



**COPPE/UFRJ**

REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL EM FILTRO BIOLÓGICO  
PERCOLADOR PÓS-TRATANDO EFLUENTE DE REATOR UASB.

Marcelo Ferreira da Fonseca

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil.

Orientadores: José Paulo Soares de Azevedo  
Isaac Volschan Junior

Rio de Janeiro  
Março de 2009

REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL EM FILTRO BIOLÓGICO  
PERCOLADOR PÓS-TRATANDO EFLUENTE DE REATOR UASB.

Marcelo Ferreira da Fonseca

DISSERTAÇÃO SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO  
LUIZ COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA  
(COPPE) DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE  
DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE  
EM CIÊNCIAS EM ENGENHARIA CIVIL.

Aprovada por:

---

Prof. José Paulo Soares de Azevedo, Ph.D.

---

Prof. Isaac Volschan Junior, D.Sc.

---

Prof. Eduardo Pacheco Jordão, Dr. Eng.

---

Prof. Roque Passos Piveli, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ - BRASIL

MARÇO DE 2009

Fonseca, Marcelo Ferreira da

Remoção de Nitrogênio Amoniacal em Filtro Biológico Percolador Pós-Tratando Efluente de Reator UASB/ Marcelo Ferreira da Fonseca. – Rio de Janeiro: UFRJ/COPPE, 2009.

X, 118 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: José Paulo Soares de Azevedo

Isaac Volschan Junior

Dissertação (mestrado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de Engenharia Civil, 2009.

Referências Bibliográficas: p. 98-104.

1. Remoção de Nitrogênio Amoniacal. 2. Filtro Biológico Percolador. 3. Pós-Tratamento de Efluentes de reatores UASB. I. Azevedo, José Paulo Soares *et al.* II. Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil. III. Título.

## AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar a Deus, que me deu forças para superar todos os obstáculos.

Em especial aos meus pais, Sandra e Wilson, não só pela ajuda financeira mas também pelo apoio e incentivo. Tudo que sou hoje devo a vocês.

Aos meus avós, Dayse e João, que me receberam com carinho em sua casa durante a realização deste trabalho.

À minha namorada Renata, pela compreensão e confiança.

Ao orientador e amigo Isaac Volschan, por estar presente em todos os momentos da dissertação e pela confiança depositada ao longo de todo o trabalho. Muito obrigado Isaac!

Ao professor e orientador José Paulo Soares de Azevedo, pelas palavras de incentivo e pela oportunidade concedida de cursar o mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento da COPPE/UFRJ. Obrigado também por se preocupar em fazer um pré-defesa comigo.

Ao professor e “orientador” Eduardo P. Jordão, pelos comentários e observações relevantes que contribuíram para enriquecer o trabalho. É um orgulho poder ter convivido com você todos esses dias.

Ao professor Geraldo Lippel Sant’Anna Jr., que com paciência e dedicação sempre esclareceu minhas dúvidas.

A todos os professores e funcionários do DRHIMA e do LHC, que de alguma forma contribuíram na realização deste trabalho.

A todos os profissionais do LEMA, pelo o impenho e dedicação na realização das análises.

Aos amigos e operadores do CETE Paulinho e Marcelo, sempre dispostos a ajudar da melhor maneira possível.

Ao “fiel escudeiro” Daniel Minegatti, pelo companherismo que construímos no CETE.

Às amigas Iene e Ana Silvia, pelos momentos descontraídos que ajudaram a aliviar a tensão do mestrado.

Aos bolsistas Gabriel, Juliana e Izabel pela ajuda na coleta de amostras.

Ao amigo e parceiro Paulo G. S. Almeida da UFMG, que em 2004 me apresentou bibliografias da área de saneamento e me incentivou a seguir nesta área. Minha escolha profissional pela área de saneamento deve-se muito a você.

Ao CNPq, pela bolsa de mestrado e ao PROSAB e ao CT-Hidro, por permitirem o desenvolvimento dessa pesquisa.

Resumo da Dissertação apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Mestre em Ciências (M.Sc.)

REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL EM FILTRO BIOLÓGICO  
PERCOLADOR PÓS-TRATANDO EFLUENTE DE REATOR UASB

Marcelo Ferreira da Fonseca

Março/2009

Orientadores: José Paulo Soares de Azevedo

Isaac Volschan Junior

Programa: Engenharia Civil

O enfoque principal deste trabalho é investigar a remoção de nitrogênio amoniacal num Filtro Biológico Percolador (FBP), preenchido com meio plástico do tipo anel randômico, pós-tratando efluente de reator UASB. Entretanto, adicionalmente, outros poluentes de interesse ambiental foram também investigados como: DQO, DBO, SST, NTK e outros. As condições operacionais do FBP ao longo da pesquisa diferenciaram-se através da prática de recirculação e utilização de distintas taxas de aplicação superficial ( $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  + razão de recirculação = 1,  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  e  $5\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ). O desempenho de nitrificação do FBP foi discutido levando em consideração a influência de múltiplos fatores como: eficiência de molhamento do meio suporte, cargas aplicadas de DBO e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , configuração geométrica do reator e diversos fatores ambientais (OD,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , SST, DBO, temperatura, predadores, toxicidade, pH e alcalinidade).

Abstract of Dissertation presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Master of Science (M.Sc.)

REMOVING AMMONIA IN TRICKLING FILTER POST-TREATMENT  
EFFLUENT FROM UASB REACTOR.

Marcelo Ferreira da Fonseca

March/2009

Advisors: José Paulo Soares de Azevedo

Isaac Volschan Junior

Department: Civil Engineering

The main focus of this work is to investigate the ammonia removal in Trickling Filter (TF), filled with a plastic random media, post-treatment of UASB reactor effluent. In addition, other pollutants of environmental interest were also investigated as COD, BOD, TSS, TKN and others. The operating conditions of the TF along the search differentiated through the practice of recirculation and use of different hydraulic loads ( $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  + ratio of recirculation = 1,  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  e  $5\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ). The nitrification performance of the TK was discussed taking into account the influence of multiple factors such as efficiency of wetting of the media, applied loads of BOD and  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , geometric configuration of the reactor and various environmental factors (DO,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , TSS, BOD, temperature, predators, toxicity, pH and alkalinity).

## SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	1
2	OBJETIVOS.....	4
2.1	Objetivo geral .....	4
2.2	Objetivos Específicos .....	4
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	5
3.1	Aspectos Gerais sobre Nitrificação.....	5
3.2	Descrição da Tecnologia FBP.....	8
3.3	Parâmetros de Dimensionamento, Classificação e Desempenho. ....	15
3.4	Fatores Físicos e Ambientais que Exercem Influência sobre as Taxas de Remoção de N-amoniaco.....	23
3.4.1	Limitações de Oxigênio e Amônia .....	23
3.4.2	Interferência de Sólidos em Suspensão .....	30
3.4.3	Interferência da Matéria Orgânica.....	31
3.4.4	Interferência da Taxa de Aplicação Superficial (TAS) .....	33
3.4.5	Interferência da Recirculação .....	35
3.4.6	Interferência do Meio Suporte.....	37
3.4.7	Influência de Predadores .....	37
3.4.8	Interferência da Temperatura.....	38
3.4.9	Interferência do pH e da Alcalinidade .....	40
3.4.10	Interferência de Inibidores.....	41
4	MATERIAIS E MÉTODOS.....	44
4.1	Descrição do Aparato Experimental .....	44
4.1.1	Grade de Barras e Desarenador .....	44
4.1.2	Reator UASB.....	45
4.1.3	Filtro Biológico Percolador .....	47
4.1.4	Decantador Secundário.....	50

4.1.5	Tubulação de Recirculação.....	51
4.2	Plano de Amostragem e Parâmetros Físico-Químicos Avaliados .....	52
4.3	Fases Experimentais e Condições Operacionais da Pesquisa.....	55
4.4	Testes Estatísticos .....	57
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	58
5.1	Avaliação da Eficiência de Molhamento do Meio Suporte. ....	58
5.2	Análise de Desempenho de SST, DQO e DBO .....	59
5.3	Influência das Cargas Superficiais de Contato de DBO e $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e das Cargas Superficiais de Contato Efetivas de DBO e $\text{NH}_4^+\text{-N}$ sobre o Desempenho de Remoção de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . ....	67
5.4	Avaliação da Produção de N-Nitrito e N-Nitrato. ....	73
5.5	Análise de Desempenho de NTK.....	74
5.6	Influência de Fatores Ambientais sobre as Taxas de Remoção e Taxas de Remoção Efetivas de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ( $\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$ ) em FBPs.....	78
5.6.1	Influência do N-amoniaco sobre as Taxas de Remoção e Taxas de Remoção Efetivas de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .....	79
5.6.2	Influência do OD sobre as Taxas de Remoção e Taxas de Remoção Efetivas de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .....	79
5.6.3	Influência da DBO sobre as Taxas de Remoção e Taxas de Remoção Efetivas de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . ....	82
5.6.4	Influência dos SST sobre as Taxas de Remoção e Taxas de Remoção Efetivas de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . ....	84
5.6.5	Influência da Alcalinidade e do pH sobre as Taxas de Remoção e Taxas de Remoção Efetivas de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . ....	85
5.6.6	Influência da Temperatura do Esgoto sobre as Taxas de Remoção e Taxas de Remoção Efetivas de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .....	87
5.6.7	Efeitos de Toxicidade sobre as Taxas de Remoção e Taxas de Remoção Efetivas de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . ....	89
5.6.8	Interferência de Predadores .....	90

5.7	Discussão sobre a Influência da Configuração Geométrica do FBP sobre a Eficiência de Remoção de $\text{NH}_4^+$ -N .....	90
6	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES .....	97
7	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	98
8	ANEXO A .....	105

## 1 INTRODUÇÃO

A utilização de reatores Upflow Anaerobic Sludge Blanket (UASB) no tratamento de esgotos domésticos vem tendo grande aplicabilidade nos últimos anos em nosso país, face às inúmeras vantagens apresentadas pelo sistema como: (i) baixo custo de operação e manutenção, (ii) simplicidade operacional, (iii) pequena produção de lodo e (iv) reduzido consumo energético. No entanto, é de conhecimento que tal tecnologia não é capaz de atender, na maioria das vezes, os padrões usuais de lançamento de efluentes. Desta forma, projetos de engenharia que adotam reatores UASB costumam prever algum tipo de pós-tratamento.

Pode-se dizer, de modo geral, que a associação de reatores UASB e pós-tratamento é extremamente benéfica. Segundo CHERNICHARO (2006), a eficiência global do sistema é usualmente similar à que seria alcançada se o processo de pós-tratamento fosse inteiramente aplicado ao esgoto bruto. Entretanto, o autor destaca que os requisitos de área, volume e energia, bem como a produção de lodo, são bem menores.

A combinação UASB e Filtro Biológico Percolador (FBP) é atualmente considerada uma alternativa vantajosa e promissora. CHERNICHARO (2006) destaca que o reator UASB pode substituir com vantagens o decantador primário de um FBP, uma vez que o lodo gerado no sistema pode ser adensado e digerido no próprio reator UASB. Além do mais, FBPs apresentam características em consonância com as dos Reatores UASB, podendo-se manter simplicidade e baixo custo operacional no sistema como um todo.

Diversas pesquisas, no âmbito do Edital 2 do PROSAB , estudaram tecnologias de pós-tratamento para reatores UASB, dentre as quais os FBPs. Os estudos que contemplaram a seqüência UASB e FBP constataram excelentes resultados de remoção de DBO, DQO e SST. No entanto, as pesquisas com este tipo de tecnologia deram até hoje maior atenção à remoção de matéria orgânica e pouco se avaliou sobre a remoção concomitante de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal em FBP quando precedido de reator UASB.

Do ponto de vista ambiental, o lançamento de nitrogênio amoniacal nos corpos receptores não deve ser tratado de forma negligente, visto os diversos impactos negativos que esta substância pode causar:

- A amônia livre  $\text{NH}_3$  é um tóxico bastante restritivo à vida dos peixes, sendo que muitas espécies não suportam concentrações acima de 5mg/l.
- Ao ser oxidada biologicamente, a amônia provoca consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais, constituindo a chamada demanda bioquímica de oxigênio de segundo estágio.
- A oxidação biológica da amônia produz íons  $\text{H}^+$  no meio líquido provocando consumo de alcalinidade e possível redução de pH.

Em termos de atendimento à legislação ambiental, a escolha de tecnologias aplicadas ao tratamento de esgotos, em muitos casos, deve levar em conta a capacidade do sistema em desempenhar nitrificação.

A resolução CONAMA 357, promulgada em 17 de março de 2005, é a legislação federal que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. A mesma, recentemente, sofreu algumas alterações por meio da resolução 397, promulgada em 3 de abril de 2008. A partir desta data, o lançamento de efluentes de esgotos domésticos deixou de ter que atender à exigência de 20mg/l de nitrogênio amoniacal total. Entretanto, as concentrações máximas de nitrogênio amoniacal a serem mantidas nos corpos receptores continuam sendo as mesmas estabelecidas pela CONAMA 357. A Tabela 1 a seguir ilustra as concentrações máximas permitidas para este parâmetro em função do enquadramento em classes do corpo receptor.

Segundo JORDÃO & PESSÔA (2005) as concentrações de nitrogênio amoniacal em esgotos domésticos podem alcançar valores de até 50mg/l. Assim, o uso de tecnologias de tratamento que contemplam a nitrificação deverá ser adotado sempre que o corpo receptor apresentar capacidade de diluição insuficiente para garantir as concentrações máximas permitidas de nitrogênio amoniacal apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Concentrações máximas permitidas nos corpos d’água para nitrogênio amoniacal total expresso em mgN/l para diferentes classes de corpos receptores.

<b>Águas doces (salinidade <math>\leq 0,5\%</math>)</b>	
Classes 1 e 2	3,7 mgN/l p/ pH $\leq 7,5$ 2,0 mgN/l p/ $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ 1,0 mgN/l p/ $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ 0,5 mgN/l p/ pH $> 8,5$
Classe 3	13,3 mgN/l p/ pH $\leq 7,5$ 5,6 mgN/l p/ $7,5 < \text{pH} \leq 8,0$ 2,2 mgN/l p/ $8,0 < \text{pH} \leq 8,5$ 1,0 mgN/l p/ pH $> 8,5$
Classe 4	sem restrições
<b>Águas salinas (salinidade <math>\geq 30\%</math>) e salobras (<math>30\% &gt; \text{salinidade} &gt; 0,5\%</math>)</b>	
Classe 1	0,4 mgN/l
Classe 2	0,7 mgN/l
Classe 3	sem restrições

Nota: Corpos d’água de classe especial não aparecem na tabela em virtude da proibição do lançamento de qualquer efluente nestes corpos receptores.

Neste sentido, o presente trabalho procura discutir e avaliar a remoção concomitante de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal num FBP pós-tratando o efluente de um reator UASB. Para tanto, o FBP será submetido a diferentes fases operacionais com diferentes taxas de aplicação superficiais (TAS) ( $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ) propiciando a aplicação de distintas cargas de nitrogênio e matéria orgânica ao longo da pesquisa.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Avaliar o desempenho de um Filtro Biológico Percolador aplicado ao pós-tratamento de reator UASB dando-se ênfase à remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

### **2.2 Objetivos Específicos**

- Avaliar a eficiência de molhamento do meio suporte.
- Avaliar o desempenho de remoção de SST, DQO e DBO
- Avaliar a influência das cargas superficiais de contato e de contato efetiva de DBO e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  sobre o desempenho de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .
- Avaliar a produção de N-Nitrito e N-Nitrato
- Avaliar o desempenho de remoção de NTK
- Conhecer a interferência de fatores ambientais sobre as taxas de remoção e taxas de remoção efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$
- Conhecer a influência da configuração geométrica do FBP sobre seu desempenho.

### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 Aspectos Gerais sobre Nitrificação

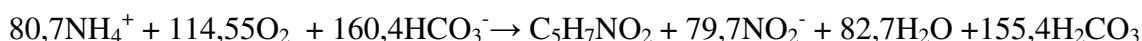
A nitrificação pode ser definida como um processo bioquímico de duplo estágio que ocorre em condições aeróbias. Num primeiro momento, a amônia é convertida a nitrito pela a ação de bactérias oxidadoras de amônia (BOA). Posteriormente, o nitrito gerado na primeira etapa é transformado em nitrato pela a ação de bactérias oxidadoras de nitrito (BON).

Ao contrário dos seres heterotróficos que oxidam material orgânico para obtenção de energia, as BOA e as BON oxidam material inorgânico (amônia e nitrito respectivamente) para a mesma finalidade, podendo assim serem classificadas como seres autotróficos, ou ainda quimioautotróficos, uma vez que usam dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) como fonte de carbono.

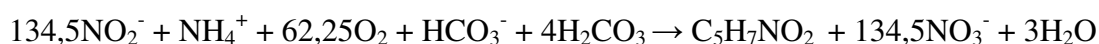
Das BOA destaca-se a do gênero *Nitrosomonas* (JORDÃO & PESSÔA, 2005). Outros gêneros pertencentes ao grupo de BOA (ALMEIDA, 2007) são: *Nitrosococcus*, *Nitrosospira*, *Nitrosovibrio* e *Nitrosolobulus*. Com relação às BON, JORDÃO & PESSÔA (2005) destacam a do gênero *Nitrobacter* enquanto outras bibliografias (RITTMANN E MCCARTY, 2001; KOOPS e POMMERENINGRÖSER, 2001) preferem ressaltar a do gênero *Nitrospira*. Outros gêneros pertencentes ao grupo de BON (ALMEIDA, 2007) são: *Nitrospina*, *Nitrococcus* e *Nitrocystis*.

As equações estequiométricas que descrevem o processo de nitrificação são as seguintes (HENZE *et al.*, 1997):

Oxidação do N-Amoniacal (Equação 1)



Oxidação do Nitrito (Equação 2)

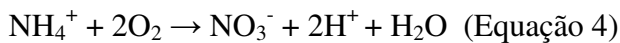


Reação global (Equação 3)



As equações estequiométricas propostas por HENZE et al. (1997) revelam um baixo rendimento celular de 0,10gSSV/gNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N e 0,06gSSV/gNO<sub>2</sub><sup>-</sup>N para BOA e BON respectivamente. Estes valores encontram-se dentro de uma faixa estipulada por EPA (1993) que indica valores da ordem de 0,06 a 0,2gSSV/gNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N para as duas etapas da nitrificação juntas.

Em função do baixo rendimento celular é comum o processo de nitrificação ser expresso por equações estequiométricas que desprezam a síntese celular. A equação global do processo neste caso passa a ser:



Da estequiometria do processo, chama-se a atenção para o elevado consumo de alcalinidade (expresso em CaCO<sub>3</sub>) e oxigênio (O<sub>2</sub>). A estequiometria aponta uma destruição teórica de aproximadamente 7,1gCaCO<sub>3</sub>/gNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N oxidada. Com relação ao consumo de O<sub>2</sub>, seriam necessários 59,5gO<sub>2</sub> para oxidar 14g NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, ou seja, 4,25g O<sub>2</sub> /g NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N oxidada.

Outras considerações importantes que merecem comentário dizem respeito à cinética do processo de nitrificação. As taxas de remoção de substrato e as taxas de crescimento dos microorganismos nitrificantes podem ser descritas a partir das Equações 5 e 6 propostas por Monod. De modo que estas equações possam ser discutidas, valores usualmente atribuídos aos parâmetros cinéticos destas equações são apresentados logo a seguir na Tabela 2.

Taxa de crescimento de microorganismos (Equação 5):

$$dX/dt = \{(\mu_{\text{máx}}SX)/[(K_s+S)]\} - K_d X$$

Onde:

$dX/dt$  = Taxa de crescimento (mg/l/d.)

$\mu_{m\acute{a}x}$  = Taxa de crescimento específico máxima ( $d^{-1}$ )

S = Concentração do substrato ou nutriente limitante (mg/l)

X = Concentração de microorganismos (mg/l)

$K_s$  = Constante de saturação (mg/l)

$K_d$  = Coeficiente de respiração endógena ( $d^{-1}$ )

Taxa de consumo de substrato (Equação 6):

$$-dS/dt = (\mu_{m\acute{a}x}SX)/[Y(K_s+S)]$$

Onde:

$dS/dt$  = Taxa de consumo de substrato (mg/l/d.)

$\mu_{m\acute{a}x}$  = Taxa de crescimento específico máxima ( $d^{-1}$ )

S = Concentração do substrato ou nutriente limitante (mg/l)

X = Concentração de microorganismos (mg/l)

$K_s$  = Constante de saturação (mg/l)

Y = Coeficiente de produção celular

Tabela 2 - Parâmetros cinéticos para pH = 8 e temperatura = 20°C.

Microorganismo	$\mu_{m\acute{a}x}$	Y	$K_s$	$K_d$
<i>Nitrosomonas</i>	0,77 ( $d^{-1}$ )	0,147 (g/gNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N)	0,73 (mgNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/l)	0,048 ( $d^{-1}$ )
<i>Nitrobacter</i>	1,08 ( $d^{-1}$ )	0,042 (g/gNO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N)	1,29 (mgNO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -N/l)	0,048 ( $d^{-1}$ )
Heterotróficos	1,2 - 6,0 ( $d^{-1}$ )	0,4 - 0,8 (g/gDBO)	25 - 100 (mgDBO/l)	0,06 - 0,08 ( $d^{-1}$ )

Fonte: Adaptado de WIESMANN (1994) e METCALF & EDDY (1991)

Com relação à taxa de crescimento de microorganismos, os reduzidos valores de  $\mu_{m\acute{a}x}$  apresentados pelos nitrificantes os tornam seres com lenta taxa de crescimento se comparados aos heterotróficos. Entretanto, ao analisar os valores de  $K_s$  atribuídos aos seres heterotróficos, pode-se dizer que sua taxa de crescimento é bastante influenciada pela concentração de DBO. Em casos de baixa concentração deste substrato, a taxa de crescimento destes seres reduz-se significativamente. Já a taxa de crescimento das BOA

e BON parece ser pouco influenciada pelas concentrações respectivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{NO}_2^- \text{-N}$ .

Os distintos valores de  $K_s$  apresentados pelos seres nitrificantes e heterotróficos também exerce grande influência sobre as taxas de remoção de substrato desses microorganismos. Por apresentar reduzidos valores de  $K_s$ , as taxas de remoção de substrato apresentadas pelas BOA e BON parece ser pouco influenciada pelas concentrações respectivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e  $\text{NO}_2^- \text{-N}$ . Já a taxa de remoção apresentada pelos heterotróficos é bastante influenciada pela concentração de DBO devido aos maiores valores de  $K_s$  a eles atribuídos.

### 3.2 Descrição da Tecnologia FBP

A estrutura física de um FBP é constituída basicamente de um tanque dotado de um meio suporte inerte em seu interior, sobre o qual os esgotos são aplicados continuamente por meio de distribuidores rotativos na forma de gotas ou jatos. Após a aplicação, os esgotos percolam este meio suporte, em sentido descendente, na direção de drenos localizados no fundo do tanque, de modo que a unidade não fique inundada (GONÇALVES *et al.*, 2001). A Figura 1 ilustra uma seção de FBP e seus componentes.

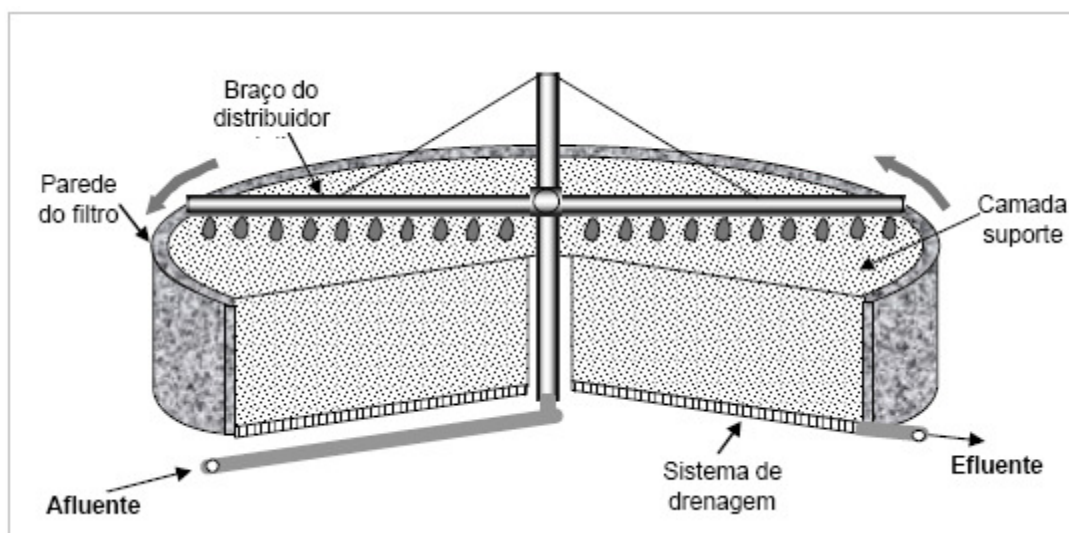


Figura 1- Seção típica de um FBP e seus componentes (NASCIMENTO, 2001).

Os meios suporte comumente utilizados em FBPs são a pedra britada e os meios plásticos do tipo blocos Crossflow (verticais, 45 e 60°), blocos Vertical Flow e anéis

randômicos. A Figura 2 ilustra os tipos de meio suporte normalmente utilizados em FBPs. Além destes, outros materiais de enchimento alternativos vêm sendo testados como a escória de alto-forno. Outros materiais de enchimento recentemente testados em pesquisas são reportados da literatura por ALMEIDA (2007) como eletrodutos corrugados (fracionados em pedaços de 4 cm de comprimento), blocos de plástico corrugado (em fase de teste) e concepções do sistema Downflow Hanging Sponge. Os meios suporte alternativos comentados encontram-se ilustrados na Figura 3.

Em seguida, as principais características desses meios suportes são descritas na Tabela 3. Nesta Tabela, deve-se atentar para a grande diferença existente entre a superfície específica e o índice de vazios dos meios suportes. Em geral, pode-se dizer que meios suportes de maior área específica, embora sejam mais caros, permitem uma maior aplicação de esgoto por volume reacional de FBP tornando-os mais compactos. Já o maior índice de vazios facilita o fluxo de ar dentro do reator (WEF, 1992). Maiores detalhes sobre a ventilação de FBPs são apresentados logo a seguir.

