

# Reator aeróbio de leito fluidizado com circulação interna utilizado no tratamento de esgoto doméstico

## *Aerobic fluidized bed reactor with internal circulation used in the treatment of sewage*

Gleyce Teixeira Correia | Dib Gebara | Milton Dall'Aglio Sobrinho

Data de entrada: 15/06/2010 | Data de aprovação: 05/04/2012

Atualmente, várias técnicas para o tratamento de esgoto doméstico vêm sendo desenvolvidas, a fim de atender às normas ambientais vigentes, removendo, principalmente matéria carbonácea e nitrogenada. Um dos sistemas que podem ser utilizados são os reatores aeróbios de leito fluidizado com circulação, que utilizam a ação de microrganismos aderidos a um meio suporte para degradar águas residuárias. Utilizou-se um reator com diâmetro interno/externo de 125/250 mm e areia como meio suporte. Variou-se concentração de meio suporte em três fases, sendo 100 g.L<sup>-1</sup> na fase 1, 125 g.L<sup>-1</sup> na fase 2 e 150 g.L<sup>-1</sup> na fase 3. O aumento na concentração de meio suporte não causou influências significativas na remoção de DBO (90% nas três fases), mas auxiliou positivamente a remoção de matéria nitrogenada (38, 40 e 54%, respectivamente) e o processo de nitrificação (42, 46 e 64% respectivamente).

**Palavras-chave:** biofilme, esgoto doméstico, leito fluidizado, reator aeróbio

*Nowadays, a lot of techniques for sewage treatment are being developed in order to respect the environmental laws. These processes remove mainly carbonaceous and nitrogenous matter. Aerobic reactor of fluidized bed with circulation is one of some systems used in wastewater. This study used a reactor with diameter inner/outer 125/250 mm and sand as carrier. The carrier concentration ranged up in three phases, being 100 g.L<sup>-1</sup> in phase 1, 125 g.L<sup>-1</sup> in phase 2 and 150 g.L<sup>-1</sup> in phase 3. The increase in the concentration of carrier caused no significant influences in BOD (90% in the three phases), but caused positive influences in the removal of nitrogenous matter (38, 40 and 54% respectively) and in nitrification process (42, 46 and 64% respectively).*

**Key-words:** aerobic reactor, biofilm, domestic sewage, fluidized bed

---

### Gleyce Teixeira Correia\*

Bacharel em Química Ambiental pelo IBILCE-UNESP, Mestre em Engenharia Civil - Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais pela FEIS-UNESP e Doutoranda em Engenharia Química na UFSCar.

### Dib Gebara

Engenheiro Civil e Mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP, Doutor pela Escola Politécnica-USP e atualmente Professor Assistente Doutor do Departamento de Engenharia Civil da FEIS-UNESP

### Milton Dall'Aglio Sobrinho

Engenheiro Civil, Mestre e Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela EESC-USP, Livre Docente em Fenômenos de Transporte pela FEIS-UNESP e atualmente Professor Associado do Departamento de Engenharia Civil da FEIS-UNESP

\*Endereço para correspondência: Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira - Departamento de Engenharia Civil, Alameda Bahia, n. 550, 15385-000. Ilha Solteira - SP - Tel.: (18) 3743 1206 e-mail: [gle\\_qca@hotmail.com](mailto:gle_qca@hotmail.com)

## 1. Introdução

Atualmente, cada vez mais é importante o desenvolvimento de novas tecnologias eficientes e viáveis, visto que o tratamento inadequado dos esgotos nos municípios está ligado diretamente a diversos problemas ambientais e de saúde humana.

Segundo Neto e Campos (1999) os esgotos são compostos mais de 98% de água contendo contaminantes como sólidos suspensos, compostos orgânicos (proteínas, carboidratos, óleos e graxas), nutrientes (nitrogênio e fósforo), metais, sólidos dissolvidos inorgânicos, sólidos inertes, sólidos grosseiros, compostos não biodegradáveis, organismos patogênicos e, em alguns casos, contaminantes tóxicos.

Para a escolha do sistema a ser empregado, de acordo com Von Sperling (1996), aspectos importantes devem ser considerados, como: eficiência, confiabilidade, disposição final do lodo, impactos ambientais, custos de operação e implantação e sustentabilidade.

Diversas técnicas para o tratamento de esgoto doméstico foram e vêm sendo desenvolvidas, com intuito principal de atender às normas ambientais vigentes removendo, principalmente matéria carbonácea e nitrogenada. Com esta busca por melhorias surgiram os reatores de biomassa fixa, onde a imobilização de microrganismos (biofilme) possibilita operações com maiores concentrações bacterianas eliminando a necessidade de recirculação de lodo concentrado e atingindo melhor estabilidade a picos de carga (Ryhiner *et al.* 1992).

