.51-58. 2007.

MARTINS, C.L., CAMPOS, R.H., HOFFMANN, D.M., SILVEIRA, R.A. e COSTA, R.H.R. Desempenho de Reatores de leito Fluidizado Trifásico Aeróbio Utilizando Diferentes Materiais Suporte. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Joinville, SC, 2003.

MENDONÇA, N.M.; SIMAN, R.R.; NICIURA, C.L.; CAMPOS, J.R. Aplicabilidade de reator anaeróbio de leito expandido em escala plena no pré-tratamento de esgoto sanitário: Aspectos de desempenho, produção de lodo e efluente. In: 23º Congresso de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. Campo Grande, MS. 2005.

NGUYEN, K.M. Description et Modélisation des Films Biologiques Aérobie. 235p. Thèse de Doctorat, INSA, Toulouse. 1989.

RITTMANN, B.E. and McCARTY, P.L. *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. Ed. Mc Graw Hill, New York, USA, 2001.

SILVA, E.L., VARESCHE, M.B.A., VAZOLLER, R.F., CAMPOS, J.R. Adhesion and biofilm formation by immobilized *Pseudomonas putida* in a three-phase fluidized bed reactor for phenol degradation. In: IAWQ/IWA Conference on Biofilm Systems, New York, 1999.

SREEKRISHNAN, T.R.; RAMACHANDRAN, K.B.; GHOSH, P. Effect of operating variables on biofilm formation and performance of an anaerobic fluidized-bed bioreactor. *Biotechnology and Bioengineering*, 37, n.6, p. 557-566, 1991.

SUTTON, P.M.; HURVID, J.; and HOEKSEME, M. Biological fluidized-bed treatment of wastewater from byproduct coking operations: full-scale case history. *Water Environment Research*, 71, pp.5-9. 1999.

TAVARES, C.R.G., RUSSO, C. and SANT'ANNA, G.L. Aerobic treatment of wastewaters in a three-phase fluidized-bed bioreactor: a comparison of two types of polymeric supports. *Environmental Technology*, 15, 687-693, 1994.

TANAKA, T.; TSUZUKI, K.; NISHIJIMA, N.; TAKAGI, T. Algal-removal performance of a fluidized-bed biofilm reactor system for lake water treatment. *Water Science & Technology*, 43, n.1, pp.277-283. 2001.

TRINET, F., HEIM DA COSTA, R.H., AMAR, D., CHANG, H.T. and RITTMANN, B.E. Study of biofilm and fluidization of bioparticles in a three-phase liquid-fluidized bed reactor. *Water Science & Technology*, 23, pp.1347-1354. 1991.

WOLFF, D.B., COSTA, R.H.R. and BASSANI, L. Textile effluent treatability in an aerobic three phase fluidized bed reactor. In: *IAWQ International Specialty Conference on Microbial Ecology of Biofilms: Concepts, Tools and Applications*, Lake Bluff, Illinois, USA, vol. 1, 373-380. 1998.

YU, R., ARTAN, N. e ORHON, D. The influence of different substrate on enhanced biological phosphorus removal in a sequencing batch reactor. *Water Science and Technology*, v. 35, n. 1, p. 75-80, 1997.

ZHANG, X.; ZHOU, J.; GUO, H.; QU, Y.; LIU, G.; ZHAO, L. Nitrogen removal performance in a combined biofilm reactor. *Process Biochemistry*, 42, pp.620-626. 2007.

Pelos canos da Sabesp, passa mais do que água.

A água sai das fontes, dos mananciais, para as estações de tratamento da Sabesp. Em seguida, passa por reservatórios antes de chegar às nossas casas. E, depois de utilizada, vai pelo esgoto, para ser novamente tratada. Isso é saneamento, que evita doenças e diminui a mortalidade infantil. Por isso, o Governo de São Paulo investiu mais de R\$ 2 bilhões em obras de saneamento em 2007/2008. Para levar uma vida melhor para todos.

**Se liga no saneamento.
Uma vida melhor passa por aqui.**