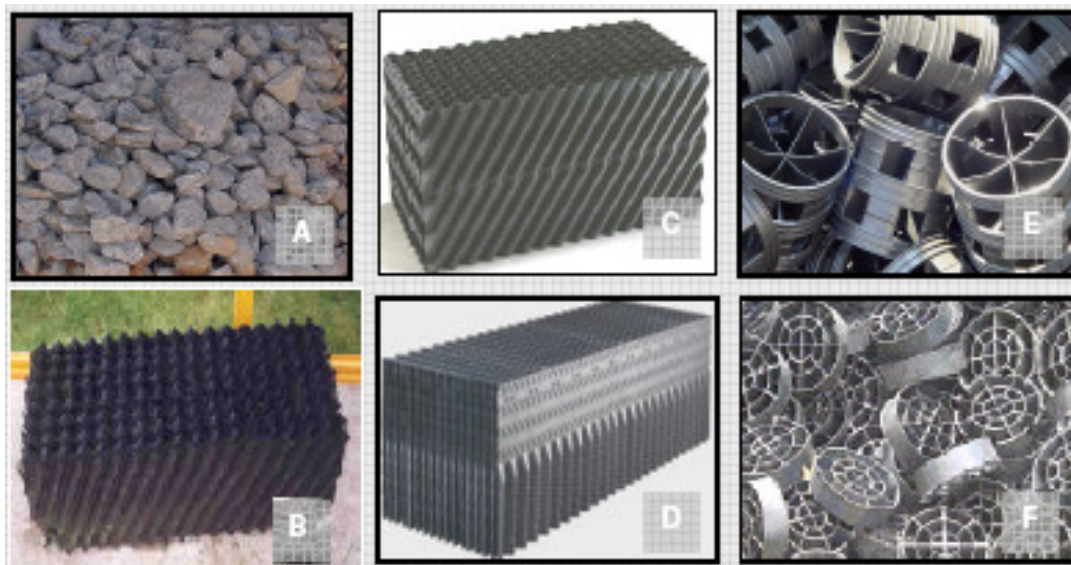


Figura 2 – Tipos de meio suporte normalmente utilizados em FBP. (A) Pedra Britada (B) Bloco Crossflow 60° (C) Bloco Crossflow 45°, (D) Bloco Vertical Flow, (E) Anel Randômico (Ø 84mm) e (F) Anel Randômico (Ø 48mm). Fonte: Santos (2005) ; Almeida (2007). Fonte: Adaptado de ALMEIDA (2007)

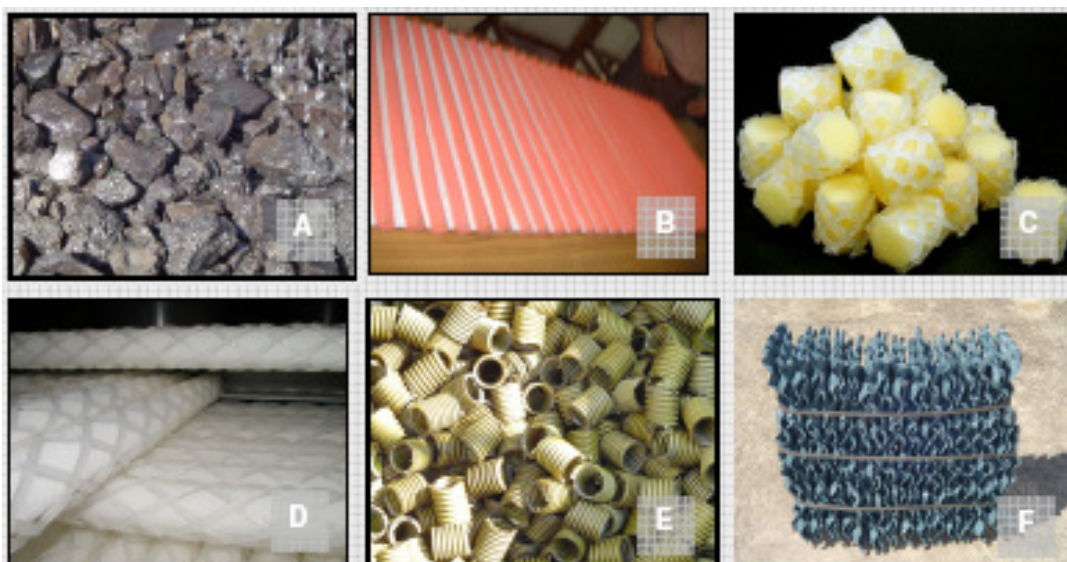


Figura 3 – Tipos de meio suporte alternativos utilizados em FBP: (A) Escória de alto-forno, (B) DHS (“curtain-type”), (C) DHS (“random-packing”), (D) DHS (“arrayed-packing”), (E) conduíte corrugado (Ø 25,4 mm) e (F) Rotopac. Fonte: Adaptado de ALMEIDA (2007)

Tabela 3- Principais características de meios suporte empregados em FBP

<b>Material</b>	<b>Peso específico (Kg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Superfície Específica (m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Índice de vazios (%)</b>
Pedra britada	800-1400	50 - 70	~ 50
Bloco Cross-Flow 60°	30	98	95
Bloco Cross-Flow 45°	30	98	95
Bloco Vertical Flow	30	88	97
Anel Randômico (Ø 84mm)	-	80	-
Anel Randômico (Ø 48mm)	50	105	92
Escória de alto forno	~1110	40	~ 50
DHS (“sponge-cube”)	-	405	80
DHS (“curtain-type”)	-	-	80
Conduíte corrugado (Ø 84 mm)	-	220	95

Fonte: Adaptado de SANTOS (2005) e ALMEIDA (2007).

Ao contrário de outras tecnologias aeróbias que utilizam equipamentos mecanizados para aeração, os FBPs obtêm fornecimento de oxigênio por fenômenos naturais. A percolação dos esgotos provoca diferenças de temperatura entre as partes externa e

interna do FBP fazendo com que o ar dentro da unidade tenha uma densidade distinta daquela encontrada do lado de fora, gerando assim um fluxo de ar natural que pode ser ascendente ou descendente. A Figura 4 a seguir apresenta diferentes situações de ventilação a partir da diferença de temperatura de ar entre as partes externa e interna do FBP, sendo que os valores positivos e negativos apresentados para velocidade e fluxo de ar representam sentidos ascendentes e descendentes da ventilação (WEF, 2000).

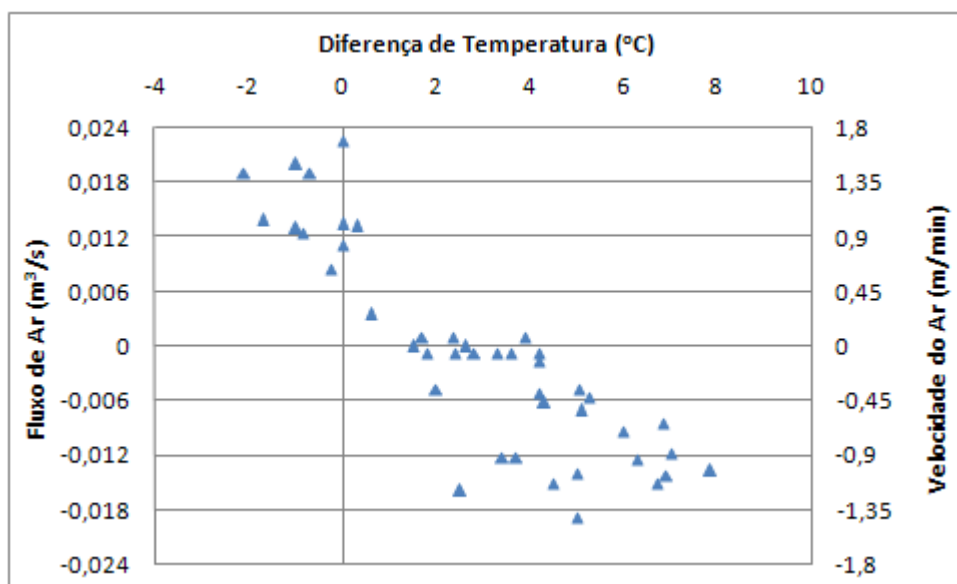


Figura 4 – Efeito da temperatura na ventilação de um FBP (WEF, 2000).

Tanto WEF (2000) quanto JORDÃO & PESSÔA (2005) concordam que a inversão do sentido do fluxo ocorre quando a diferença de temperatura entre as partes externa e interna é de 2°C. Salienta-se ainda que o FBP possa ficar submetido a uma baixa ventilação quando esta diferença de temperatura estiver situada em torno de 2°C.

Segundo JORDÃO & PESSÔA (2005) a coleta de dados tem demonstrado que até a temperatura do ar de 28 °C, aproximadamente, a temperatura do esgoto é geralmente um pouco superior que a temperatura ambiente, mesmo no inverno, uma vez que o esgoto gerado nas casas é levemente aquecido, e escoado protegido por uma tubulação enterrada. Acima daquele valor a situação se inverte.

A ventilação e o aporte de matéria orgânica e nutrientes presentes nos esgotos tornam o interior do FBP um ambiente propício para o desenvolvimento de microorganismos na forma de um biofilme aderido ao meio suporte como mostra a Figura 5.

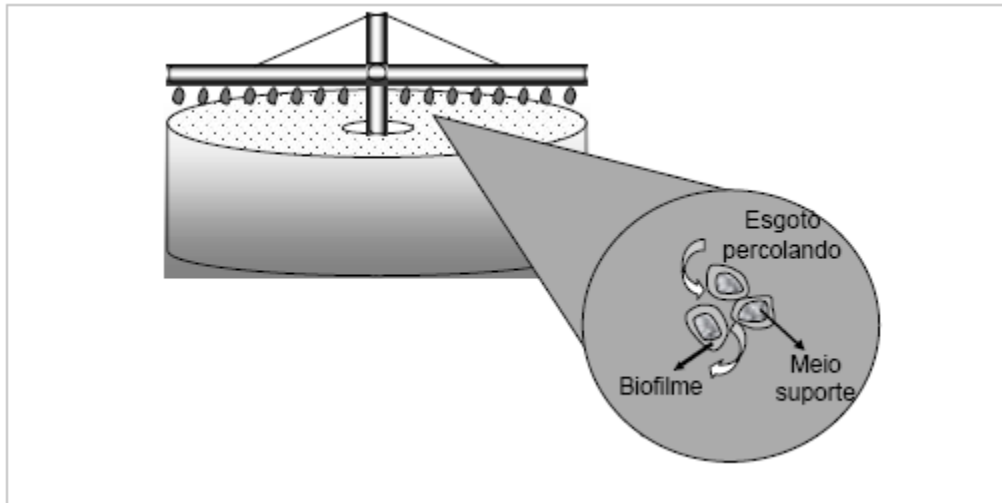


Figura 5- Esquema de desenvolvimento de microorganismos  
(GONÇALVES *et al.*, 2001).

À medida que o esgoto vai sendo degradado novas células de microorganismos vão sendo geradas proporcionando incrementos na espessura do biofilme. O crescimento excessivo do biofilme é controlado pela taxa de aplicação superficial que provoca tensões de cisalhamento na superfície do biofilme. Segundo GULLICKS e CLEASBY (1986), quando o biofilme alcança espessuras superiores a 150  $\mu\text{m}$  o oxigênio dissolvido encontra dificuldade para alcançar as camadas mais internas. Nestas regiões, devido às condições de anaerobiose, ocorre a formação de gases que provocam o desprendimento de toda a biomassa do meio suporte. A este fenômeno dá-se o nome de “sloughing”.

Conseqüentemente, decantadores secundários são usualmente previstos a jusante dos FBPs de modo que a biomassa desprendida do meio suporte possa ser removida do efluente final (VON SPERLING, 2005). Do contrário, a presença da biomassa em elevadas concentrações no efluente final poderia influenciar significativamente as concentrações efluentes de NTK e DBO. Segundo WEF (2005), aproximadamente 12% em massa da constituição celular de uma bactéria é formada por nitrogênio. Assim, para cada 10mg/l de SST no efluente estima-se uma contribuição de 1mg/l de NTK. Já a porcentagem em massa de carbono em uma bactéria é estimada em 50%. Desta forma, sem dúvida, a presença da biomassa em elevadas concentrações no efluente final influenciaria também significativamente as concentrações de DBO.

Em todos os reatores com biomassa fixa os processos metabólicos de conversão ocorrem no interior do biofilme. Segundo IWAI e KITAO (1994), a ação de três fenômenos garante o transporte de substratos para dentro do biofilme: adsorção, hidrólise dos sólidos coloidais e suspensos, e difusão. A difusão se dá inicialmente através de um filme líquido existente junto ao biofilme e em seguida através do próprio biofilme. Os produtos das reações de oxiredução são transportados no sentido inverso, ao exterior do biofilme. A Figura 6 ilustra os mecanismos e processos envolvidos com o transporte e a degradação de substratos em biofilmes.

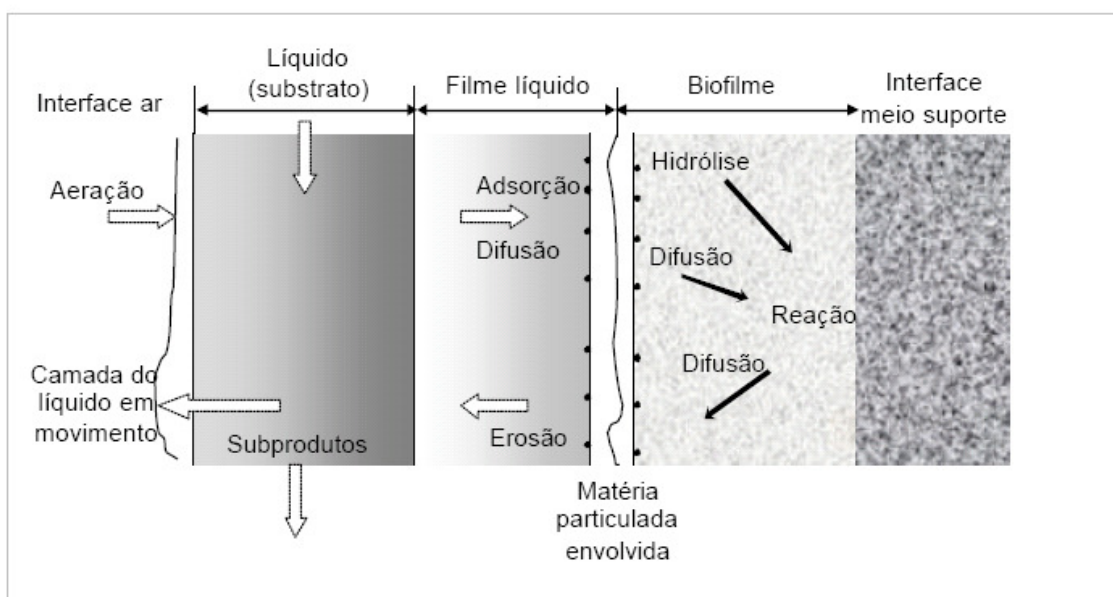


Figura 6 - Mecanismos e processos envolvidos com o transporte e a degradação de substratos em biofilmes (GONÇALVES *et al.*, 2001)

A difusão de substratos, tanto no filme líquido quanto no próprio biofilme, pode ser descrita segundo a Equação 7 (WILLIAMSON e McCARTY, 1976; GULLICKS e CLEASBY, 1986).

$J = -A D (\partial S / \partial Z)$  (Equação 7) Onde:

$J$  = Fluxo de substrato na direção  $Z$  (mg/d)

$A$  = Área transversal ao fluxo (cm<sup>2</sup>)

$D$  = Coeficiente de difusão do substrato (cm<sup>2</sup>/d)

$\partial S / \partial Z$  = Concentração gradiente do substrato na direção  $Z$  (mg/cm<sup>4</sup>)

OBS: A direção  $Z$  se dá no sentido de fora para dentro do biofilme

Durante o processo de difusão, a concentração do substrato se reduz inicialmente de  $S_0$  no esgoto percolado para  $S_s$  na interface filme líquido/biofilme. Em seguida, a concentração do substrato continua decaindo à medida que penetra no biofilme. A Figura 7 a seguir apresenta um típico perfil de substrato ao longo de uma estrutura de biofilme.

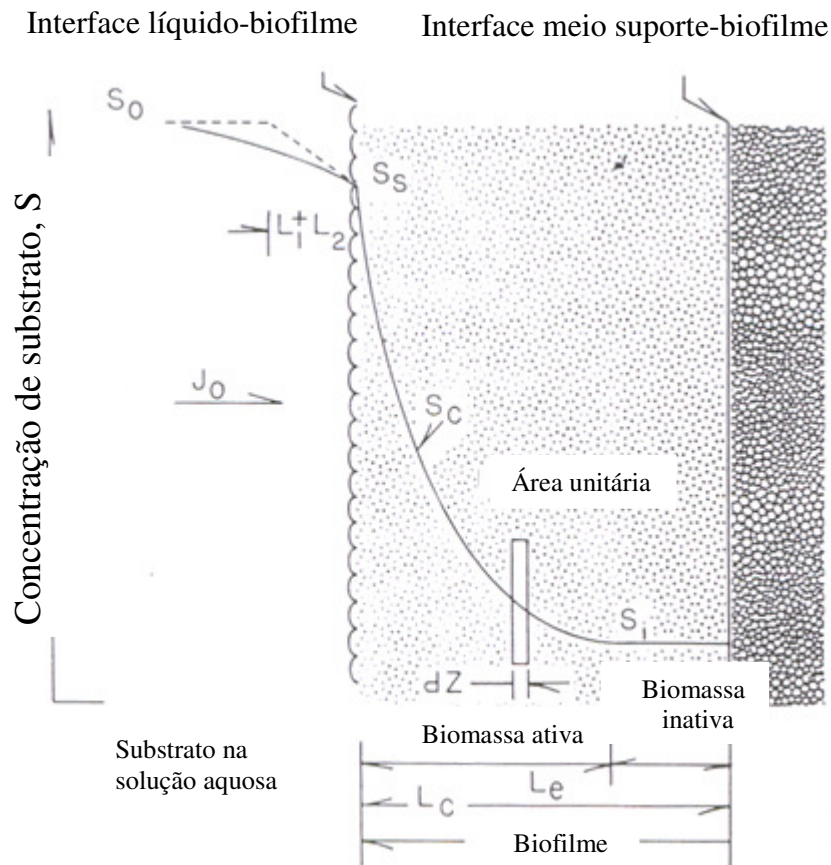


Figura 7 – Perfil de substrato no interior do biofilme (WILLIAMSON e McCARTY, 1976).

Reporta-se da literatura que o consumo do substrato dentro do biofilme ocorre segundo a equação de Monod (WILLIAMSON e McCARTY, 1976; GULLICKS e CLEASBY, 1986). Admite-se, portanto, que taxas máximas de degradação podem ser obtidas quando a dupla redox de substratos alcança concentrações muito superiores a seus respectivos  $K_s$  ao longo de toda a profundidade do biofilme. Neste caso, a taxa de degradação do reator estaria limitada exclusivamente pela taxa máxima da reação bioquímica.

Entretanto, o caso mais comum no tratamento de esgotos sanitários é a penetração parcial de pelo menos um dos dois substratos da dupla redox no biofilme (WILLIAMSON e McCARTY, 1976; GULLICKS e CLEASBY, 1986). O oxigênio por ser pouco solúvel em água, raramente consegue penetrar totalmente o biofilme, formando dois compartimentos em seu interior: uma porção aeróbia na parte externa do biofilme e outra anaeróbia ou anóxica localizada próxima ao meio suporte. A Figura 8 ilustra a formação destes dois compartimentos.

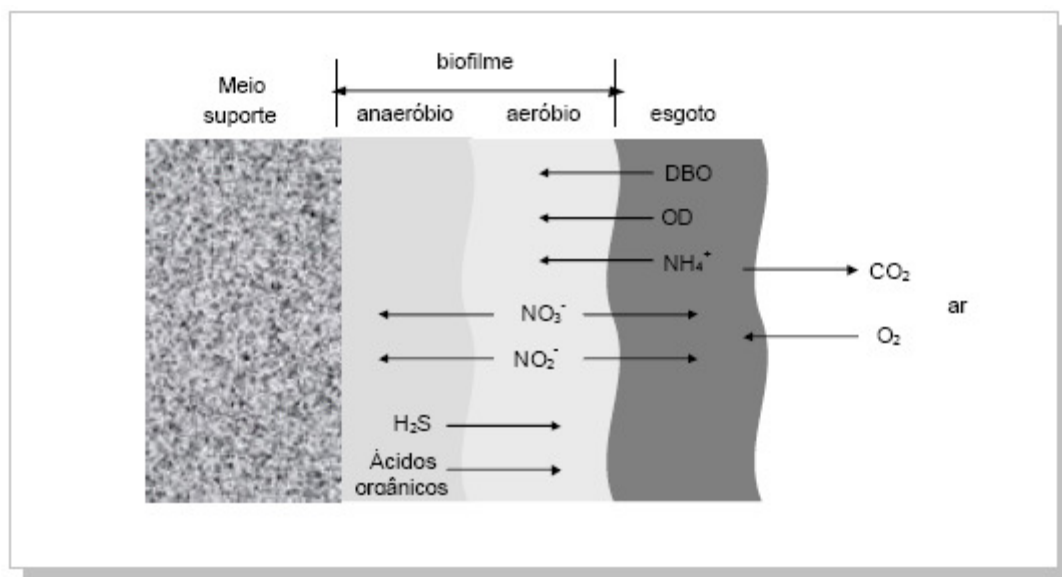


Figura 8 – Representação esquemática de um biofilme (VON SPERLING, 1996).

### 3.3 Parâmetros de Dimensionamento, Classificação e Desempenho.

Os parâmetros normalmente utilizados no dimensionamento de FBPs são a taxa de aplicação superficial (TAS) e a taxa de aplicação orgânica volumétrica, também conhecida como carga orgânica volumétrica. A TAS pode ser definida como a razão entre a vazão aplicada ( $\text{m}^3/\text{d}$ ) e a área superficial do FBP ( $\text{m}^2$ ). Já a taxa de aplicação orgânica volumétrica pode ser definida como a razão entre a carga orgânica aplicada ( $\text{kgDBO}/\text{d}$ ) e o volume do FBP ( $\text{m}^3$ ).

Entretanto, para o caso de nitrificação, o dimensionamento da unidade é feito com base na carga superficial de contato. O conceito de carga superficial de contato pode ser definido como a razão entre a carga aplicada de um determinado substrato ( $\text{gDBO}/\text{d}$ , por exemplo) e a área superficial total de meio suporte dentro do reator ( $\text{m}^2$ ). O

desempenho da unidade é avaliado com base na eficiência de remoção. Esta pode ser definida como a razão entre a taxa de remoção de um substrato qualquer e a carga superficial de contato aplicada deste mesmo substrato, conforme demonstra a Equação 8. A taxa de remoção de um substrato também é calculada levando em consideração a área superficial de meio suporte e pode ser definida como a razão entre a carga removida de um determinado substrato ( $\text{gNH}_4^+\text{-N/d}$ , por exemplo) e a área superficial total de meio suporte dentro do FBP ( $\text{m}^2$ ).

$$\text{Ef (\%)} \text{ Rem.} = (\text{Taxa de Remoção})/(\text{Carga Superficial de Contato Aplicada}) \text{ (Equação 8)}$$

Segundo JORDÃO & PESSÔA (2005) os FBPs podem ser classificados em 3 classes: Baixa, intermediária e alta taxa. A classificação dos FBPs é feita com base na carga hidráulica e na carga orgânica a que são submetidos. A Tabela 4 apresenta um resumo das principais características das 3 classes de FBPs.

Tabela 4 – Características típicas dos diferentes tipos de filtros biológicos percoladores.

<b>Condições Operacionais</b>	<b>Baixa Taxa</b>	<b>Taxa Intermediária</b>	<b>Alta Taxa</b>	
Meio Suporte	Pedra	Pedra	Pedra	Plástico
Taxa de Aplicação Superficial ( $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ )	1-4	4-10	10-40	10-75
Taxa de Aplicação Orgânica ( $\text{kgDBO}/\text{m}^3.\text{d}$ )	0,07-0,22	0,24-0,48	0,4-2,4	0,6-3,2
Razão de Recirculação	0	0-1	1-2	1-2
Moscas	Muitas	Variável	Poucas	Poucas
Arraste de Biofilme	Intermitente	Intermitente	Contínuo	Contínuo
Profundidade (m)	1,8-2,5	1,8-2,5	0,9-3,0	3,0-12,2
Remoção de DBO (%) (efluente de decantador primário)	80-90	80-85	80-90	80-90
Remoção de DBO (%) (efluente de Reator UASB)	55	-	45-65	-
Nitrificação	Intensa	Parcial	Parcial	Variável

Fonte: Adaptado de ALMEIDA (2007); SANTOS (2005); JORDÃO & PESSÔA (2005).

No caso de FBPs que desempenham nitrificação, a classificação pode ainda ser feita com base em duas possíveis configurações: único estágio e duplo estágio. Nos FBPs de único estágio, a matéria orgânica é removida na parte superior do reator, enquanto a

nitrificação acontece nas camadas inferiores. Já na configuração de duplo estágio, dois FBPs são utilizados em série, sendo que a matéria orgânica é removida no primeiro FBP e a nitrificação ocorre apenas no FBP de segundo estágio (JORDÃO & PESSÔA, 2005). Segundo WEF (2000), um FBP pode ser classificado como de segundo estágio quando a concentração de DBO afluente é inferior a 20mg/l ou a relação DBO/NTK afluente é inferior a 1.

As recomendações de dimensionamento para alcance de elevadas eficiências de nitrificação variam bastante dependendo da configuração comentada. Por esse motivo, elas serão apresentadas através da discretização dessas possíveis configurações. No caso de FBP de segundo estágio, o dimensionamento é feito com base na carga superficial de contato de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . Segundo OKEY e ALBERTSON (1989a), eficiências de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  superiores a 90% são alcançadas quando aplicadas cargas superficiais de contato inferiores a  $1,2\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$ .

Já os FBPs de único estágio que tratam efluentes de decantador primário têm sido dimensionados com base na carga orgânica superficial de contato. Segundo METCALF & EDDY (2003) a aplicação de  $2,4\text{gDBO/m}^2\text{.d}$  é capaz de garantir uma eficiência de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  de 90%. Entretanto, essa recomendação pode ser vista com ressalvas. Conforme ilustra a Tabela 5 a seguir, alguns estudos vão ao encontro da recomendação sugerida, entretanto, outros não, como os casos apresentados por HUI *et al.* (1983) e PARKER e RICHARDS (1986).

Tabela 5 - Influência da aplicação da carga orgânica superficial de contato (gDBO/m<sup>2</sup>.d) nas eficiências de remoção de amônia.

Fonte	Configuração do FBP		Carga Org. Superficial de Contato (gDBO/m <sup>2</sup> .d)	Ef. (%) Rem. Amônia
	Meio Suporte	Altura (m)		
BROWN & CALDWELL (EPA, 1980)	Pedra (49m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	-	2,4	90
			6,5	50
	Crossflow (89m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	-	2,4	90
			6,5	50
HUI <i>et. al.</i> (1983)	Crossflow (98m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	6,1	2,4	60
			6,5	20
PARKER & RICHARDS (1986)	Crossflow (98m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	4,9	2,4	90
			6,5	50
	Meio vertical (98m <sup>2</sup> /m <sup>3</sup> )	4,9	2,4	60
			6,5	25

OKEY e ALBERTSON (1991) propõem que o dimensionamento de FBPs de único estágio seja feito com base nas taxas de remoção de NTK, que por sua vez é influenciada pela relação DBO/NTK afluente. Dados coletados em 4 FBPs, preenchidos com meios plásticos, permitiram aos autores demonstrar a existência dessa correlação, e ainda, o desenvolvimento de uma equação que pudesse prever a taxa de remoção de NTK média a ser alcançada para uma dada relação DBO/NTK afluente. A Equação comentada pode ser identificada no texto como Equação 9 e os dados coletados que geraram essa equação encontram-se ilustrados na Figura 9. WEF (2000), entretanto, sugere que a taxa de remoção de NTK adotada em projeto seja o valor encontrado na Equação 9, porém decrescida de 0,175 (-1 desvio padrão) de modo a se obter maior segurança.