Para o tratamento de esgoto doméstico, os sistemas de tratamento mais utilizados são os biológicos, que podem ser utilizados nas mais diferenciadas combinações. Um exemplo de tecnologias deste tipo são os reatores aeróbios de leito fluidizado, que utilizam biofilme aderido a um meio suporte.

Dentre as principais vantagens destes reatores está a possibilidade de retenção de grande quantidade de biomassa ativa, a utilização espaços reduzidos, além de poder realizar a remoção eficiente e simultânea de matéria carbonácea e nitrogenada.

Os reatores aeróbios de leito fluidizado são constituídos por duas seções conectadas, com recirculação interna (tubos concêntricos) ou de tubos paralelos com recirculação externa (Martins Jr, 2005). A circulação do líquido é gerada após injeção de ar, pela diferença na pressão hidrostática entre as seções de subida e descida (Merchuk e

Berzin, 1995).

O tratamento, nestes reatores, é feito pela ação de micro-organismos aderidos ao meio suporte (natural ou artificial) fluidizado, formando películas biológicas (biofilmes). Estes são, basicamente, estruturas complexas de células e produtos extracelulares (EPS) que podem se formar aderidas a um suporte ou em forma de grânulos (Nicoletta *et al.* 2000).

Na formação de um biofilme os principais processos envolvidos são: transporte e fixação de células livres do meio líquido para uma superfície sólida; crescimento e divisão das células fixas devido ao consumo dos nutrientes do líquido circundante, além da produção e excreção dos polímeros extracelulares e, por fim a libertação de material celular por perda de células individuais (erosão) ou perda de agregados maiores (Xavier *et al.*, 2003).

Além das espécies envolvidas e da composição química do fluido, as características de cada estrutura também dependem das condições hidrodinâmicas sob as quais a camada biológica é formada (Melo e Vieira, 1999).

O nitrogênio em suas diversas formas está relacionado com problemas que além de prejudicar o meio ambiente podem causar riscos à saúde humana. Por este e outros motivos, a remoção de compostos nitrogenados é cada vez mais necessária.

Para a remoção de nitrogênio, o processo mais utilizado é a remoção biológica por nitrificação/desnitrificação, onde ocorre primeiramente a nitrificação em ambientes estritamente aeróbios, com a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrato, em seguida tem-se a desnitrificação, em ambientes anóxicos, com o nitrato sendo convertido a nitrogênio molecular, utilizando o material orgânico disponível (Kato *et al.* 2001).

Autores como Third *et al.* (2005) e Li *et al.* (2008) relatam que a denitrificação pode ocorrer simultaneamente ao processo de nitrificação, pelo processo denominado SND (*simultaneous nitrification/denitrification*), que ocorre devido à estratificação das camadas de um biofilme. Espera-se que nos reatores aeróbios de leito fluidizado ocorra este tipo de processo.

Neste trabalho, foi utilizado o reator aeróbio de leito fluidizado com circulação interna, onde o tratamento do efluente ocorre devido à ação de microrganismos presentes no biofilme aderido a meio suporte, com o objetivo de verificar a eficiência na remoção de matéria carbonácea e nitro-

genada no tratamento do esgoto doméstico de Ilha Solteira, SP, utilizando três diferentes concentrações de areia (100, 125 e 150 g.L<sup>-1</sup>).

## 2. Metodologia

O meio suporte utilizado foi areia, caracterizada segundo recomendações da ABNT (1984), NBR 7181 e 6508, respectivamente para granulometria e massa específica.

Neste experimento, foi utilizado como substrato o esgoto doméstico captado do poço de sucção da estação elevatória da cidade de Ilha Solteira, SP, caracterizado por Gebara (2006), determinando os valores utilizados para o esgoto afluyente no experimento.

O reator foi construído em PVC com altura nominal de 2,6 m. Com diâmetro dos tubos externo e interno de 250 e 125 mm, respectivamente.

Depois de retirado do poço de sucção da estação elevatória, o afluyente submetia-se a um peneiramento estático (1 mm), onde ocorria a remoção dos sólidos grosseiros, indesejáveis no interior do reator. Em seguida, o esgoto afluyente encaminhava-se para uma caixa de nível constante, e desta, através de uma bomba peristáltica era conduzido ao fundo do reator. O esquema descrito pode ser observado na Figura 1.

O experimento teve duração de aproximadamente seis meses e durante a operação do reator variou-se a concentração de meio suporte (areia) em três fases, sendo: 100 g.L<sup>-1</sup> na fase 1, durante 8 semanas; 125 g.L<sup>-1</sup> na fase 2, durante 8 semanas e; 150 g.L<sup>-1</sup> na fase 3, durante 5 semanas. O TDH (tempo de detenção hidráulica) utilizado nas três fases foi de 3h.

A vazão de ar aplicada por volume de meio, para cada fase, foi de 72, 100 e 103 h<sup>-1</sup>, respectivamente para as fases 1, 2 e 3, necessária para que as partículas permanecessem em suspensão.

A carga orgânica aplicada era variável de acordo com a hora do dia, mantendo-se constante apenas a vazão afluyente do esgoto de 45 L.h<sup>-1</sup>.

Foram feitas análises, duas vezes por semana, de pH, NT (nitrogênio total), N<sub>am</sub> (nitrogênio amoniacal), NO<sub>2</sub> (nitrito), NO<sub>3</sub> (nitrato) e espessura do biofilme. E as análises de DBO (Demanda Bioquímica

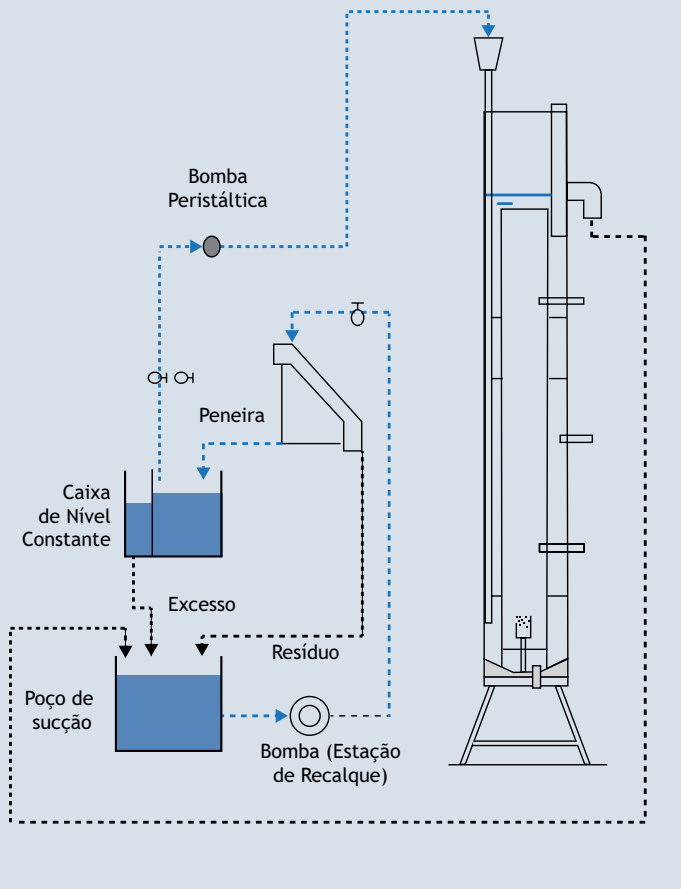


Figura 1. Esquema do sistema de tratamento realizado neste experimento

| Determinação Analítica               | Método Utilizado  |
|--------------------------------------|---|
| Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) | Método Wynkler <sup>1</sup>   |
| Nitrogênio Total                     | Método da digestão do persulfato, utilizando espectrofotômetro <sup>1</sup> |
| Nitrogênio Amoniacal                 | Método do salicilato, utilizando espectrofotômetro <sup>1</sup>             |
| Nitrito                              | Método da diazotização, utilizando espectrofotômetro <sup>1</sup>           |
| Nitrato                              | Método da redução de cádmio, utilizando espectrofotômetro <sup>1</sup>      |
| Espessura do Biofilme                | Método proposto por Gebara (2006)   |

<sup>1</sup> APHA, AWWA e WPCF (1998). O espectrofotômetro utilizado nas análises foi o Hach DR/2500

Tabela 1. Métodos utilizados para as análises realizadas no experimento

de Oxigênio) foram feitas semanalmente. Os métodos utilizados para as análises estão apresentados na Tabela 1.

### 3. Resultados e Discussões

#### 3.1 Meio suporte

A Figura 2 mostra a curva granulométrica obtida. A massa específica ( $\rho_s$ ) encontrada foi de  $2,57 \text{ g.cm}^{-3}$ .

A granulometria mostrou-se bastante uniforme, com coeficiente de desuniformidade ( $U = D_{60}/D_{10}$ ) de 1,8. Observa-se que os grãos apresentaram diâmetros menores que 0,8 mm, com granulometria média de 0,36 mm.

Ensaio realizado com água limpa por Gebara (2006) determinaram velocidades de recirculação, garantindo que o sistema trata-se de leito fluidizado.