Uma vez prevista a taxa de remoção de NTK para uma dada relação DBO/NTK afluente, torna-se possível calcular a carga superficial de contato de NTK que deve ser aplicada para alcance de uma determinada eficiência conforme ilustra a Equação 8 anteriormente apresentada.

$$\text{Tx. Remoção NTK (gNTK/m}^2\text{.d.)} = 1,086 (\text{DBO/NTK})^{-0,44} \quad (\text{Equação 9})$$

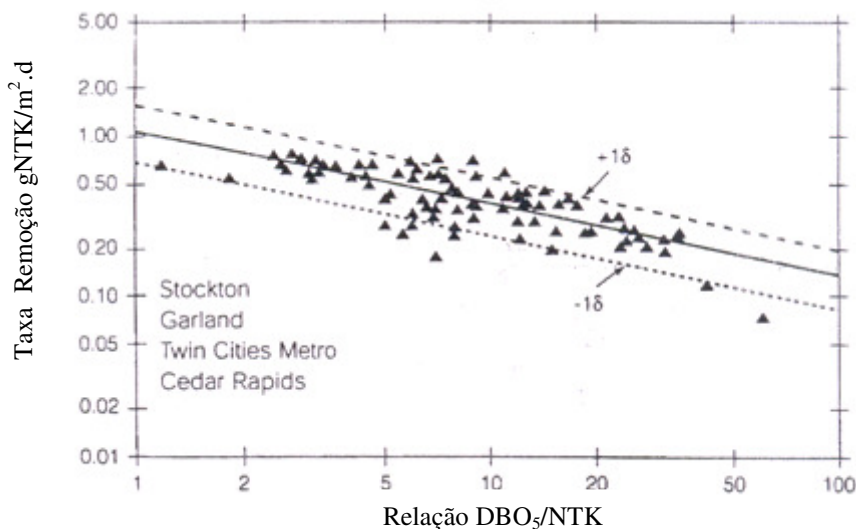


Figura 9 – Influência da relação DBO/NTK sobre as taxas de remoção de NTK (OKEY e ALBERTSON, 1991).

Pode-se dizer que FBPs que tratam efluentes de reatores UASB não devem ser considerados como de segundo estágio, pois efluentes de reatores UASB certamente não apresentarão concentrações de DBO inferiores a 20mg/l. Por isso, a utilização da carga superficial de contato de  $1,2\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$  não deve ser utilizada como parâmetro de dimensionamento. Por ora, deve-se saber que a DBO em elevadas concentrações deprecia as taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , e por esse motivo elevadas eficiências de remoção não poderiam ser obtidas. O efeito da matéria orgânica sobre as taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  será melhor comentada no item 3.4.3.

Embora não possa ser classificado como de segundo estágio, o FBP que faz pós-tratamento de efluente de reator UASB também não deve ser dimensionado a partir da carga superficial de contato de  $2,4\text{gDBO/m}^2\text{.d}$ . Embora reatores UASB e decantadores primários não sejam capazes de reduzir as concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  presentes no esgoto, pode-se dizer que os reatores UASB são capazes de gerar efluentes com concentrações de DBO inferiores à de um decantador primário, e portanto tais efluentes apresentarão uma menor relação DBO/ $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . Por esse motivo, a aplicação da carga superficial de contato de  $2,4\text{gDBO/m}^2\text{.d}$  pode resultar na aplicação de uma elevada carga superficial de contato de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , o que impediria certamente a obtenção de uma elevada eficiência de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

As cargas superficiais de contato de DBO e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  que poderiam garantir elevada eficiência de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  nos FBP que tratam efluentes de reatores UASB não são consolidadas e nem sequer conhecidas. De qualquer forma, pode-se dizer que a redução simultânea de ambas, ou de apenas uma, deverá garantir incrementos na eficiência de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

ALMEIDA (2007) foi o único trabalho encontrado na literatura que apresentou resultados de um FBP pós-tratando efluente de reator UASB com condições operacionais apropriadas para desempenhar nitrificação, ou seja, reduzidas cargas superficiais de contato de DBO e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . O estudo foi realizado num FBP com 4 compartimentos reacionais de mesmo volume preenchidos com diferentes meios suporte do tipo “downflow hanging sponge”, anel randômico, escória de alto forno e aparas de conduíte. Duas condições operacionais foram impostas à unidade. Primeiramente foi utilizada uma  $\text{TAS} = 20\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  e uma  $\text{COV} = 0,43\text{kgDBO}/\text{m}^3.\text{d}$ . Em seguida, foram adotadas uma  $\text{TAS} = 10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  e uma  $\text{COV} = 0,24\text{kgDBO}/\text{m}^3.\text{d}$ . A Figura 10 ilustra as concentrações de N-amoniaco e a distribuição percentual das concentrações de cada fase experimental. Em seguida, a Tabela 6 apresenta as cargas superficiais de contato de N-amoniaco aplicadas e as eficiências e taxas de remoção obtidas em cada fase.

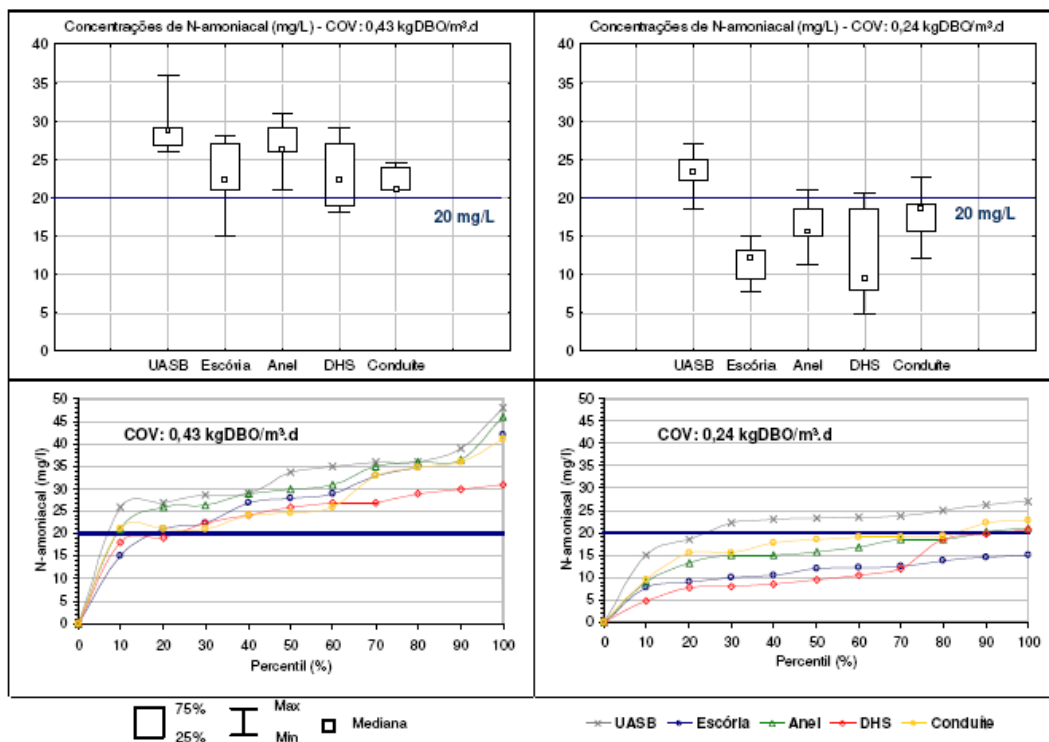


Figura 10 - Concentrações de N-amoniaco e distribuição percentual das concentrações (ALMEIDA, 2007)

Tabela 6 – Cargas superficiais de contato, taxas de remoção e eficiências de remoção médias de N-amoniaco nos FBP (ALMEIDA, 2007).

Sistemas investigados (UASB + FBP – meio suporte)	Fase 1 (COV 0,43 kgDBO/m <sup>3</sup> .d; DBO/NTK: 1,25)			Fase 2 (COV 0,24 kgDBO/m <sup>3</sup> .d; DBO/NTK: 1,83)		
	Carga NH <sub>3</sub> - N aplicada	Carga NH <sub>3</sub> - N removida	Remoção NH <sub>3</sub> -N	Carga NH <sub>3</sub> - N aplicada	Carga NH <sub>3</sub> - N removida	Remoção NH <sub>3</sub> -N
	(gNH <sub>3</sub> -N/m <sup>2</sup> .d)	(gNH <sub>3</sub> -N/m <sup>2</sup> .d)	(%)	(gNH <sub>3</sub> -N/m <sup>2</sup> .d)	(gNH <sub>3</sub> -N/m <sup>2</sup> .d)	(%)
UASB + FBP – Escória	3,8	0,8	21	1,5	0,7	48
UASB + FBP – Anéis	2,9	0,4	14	1,1	0,3	30
UASB + FBP – DHS	2,6	0,6	24	1,1	0,5	43
UASB + FBP - Conduíte	1,0	0,3	24	0,4	0,1	17

Área superficial total dos materiais de enchimento considerando o volume reacional de cada FBP (2,16 m<sup>3</sup>/compartimento): Escória de alto-forno: 129,88 m<sup>2</sup>; Anéis plásticos: 173,18 m<sup>2</sup>; DHS: 188,33 m<sup>2</sup>; Conduíte: 476, 24 m<sup>2</sup>.

Concentrações do esgoto bruto (em parênteses: desvio padrão) fase 1: DBO total: 221 (38); NTK: 36 (5); NH<sub>3</sub>-N: 26 (5).

Concentrações do esgoto bruto (em parênteses: desvio padrão) fase 2: DBO total: 211 (45); NTK: 26 (4); NH<sub>3</sub>-N: 20 (3).

Concentrações afluentes aos FBP (em parênteses: desvio padrão) fase 1: DBO total: 55 (19); NTK: 44 (8); NH<sub>3</sub>-N: 29 (3).

Concentrações afluentes aos FBP (em parênteses: desvio padrão) fase 2: DBO total: 59 (20); NTK: 32 (6); NH<sub>3</sub>-N: 23 (3).

O autor comenta que somente as condições operacionais da fase 2 puderam garantir concentrações de N-amoniaco satisfatórias em relação ao antigo padrão de lançamento da resolução CONAMA 357/2005 (20mgNH<sub>4</sub><sup>+</sup>/l). Ressalta-se que as concentrações medianas e médias de N-amoniaco estiveram abaixo de 20mg/l e a distribuição percentual indicou que as concentrações efluentes de N-amoniaco dos FBP estiveram abaixo de 20 mg/L em praticamente 100% dos casos, com exceção do FBP preenchido por aparas de conduíte corrugado, que atendeu ao padrão de lançamento em 80% dos casos (veja Figura 10).

Embora o trabalho quantifique a carga orgânica aplicada em termos de volume do reator, o a Tabela 6 apresenta a área específica de cada meio suporte, bem como o volume reacional de cada compartimento, o que permite calcular a carga superficial de contato de DBO aplicada em cada meio suporte em ambas as fases experimentais.

O cálculo das cargas superficiais de contato de DBO e as cargas superficiais de contato de N-amoniaco indicadas na Tabela 6 demonstram que cargas superficiais de contato inferiores a 2,4gDBO/m<sup>2</sup>.d e 1,2gNH<sub>3</sub>-N/m<sup>2</sup>.d não foram capazes de garantir eficiências de remoção superiores a 50%, o que corrobora para o entendimento de que estas recomendações não garantem a obtenção de elevadas eficiências de remoção de N-amoniaco em FBP que tratam efluentes de reatores UASB. A Tabela demonstra também, com exceção das aparas de conduíte, que os materiais de enchimento passaram a apresentar maior eficiência de remoção de N-amoniaco quando reduzidas as cargas

superficiais de contato de DBO e N-amoniacoal. Dessa forma, é possível que cargas superficiais de contato inferiores às que foram apresentadas na Tabela 6 possam vir a proporcionar maiores eficiências de remoção.

Com relação à aplicabilidade da Equação 9 como critério de dimensionamento pode-se dizer que as médias das taxas de remoção de NTK obtidas foram em parte condizentes com esta equação. Na fase 1, a relação DBO/NTK de 1,25 promoveria a obtenção de uma taxa de remoção média de NTK de 0,98gNTK/m<sup>2</sup>.d. Nesta fase, as taxas de remoção obtidas para os meios escória, anel, DHS e conduíte foram respectivamente de 1,46, 1,0, 1,25 e 0,54gNTK/m<sup>2</sup>.d. Na fase 2, a relação DBO/NTK de 1,83 garantiria uma taxa de remoção de 0,83gNTK/m<sup>2</sup>.d. Nesta fase, as taxas de remoção verificadas para os meios escória, anel, DHS e conduíte foram respectivamente de 0,78, 0,37, 0,70 e 0,13gNTK/m<sup>2</sup>.d.

Chama-se a atenção, entretanto, para a grande variabilidade das taxas de remoção de NTK apresentada por todos os materiais de enchimento em ambas as fases conforme ilustram as Figuras 11 e 12 a seguir. Com base na Equação 8 pode-se dizer que esta variabilidade provocaria uma grande alternância das eficiências de remoção de NTK, o que é indesejável. Assim, a utilização dessa equação também deve ser vista com ressalvas.

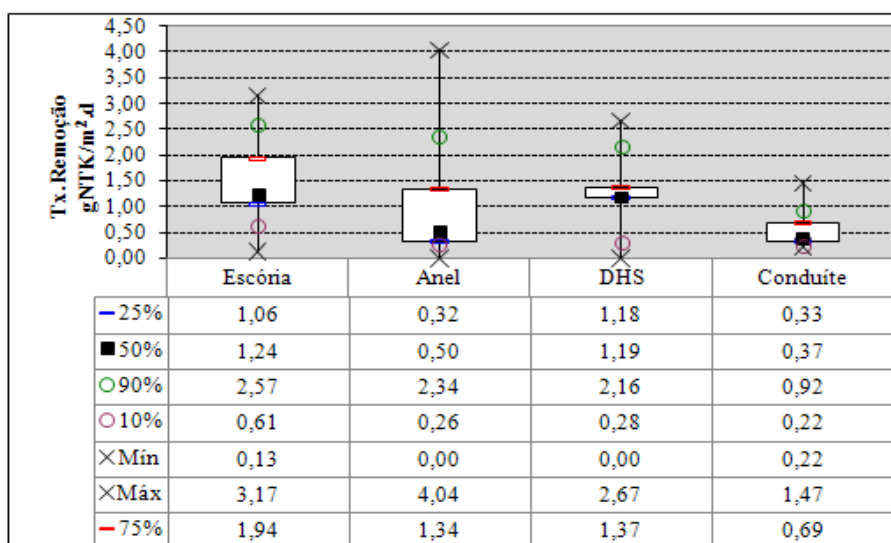


Figura 11- Box & Whiskers das taxas de remoção de NTK da fase 1 (gNTK/m<sup>2</sup>.d)

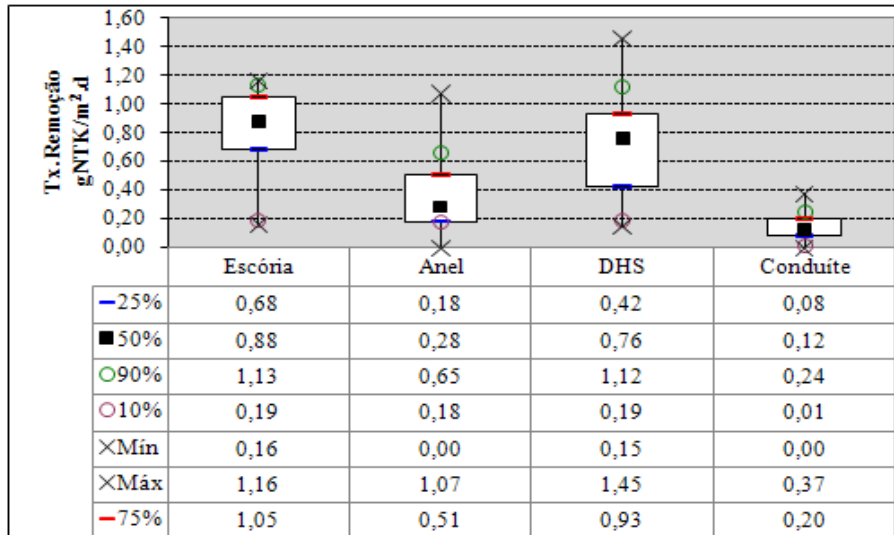


Figura 12 - Box & Whiskers das taxas de remoção de NTK da fase 2 (gNTK/m<sup>2</sup>.d)

A taxa de remoção de NTK envolve a remoção de N-orgânico e N-amoniacal. A literatura (WEF, 2000) explica que uma série de fatores físicos e ambientais pode exercer influência sobre as taxas de remoção de N-amoniacal. Assim, possivelmente, estes fatores devem ter sido os responsáveis pela grande variabilidade das taxas de remoção de NTK encontradas.

### 3.4 Fatores Físicos e Ambientais que Exercem Influência sobre as Taxas de Remoção de N-amoniacal.

#### 3.4.1 Limitações de Oxigênio e Amônia

As taxas de remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N num FBP variam segundo a disponibilidade de oxigênio e amônia presentes nos esgotos. A baixa solubilidade do oxigênio em água e o elevado requerimento estequiométrico deste elemento na nitrificação (4,25g O<sub>2</sub> /g NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N oxidada) tornam o oxigênio o substrato limitante na maioria dos casos.

Alguns pesquisadores (WILLIAMSON e McCARTY, 1976; GÖNENC e HARREMÖES, 1985; GULLICKS e CLEASBY, 1986) relatam que as taxas de nitrificação em sistemas com biofilmes assumem uma cinética de ordem zero para amônia quando a Equação 10 é satisfeita.

$S_n > (S_o D_o) / (V_n D_n)$  (Equação 10) Onde:

$S_n, S_o$  = Concentrações de amônia ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) e OD no esgoto percolado (mg/l).

$D_n, D_o$  = Coeficientes de difusão para amônia ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) e OD ( $\text{cm}^2/\text{d}$ ).

$V_n$  = Requerimento estequiométrico de  $\text{O}_2$  na reação bioquímica ( $\text{gO}_2/\text{gNH}_4^+\text{-N}$  oxidada)

A partir de um exemplo numérico demonstrado a seguir é possível constatar que as taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  assumem uma cinética de ordem zero em relação à amônia para baixas concentrações deste substrato e que a relação crítica entre as concentrações de  $\text{O}_2$  e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  que determina o substrato limitante situa-se em torno de 0,4.

Dados admitidos:

$S_o = 9,0$  mg/l (concentração de saturação de OD p/ temperatura de 20 °C)

$D_o = 2,2$   $\text{cm}^2/\text{d}$  (temperatura de 20 °C - WILLIAMSON e McCARTY, 1976)

$D_n = 1,3$   $\text{cm}^2/\text{d}$  (temperatura de 20 °C - WILLIAMSON e McCARTY, 1976)

$V_n = 4,25$  (adotado a partir da Equação 4)

$$S_n > (9 \cdot 2,2) / (4,25 \cdot 1,3)$$

$$S_n > 3,6 \text{ mg/l}$$

PARKER *et. al.* (1995) investigou a influência da concentração de amônia nas taxas de remoção. O autor coletou amostras no topo ( $2,4 < H < 3,6\text{m}$ ), no meio ( $1,2 < H < 2,4$ ) e na base ( $0 < H < 1,2$ ) de um FBP de segundo estágio (DBO afluente  $< 20\text{mg/l}$ ) e verificou que as taxas de remoção apresentavam uma cinética de ordem zero sempre que a concentração de amônia ultrapassava 5 mg/l . A Figura 13 ilustra os dados encontrados pelo o autor.

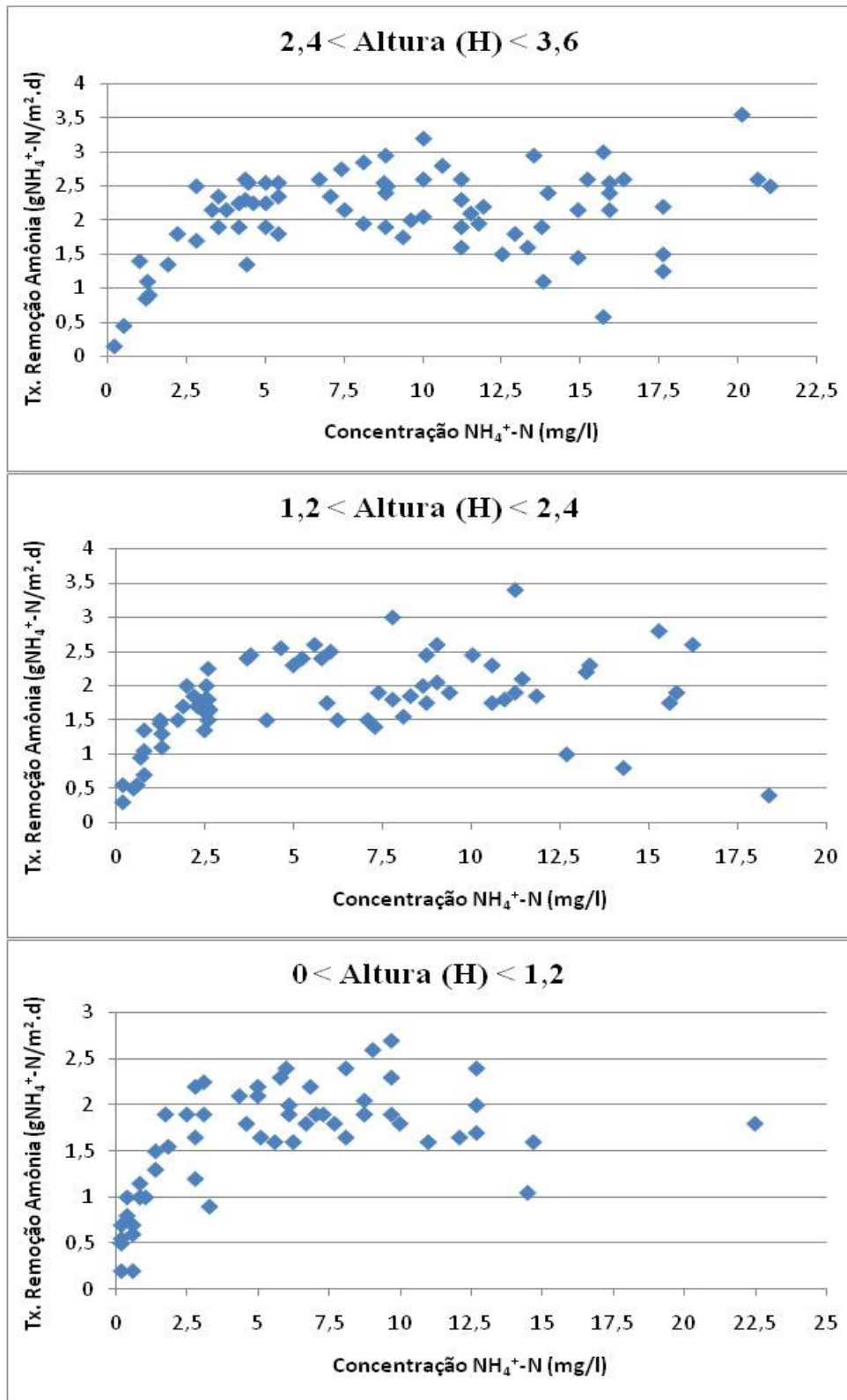


Figura 13 – Influência da concentração de amônia (mgNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/l) nas taxas de remoção de amônia (gNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/m<sup>2</sup>.d) (PARKER *et al.*, 1995)

DUDDLES *et al.* (1974), buscou investigar de que forma as concentrações de amônia (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) e nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) poderiam variar ao longo de um FBP de segundo estágio

(DBO afluente < 20 mg/l). O autor identificou que a concentração de amônia sofria um decréscimo linear até alcançar 4mg/l conforme pode ser notado na Figura 14. Entende-se, portanto, que uma taxa constante de remoção de amônia (cinética de ordem zero) se estabeleceu ao longo do FBP até que a concentração de 4mg/l pudesse ser alcançada.

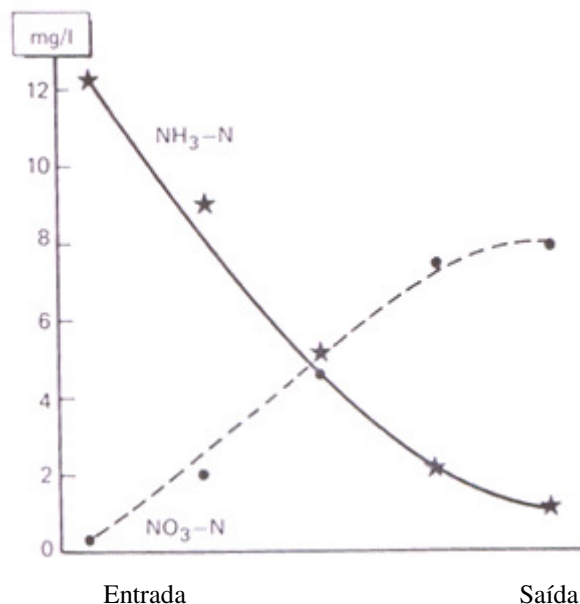


Figura 14 – Perfil das concentrações de amônia (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) e nitrato (NO<sub>3</sub>-N) (DUDDLES *et al.*, 1974).

Diversos outros estudos propõem uma cinética de ordem zero para as taxas de remoção de amônia quando a concentração de amônia ultrapassa uma faixa de 3 a 5 mg/l (WILLIAMSON e McCARTY, 1976; GÖNENC e HARREMÖES, 1985; GULLICKS e CLEASBY, 1986; BOLLER & GUJER, 1986; PARKER *et al.*, 1989; OKEY & ALBERTSON, 1989a; OKEY & ALBERTSON, 1989b; BOLLER *et al.*, 1994; BOLLER *et al.*, 1997). Cabe ainda ressaltar que não foi encontrado durante a revisão bibliográfica qualquer artigo que dissesse algo ao contrário, parecendo assim ser esta uma questão consolidada. Desta forma, a literatura retrata que o substrato amônia não provoca qualquer incremento ou decréscimo nas taxas de remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N em FBPs a menos que o sistema alcance reduzidas concentrações dessa substância dentro do reator.

Com relação ao OD, GÖNENC e HARREMÖES (1985) através de uma pesquisa com Biodiscos perceberam que taxas de remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N com cinética de ordem zero para amônia apresentavam incrementos com o aumento da concentração de OD. O autor

conseguiu obter uma elevada taxa de remoção de  $5\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$  para uma concentração de OD de 29 mg/l.