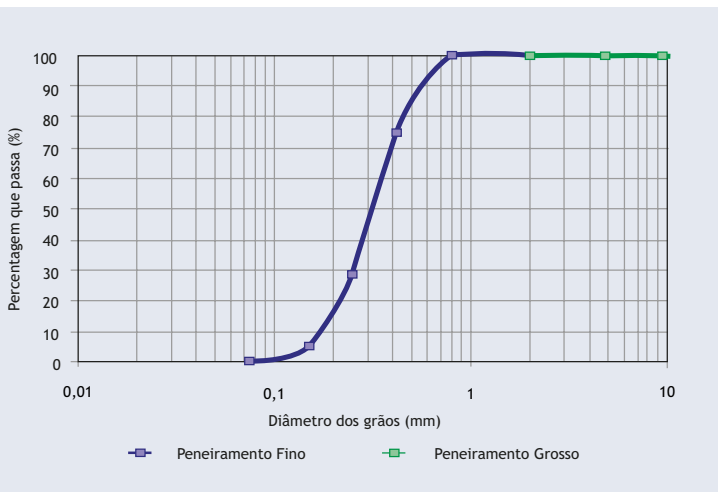


Figura 2. Curva granulométrica da areia utilizada

#### 3.2 Desempenho do reator

Ao longo do experimento a vazão média do esgoto afluente entrando no reator foi  $45 \text{ L.h}^{-1}$ , com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 3 h.

Inicialmente, foi aplicada uma vazão de ar de  $2700 \text{ L.h}^{-1}$ , para a suspensão do meio enquanto ocorria a formação inicial do biofilme, foram necessários aproximadamente 15 dias, para que a remoção de matéria orgânica atingisse eficiência próxima a 80%, e fosse considerada iniciada a fase 1. Com o crescimento do biofilme, a massa específica da biopartícula (areia + biofilme) diminuiu, e

requer uma vazão de ar menor para que o meio permaneça em suspensão. Assim, durante a fase 1 a vazão de ar aplicada foi de  $2300 \text{ L.h}^{-1}$ .

Após a adição de areia para a operação da fase 2, houve a necessidade de aumento na vazão de ar, para que o meio mantivesse a suspensão e recirculação. Assim, a vazão média de ar aplicada foi de aproximadamente  $3000 \text{ L.h}^{-1}$ , sendo, em média,  $3200 \text{ L.h}^{-1}$  na fase 2 e,  $3300 \text{ L.h}^{-1}$  na fase 3.

Durante o período experimental a temperatura do sistema manteve-se em uma faixa em torno dos  $25 \text{ }^\circ\text{C}$ , variando de acordo com o clima. De acordo com Jordão e Pessoa (1995), em reações biológicas, a velocidade de decomposição do esgoto aumenta de acordo com a temperatura, sendo que a faixa ideal para atividade biológica é entre  $25$  e  $35 \text{ }^\circ\text{C}$ .

Os valores de pH mantiveram-se entre 6,5 e 8,2. Ou seja, na faixa considerada favorável para a nitrificação de acordo com Metcalf e Eddy (1991) e Paul e Clark (1996) (6,6 e 8,0).

A Tabela 2 mostra um resumo dos dados obtidos nas três fases de operação.

#### 3.3 Remoção de Matéria Carbonácea

As concentrações de DBO no esgoto afluente foram, em média,  $355 \text{ mg.L}^{-1}$ , variando entre  $210$  e  $580 \text{ mg.L}^{-1}$  ao longo de todo o período experimental. O esgoto efluente bruto apresentou concentrações médias de  $184$ ,  $140$  e  $73 \text{ mg.L}^{-1}$ , nas fases 1, 2 e 3, respectivamente. E o esgoto efluente filtrado  $30 \text{ mg.L}^{-1}$  na fase 1,  $41 \text{ mg.L}^{-1}$  na fase 2 e  $43 \text{ mg.L}^{-1}$  na fase 3. Os gráficos boxplot com os dados obtidos nas três fases são apresentados na Figura 3.

As remoções médias de DBO bruta foram 59, 54 e 77%, nas fases 1, 2 e 3. E a remoção de DBO filtrada, nas três fases, ficou entorno dos 90%.

Utilizando o mesmo tipo de reator e substrato, Hirata *et al* (2000) observaram eficiências entre 70 e 90% na remoção de  $\text{DBO}_{5^1}$ .

Segundo o Decreto 8468 (1976) que estabelece, em sua seção II, os padrões de lançamento de efluentes para o Estado de São Paulo, a  $\text{DBO}_{5,20}$  deve apresentar uma concentração máxima de  $60 \text{ mg.L}^{-1}$ , podendo ter este limite ultrapassado nos casos onde o sistema de tratamento reduza a carga poluidora em no mínimo 80%.

Assim, tem-se que a remoção da DBO bruta neste experimento não atende aos padrões de emissão estabelecidos, no entanto, com a adição de um sistema de retenção de sólidos, tal problema poderá ser facilmente sanado, visto que a DBO filtrada

| Parâmetro (mg.L <sup>-1</sup> ) | FASE 1   |          |            | FASE 2   |          |            | FASE 3   |          |            |
|---------------------------------|----------|----------|------------|----------|----------|------------|----------|----------|------------|
|                                 | Afluente | Efluente | Eficiência | Afluente | Efluente | Eficiência | Afluente | Efluente | Eficiência |
| DBO <sub>Bruta</sub>            | 445      | 184      | 59%        | 304      | 140      | 54%        | 316      | 73       | 77%        |
| DBO <sub>Filtrada</sub>         |          | 30       | 93%        |          | 41       | 87%        |          | 43       | 86%        |
| NT                              | 78       | 49       | 38%        | 67       | 40       | 40%        | 90       | 41       | 54%        |
| N <sub>Amon</sub>               | 57       | 34       | 42%        | 48       | 26       | 46%        | 58       | 21       | 64%        |
| Nitrito                         | < 1      | 3,2      | ---        | < 1      | 3,6      | ---        | < 1      | 3,9      | ---        |
| Nitrato                         | <1       | 4,2      | ---        | <1       | 5,9      | ---        | < 1      | 8,6      | ---        |
| Espessura                       | 0,12 mm  |          |            | 0,10 mm  |          |            | 0,13 mm  |          |            |

Tabela 2. Resumo dos dados obtidos

atende satisfatoriamente a tais padrões.

A diferença significativa entre a remoção de DBO do efluente bruto e filtrado observada corrobora com o que Nicolella *et al* (2000) relataram sobre a necessidade de dispositivos de redução da quantidade de sólidos suspensos no efluente final.

Ao adicionar o sistema de retenção de sólidos a este tratamento, a quantidade de matéria orgânica que sai do reator junto ao efluente seria reduzida, melhorando assim, a eficiência do sistema, apresentando os valores de remoção da DBO bruta mais próximos aos obtidos para DBO filtrada.

Estabelecendo um comparativo entre as três fases, pode-se dizer que a remoção de DBO não sofreu alterações significativas com a adição de areia, mantendo-se, basicamente, com as mesmas eficiências, principalmente na remoção de DBO filtrada, mesmo com o aparente aumento na remoção de DBO bruta observada na fase 3.

### 3.4 Remoção de Matéria Nitrogenada

As concentrações de nitrogênio total no esgoto

afluente foram de 78, 67 e 90 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente nas fases 1, 2 e 3 de operação. No efluente as concentrações observadas foram de aproximadamente 40 mg.L<sup>-1</sup> nas três fases, correspondendo a eficiências de remoção de 38% na fase 1, 40% na fase 2 e 54% na fase 3.

Os dados apresentados indicam que a remoção de matéria nitrogenada foi melhorando com a adição de meio suporte.

A concentração de nitrogênio amoniacal no esgoto afluente foi, em média, 54 mg.L<sup>-1</sup> nas três fases de operação, e no efluente filtrado foram 34, 26 e 21 mg.L<sup>-1</sup> nas fases 1, 2 e 3, respectivamente. Na Figura 4 têm-se gráficos boxplot das concentrações obtidas ao longo do experimento, mostrando a amplitude dos dados.

A eficiência de remoção do nitrogênio amoniacal mostrou-se crescente com a adição de meio suporte, passando de 42% na fase 1 para 46% na fase 2 e 64% na fase 3. Com a adição de meio suporte, aumenta a área superficial para a fixação dos microrganismos nitrificantes e com isto tem-se um