OKEY e ALBERTSON (1989a) estudaram dados de 5 plantas de FBP de segundo estágio (DBO afluente < 20mg/l) em escala piloto. A Tabela 7 descreve algumas condições operacionais impostas a estas unidades.

Tabela 7- Condições operacionais dos FBPS de segundo estágio (em escala piloto) estudados por OKEY & ALBERTSON (1989a)

Local do Estudo	Taxa de Aplicação Superficial (TAS = $\text{m}^3/\text{m}^2\text{.d}$ )			Meio Suporte	Temperatura (°C)
	Afluente	Recirculação	Total		
Arizona Nuclear Pilot Plant (ANPP)	47	0	47	MVC	28-32
Arizona Nuclear Pilot Plant (ANPP)	47	29	76	MVC	28-32
Arizona Nuclear Pilot Plant (ANPP)	59	29	88	MVC	28-32
Midland, Mich	88	34	122	-	16-18
Midland, Mich	59	40	98	-	17-19
Sunnyvale, Calif.	71	94	165	-	13-20
Bloom Township, Ill	71	94	165	-	7-23
Garland (Duck Creek), Tex.	-	-	67	Crossflow	16-29

Nota: MVC (Meio Vertical Corrugado)

Os autores observaram a partir de dados coletados de Arizona Nuclear Pilot Plant (ANPP) e Garland (Duck Creek), Tex. que as taxas de remoção de amônia variaram em função da concentração de OD encontrada no esgoto efluente. Também se observou que as taxas de remoção de amônia não eram influenciadas pelas cargas superficiais de contato de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  em situações com a mesma concentração de OD no efluente. De modo geral, verificou-se um incremento nas taxas de remoção de amônia de aproximadamente  $0,25\text{ gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$  para cada incremento de 1 mg/l de OD no efluente. A nível de informação, as cargas superficiais de contato de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  foram calculadas com base na TAS total e portanto levam em consideração a TAS utilizada na recirculação. As Figuras 15, 16, 17 e 18 demonstram as correlações obtidas.

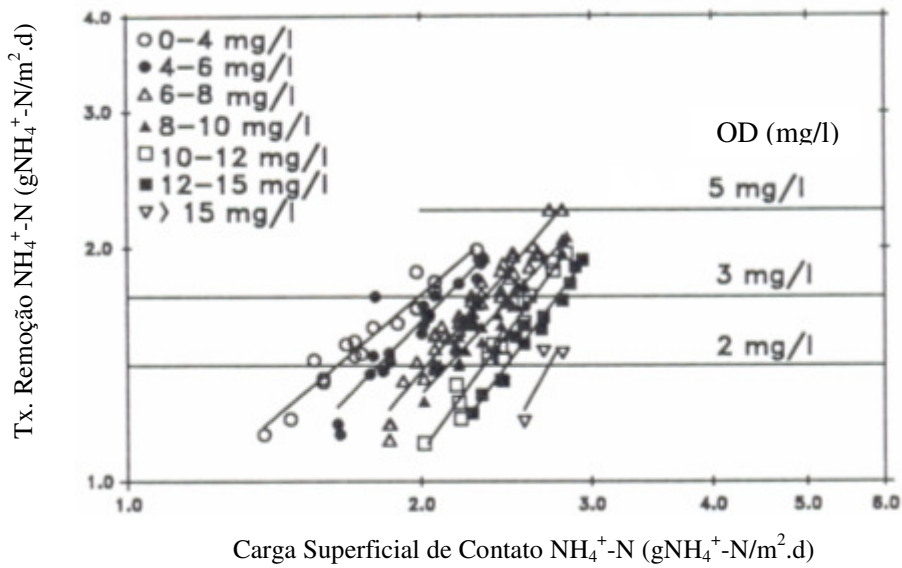


Figura 15 – Concentração efluente de amônia NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N de Arizona Nuclear Pilot Plant (TAS total = 47m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d; Temperatura = 28 a 32 °C). (OKEY & ALBERTSON, 1989a)

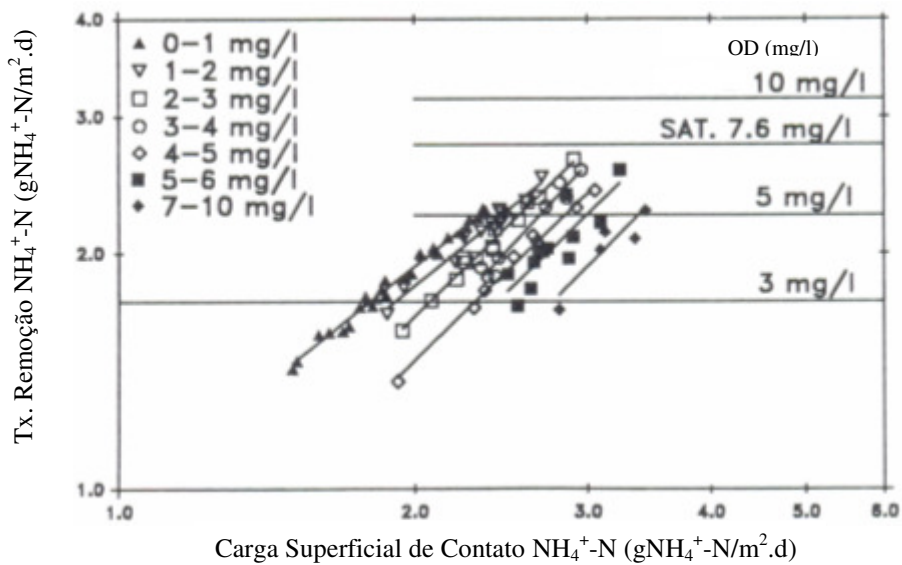


Figura 16 – Concentração efluente de amônia NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N de Arizona Nuclear Pilot Plant (TAS total = 76m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d; Temperatura = 28 a 32 °C). (OKEY & ALBERTSON, 1989a)

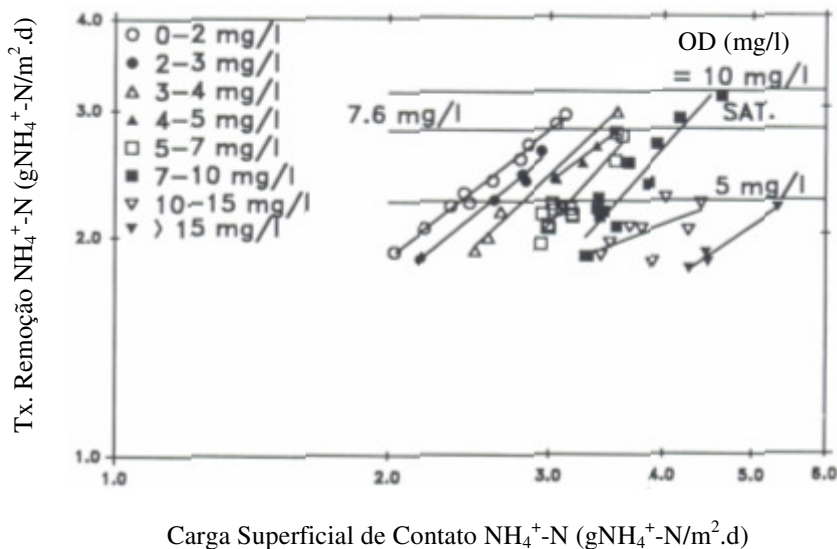


Figura 17 – Concentração efluente de amônia  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  de Arizona Nuclear Pilot Plant (TAS total =  $88\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ; Temperatura = 28 a 32 °C). (OKEY & ALBERTSON, 1989a)

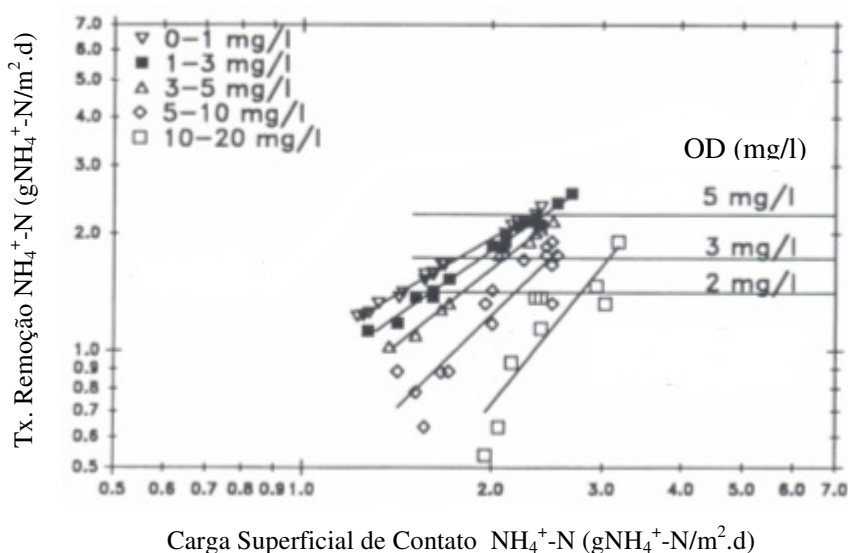


Figura 18 – Concentração efluente de amônia  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  de Duck Creek Pilot Plant (TAS total =  $67\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ; Temperatura = 28 a 32 °C). (OKEY & ALBERTSON, 1989a)

OKEY e ALBERTSON (1989a) ao correlacionar as taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  com as cargas superficiais de contato de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  de todas as unidades piloto, identificaram que as taxas de remoção apresentaram ótima correlação com as cargas superficiais de contato de até  $1,2\text{gNH}_4^+/\text{m}^2\cdot\text{d}$ , obtendo-se sempre remoções próximas de 100%, conforme ilustra a Figura 19. Entretanto, nenhuma correlação pôde ser estabelecida quando as cargas superficiais de contato foram superiores a  $1,2\text{gNH}_4^+/\text{m}^2\cdot\text{d}$ . Os autores concluíram que cargas superficiais de contato inferiores a  $1,2\text{gNH}_4^+\text{-N}/\text{m}^2\cdot\text{d}$  não estão

sujeitas a limitações de OD e que duas cargas superficiais de contato idênticas superiores  $1,2 \text{ gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$  poderão propiciar diferentes taxas de remoção dependendo da concentração de OD encontrada no efluente.

Deve-se ressaltar que as eficiências próximas de 100% obtidas para as cargas superficiais de contato de até  $1,2 \text{ gNH}_4^+\text{/m}^2\text{.d}$  foram alcançadas a partir de FBPs de segundo estágio. Neste caso, o afluente normalmente apresenta reduzida concentração de DBO. A influência da matéria orgânica na remoção de amônia é discutida no item 3.4.3.

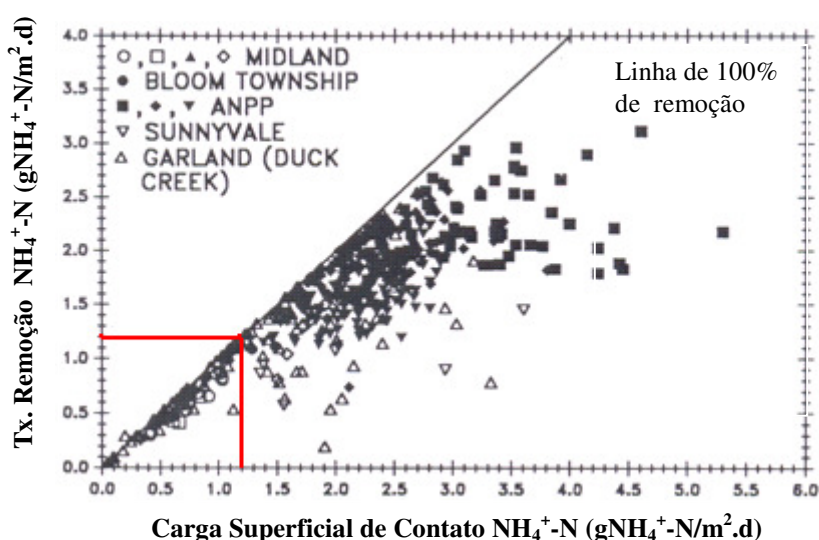


Figura 19 – Correlação entre taxas de remoção e cargas superficiais de contato de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (OKEY e ALBERTSON, 1989a)

### 3.4.2 Interferência de Sólidos em Suspensão

Segundo BOLLER *et al.* (1990) a concentração de sólidos em suspensão no afluente exerce um impacto negativo considerável sobre as taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  em sistemas com biofilme, pois dificultam a difusão do substrato amônia. A Figura 20 ilustra que as taxas máximas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  em afluentes com concentração de SST superior a  $15\text{mg/l}$  são consideravelmente inferiores a aquelas encontradas em afluentes com concentração de SST inferior a  $15\text{mg/l}$ . No primeiro caso ( $\text{SST} > 15\text{mg/l}$ ) a média das taxas máximas de remoção encontradas pelo o autor foi de  $1,8\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$ , enquanto no segundo caso ( $\text{SST} < 15\text{mg/l}$ ) a média verificada foi de  $2,68\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$ . Os resultados foram alcançados em unidades de biodiscos e o a

afluente a estas unidades era previamente tratado. Neste pré-tratamento, além da remoção da matéria orgânica, reduzidas concentrações afluentes de SST, inferiores a 15mg/l, puderam ser alcançadas através da utilização de filtros.

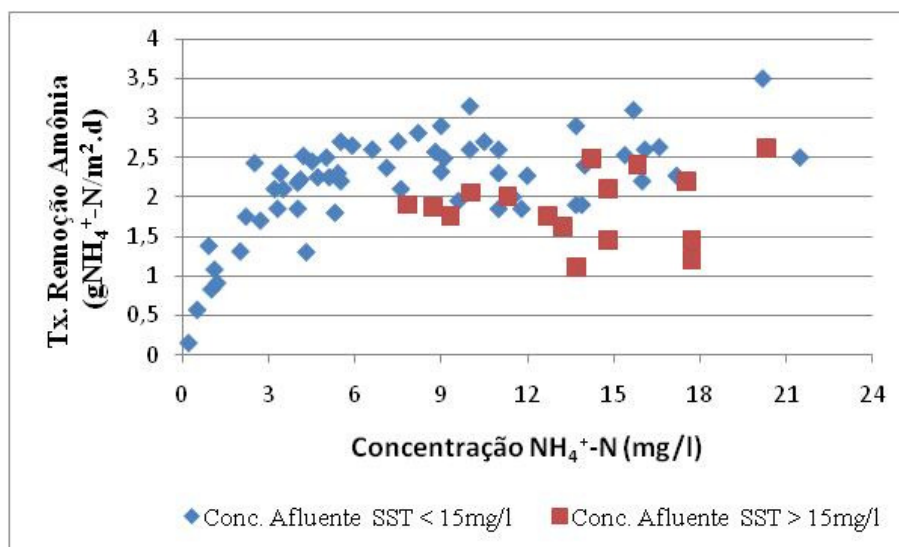


Figura 20 – Impacto dos SST sobre as Taxas de Remoção de Amônia

### 3.4.3 Interferência da Matéria Orgânica.

A presença da matéria orgânica no esgoto serve para promover o crescimento de microorganismos heterotróficos que passam a disputar oxigênio e espaço no meio suporte com os nitrificantes. Por possuírem taxas de crescimento muito superiores aos microorganismos nitrificantes, a biomassa heterotrófica compete com sucesso por oxigênio e espaço no meio suporte podendo assim impedir a presença da biomassa nitrificante no biofilme (WEF, 2005).

A inibição da nitrificação pela presença da matéria orgânica é claramente evidenciada através de perfis de concentração ao longo da profundidade do reator. O perfil de concentração ilustrado na Figura 21, retirado de um estudo realizado por PRESSINOTTI (2006), mostra que no topo do FBP (  $3\text{m} < H < 3,9\text{m}$ ) a degradação de DQO filtrada ocorre sem que haja qualquer oxidação de amônia. A oxidação da amônia somente pode ser percebida quando as concentrações de DQO filt se tornaram inferiores a 35mg/l. Com base nas equações de Monod, entende-se que a redução da concentração de DQO filt. causa a diminuição da taxa de crescimento dos microorganismos

heterotróficos propiciando condições à biomassa nitrificante de disputar oxigênio e espaço no meio suporte.

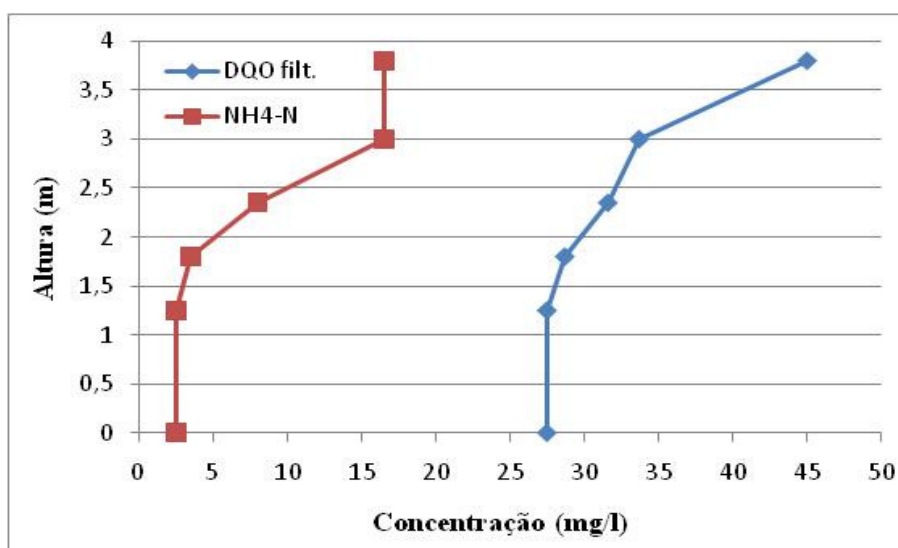


Figura 21 – Perfil das concentrações de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N e DQO filt. (PRESSINOTTI, 2006)

Outras literaturas especializadas também comentam a inibição do desenvolvimento da biomassa nitrificante devido à presença de matéria orgânica. WEF (2005) comenta que a biomassa no interior do FBP passa a ter uma porção significativa de microorganismos nitrificantes quando a DBO e a DBO solúvel não ultrapassam respectivamente 20 e 15mg/l no interior do reator. Segundo WANNER & GUJER (1984) e PARKER e RICHARDS (1986) *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* não conseguem se desenvolver a menos que a concentração de DBO solúvel no interior do reator torne-se inferior a 20mg/l.

A correlação entre a carga orgânica superficial de contato e a taxa de remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N pode ser interpretada da seguinte forma. O perfil vertical da concentração de DBO de um FBP submetido a reduzida carga orgânica superficial de contato tende a apresentar valores inferiores ao perfil vertical de um mesmo FBP em que se aplique elevada carga orgânica superficial de contato. Dessa forma, o FBP com menor carga orgânica superficial de contato provavelmente apresentará maior quantidade de biomassa nitrificante, pois segundo a equação de Monod quanto menor a concentração de DBO mais reduzida é a taxa de crescimento dos heterotróficos. A maior quantidade de biomassa nitrificante por sua vez implica na obtenção de maiores taxas de remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N o que colabora para ocorrência de maiores eficiências de remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.

Assim, adotar uma estratégia para obtenção de baixas concentrações de DBO efluente, indiretamente se torna uma forma de se obter efluentes melhor nitrificados. HARREMÖES (1981) correlacionou a eficiência de nitrificação com a concentração de DBO efluente e constatou que baixas eficiências são alcançadas quando as concentrações de DBO efluente são superiores a 20mg/l. O estudo também mostra que as eficiências de remoção de amônia são incrementadas à medida que a concentração de DBO efluente diminui. As conclusões do autor são contempladas pela Figura 22.

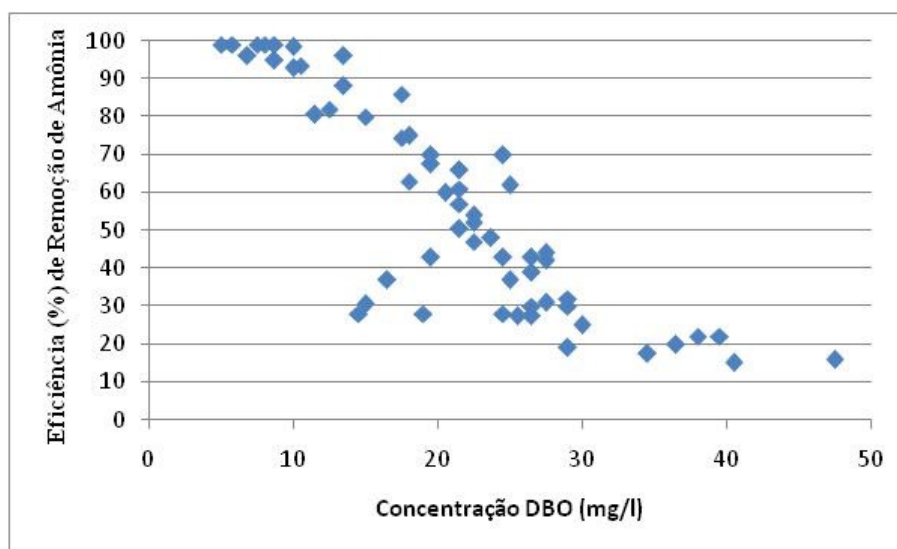


Figura 22 – Eficiência de nitrificação a partir da DBO (mg/l) efluente (HARREMÖES, 1981).

#### 3.4.4 Interferência da Taxa de Aplicação Superficial (TAS)

Segundo algumas fontes (PEARCE,2004; WEF,2000; PARKER *et al.*,1997; PARKER,1995; WEF,1992; PARKER *et al.* 1990; CRINE *et al.*, 1990 e MALINA *et al.*, 1971) a utilização de reduzidas TAS podem comprometer a eficiência de molhamento dos meios suporte com elevada superfície específica acarretando a obtenção de reduzidas taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , pois regiões não umedecidas não formam biofilme e portanto não contribuem na degradação do esgoto. Além disso, regiões não umedecidas favorecem o aparecimento de moscas (*Psychoda*) que podem exercer uma ação predatória ao biofilme nitrificante. O efeito adverso da predação sobre as taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  é discutido no item 3.4.7.

WEF (2000) comenta que as taxas de remoção de NTK esperadas a partir da utilização da Equação 9 somente são verificadas quando aplicadas TAS de aproximadamente 0,5 vezes a superfície específica do meio suporte.

CRINE *et. al.* (1990) investigou um FBP no qual o meio suporte plástico permaneceu apoiado sobre uma base subdividida em 293 seções quadradas com 9cm<sup>2</sup> de área. Esta subdivisão possibilitou investigar a distribuição do líquido dentro do reator através do monitoramento do fluxo em cada uma dessas seções. Quando utilizadas reduzidas TAS observou-se a inexistência de fluxo em diversas seções da base, evidenciando que a área total de meio suporte deixava de ser totalmente umedecida.

CRINE *et. al.* (1990) reporta da literatura uma fórmula que permite avaliar a eficiência de molhamento de meio suporte e encontra-se apresentada logo abaixo na Equação 11. Entretanto, esta equação foi desenvolvida em FBPs com distribuidor fixo de esgoto. Portanto, a aplicabilidade desta equação em distribuidores rotativos deve ser pesquisada. Quanto ao valor que deve ser atribuído para a constante “ $\Gamma$ ”, o autor com base em dados de seu experimento e de outros autores (ECKENFELDER *et al.*, 1972; BRUCE and MERKENS, 1973; HUTCHINSON, 1975; VAN DER GRAAF *et al.*, 1977) sugere a aplicação de um valor médio de 0,113.

$Ef (\%) = TAS / [TAS + (\Gamma \times A_s)]$  (Equação 11) Onde:

$Ef (\%)$  = Eficiência de molhamento

TAS = Taxa de aplicação superficial total (inclui recirculação) (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d)

$\Gamma$  = Taxa de fluxo periférico (m<sup>2</sup>/d)

$A_s$  = Superfície específica do meio suporte (m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>)

Entretanto, como conciliar a aplicação de reduzidas cargas superficiais de contato de DBO e NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N com TAS que possam garantir eficiências adequadas de molhamento do meio suporte? Segundo WEF (1992) o problema pode ser resolvido com o uso de recirculação e utilização de FBP com maiores alturas (7 a 12m). Deve-se atentar, porém, que a utilização de maiores alturas é justificada apenas quando utilizados meios suporte que apresentem elevado índice de vazios e reduzido peso específico. Do contrário, o FBP poderá vir a ter problemas de ventilação e custos elevados de construção civil. A fonte comenta também que a utilização de FBP de maior altura tem proporcionado

benefícios ao desempenho do processo somente em casos onde ocorre comprometimento da eficiência de molhamento.

### 3.4.5 Interferência da Recirculação

ALMEIDA (2007) reporta da literatura diversos benefícios que a recirculação do efluente pode proporcionar aos FBPs em termos de taxa de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . As vantagens citadas são:

- Efetuar a diluição do esgoto a ser tratado ;
- Garantir o umedecimento adequado do biofilme mesmo nas horas de reduzida vazão e o maior aproveitamento da superfície do meio suporte utilizado como material de enchimento;
- Controlar o crescimento do biofilme;
- Promover o incremento de concentrações de oxigênio dissolvido no afluente;
- Possibilitar um novo contato entre o substrato e a biomassa;
- Reintrodução de microorganismos nitrificantes ao FBP quando a recirculação praticada é do tipo Accelo.

Segundo JORDÃO & PESSÔA (2005), os tipos de recirculação praticados em FBPs comumente adotam um dos três arranjos citados a seguir.

- Sistema de recirculação do tipo Biofiltro: Este sistema de recirculação foi desenvolvido pela Companhia Dorr-Oliver e preconiza a recirculação do efluente do FBP para o afluente do decantador primário (Arranjo A);
- Sistema de recirculação do tipo Aerofiltro: Retorna o efluente do decantador secundário para o afluente do FBP (Arranjo B);
- Sistema de recirculação do tipo Filtro Accelo: Foi desenvolvido pela companhia Infilco e adota recircular o efluente do FBP para o afluente do próprio filtro (Arranjo C).