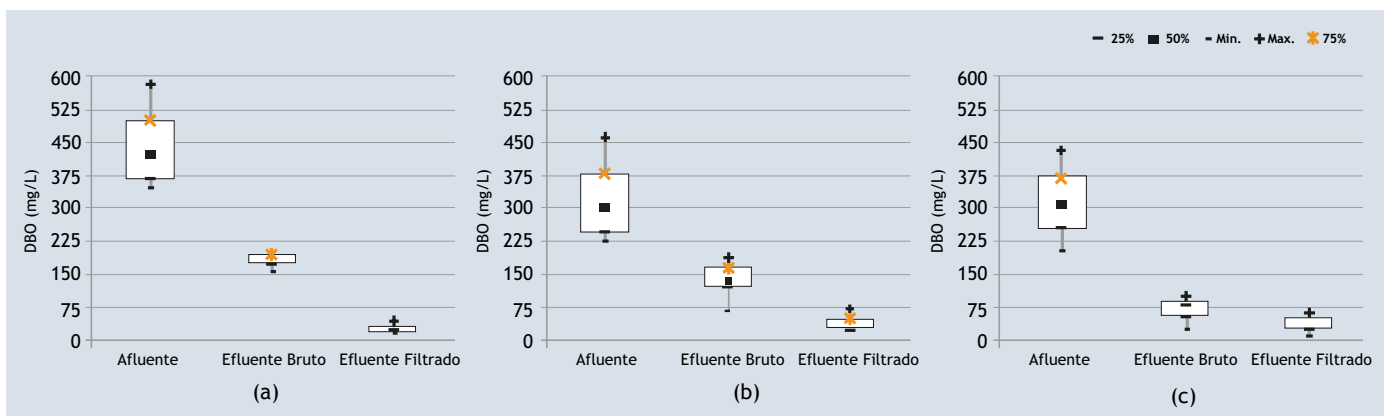


Figura 3. Boxplot dos dados de DBO obtidos nas fases (a) 1, (b) 2 e (c) 3

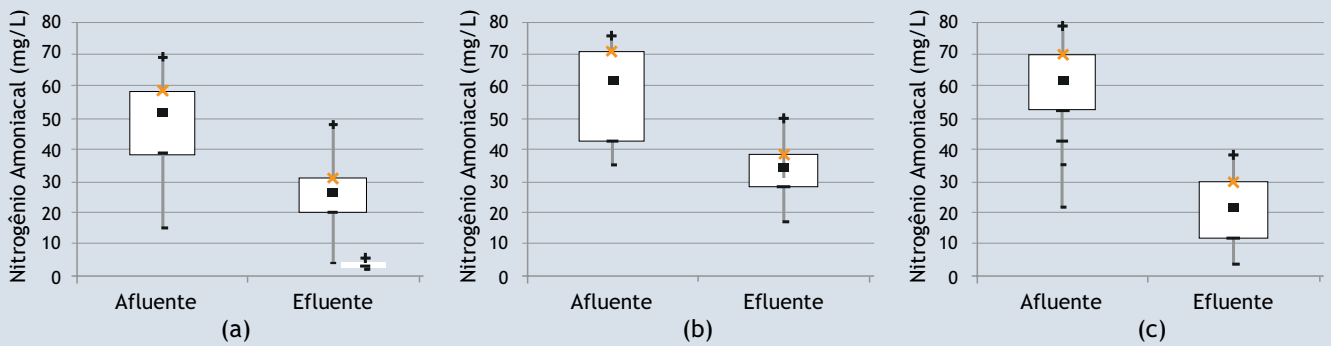


Figura 4. Boxplot dos dados de nitrogênio amoniacal obtidos nas fases (a) 1, (b) 2 e (c) 3

aumento na eficiência do sistema.

O processo de nitrificação é a conversão do nitrogênio amoniacal em nitrito e posteriormente a nitrato. Possibilitando a ocorrência da desnitrificação, que é a conversão de nitrato a nitrogênio gasoso.

O esgoto afluente apresentou valores de nitrito e nitrato inferiores a  $1 \text{ mg.L}^{-1}$ . Após o tratamento, os valores médios de nitrito (Figura 5) foram praticamente os mesmos nas três fases sendo, em média,  $3,6 \text{ mg.L}^{-1}$ .

Os valores de nitrato (Figura 6), assim como a eficiência de remoção de  $N_{\text{amon}}$ , apresentaram valores crescentes com a adição de areia no reator. Mostrando que houve o processo de nitrificação, porém a desnitrificação não ocorreu, devido ao acúmulo de nitrato observado. Os valores médios de nitrato foram:  $4,2 \text{ mg.L}^{-1}$  na fase 1;  $5,7 \text{ mg.L}^{-1}$  na

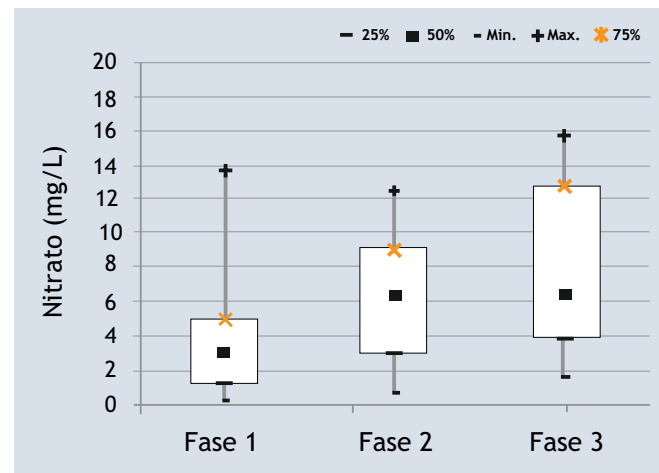


Figura 6. Boxplot dos dados de nitrato obtidos nas fases 1, 2 e 3

fase 2 e  $8,6 \text{ mg.L}^{-1}$  na fase 3.