A Figura 23 ilustra os três tipos de arranjo de recirculação (A, B e C) comentados

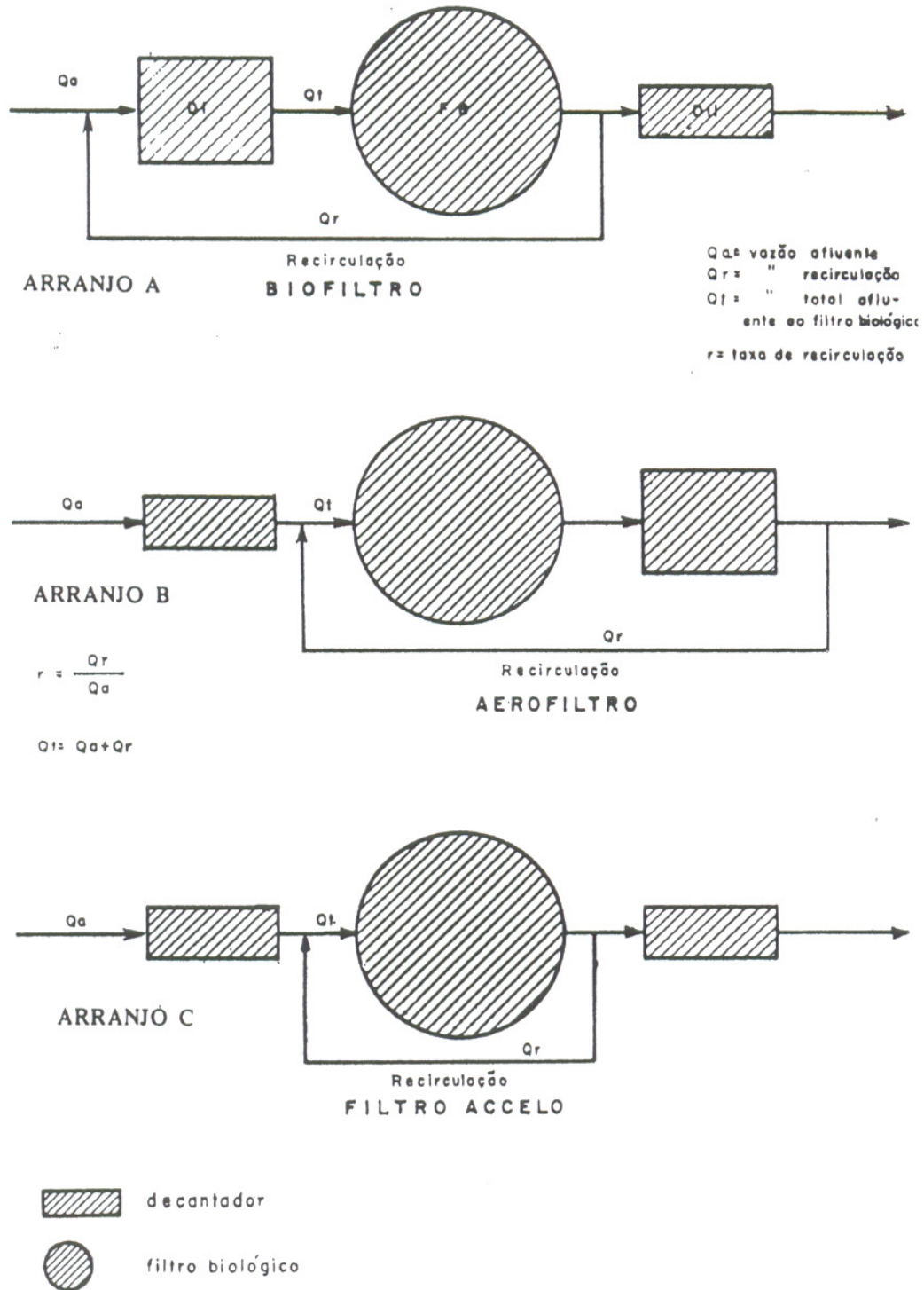


Figura 23 – Principais Arranjos de recirculação praticados em FBP. (JORDÃO & PESSÔA, 2005)

O principal parâmetro de controle da recirculação é denominado razão de recirculação (R) e é expressa a partir da Equação 12

$R = Q_r/Q_a$  (Equação 12), Onde:

R = Razão de Recirculação

$Q_r$  = Vazão do esgoto recirculado

$Q_a$  = Vazão do esgoto afluente à unidade.

### 3.4.6 Interferência do Meio Suporte

Segundo PARKER e RICHARDS (1986) a configuração geométrica do meio suporte pode exercer influência sobre as taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . Os autores demonstram o caso de dois FBPs que submetidos às mesmas condições operacionais apresentaram distintas eficiências de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . Os FBPs estudados estavam preenchidos com meios plásticos do tipo “blocos vertical flow” e “blocos cross flow”, sendo o último material aquele que apresentou melhor resultado. É possível que o “bloco vertical flow” tenha garantido um menor tempo de contato entre o líquido e a biomassa e que esta tenha sido a causa da menor eficiência apresentada (WEF, 2000).

A interferência da configuração do meio suporte também pode ser percebida no trabalho de ALMEIDA (2007). Analisando a Figura 10 e a Tabela 6 percebe-se que as aparas de conduíte é o meio suporte de maior superfície específica e portanto foi submetido às menores cargas superficiais de contato de DBO e N-amoniacoal. Entretanto foi aquele que menor eficiência apresentou. Os anéis e os sistemas DHS também podem ser comparados. Embora estejam submetidos a semelhantes cargas superficiais de contato de DBO e N-amoniacoal, por possuírem superfícies específicas próximas, nota-se que o sistema DHS apresentou uma eficiência quase 50% superior aos anéis. Por fim, cabe ressaltar que a melhor eficiência obtida aconteceu com a escória de alto forno, justo aquele meio suporte com menor superfície específica.

### 3.4.7 Influência de Predadores

Diversos estudos têm relatado a presença de predadores de biofilme em FBPs. GUJER & BOLLER (1986), observaram a presença de moscas (*psychoda*) e vermes numa unidade em escala piloto. Num outro estudo, PALSDOTTIR & BISHOP (1997) identificaram lesmas no biofilme. Lesmas, vermes e moscas (*psychoda*) foram também observadas por PARKER *et al.* (1989). ANDELL *et al.* (1993) (citado por ANDERSON

*et al.*, 1994), identificou 11 espécies de microfauna num biofilme de FBP sendo os vermes das famílias Nadidae e Enchytraeidae as espécies dominantes (indivíduos/m<sup>2</sup>). Neste mesmo estudo, moscas (*psychoda*), lesmas e insetos também foram identificados. A presença de moscas (*psychoda*), vermes, lesmas e insetos em biofilmes de FBPs é comentada também por outros autores (METCALF & EDDY, 1991; JORDÃO & PESSÔA, 2005 e WEF, 1992).

A literatura discute que tais predadores podem exercer efeitos extremamente adversos às taxas de remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N. Segundo LEE e WELANDER (1994) e WEF (1992), a população de nitrificantes pode ser depreciada pela presença destes predadores, o que ocasiona uma subsequente perda na capacidade de nitrificação. Eles podem também provocar grande variabilidade das taxas de remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N (ALMEIDA, 2007).

Algumas técnicas têm sido propostas no intuito de controlar o crescimento de moscas. BOLLER e GUJER (1986) inspecionaram o interior de um FBP e constataram que a carga hidráulica de 48 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d não garantia uma boa eficiência de molhamento da área superficial de um meio suporte com superfície específica de 230m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>. As moscas aproveitavam-se então dessas regiões do meio suporte não umedecidas para depositarem seus ovos. Os autores ao incrementar a carga hidráulica para 72 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d observaram que o número de ovos por m<sup>2</sup> reduziram-se de 26 para quantidades negligenciáveis e um aumento na taxa de remoção de amônia conseqüentemente ocorreu.

Outras técnicas no intuito de reduzir o aparecimento de moscas tem tido sucesso. JORDÃO & PESSÔA (2005) recomendam inundar o meio suporte durante, no mínimo, 24 horas, considerando-se que o intervalo de cada inundação é estabelecido pelas observações da proliferação periódica de moscas. PARKER *et al.* (1989) também recomenda esta técnica para controle de moscas.

#### **3.4.8 Interferência da Temperatura.**

A discussão sobre o impacto das variações de temperatura nas taxas de remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N em sistemas com biofilmes é complexa, pois diferentes efeitos ela poderá causar. De modo resumido, três aspectos merecem destaque: a correlação entre temperatura e a taxa de crescimento específico máxima ( $\mu_{m\acute{a}x}$ ), o impacto da

temperatura nos coeficientes de difusão das espécies reagentes e o impacto da temperatura nas concentrações de oxigênio.

### Correlação entre temperatura e as taxas de crescimento específica ( $\mu$ )

As taxas de crescimento específico máxima ( $\mu_{\text{máx}}$ ) de organismos nitrificantes apresentam incrementos com o aumento da temperatura. No EPA (1993) encontram-se valores para *nitrosomonas* de  $0,3 \text{ d}^{-1}$  para  $10 \text{ }^{\circ}\text{C}$ ,  $0,65 \text{ d}^{-1}$  para  $20 \text{ }^{\circ}\text{C}$  e  $1,2 \text{ d}^{-1}$  para  $30 \text{ }^{\circ}\text{C}$ . Considerando que a velocidade de consumo de substrato aumenta diretamente proporcional com o incremento de  $\mu_{\text{máx}}$ , pode-se considerar que o aumento da temperatura traz benefícios ao processo de nitrificação.

### Impacto da temperatura nos coeficientes de difusão

Segundo OKEY e ALBERTSON (1989,b) os coeficientes de difusão do oxigênio e da Amônia ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) tendem a aumentar com o incremento da temperatura conforme ilustra a Figura 24. Deve-se lembrar que a Equação 7 demonstra que o transporte de substrato no biofilme aumenta diretamente proporcional com o incremento do coeficiente de difusão. Assim, o incremento da temperatura é benéfico ao processo de nitrificação.

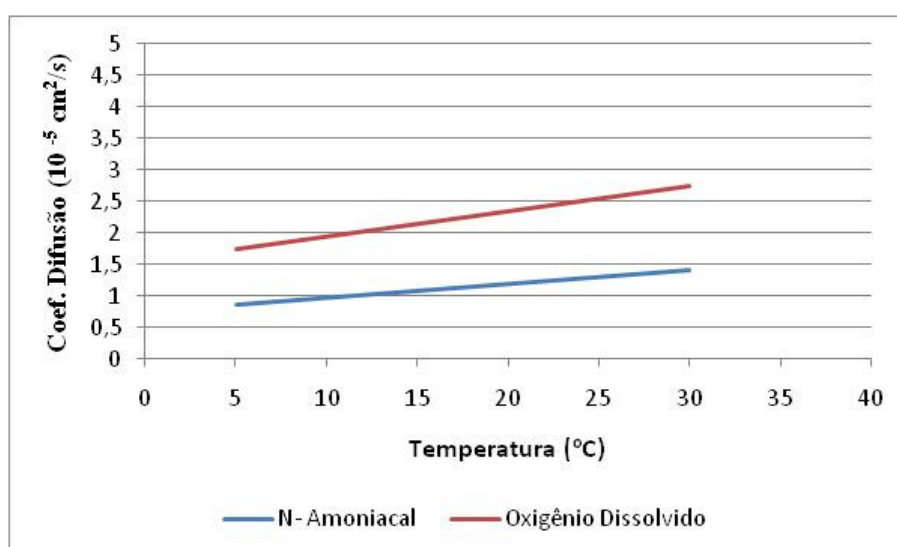


Figura 24 – Correlação entre temperatura e coeficientes de difusão para oxigênio e amônia ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) (OKEY e ALBERTSON, 1989b).

### **Impacto da temperatura nas concentrações de oxigênio dissolvido.**

A solubilidade do oxigênio tende a decrescer com o aumento da temperatura (JORDÃO & PESSÔA, 2005). Considerando ser o OD o substrato limitante ao processo de nitrificação, na maioria dos casos, entende-se que o aumento da temperatura produz um efeito adverso ao processo de nitrificação.

Percebe-se, portanto, que o incremento da temperatura pode provocar ao mesmo tempo efeitos benéficos e adversos às taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  em sistemas com biofilmes. Na literatura, percebe-se discordâncias entre autores sobre o efeito da temperatura nas taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

De um modo geral, WEF (1992) comenta que o incremento da temperatura tem proporcionado benefícios em casos de FBPs que normalmente apresentam elevadas taxas de remoção de amônia. Entretanto, efeitos não têm sido verificados em FBPs que apresentam menores taxas de remoção de amônia. A mesma fonte comenta que fatores como disponibilidade de OD, competitividade da biomassa heterotrófica, ciclos de “sloughing”, predadores, eficiência de molhamento e substâncias tóxicas podem obscurecer a avaliação do efeito da temperatura em sistemas de tratamento com biofilme.

Para EPA (1998), a temperatura do esgoto não tem influência sobre o desempenho de FBPs quando valores superiores a  $15^\circ\text{C}$  são observados. Um estudo realizado por PRESSINOTTI (2006) vai ao encontro da conclusão de EPA (1998). Após operar um FBP com esgoto a temperatura de  $25^\circ\text{C}$ , o autor não encontrou diferenças de desempenho em relação a outros estudos com temperaturas próximas a  $10^\circ\text{C}$ .

### **3.4.9 Inteferência do pH e da Alcalinidade**

A literatura especializada tem demonstrado em testes realizados com culturas puras e em sistemas de tratamento com biomassa dispersa, como lodos ativados, que o pH exerce uma enorme influência no processo de nitrificação. JORDÃO & PESSÔA (2005) citam que a nitrificação praticamente cessa quando valores de pH tornam-se inferiores a

6,3. Os mesmos autores recomendam que a faixa ideal de pH encontra-se entre 7,2 e 8,6. Para CULP *et al.* (1980) o valor ideal de pH é 8,4.

No caso de sistemas com biofilme, o efeito do pH sobre as taxas de remoção de amônia é muito pouco comentado na literatura. De um modo geral, nestes sistemas de tratamento a nitrificação parece não ser tão influenciada por valores de pH. BIESTENFELD *et al.* (1992) observaram que as taxas de remoção de amônia não apresentaram boa correlação com uma variação de pH que oscilou entre 7 e 7,5. Entretanto, é recomendável a manutenção de pH próxima a neutralidade evitando-se a conversão de íon amônio ( $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ) em amônia livre ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) e a conversão de nitrito ( $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ) em ácido nitroso ( $\text{HNO}_2\text{-N}$ ), pois tais substâncias são potencialmente tóxicas à biomassa nitrificante. O efeito adverso destas substâncias é mais bem comentado no item 3.4.9.

Conforme já discutido no item 3.1, a nitrificação exerce uma demanda teórica de aproximadamente  $7,1\text{gCaCO}_3/\text{gNH}_4^+\text{-N}$  oxidada. Isto significa dizer que uma redução de  $30\text{ mgNH}_4^+\text{-N/l}$  na massa líquida provocaria um decréscimo de alcalinidade de aproximadamente  $213\text{ mg CaCO}_3/\text{l}$ . Segundo LOEWENTHAL e MARAIS (1977) quando a alcalinidade cai abaixo de  $40\text{ mg CaCO}_3/\text{l}$  há sérios problemas de redução drástica de pH. Já WEF (2005) recomenda que a alcalinidade seja mantida numa faixa entre  $50$  e  $100\text{ mg CaCO}_3/\text{l}$  no mínimo, a fim de evitar a depreciação do pH.

Segundo VON SPERLING (2005) a alcalinidade dos esgotos domésticos varia numa faixa que vai de  $100$  a  $250\text{ mg CaCO}_3/\text{l}$ . Sendo assim, é possível que em muitos casos seja necessário adicionar alcalinidade ao esgoto a fim de se obter elevadas eficiências de nitrificação.

#### **3.4.10 Interferência de Inibidores**

Segundo FERREIRA (2000) determinadas substâncias inorgânicas, incluindo alguns metais, são inibitórios para as nitrificadoras. Os metais pesados, em concentrações da ordem de  $10$  a  $20\text{mg/l}$  pode ser bem tolerados pelas nitrificadoras numa faixa de pH de  $7,5$  a  $8,0$ . Os compostos inorgânicos identificados como inibidores potenciais da nitrificação são os seguintes: Zinco, cianetos, percloratos, cobre, mercúrio, cromo,

níquel, prata, cobalto, tiocianatos, azida de sódio, hidrazina, cromato de potássio, cádmio, arsênico trivalente, fluoretos, chumbo e sulfetos.

Das substâncias inorgânicas citadas acima, chama-se a atenção para o sulfeto caso o FBP estiver desempenhando o papel de pós-tratamento de um algum sistema anaeróbio. Deve-se lembrar que tecnologias anaeróbias formarão sulfeto sempre que existir sulfato no afluente. Segundo AESOY *et al.* (1998) uma concentração de sulfeto superior a 0,5 mg/l pode causar efeitos consideravelmente negativos para a atividade nitrificante.

Deve-se ressaltar também que os microorganismos nitrificadores são sensíveis a certas formas de nitrogênio, como amônia não ionizada ou amônia livre (NH<sub>3</sub>-N) e ácido nitroso (HNO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N). Segundo FERREIRA (2000) a amônia livre começa a inibição das *Nitrossomonas* em concentrações de 10 – 150 mg/l e da *Nitrobacter* a partir de 1,0 mg/l. O ácido nitroso inicia a inibição das *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* na faixa de concentração de 0,22 – 2,8 mg/l. As concentrações tanto do ácido nitroso como da amônia livre são diretamente dependentes do pH e da temperatura, e das concentrações respectivas de amônia ionizada (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N) e nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>-N) conforme demonstra as Equações 13 e 14 (ANTHONISEN, 1976 e WIESMANN, 1994).

- Concentração de amônia livre (Equação 13)

$$S_{\text{NH}_3} = [(S_{\text{NH}_3} + S_{\text{N}}) \times 10^{\text{pH}}] / \{ [e^{6344/(273 + t)}] + 10^{\text{pH}} \} \quad \text{Onde:}$$

$S_{\text{NH}_3}$  = Concentração de amônia livre (NH<sub>3</sub>-N)

$S_{\text{N}}$  = Concentração de amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N)

t = Temperatura em graus Celcius (°C)

- Concentração de ácido nitroso (Equação 14)

$$S_{\text{HNO}_2} = S_{\text{NO}_2} / \{ [e^{-2300/(273 + t)}] \times 10^{\text{pH}} \} \quad \text{Onde:}$$

$S_{\text{HNO}_2}$  = Concentração de ácido nitroso (HNO<sub>2</sub>-N)

$S_{\text{NO}_2}$  = Concentração de nitrito (NO<sub>2</sub>-N)

t = Temperatura em graus Celcius (°C)

Os organismos nitrificadores são suscetíveis também a vários inibidores orgânicos. A Tabela 8 a seguir mostra uma lista de substâncias orgânicas que causam algum grau de inibição.

Tabela 8- Compostos orgânicos inibidores da nitrificação

<b>Composto</b>	<b>Concentração que gera 50% inibição, mg/l</b>
Acetona	2000
Dissulfeto de carbono	38
Clorofórmio	18
Etanol	2400
Fenol	5,6
Etileno diamina	17
Hexametileno diamina	85
Anilina	<1
Monoetanolamina	<200

Fonte: FERREIRA (2000)

## 4 MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Descrição do Aparato Experimental

A pesquisa foi conduzida no Centro Experimental de Tratamento de Esgotos da Universidade Federal do Rio de Janeiro (CETE/UFRJ). O aparato experimental da pesquisa foi composto por grade de barras, desarenador, reator UASB, Filtro Biológico Percolador e decantador secundário. Um dispositivo para recirculação do efluente do FBP foi ainda implantada de modo que fosse possível praticar a modalidade de recirculação do tipo Accelo. A Figura 25 ilustra o fluxograma das unidades de tratamento utilizadas no experimento. Em seguida, cada item deste aparato é comentado com maiores detalhes.

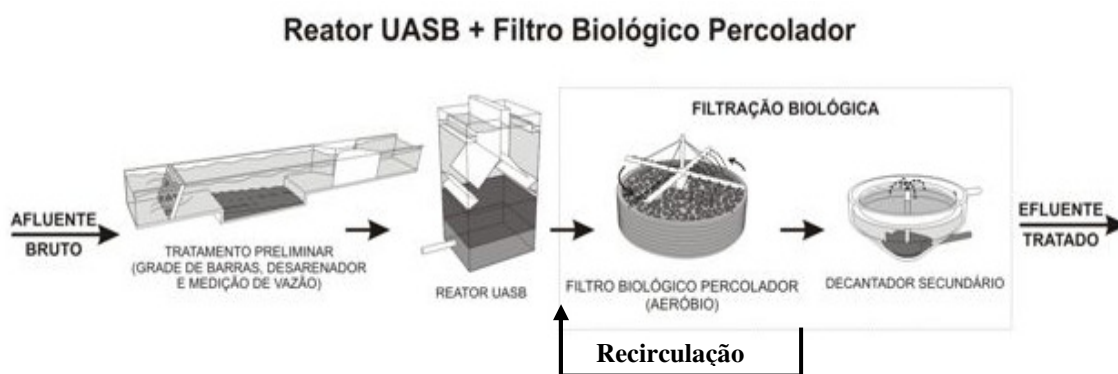


Figura 25 – Fluxograma do aparato experimental

#### 4.1.1 Grade de Barras e Desarenador

O esgoto passava inicialmente por uma fase preliminar de tratamento composta por uma grade de barras e um desarenador, ambos localizados dentro de um mesmo canal. A grade de barras era do tipo média, com dimensões de ¼” por 2” e espaçamento de 1”. Já o desarenador, do tipo canal, apresentava as seguintes dimensões: 0,40m de largura e 2,5m de comprimento. Semanalmente, manualmente, os resíduos retidos na grade e no desarenador eram removidos de modo a garantir o bom funcionamento da etapa preliminar. A Figura 26 a seguir ilustra o canal dotado de grade de barras e desarenador.

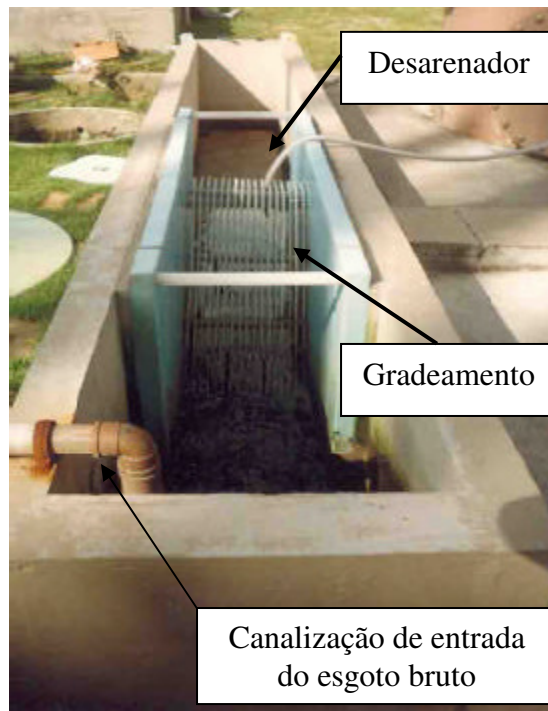


Figura 26 - Tratamento preliminar: grade de barras e desarenador

#### 4.1.2 Reator UASB

Após passar pelo tratamento preliminar, o esgoto era encaminhado por gravidade a uma estação elevatória de onde se realizava a alimentação do reator UASB. O recalque era feito continuamente por uma bomba submersível modelo ABS Robusta 400, e o controle de vazão era realizado por meio de um registro instalado na tubulação de alimentação. A Figura 27 ilustra a estação elevatória e a tubulação de alimentação com o registro de controle de vazão. O reator UASB apresentava um volume útil de  $22\text{m}^3$  e tinha capacidade para atender a uma população da ordem de 500 habitantes. A Figura 28 ilustra a vista do reator UASB e, em seguida, a Tabela 9 apresenta as principais características deste reator.



Figura 27 - Vista da estação elevatória e da tubulação de alimentação do reator UASB provida de registros para controle de vazão



Figura 28 - Vista do reator UASB

Tabela 9 - Características do reator UASB

Material	Fibra de vidro
Diâmetro interno (m)	2,5
Altura total (m)	5,0
Volume útil (m <sup>3</sup> )	22,0

O esgoto então era recalcado desde a elevatória para parte superior do reator onde existia uma caixa de distribuição composta de três vertedores Thompson nos quais era possível verificar a vazão afluyente à unidade. A Figura 29 ilustra a caixa de distribuição (a) e os vertedores Thompson (b)

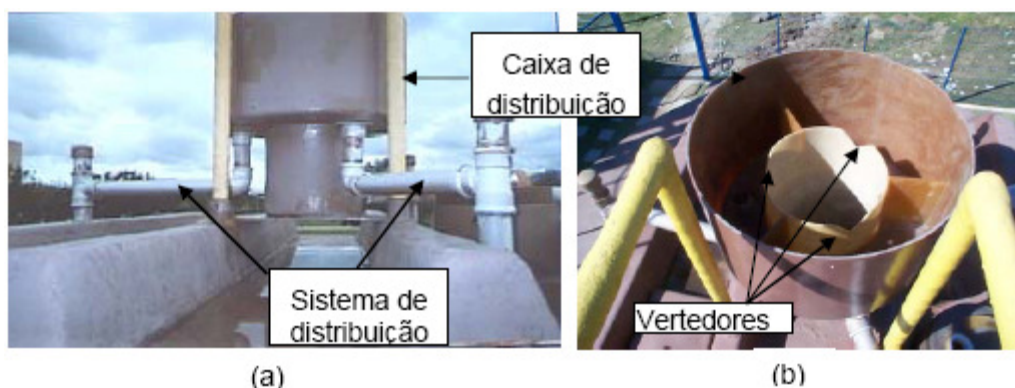


Figura 29 - Vista do topo do reator e detalhe da caixa e do sistema de distribuição do esgoto afluyente (a) e vertedores Thompson (b).

#### 4.1.3 Filtro Biológico Percolador

O efluente do reator UASB era encaminhado por gravidade a uma segunda estação elevatória de onde se procedia a alimentação do FBP. O recalque do esgoto para a parte superior do FBP era feito por uma bomba da marca “NEMO” NETZSCH modelo NM021BY01L06B , e o controle de vazão era realizado através de um inversor de frequência da marca WEG modelo CFW08 0040 B 2024 PSZ – 4A – T – IP20. Os detalhes (a) e (b) da Figura 30 ilustram esse sistema de recalque.

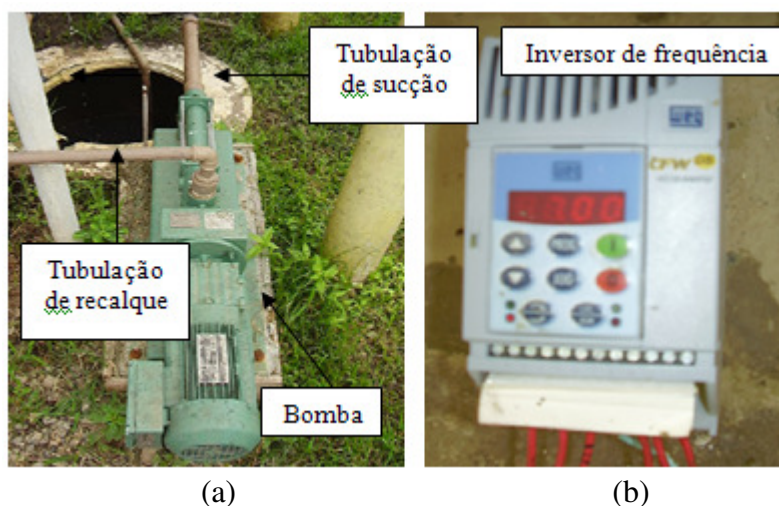


Figura 30 - Detalhes do sistema de recalque do Filtro Biológico Percolador

O esgoto, após ser recalcado ao topo do reator, era distribuído igualmente sobre o meio suporte por meio de um sistema de distribuição do tipo fixo, construído a partir de várias tubulações de pvc perfuradas com diâmetro de 25mm. A cada dois dias, a alimentação do FBP era interrompida por cinco minutos para limpeza do sistema distribuidor, de modo a evitar a ocorrência de entupimentos. A Figura 31 ilustra o sistema de distribuição utilizado em funcionamento. Em seguida, a Figura 32 fornece uma vista do FBP destacando seus principais detalhes construtivos e a Tabela 10 apresenta suas principais características.



Figura 31 - Sistema de distribuição do FBP em funcionamento

Tabela 10 - Características do FBP

Material	Fibra de vidro
Área superficial (m <sup>2</sup> )	1,0 (1m x 1m)
Altura útil (m)	3,0
Volume útil (m <sup>3</sup> )	3,0
Janelas de ventilação (unid.)	4

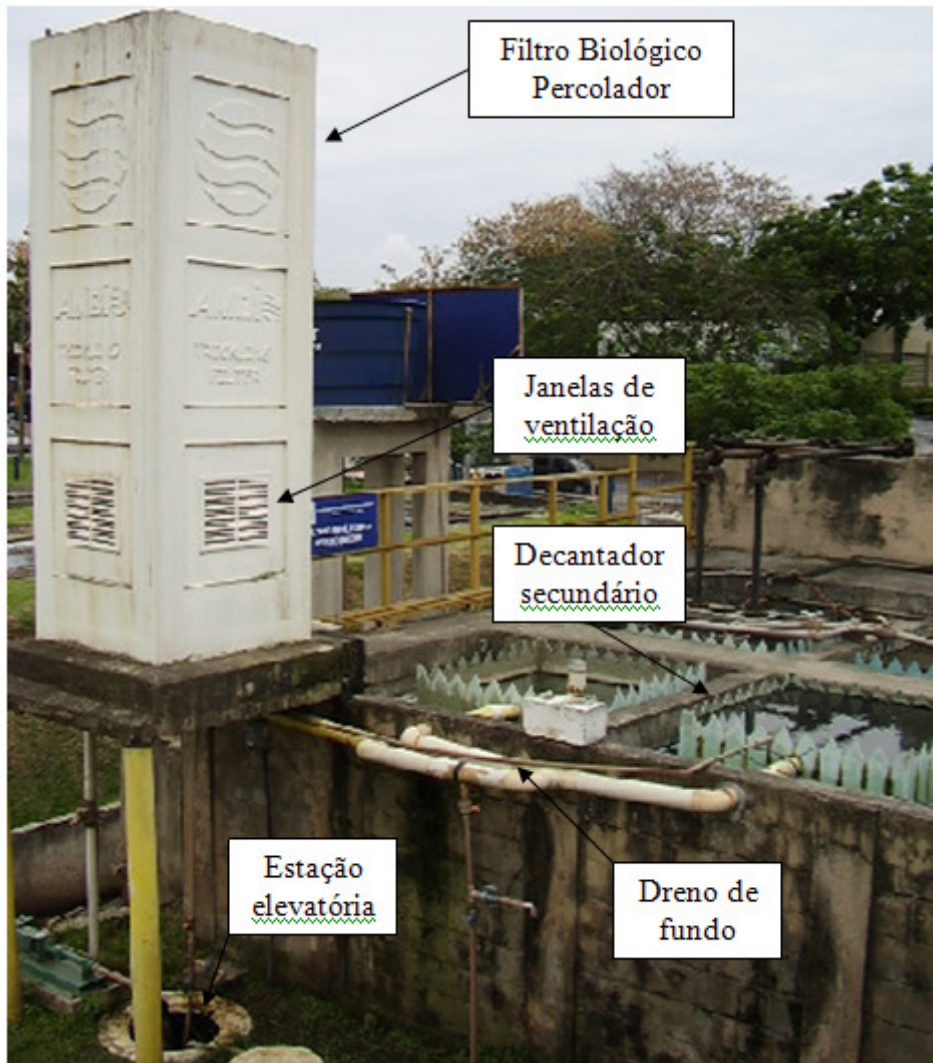


Figura 32 - Vista do FBP e seus principais detalhes construtivos

O meio suporte utilizado ao longo da pesquisa foi do tipo anel randômico, fornecido pela empresa AMBIO. Sua superfície específica era de  $80\text{m}^2/\text{m}^3$  e seu índice de vazios era de 95%. O produto entre a superfície específica do meio suporte e o volume útil do reator indicou uma área superficial total de meio suporte de  $240\text{m}^2$  no interior do reator. A Figura 33 ilustra o anel randômico utilizado.



Figura 33 - Meio suporte do tipo anel randômico da empresa AMBIO

#### 4.1.4 Decantador Secundário

Após percolar o meio suporte, o esgoto era encaminhado a um decantador secundário através de um dreno de fundo localizado na base do FBP conforme já ilustrado anteriormente na Figura 32. O decantador secundário utilizado era estruturado em fibra de vidro com seção superficial quadrada de lado igual a 1,7m e volume tronco-piramidal com profundidade total de 2,2m, sendo 0,40m correspondentes ao volume de sedimentação. A Tabela 11 a seguir apresenta as principais características do decantador secundário. Em seguida, a Figura 34 ilustra a unidade de decantação secundária do FBP.

Tabela 11 - Características do decantador secundário

Material	Fibra de vidro
Comprimento (m)	1,7
Largura (m)	1,7
Altura (m)	2,2
Volume útil (m <sup>3</sup> )	2,7

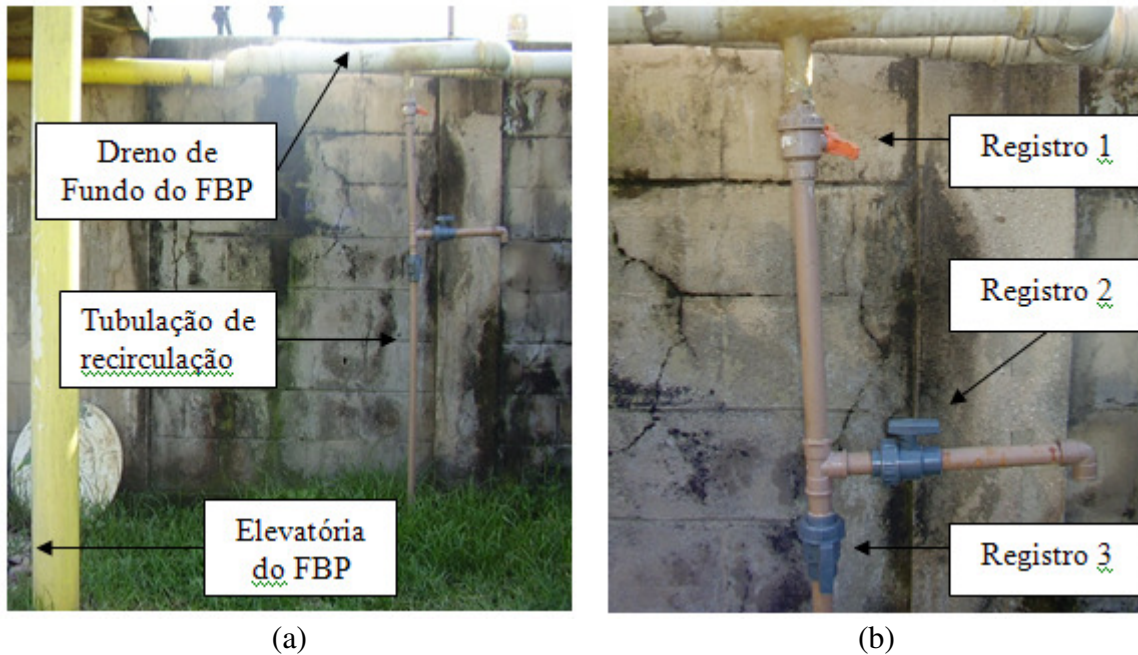


Figura 34- Decantador secundário do FBP

#### 4.1.5 Tubulação de Recirculação

Do dreno de fundo do FBP era derivada uma tubulação que permitia recircular o esgoto efluente do FBP de volta para a elevatória de alimentação desta unidade, sem que passasse pelo decantador secundário, caracterizando portanto a modalidade de recirculação como do tipo Accelo.

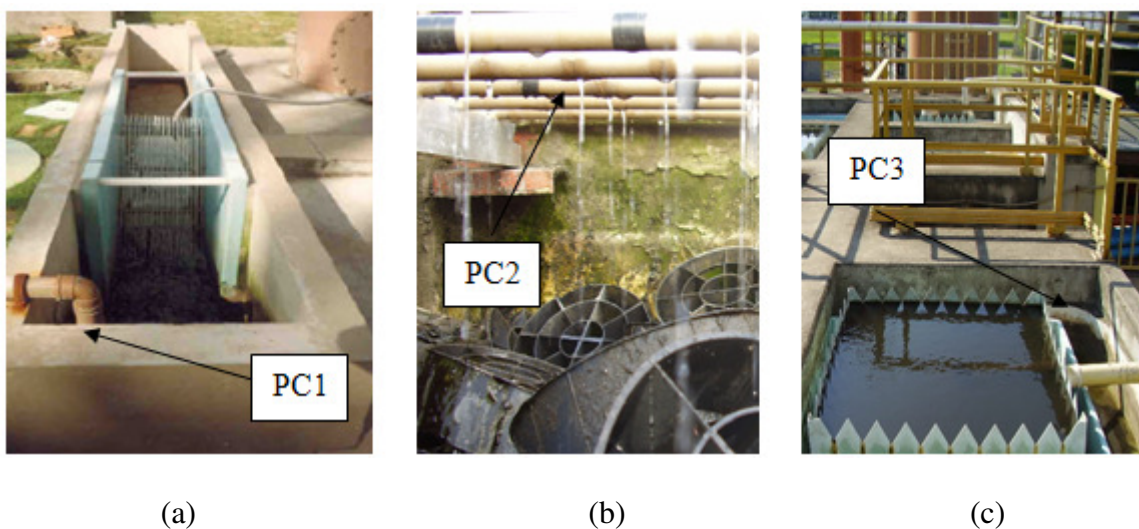
A tubulação de recirculação dispunha de três registros, de modo que fosse possível controlar a vazão de recirculação do FBP. Fechando-se o registro n° 3 e abrindo-se o registro n° 2, era possível mediante medição volumétrica, quantificar a vazão de recirculação praticada. Já o controle de vazão era realizado por meio do ajuste no registro n° 1. Uma vez ajustado, fechava-se o registro n°2 e abria-se novamente o registro n°3, de modo que o esgoto recirculado voltasse a ser encaminhado para a elevatória. Os detalhes (a) e (b) da Figura 35 ilustram a tubulação de recirculação e os três registros de controle.



(a) (b)  
 Figura 35 - Sistema de recirculação do efluente do FBP

#### 4.2 Plano de Amostragem e Parâmetros Físico-Químicos Avaliados

O plano de amostragem definiu três pontos fixos para coleta de amostras do esgoto bruto afluente ao reator UASB (PC1) e do afluente (PC2) e do efluente (PC3) do FBP, conforme ilustram os detalhes (a), (b) e (c) da Figura 36. Como é possível notar, o esgoto bruto era coletado na canalização de entrada do tratamento preliminar, o afluente do FBP coletava-se junto ao sistema distribuidor, localizado na parte superior do reator, e o efluente do FBP era coletado na canaleta do decantador secundário.



(a) (b) (c)  
 Figura 36 – Pontos de coleta das amostras do esgoto bruto, afluente e efluente do FBP

O esgoto bruto, o afluyente e o efluente do FBP foram caracterizados por amostras compostas, coletadas de hora em hora, entre as 8:00 e 15h, com frequência de amostragem de uma vez por semana. Durante o período da coleta, as amostras eram armazenadas em frascos plásticos de 1 litro, sob refrigeração a 4°C, no intuito de preservar suas características físico-químicas. Ao fim da coleta, estas amostras eram transportadas para o Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente (LEMA) onde eram processadas as análises de DQO, DBO, SST, NTK,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2^-\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3^-\text{-N}$ , pH, alcalinidade e sulfetos. A Tabela 12 apresenta as metodologias utilizadas para a avaliação de cada um desses parâmetros. Concentrações de amônia livre e ácido nitroso também foram respectivamente calculadas com base nas Equações 13 e 14 anteriormente apresentadas.

Tabela 12 – Metodologias usadas para determinação de parâmetros físico-químicos

<b>Parâmetro</b>	<b>Metodologia</b>	<b>Referência</b>
DQO	Método 5220D – Refluxo Fechado Colorimétrico	AWWA, 1998
DBO	Método 5210B – Incubação 5 dias	AWWA, 1998
SST	Método 2540D – Secagem 103 a 105 °C – Parte 2	AWWA, 1998
NTK	Método 4500 – N-org. – C – Método Semi-Micro Kjeldahl – Parte 4	AWWA, 1998
$\text{NH}_4^+\text{-N}$	Método 4500 – $\text{NH}_3\text{F}$ – Método do Indofenol	AWWA, 1998
$\text{NO}_2\text{-N}$	Método 4500 – $\text{NO}_2\text{D}$ – Método Colorimétrico – Parte 4	AWWA, 1998
$\text{NO}_3\text{-N}$	Método 8171 (Cadmium Reduction Method)	HACH, 2000
pH	Método 4500B – Potenciométrico – Parte 4	AWWA, 1998
Alcalinidade	Método MF – 441 R1 – Titulometria com Indicador	FEEMA, 1983
Sulfeto	Método 8131 - Azul de Metileno	HACH, 2000

Além destes parâmetros foram também mensuradas a temperatura e a concentração de OD (mg/l) do efluente do FBP bem como a temperatura do ar atmosférico. Tais parâmetros foram analisados “in loco” através da utilização de um oxímetro de campo, modelo DO 5510 da marca LUTRON, conforme ilustram os detalhes (a) e (b) da Figura 37. O detalhe (a) ilustra uma situação na qual está sendo realizada a medição de temperatura e OD (mg/l) de uma amostra coletada do efluente do FBP. Já o detalhe (b) caracteriza uma situação de medição da temperatura do ar atmosférico.



Figura 37 – Medição “in loco” de OD (mg/l) e temperatura

A temperatura e o OD eram ambos medidos duas vezes por dia, sempre às 10h e às 13h, nos mesmos dias em que foram realizadas as coletas das amostras enviadas ao LEMA.

Durante a elaboração do plano de amostragem, entendeu-se que a canaleta do decantador secundário não era o ponto de coleta mais apropriado para caracterização da concentração de OD do efluente do FBP, pois a ação de ventos no local poderia superestimar este resultado. Optou-se então por realizar a coleta a partir da tubulação de recirculação do FBP, por meio do fechamento do registro número 3 e da abertura do registro número 2, conforme ilustra a Figura 38. Como a medição de temperatura e OD ocorriam simultaneamente no oxímetro, enfatiza-se que a temperatura do efluente do FBP foi mensurada na mesma amostra coletada para análise de OD.



Figura 38 – Procedimento de coleta do efluente do FBP para análise de OD e temperatura

Ressalta-se, entretanto, que todos os outros parâmetros analisados no efluente do FBP referiram-se a amostras coletadas na canaleta do decantador secundário, conforme já discutido e ilustrado através do detalhe (c) da Figura 36.

#### 4.3 Fases Experimentais e Condições Operacionais da Pesquisa

O interior do FBP foi preenchido com os anéis randômicos no dia 13 de dezembro de 2007 e neste mesmo dia o sistema entrou em operação com uma TAS de  $10\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ , dando-se início à primeira fase da pesquisa (FB-1). Nesta, praticou-se também recirculação do tipo Accelo com uma razão de recirculação igual a 1. Já o reator UASB vinha sendo operado com um tempo de detenção hidráulico de 5 horas desde 30 de março de 2005. Estas condições operacionais foram mantidas por 105 dias dando-se por encerradas em 26 de março de 2008.

No dia 27 de março de 2008 foi iniciada a segunda fase da pesquisa (FB-2), por meio da nova condição operacional, excluindo-se a manobra de recirculação do efluente do FBP. Já o tempo de detenção hidráulico do reator UASB e a TAS do FBP foram mantidos em 5 horas e  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ , respectivamente. Estas condições operacionais foram mantidas por 91 dias dando-se por encerradas em 25 de junho de 2008.

Por fim, no dia 26 de junho de 2008 foi iniciada a terceira e última fase da pesquisa (FB-3). Nesta fase a TAS do FBP foi reduzida para  $5\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  e nenhum tipo de recirculação foi praticada. Em relação ao reator UASB, o tempo de detenção hidráulico permaneceu inalterado em 5 horas. Estas condições operacionais foram mantidas por 42 dias dando-se por encerradas em 6 de agosto de 2008.

As diferentes TAS aplicadas ao FBP ao longo da pesquisa resultaram em diferentes tempos de detenção hidráulico e diferentes TAS no decantador secundário. Durante as fases FB-1 e FB-2, o decantador secundário recebeu uma TAS de  $3,46\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ , originando um tempo de detenção hidráulico de 6 horas e 28 minutos. Já na fase FB-3, a TAS aplicada foi de  $1,73\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  o que gerou um tempo de detenção hidráulico de 12 horas e 56 minutos. A seguir a Tabela 13 apresenta uma síntese das condições hidráulicas operacionais praticadas ao longo das diferentes fases da pesquisa.

Tabela 13 – Síntese das fases experimentais e respectivas condições operacionais

Fase	Período	Duração (d)	UASB	FBP		Decantador Sec.	
			TDH (h)	TAS ( $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ )	Razão de Recirculação (R)	TAS ( $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ )	TDH (h)
FB-1	Dez/07 – Mar/08	105	5	10	1	3,46	6h 28'
FB-2	Mar/08 – Jun/08	91	5	10	-	3,46	6h 28'
FB-3	Jul/08 – Ago/08	42	5	5	-	1,73	12h 56'

Ao longo da pesquisa, distintas cargas superficiais de contato de DBO, NTK e N-amoniaco foram de fato aplicadas, o que também colaborou para diferenciar as fases FB-1, FB-2 e FB-3. Ressalta-se que na Fase FB-1 as concentrações afluentes ao FBP foram oriundas da mistura entre o efluente do reator UASB e o efluente recirculado do FBP, e neste sentido, as cargas superficiais de contato aplicadas foram calculadas considerando-se a razão de recirculação, ou seja, a TAS utilizada foi de  $20\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ . A

Tabela 14 ilustra as médias das cargas superficiais de contato de DBO, NTK e N-amoniaco aplicadas nas diferentes fases operacionais.

Tabela 14 – Médias das cargas superficiais de contato de DBO, NTK e N-amoniaco aplicadas nas diferentes fases operacionais.

Fase	Período	Duração (d)	Carga Superficial de Contato de DBO (gDBO/m <sup>2</sup> .d)	Carga Superficial de Contato de NTK (gNTK/m <sup>2</sup> .d)	Carga Superficial de Contato de NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N (gNH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N/m <sup>2</sup> .d)
FB-1	Dez/07 – Mar/08	105	3,4	3,4	2,0
FB-2	Mar/08 – Jun/08	91	1,7	2,0	1,5
FB-3	Jul/08 – Ago/08	42	1,0	1,1	0,8

#### 4.4 Testes Estatísticos

Foram realizados testes estatísticos de hipóteses, não paramétricos, do tipo Kruskal-Wallis, para a investigação da existência de diferenças significativas entre os resultados das diferentes fases da pesquisa. Estes foram realizados com o auxílio do programa Statistica 6.0 da Statsoft.

A escolha pela utilização de testes do tipo não paramétrico baseou-se em publicações que têm demonstrado que as concentrações afluentes e efluentes de estações de tratamento de esgotos seguem uma distribuição log-normal (METCALF & EDDY, 2003; OLIVEIRA, 2006).

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 Avaliação da Eficiência de Molhamento do Meio Suporte.

De acordo com a revisão bibliográfica (PEARCE,2004; WEF,2000; PARKER *et al.*,1997; PARKER,1995; WEF,1992; PARKER *et al.* 1990; CRINE *et al.*, 1990 e MALINA *et al.*, 1971) a elevada superfície específica dos meios suporte plásticos pode não ser totalmente umedecida quando aplicadas reduzidas TAS. A Equação 11, proposta por CRINE *et al.* (1990), foi utilizada para a construção do gráfico apresentado na Figura 39. Este gráfico correlaciona a TAS com a eficiência de molhamento do meio suporte utilizado na pesquisa, permitindo assim estimar a porcentagem da área total de meio suporte que foi efetivamente umedecida em cada fase experimental. Além disso, os cálculos da eficiência de molhamento nas fases FB-1, FB-2 e FB-3 são também apresentados a seguir.

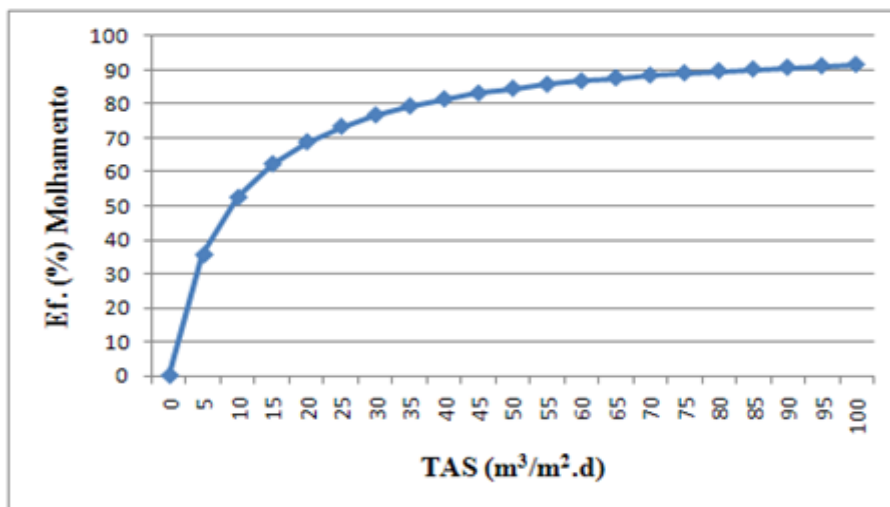


Figura 39 - Influência da TAS ( $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ) sobre a eficiência de molhamento do anel randômico (superfície específica =  $80\text{m}^2/\text{m}^3$ )

- Eficiência de molhamento na Fase FB-1

$$\text{Ef}(\%) = \text{TAS}/[\text{TAS}+(\Gamma \times A_s)] = 20/[20+(0,113 \times 80)] = 68\%$$

- Eficiência de molhamento na Fase FB-2

$$\text{Ef}(\%) = \text{TAS}/[\text{TAS}+(\Gamma \times A_s)] = 10/[10+(0,113 \times 80)] = 52\%$$

- Eficiência de molhamento na Fase FB-3

$$Ef(\%) = \text{TAS}/[\text{TAS}+(\Gamma \times A_s)] = 5/[5+(0,113 \times 80)] = 35\%$$

De fato, os cálculos apresentados acima demonstram que as TAS utilizadas nas fases FB-1, FB-2 e FB-3 não foram suficientes para promover o molhamento eficiente de toda a superfície de meio suporte e que no presente caso totalizava a superfície disponível de 240m<sup>2</sup>. Estima-se que as TAS das fases FB-1 (10m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d + 100% rec.), FB-2 (10m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d) e FB-3 (5m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d) tenham respectivamente permitido o molhamento de apenas 68, 52, e 35% da superfície total, o que corresponderia ao uso efetivo de 163, 125 e 84m<sup>2</sup>.

Como apenas nas áreas umedecidas ocorre formação de biofilme, entende-se que seria interessante avaliar o comportamento da unidade levando-se apenas estas em consideração. Assim, no presente trabalho, foram criados os conceitos de carga superficial de contato efetiva e taxa de remoção efetiva. A carga superficial de contato efetiva pode ser definida como a razão entre a carga aplicada de um determinado substrato (gNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/d por exemplo) e a área superficial de meio suporte efetivamente umedecida dentro do reator. Já a taxa de remoção efetiva pode ser expressa como a razão entre a carga removida de um determinado substrato (gNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/d, por exemplo) e a área superficial de meio suporte efetivamente umedecida dentro do reator .

## 5.2 Análise de Desempenho de SST, DQO e DBO

As Figuras 40, 41 e 42 ilustram respectivamente as séries históricas das concentrações de SST, DQO e DBO do esgoto bruto e do afluente e do efluente do FBP. Logo a seguir, a Tabela 16 apresenta a estatística descritiva destas concentrações e as Figuras 43, 44 e 45 demonstram os respectivos percentis.