Observando a remoção de nitrogênio amoniacal pode-se dizer que ocorreu nitrificação, no entanto, a presença de altos valores de nitrito e nitrato no efluente indica que a desnitrificação não ocorreu adequadamente

Com a adição de areia, aumentou a remoção de matéria nitrogenada e também o processo de nitrificação, ou seja, a concentração de meio suporte influenciou positivamente na remoção de matéria nitrogenada. Com o aumento da área de contato e o oxigênio injetado no reator, houve uma melhor atuação das bactérias nitrificantes.

Durante a operação dos reatores ocorreram problemas operacionais como falta de energia, por exemplo, com isto algumas vezes ocorram paradas no fornecimento de ar e conseqüente sedimentação do leito, necessitando a aplicação de uma vazão

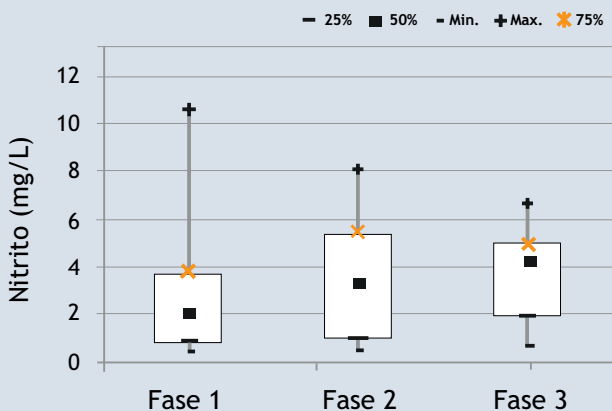


Figura 5. Boxplot dos dados de nitrito obtidos nas fases 1, 2 e 3

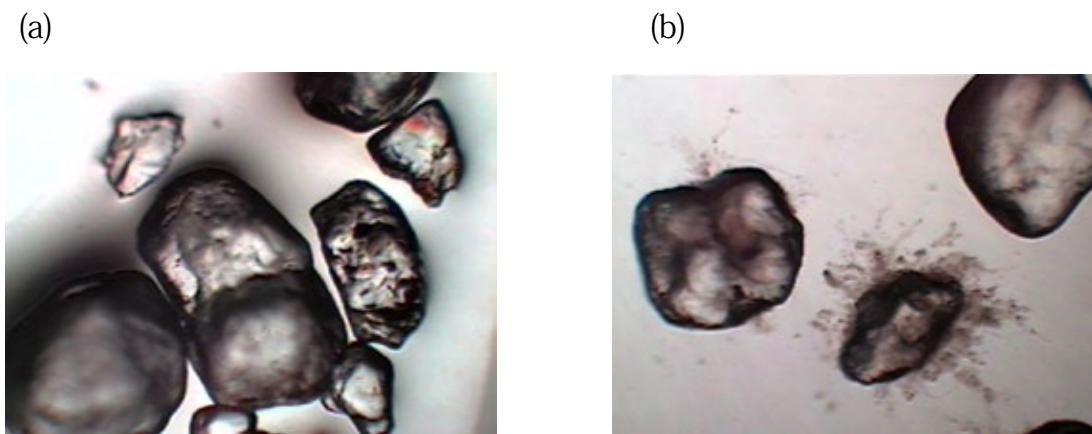


Figura 7. Visualização, em microscópio ótico (objetiva PL 4-0,1 mm) (a) areia sem biofilme e (b) areia com biofilme aderido (após uma semana de operação do reator)

alta para suspendê-lo novamente, com isto parte do biofilme acabava de desprendendo devido ao atrito excessivo. Este tipo de problema influenciou negativamente no sistema e provavelmente foi um importante fator para a eficiência relativamente baixa de remoção nitrogenada e a não ocorrência da desnitrificação, pois o biofilme não conseguiu se estabilizar adequadamente.

Assim, tem-se que em sistemas que necessitam de injeção de ar, como o tratamento aeróbio de leito fluidizado, é fundamental que se tenha sistemas de controle operacional que visem a minimização de impactos causados pela falta de energia.

### 3.5 Biofilme

O biofilme cresce e se desenvolve aderido ao meio suporte, como ilustrado na Figura 7, onde tem-se a areia antes de ser adicionada ao reator e a biopartícula formada após uma semana de funcionamento do reator. Na figura, biofilme está na fase de formação e maturação das microcolônias, observa-se que o crescimento é mais pronunciado nas partículas menores.

Quanto à espessura do biofilme, durante o período inicial do reator a espessura média foi de 0,07 mm, aumentando ao longo da operação da fase. A média durante as fases de operação foi bastante próxima: 0,12 mm na fase 1, 0,10 mm na fase 2 e 0,13 mm na fase 3. A diminuição na espessura do biofilme na fase 2 se deveu principalmente a problemas operacionais como quebra de bomba de alimentação, e falhas no sistema de aeração.