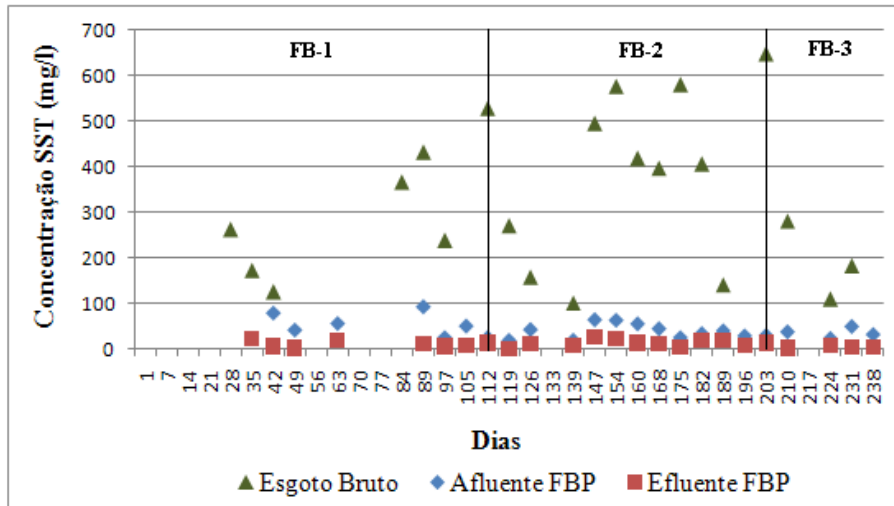


Figura 40 - Série histórica de SST (mg/l) do esgoto bruto e afluente e efluente do FBP

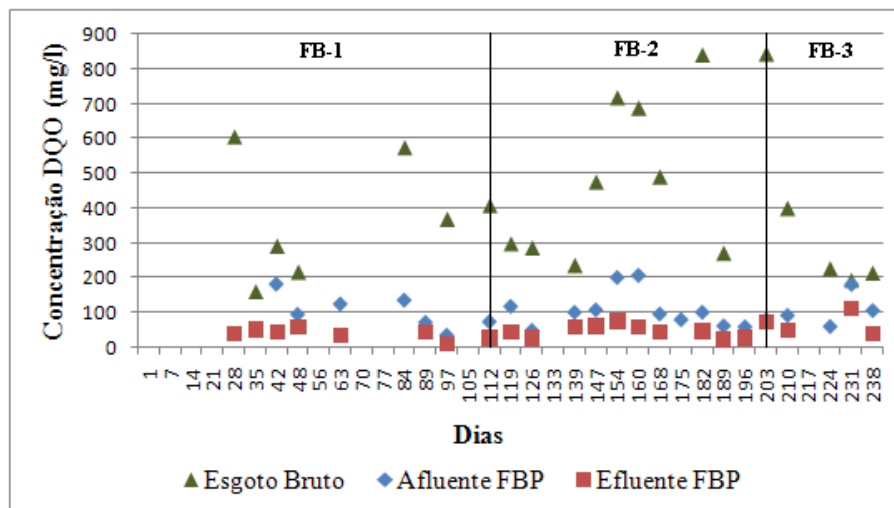


Figura 41 - Série histórica de DQO (mg/l) do esgoto bruto e afluente e efluente do FBP

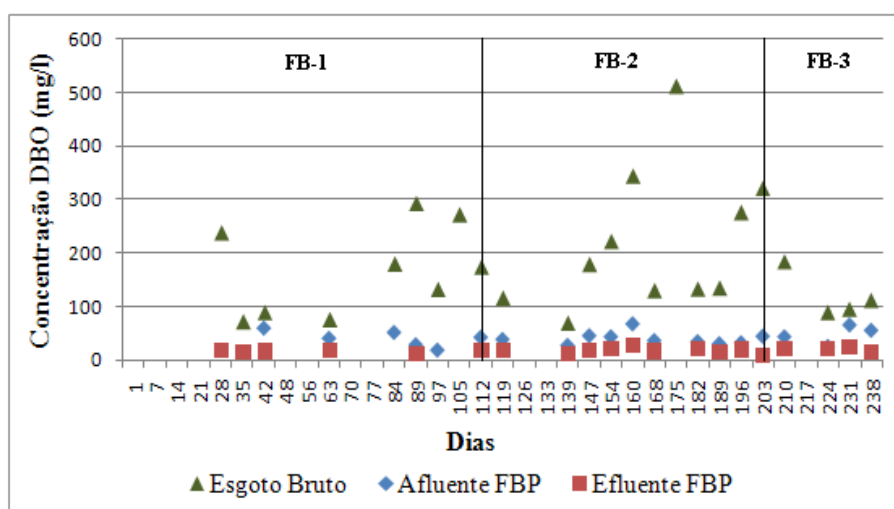


Figura 42 - Série histórica de DBO (mg/l) do esgoto bruto e afluente e efluente do FBP

Tabela 16 - Estatística descritiva das concentrações de SST, DQO e DBO (mg/l) do esgoto bruto e afluente e efluente do FBP

Parâmetro		Nº dados			Média			D. Padrão			Coef. Var.		
		FB-1	FB-2	FB-3	FB-1	FB-2	FB-3	FB-1	FB-2	FB-3	FB-1	FB-2	FB-3
SST	Esgoto	6	11	4	268	372	307	116	177	239	0,43	0,48	0,78
	Afl.	6	12	5	58	39	35	25,20	16,40	10,14	0,43	0,42	0,29
	Efl.	7	12	5	11	13	6	7,81	7,62	4,30	0,71	0,58	0,72
DQO	Esgoto	6	10	5	369	471	375	185,35	213,55	275,12	0,50	0,45	0,73
	Afl.	6	12	5	108	105	104	51,66	50,99	46,34	0,48	0,49	0,45
	Efl.	7	11	4	40	44	69	15,59	17,57	32,89	0,39	0,40	0,48
DBO	Esgoto	8	11	5	170	209	161	90,00	127,50	97,55	0,53	0,61	0,61
	Afl.	5	10	5	40	40	48	16,68	11,32	14,98	0,41	0,27	0,32
	Efl.	5	10	5	15	18	17	2,82	4,28	6,30	0,19	0,24	0,36

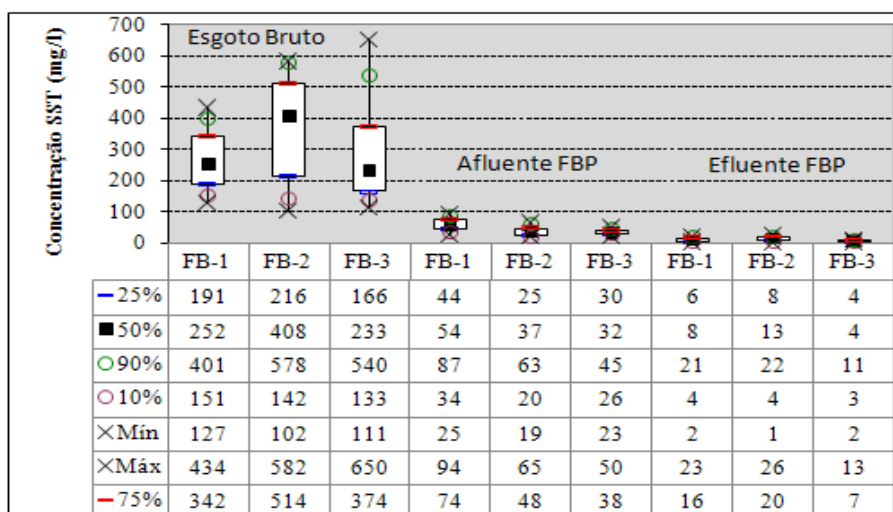


Figura 43 - Box & Whiskers de SST (mg/l) do esgoto bruto, afluente e efluente do FBP

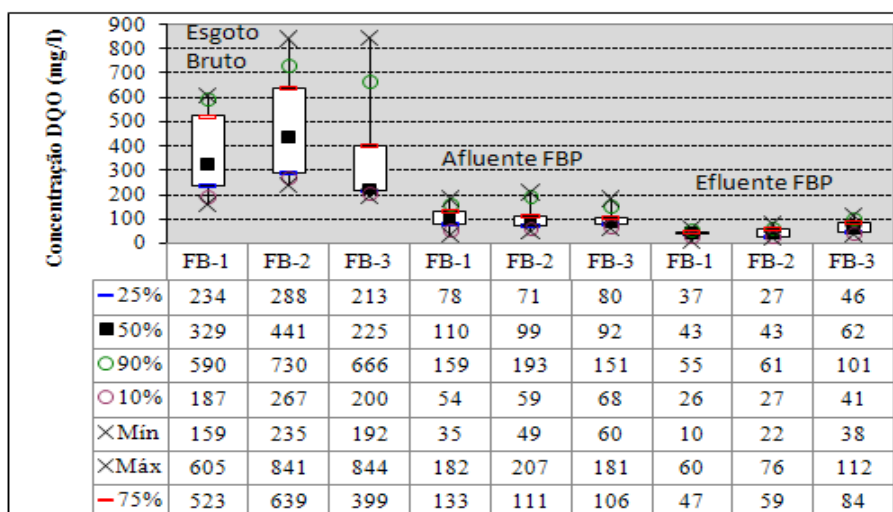


Figura 44 - Box & Whiskers de DQO (mg/l) do esgoto bruto, afluente e efluente do FBP

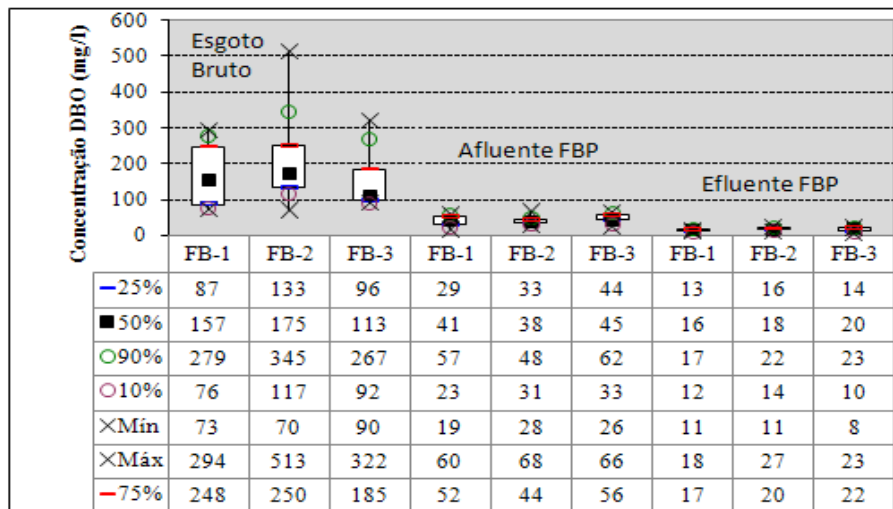


Figura 45 - Box & Whiskers de DBO (mg/l) do esgoto bruto, afluente e efluente do FBP

Ao analisar a Tabela 16 percebe-se nas fases FB-1, FB-2 e FB-3 a obtenção de reduzidas concentrações médias efluentes de respectivamente 11, 13 e 6 mg/l de SST, 40, 44 e 69 mg/l de DQO e 15, 18 e 17 mg/l de DBO. Testes estatísticos de Kruskal-Wallis não identificaram diferenças significativas ( $\alpha=5\%$ ) entre as concentrações afluentes e entre as concentrações efluentes de SST, DQO e DBO. Portanto, é possível que o desempenho de remoção do FBP em relação a estes parâmetros tenha sido o mesmo independentemente das TAS aplicadas nas fases FB-1 (TAS =  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  + R. Rec. =1), FB-2 (TAS =  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ) e FB-3 (TAS =  $5\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ).

Entretanto, quando analisado o percentil de 90% das concentrações de DQO e SST percebe-se certa diferença de desempenho quando comparada a fase FB-3 em relação às demais. Com relação à DQO, a fase FB-3 apresentou concentração de 101mg/l, para o respectivo percentil, enquanto nas fases FB-1 e FB-2 apresentaram concentrações de 55 e 61mg/l. Estes resultados indicam que o FBP com meio plástico não deve ser operado com TAS inferior a  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ . Já o percentil de 90% de SST da fase FB-3 foi de 11mg/l enquanto as fases FB-1 e FB-2 apresentaram respectivamente para o mesmo percentil 21 e 22mg/l. Deve-se neste caso, entretanto, chamar a atenção que a TAS aplicada no decantador secundário durante a fase FB-3 ( $1,73\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ) foi 50% inferior a aquela aplicada durante as fases FB-1 e FB-2 ( $3,46\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ).

Diferentemente de outros Estados da Federação, as eficiências mínimas e as concentrações máximas permitidas de DBO e SST estabelecidas pela DZ-215.R-3

variam em função da carga orgânica bruta gerada. A Tabela 17 apresenta as diferentes eficiências mínimas requeridas e concentrações máximas efluentes permitidas de SST e DBO em função da carga orgânica bruta gerada. Ressalta-se que a presente legislação não faz restrições ao parâmetro DQO.

Tabela 17 – DZ-215.R-3: Diretriz de Controle de Carga Orgânica Biodegradável em Efluentes Líquidos de Origem não Industrial

Carga Orgânica Bruta (C) (KgDBO/d)	Eficiência Mín. de Remoção (%)	Concentrações Máx. Permitidas (mg/l)	
		SST	DBO
$C \leq 5$	30	180	180
$5 < C \leq 25$	60	100	100
$25 < C \leq 80$	80	60	60
$C > 80$	85	40	40

Fonte: FEEMA

O desempenho do processo quando avaliado em relação ao padrão de lançamento de esgotos sanitários do Estado do Rio de Janeiro (DZ-215.R-3), demonstrou um atendimento de 100% dos resultados em relação às concentrações mais restritivas de 40mgSST/l e 40mgDBO/l pois concentrações máximas efluentes de SST e DBO não ultrapassaram respectivamente 26 e 27 mg/l ao longo de todo o experimento.

As combinações entre as diferentes TAS utilizadas e as respectivas concentrações afluentes ao FBP originaram a aplicação de distintas cargas orgânicas superficiais de contato e superficiais de contato efetivas. A Figura 46 ilustra a série histórica das cargas orgânicas superficiais de contato e superficiais de contato efetivas aplicadas ao FBP. Logo a seguir, a Tabela 18 apresenta a estatística descritiva destas cargas e a Figura 47 demonstra os respectivos percentis.

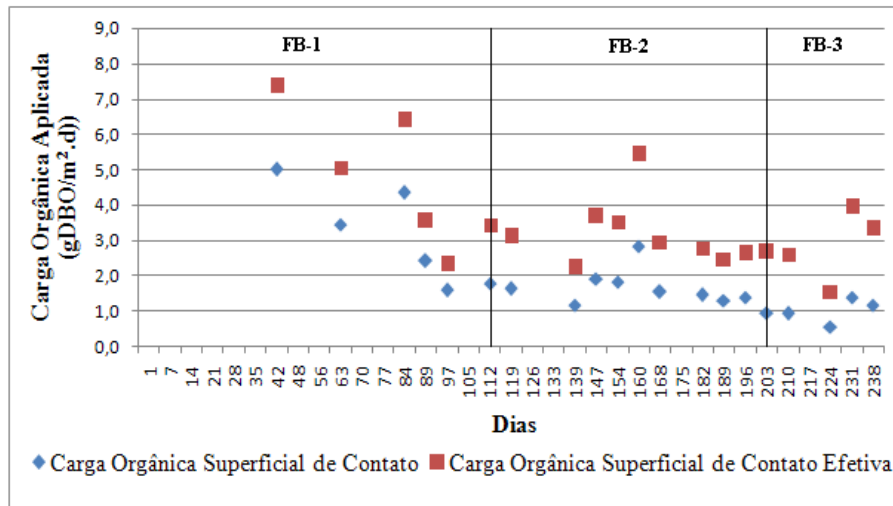


Figura 46 - Série histórica das cargas orgânicas superficiais de contato e superficiais de contato efetivas (gDBO/m<sup>2</sup>.d) aplicadas ao FBP

Tabela 18 - Estatística descritiva das cargas orgânicas superficiais de contato e superficiais de contato efetivas (gDBO/m<sup>2</sup>.d) aplicadas ao FBP

Parâmetro	Carga Orgânica Superficial de Contato			Carga Orgânica Superficial de Contato Efetiva		
	FB-1	FB-2	FB-3	FB-1	FB-2	FB-3
Nº Dados	5	10	5	5	10	5
Média	3,4	1,7	1,0	4,9	3,2	2,8
D. Padrão	1,39	0,47	0,31	2,04	0,91	0,89
Coef. Var.	0,41	0,28	0,32	0,41	0,28	0,32

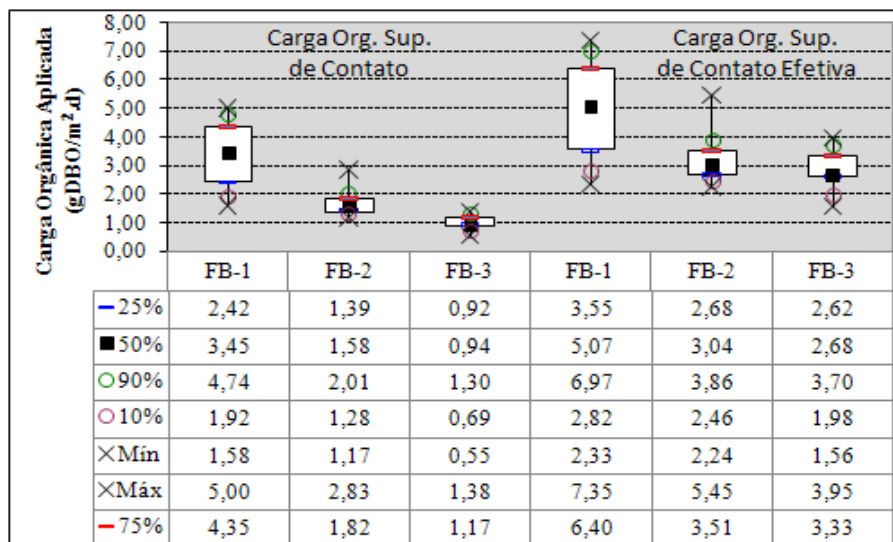


Figura 47 - Box & Whiskers das cargas orgânicas superficiais de contato e superficiais de contato efetivas (gDBO/m<sup>2</sup>.d) aplicadas ao FBP

Testes estatísticos do tipo Kruskal-Wallis indicaram haver diferença significativa ( $\alpha = 5\%$ ) entre as cargas orgânicas superficiais de contato aplicadas nas fases FB-1 e FB-3.

Embora a literatura afirme que a redução das cargas orgânicas superficiais de contato propicia a obtenção de menores concentrações efluentes de DBO, isto não pôde ser verificado entre as fases da pesquisa através da aplicação dos testes estatísticos.

Esta incoerência pode estar relacionada com a eficiência de molhamento do meio suporte, pois quando avaliado o comportamento da unidade por meio das cargas orgânicas superficiais de contato efetivas aplicadas nas distintas fases operacionais, diferenças significativas ( $\alpha = 5\%$ ) entre estas não foram verificadas quando aplicado o teste estatístico de Kruskal-Wallis. Neste sentido, parece ser mais coerente estudar o comportamento do FBP também em termos da área umedecida do meio suporte.

Os resultados de DBO obtidos nas três fases operacionais da pesquisa foram ainda consolidados e confrontados a outros dados obtidos por SANTOS (2005) neste mesmo FBP em condições operacionais de alta taxa ( $TAS=65m^3/m^2.d$ ) e pós-tratando efluente de reator UASB. Cabe ressaltar, entretanto, que durante a aplicação da TAS de  $65m^3/m^2.d$  o interior do FBP esteve preenchido com meio suporte do tipo crossflow com superfície específica de  $160m^2/m^3$ .

A estatística descritiva das cargas orgânicas superficiais de contato e superficiais de contato efetivas obtidas nos FBPs de alta e baixa taxa é apresentada na Tabela 19. Em seguida a Tabela 20 apresenta a estatística descritiva das concentrações afluentes e efluentes de DBO obtidas nos FBPs de alta e baixa taxa.

Tabela 19: Estatística descritiva das cargas orgânicas superficiais de contato e superficiais de contato efetivas aplicadas ao FBPs de alta e baixa taxa

Parâmetro	Carga Orgânica Superficial de Contato		Carga Orgânica Superficial de Contato Efetiva	
	Alta taxa	Baixa taxa	Alta Taxa	Baixa taxa
Nº Dados	22	20	22	20
Média	5,6	1,9	7,17	3,6
D. Padrão	2,10	1,16	2,69	1,46
Coef. Var.	0,38	0,6	0,38	0,41

Tabela 20: Estatística descritiva das concentrações de DBO dos afluentes e efluentes dos FBPs de Alta e baixa taxa

Parâmetro	Afluente FBP		Efluente FBP	
	Alta taxa	Baixa taxa	Alta taxa	Baixa taxa
Nº Dados	22	20	22	20
Média	41	42	22	17
D. Padrão	15,53	13,29	9,90	4,53
Coef. Var.	0,38	0,32	0,44	0,26

Os testes estatísticos de Kruskal-Wallis indicaram haver diferença significativa ( $\alpha = 5\%$ ) entre as cargas orgânicas superficiais de contato e entre as cargas orgânicas superficiais de contato efetivas aplicadas nos FBPs de alta e baixa taxa. Entretanto, diferenças significativas ( $\alpha = 5\%$ ) entre as concentrações efluentes de DBO não puderam ser observadas. A premissa de que a redução da carga orgânica aplicada propicia a obtenção de menores concentrações efluentes de DBO somente pôde ser observada quando comparados os percentis das concentrações efluentes de DBO dos FBPs de alta e baixa taxa ilustrados na Figura 48. Nesta, observam-se concentrações efluentes de 36 e 27mgDBO/l para os respectivos percentis de 90 e 75% no FBP de alta taxa enquanto no FBP de baixa taxa concentrações efluentes de 22 e 20mgDBO/l são observados para os mesmos percentis.

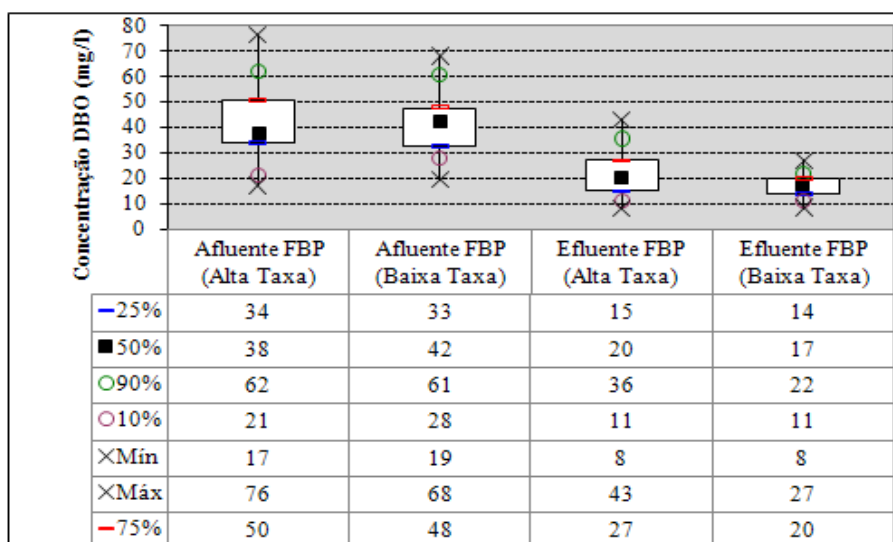


Figura 48 - Box & Whiskers das concentrações afluentes e efluentes de DBO (mg/l) para FBPs de alta e baixa taxa

### 5.3 Influência das Cargas Superficiais de Contato de DBO e $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e das Cargas Superficiais de Contato Efetivas de DBO e $\text{NH}_4^+\text{-N}$ sobre o Desempenho de Remoção de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

A Figura 49 ilustra a série histórica das concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  afluyente e efluente do FBP. Logo a seguir, a Tabela 21 apresenta a estatística descritiva das concentrações e eficiências de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  para as diferentes fases operacionais FB-1, FB-2 e FB-3. Além disso, os percentis das eficiências de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  das três fases operacionais são complementarmente apresentados na Figura 50.

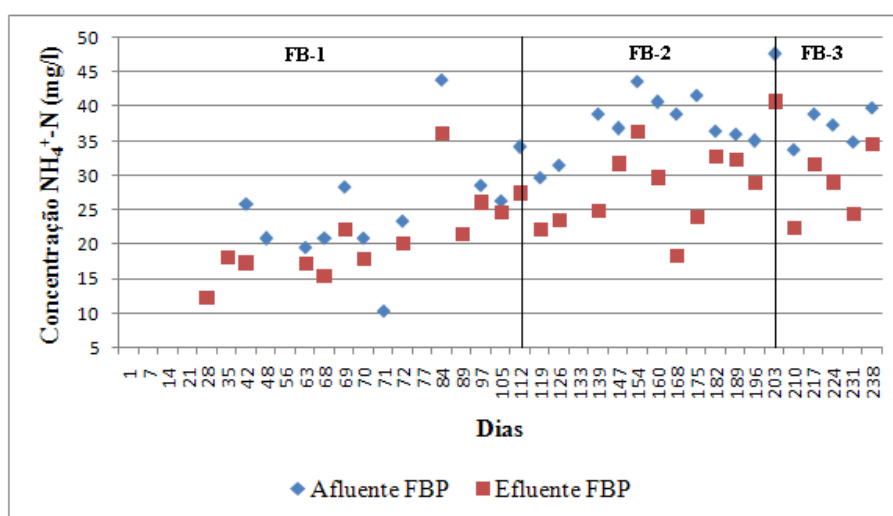


Figura 49 - Série histórica das concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (mg/l) afluyente e efluente do FBP

Tabela 21- Estatística descritiva das eficiências médias (%) de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e das concentrações médias (mg/l) afluentes e efluentes do FBP

Parâmetro	Afluyente FBP			Efluente FBP			Ef(%) Rem. $\text{NH}_4^+\text{-N}$		
	FB-1	FB-2	FB-3	FB-1	FB-2	FB-3	FB-1	FB-2	FB-3
Nº Dados	11	12	6	12	12	6	9	12	6
Média	24	37	39	21	28	31	17	25	22
D. Padrão	8,21	4,07	4,94	6,21	5,20	6,70	8,65	13,18	8,17
Coef. Var.	0,34	0,11	0,13	0,30	0,19	0,22	0,51	0,54	0,37

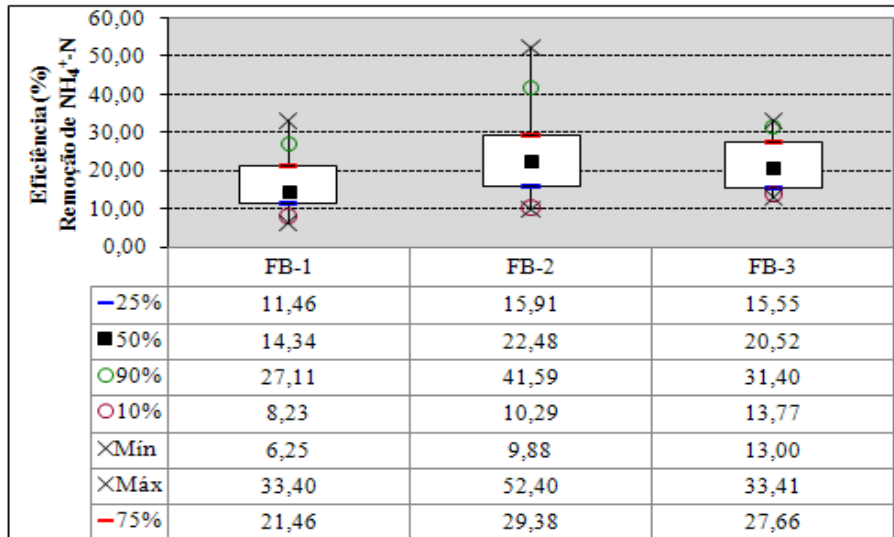


Figura 50 - Box & Whiskers das eficiências (%) de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$

A combinação entre as TAS utilizadas nas fases FB-1 (TAS =  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  + R. Rec. = 1), FB-2 (TAS =  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ) e FB-3 (TAS =  $5\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ) e as respectivas concentrações afluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ao FBP originaram a aplicação de distintas cargas superficiais de contato e superficiais de contato efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . A Figura 51 ilustra a série histórica das cargas superficiais de contato e superficiais de contato efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  aplicadas ao FBP. Logo a seguir, a Tabela 22 apresenta a estatística descritiva destas cargas e a Figura 52 demonstra os respectivos percentis.