### 4. Conclusões

A diferença na concentração de meio suporte não influenciou significativamente na remoção de matéria carbonácea (DBO), devido principalmente ao fato de os microrganismos que degradam este substrato necessitam de menor área de contato para absorção do oxigênio presente no meio;

O aumento na concentração de meio suporte implica em um aumento da área de adesão dos microrganismos e com isso melhora a eficiência do processo de nitrificação, o que é comprovado com o aumento da presença de nitrito e nitrato no efluente.

É interessante que sejam realizados estudos com este tipo de reator variando a diferença entre área interna/externa, a fim de encontrar a configuração que apresente o melhor desempenho; testando outros materiais como meio suporte.

Uma identificação dos microrganismos presentes no biofilme seria interessante para o conhecimento aprofundado do funcionamento do sistema, e com isto aumentar o controle do mesmo.

### 5. Referências

ABNT. NBR 6508. Determinação da Massa Específica: Grãos de Solos que Passam na Peneira de 4,9mm. Rio de Janeiro, 1984.

ABNT. NBR 7181. Análise Granulométrica: Solo. Rio de Janeiro, 1984.

ANDRADE NETO, Cícero O.; CAMPOS, José R. Tra-

- tamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. In: PROSAB, Capítulo 1, Rio de Janeiro, 1999.
- APHA, AWWA e WPCF. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20 ed. Washington, 1998.
- CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Decreto n.8.468 de 8 de novembro de 1976. Diário Oficial do Estado de São Paulo. São Paulo, 106p. 1976.
- GEBARA, Dib. Desempenho de um reator aeróbio de leito fluidizado no tratamento de esgoto sanitário. 2006. Tese (Doutorado em Engenharia). Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo: 2006
- HEIJNEN, J. *et al.* Formation of biofilms on small suspended particles in air-lift reactors. *Water Science and Technology*, v.26, n. 9/10, p.2015-2019. 1992
- HIRATA, A *et al.* Evaluation of kinetic parameters of biochemical reaction in three-phase fluidized bed biofilm reactor for wastewater treatment. *Biochemical Engineering Journal*. v.5, n.2, p.165-171, 2000.
- JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 3.ed. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 720p.
- KATO, Mario. T.; FLORENCIO, Lourdinha.; ARANTES, Ricardo. F. M. Tratamento de esgotos sanitários em reatores tipo EGSB anaeróbio e aeróbio. In: PROSAB, Belo Horizonte: 2001. p.165-74.
- LI, Y. Z.; HE, Y. L.; OHANDJA, D.G.; JI, J.; LI, J.F.; ZHOU, T. Simultaneous nitrification–denitrification achieved by an innovative internal-loop airlift MBR: Comparative study. *Bioresource Technology*. v. 99, n.13, p. 5867-5872. 2008.
- MARTINS JR., Wagner N. Perdas de carga e velocidades induzidas em reatores aeróbios de leito fluidizado com circulação. 2005. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira – UNESP. Ilha Solteira: 2005.
- MELO, L.F.; VIEIRA, M.J. Physical stability and biological activity of biofilms under turbulent flow and low substrate concentration. *Bioprocess Engineering*, n. 20, p. 363-368, 1999.
- MERCHUK, J.C.; BERZIN, I. Distribution of energy dissipation in airlift reactors. *Chemical Engineering Science*, v. 50, n.14, p. 2225-2233. 1995.
- METCALF; EDDY. *Wastewater Engineer: Treatment, Disposal and Reuse*. 3. ed. Nova York: McGraw-Hill, 1991.
- NICOLELLA, C.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M; HEIJNEN, J.J. Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. *Journal of Biotechnology*, v.80, p. 1-33. 2000.
- PAUL, Eldor. A.; CLARK, Francis. E. *Soil microbiology and biochemistry*. San Diego, Academic: 1996..345 p.
- RYHINER, G.; BIROU, B.; GROS, H. The use of submerged structured packings in biofilm reactors for wastewater treatment. *Water Science and Technology*, v. 26, n. 3-4, p. 723-31. 1992.
- THIRD, K. A.; GIBBS, B.; NEWLAND, M.; CORDRUWISCHA, R. Long-term aeration management for improved N-removal via SND in a sequencing batch reactor. *Water Research*. v. 39, p. 3523-3530. 2005.
- VON SPERLING, Marcos. *Princípios básicos do tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. v.2. Belo Horizonte: UFMG, 1996.
- XAVIER, J. B. *et al.* Monitorização e modelação da estrutura de biofilmes. *Boletim de Biotecnologia*. n. 76, p. 2-13. 2003.