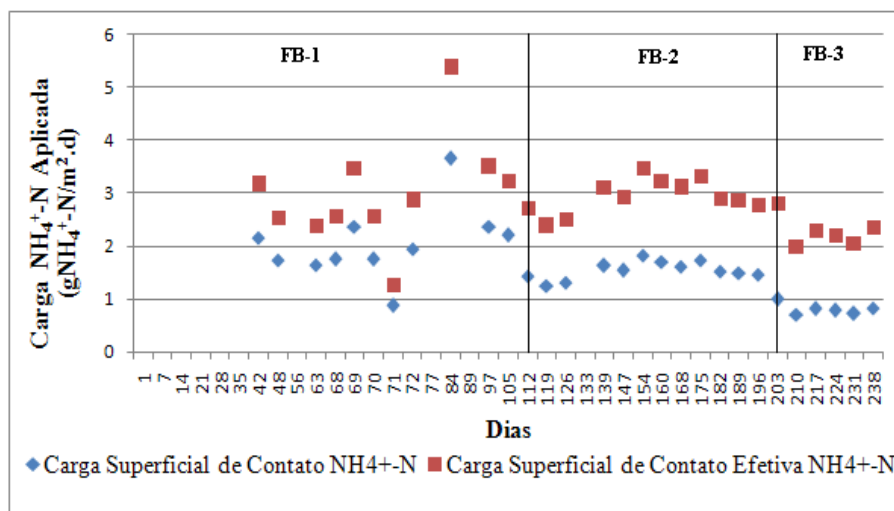


Figura 51 - Série histórica das cargas superficiais de contato e superficiais de contato efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ( $\text{gNH}_4^+\text{-N}/\text{m}^2.\text{d}$ ) aplicadas ao FBP

Tabela 22 - Estatística descritiva das cargas superficiais de contato e superficiais de contato efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ( $\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$ ) aplicadas ao FBP

Parâmetro	Carga Superficial de Contato $\text{NH}_4^+\text{-N}$			Carga Superficial de Contato Efetiva de $\text{NH}_4^+\text{-N}$		
	FB-1	FB-2	FB-3	FB-1	FB-2	FB-3
Nº Dados	11	12	6	11	12	6
Média	2,0	1,5	0,8	3,0	3,0	2,3
D. Padrão	0,68	0,17	0,10	1,01	0,33	0,29
Coef. Var.	0,34	0,11	0,13	0,34	0,11	0,13

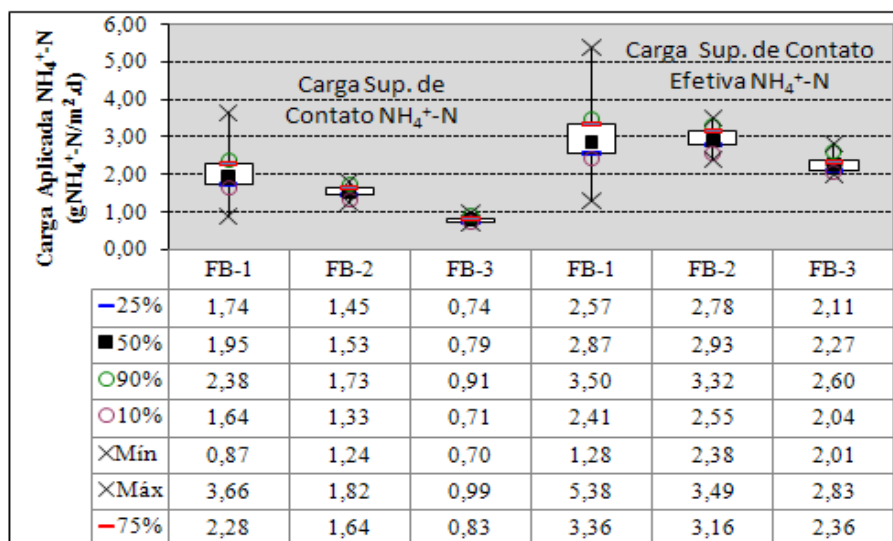


Figura 52 - Box & Whiskers das cargas superficiais de contato e superficiais de contato efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ( $\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$ ) aplicadas ao FBP

Na Tabela 21 observa-se a obtenção de eficiências médias de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  de 17, 25 e 22%, respectivamente nas fases FB-1, FB-2 e FB-3. Pode-se dizer que estas eficiências foram limitadas e insatisfatórias, e conseqüentemente acarretaram a obtenção de elevadas concentrações médias efluentes de  $21\text{mgNH}_4^+\text{-N/l}$  na fase FB-1,  $28\text{mgNH}_4^+\text{-N/l}$  na fase FB-2 e  $31\text{mgNH}_4^+\text{-N/l}$  na fase FB-3.

Como discutido anteriormente no item 5.2, diferenças significativas ( $\alpha=5\%$ ) entre as cargas superficiais de contato de DBO nas fases FB-1 e FB-3 foram observadas e indicaram que a carga superficial de contato de DBO da fase FB-3 foi inferior a da fase FB-1. No presente caso, os testes estatísticos de Kruskal-Wallis também identificaram diferenças significativas ( $\alpha=5\%$ ) entre a carga superficial de contato de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  aplicada na fase FB-3 em relação a aquelas aplicadas nas demais fases.

Em princípio, esperava-se que a maior eficiência de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ocorresse na fase FB-3, pois segundo a literatura a redução das cargas superficiais de contato de DBO e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  propicia a obtenção de melhores eficiências de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . Entretanto, isto não pôde ser verificado por meio da aplicação dos testes estatísticos de Kruskal-Wallis, pois diferenças significativas ( $\alpha=5\%$ ) entre as eficiências de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  não puderam ser observadas.

Uma das possíveis explicações para o fato da fase FB-3 não ter apresentado maior eficiência de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  é a de que algum fator ambiental (OD,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , SST, DBO, Temperatura, predadores, toxicidade, pH e alcalinidade) tenha exercido um impacto negativo de maior magnitude sobre a taxa de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  desta fase. A Tabela 23 apresenta a estatística descritiva das taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  obtidas nas três fases operacionais. Em seguida a Figura 53 ilustra os respectivos percentis.

Tabela 23 – Estatística descritiva das taxas de remoção de N-amoniacoal ( $\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$ )

Fase	Nº Dados	Média	D. Padrão	Coef. Var.
FB-1	9	0,37	0,21	0,57
FB-2	12	0,38	0,23	0,59
FB-3	6	0,17	0,05	0,27

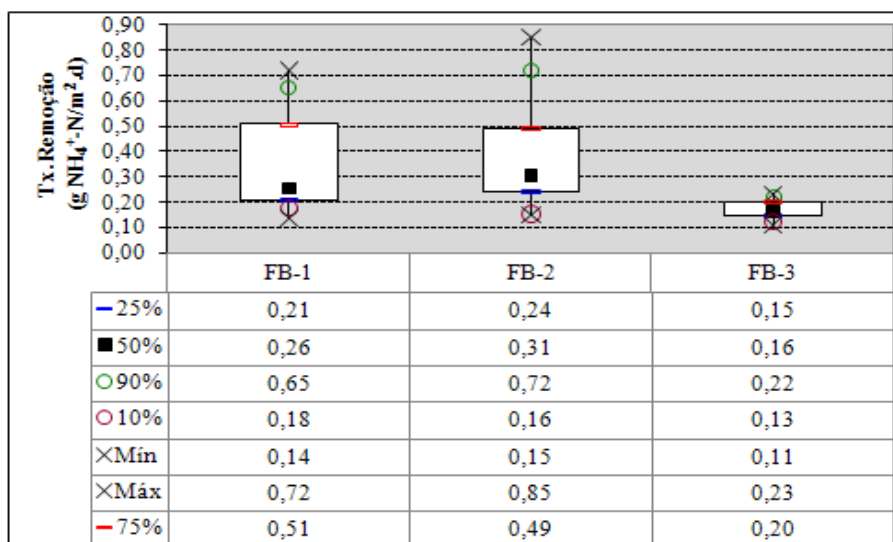


Figura 53 - Box & Whiskers das taxas de remoção de N-amoniacoal ( $\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$ )

Testes estatísticos de Kruskal-Wallis então realizados apontaram diferenças significativas ( $\alpha=5\%$ ) entre as taxas de remoção de N-amoniacoal das fases FB-2 e FB-3. Cabe ainda ressaltar que diferenças significativas entre as fases FB-3 e FB-1 também

puderam ser observadas quando admitida significância  $\alpha = 10\%$ . Neste sentido, é possível supor que um ou mais de um fator ambiental (OD,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , SST, DBO, Temperatura, predadores, toxicidade, pH e alcalinidade) tenham depreciado com mais intensidade a taxa de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  da fase FB-3. Chama-se a atenção também para a grande variabilidade apresentada pelas taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  das fases FB1 e FB-2, fato esse que também pode ser atribuído a influência de um ou mais de um fator ambiental.

Entretanto, quando levado em consideração as eficiências de molhamento, recorda-se que diferenças significativas ( $\alpha=5\%$ ) entre as cargas superficiais de contato efetivas de DBO não foram identificadas quando comparadas as três fases. Da mesma forma, os testes estatísticos de Kruskal-Wallis também não identificaram diferenças significativas ( $\alpha=5\%$ ) entre as cargas superficiais de contato efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  aplicadas nas três fases. Assim, caso admitida a hipótese de que as cargas superficiais de contato efetivas de DBO e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  não tenham se diferenciado ao longo da pesquisa, é natural que as eficiências de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  também não apresentassem diferenças significativas.

As hipóteses de que as cargas superficiais de contato efetivas de DBO e  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e as eficiências de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  tenham sido as mesmas ao longo da pesquisa, obrigatoriamente leva a crer que as taxas de remoção efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , obtidas nas fases FB-1, FB-2 e FB-3, também não tenham se diferenciado. De fato, diferenças significativas entre estas não puderam ser observadas quando aplicado o teste estatístico de Kruskal-Wallis ( $\alpha=5\%$ ). A Tabela 24 apresenta a estatística descritiva das taxas de remoção efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . Além disso, a Figura 54 ilustra os percentis obtidos.

Tabela 24 – Estatística descritiva das taxas de remoção efetivas de N-amoniacoal ( $\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$ )

<b>Fase</b>	<b>Nº Dados</b>	<b>Média</b>	<b>D. Padrão</b>	<b>Coef. Var.</b>
FB-1	9	0,55	0,31	0,57
FB-2	12	0,74	0,44	0,59
FB-3	6	0,49	0,13	0,27

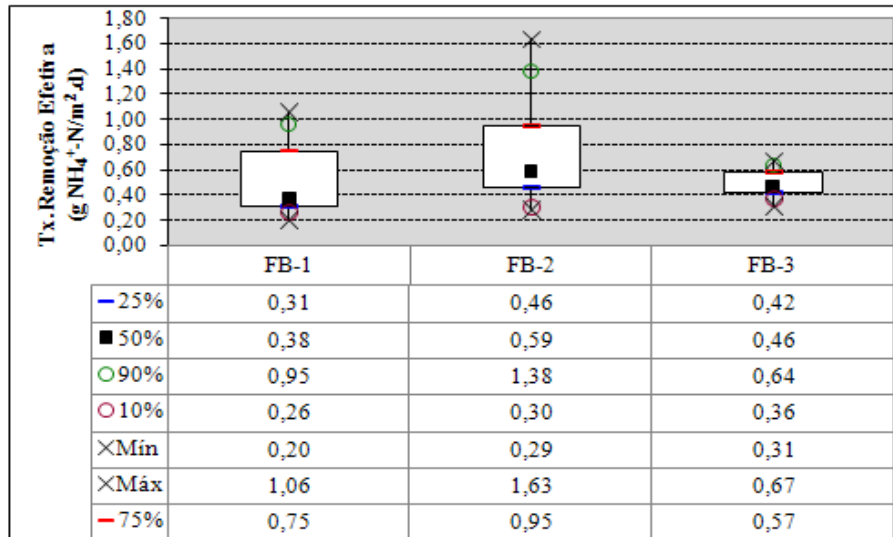


Figura 54- Box & Whiskers das taxas de remoção efetivas de N-amoniacoal ( $\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$ )

Ressalta-se que assim como as taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , as taxas de remoção efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  também apresentaram grande variabilidade conforme ilustra a Figura 54. Por causa desta, as cargas superficiais de contato efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  e as eficiências de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  não puderam apresentar boa correlação conforme ilustra a Figura 55. Entende-se que a variabilidade das taxas de remoção efetivas possa também ser atribuída à influência de um ou mais fatores ambientais (OD,  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , SST, DBO, Temperatura, predadores, toxicidade, pH e alcalinidade).

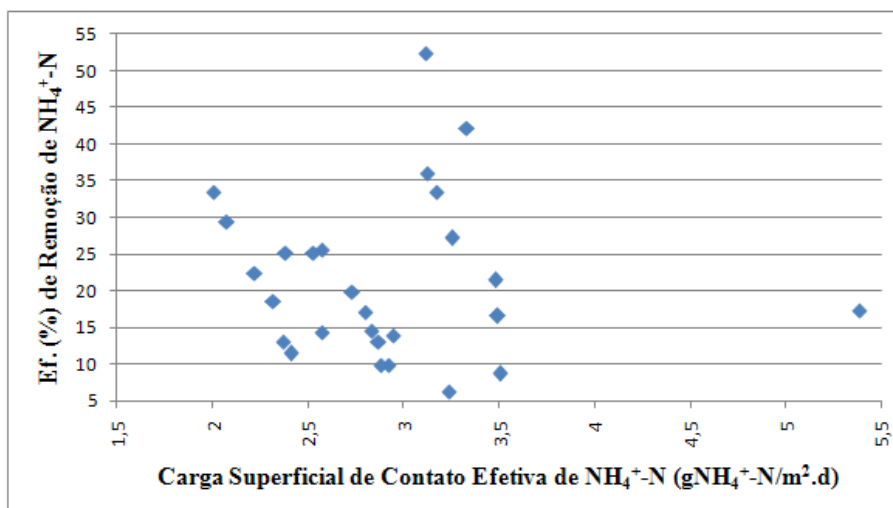


Figura 55 - Correlação entre as cargas superficiais de contato efetivas e as eficiências de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

#### 5.4 Avaliação da Produção de N-Nitrito e N-Nitrato.

A Figura 56 ilustra a série histórica das concentrações geradas de  $\text{NO}_2^-$ -N,  $\text{NO}_3^-$ -N e  $\text{NO}_2^-$ -N +  $\text{NO}_3^-$ -N. Estas concentrações foram calculadas pela diferença entre as concentrações efluentes e afluentes ao FBP. Logo a seguir, a Tabela 25 apresenta a estatística descritiva das concentrações geradas de  $\text{NO}_2^-$ -N +  $\text{NO}_3^-$ -N e a Figura 57 demonstra os respectivos percentis.

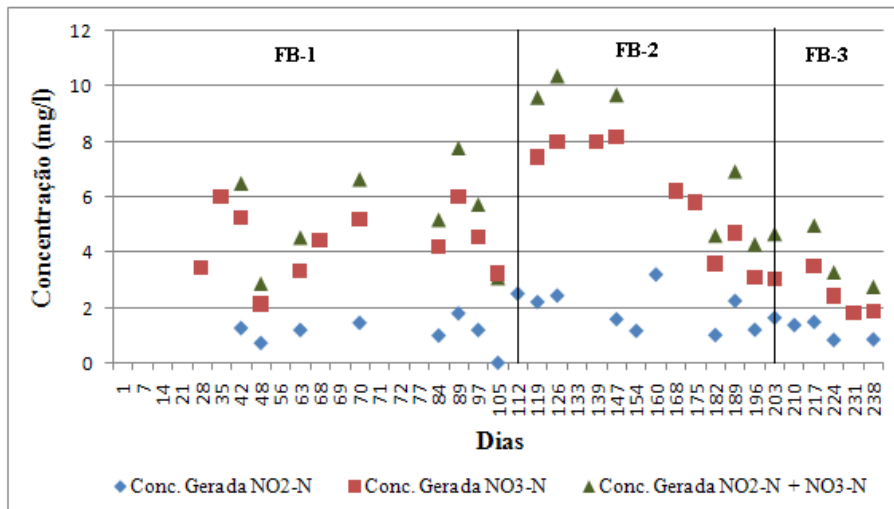


Figura 56 - Série histórica das concentrações geradas de  $\text{NO}_2^-$ -N,  $\text{NO}_3^-$ -N e  $\text{NO}_2^-$ -N +  $\text{NO}_3^-$ -N (mg/l)

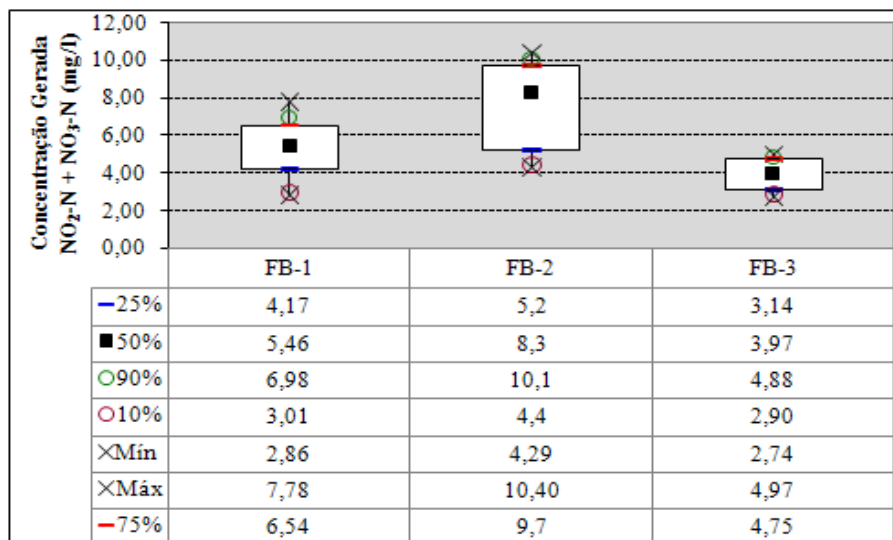


Figura 57 - Box & Whiskers das concentrações geradas de  $\text{NO}_2^-$ -N +  $\text{NO}_3^-$ -N (mg/l)

Tabela 25 – Estatística descritiva das concentrações médias geradas de  $\text{NO}_2^-$ -N+  $\text{NO}_3^-$ -N (mg/l)

Fase	Nº Dados	Média	D. Padrão	Coef. Var.
FB-1	8	5,3	1,74	0,33
FB-2	6	7,6	2,71	0,36
FB-3	4	3,9	1,08	0,28

A Tabela 25 indica ter havido a produção média de 5,3 mg/l de  $\text{NO}_2^-$ -N +  $\text{NO}_3^-$ -N na fase FB-1, 7,6 na fase FB-2 e 3,9 na fase FB-3. Embora os resultados indiquem que o FBP tenha apresentado um melhor desempenho na fase FB-2, testes estatísticos de Kruskal-Wallis não identificaram diferenças significativas ( $\alpha = 5\%$ ) entre estas concentrações. Portanto, é possível que o reator tenha apresentado desempenho de nitrificação equivalente em todas as fases da pesquisa.

### 5.5 Análise de Desempenho de NTK

A Figura 58 ilustra a série histórica das concentrações de NTK afluyente e efluente do FBP. Logo a seguir, a Tabela 26 apresenta a estatística descritiva das concentrações e eficiências de remoção de NTK para as diferentes fases operacionais FB-1, FB-2 e FB-3. Além disso, os percentis das eficiências de remoção de NTK das três fases operacionais são complementarmente apresentados na Figura 59.

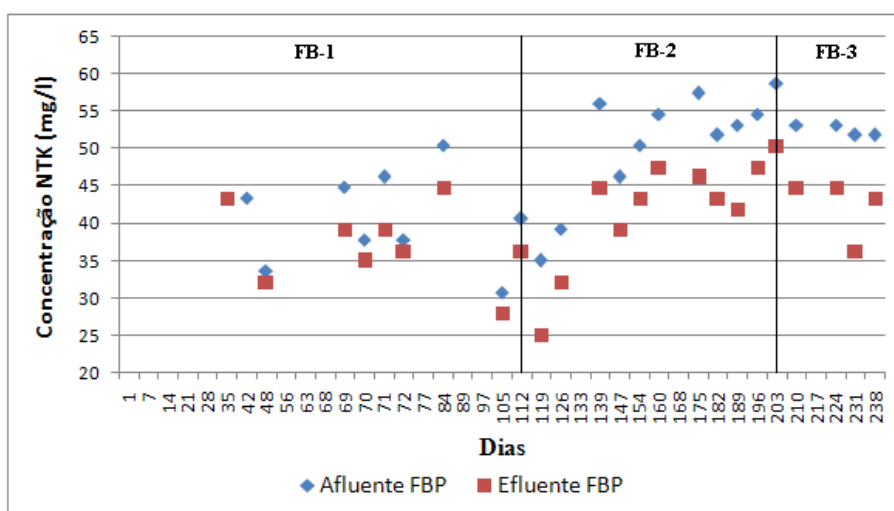


Figura 58 - Série histórica das concentrações de NTK (mg/l) afluyente e efluente do FBP

Tabela 26- Estatística descritiva das eficiências médias (%) de remoção de NTK e das concentrações médias (mg/l) afluente e efluente do FBP

Parâmetro	Afluente FBP			Efluente FBP			Ef(%) Rem. NTK		
	FB-1	FB-2	FB-3	FB-1	FB-2	FB-3	FB-1	FB-2	FB-3
Nº Dados	8	11	5	8	11	5	7	11	5
Média	41	49	54	37	41	44	9	17	18
D. Padrão	6,69	7,62	2,90	5,60	7,01	5,01	4,25	4,96	6,40
Coef. Var.	0,16	0,16	0,05	0,15	0,17	0,11	0,47	0,29	0,35

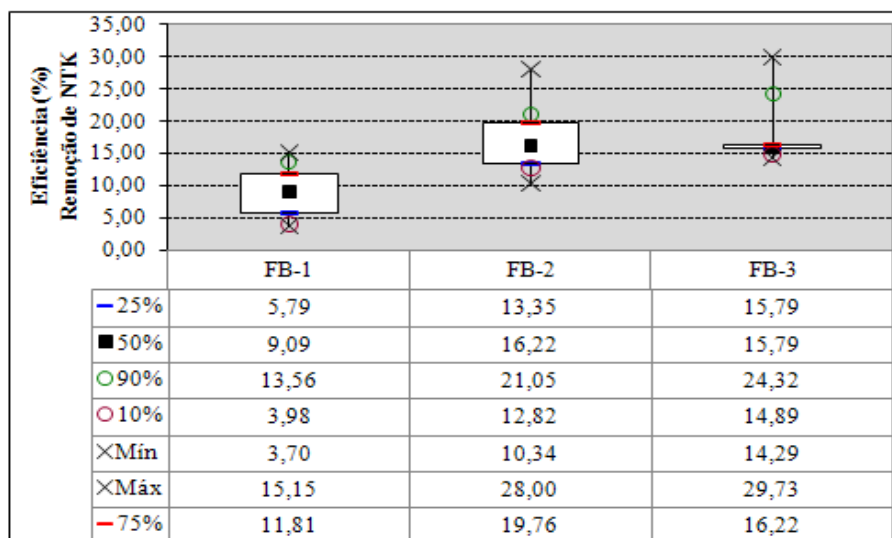


Figura 59 - Box & Whiskers das eficiências (%) de remoção de NTK

A combinação entre as TAS utilizadas nas fases FB-1 (TAS =  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d} + \text{R. Rec.} = 1$ ), FB-2 (TAS =  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ) e FB-3 (TAS =  $5\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ) e as respectivas concentrações afluentes de NTK ao FBP originaram a aplicação de distintas cargas superficiais de contato e superficiais de contato efetivas de NTK. A Figura 60 ilustra a série histórica das cargas superficiais de contato e superficiais de contato efetivas de NTK aplicadas ao FBP. Logo a seguir, a Tabela 27 apresenta a estatística descritiva destas cargas e a Figura 61 demonstra os respectivos percentis.

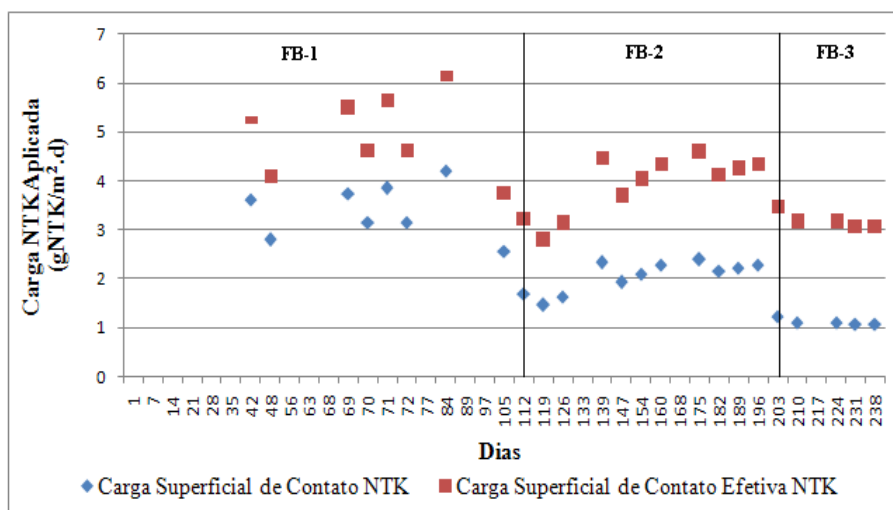


Figura 60 - Série histórica das cargas superficiais de contato e superficiais de contato efetivas de NTK (gNTK/m<sup>2</sup>.d) aplicadas ao FBP

Tabela 27 - Estatística descritiva das cargas superficiais de contato e superficiais de contato efetivas de NTK (gNTK/m<sup>2</sup>.d) aplicadas ao FBP

Parâmetro	Carga Superficial de Contato NTK			Carga Superficial de Contato Efetiva NTK		
	FB-1	FB-2	FB-3	FB-1	FB-2	FB-3
Nº Dados	8	11	5	8	11	5
Média	3,4	2,0	1,1	5,0	3,9	3,2
D. Padrão	0,56	0,32	0,06	0,82	0,61	0,17
Coef. Var.	0,16	0,16	0,05	0,16	0,16	0,05

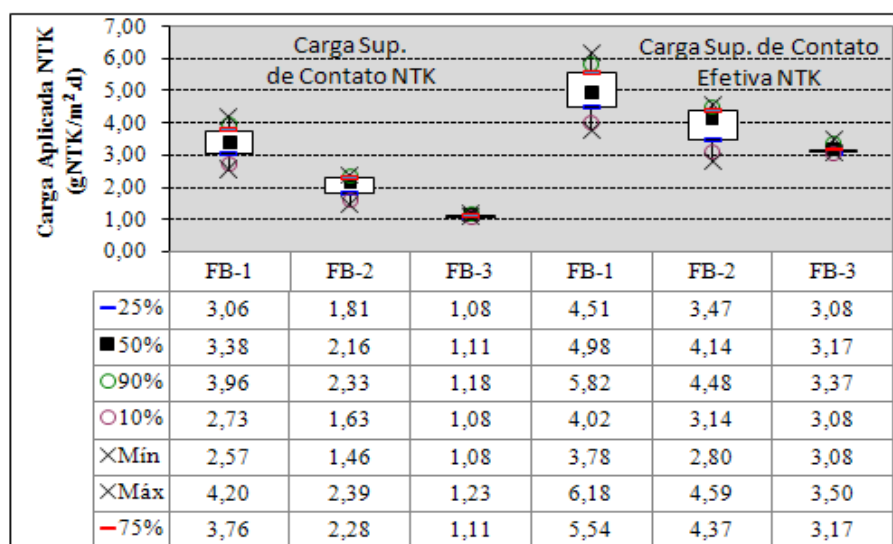


Figura 61 - Box & Whiskers das cargas superficiais de contato e superficiais de contato efetivas de NTK (gNTK/m<sup>2</sup>.d) aplicadas ao FBP

A Tabela 26 indica eficiências médias de remoção de NTK de 9, 17 e 18% para as respectivas fases FB-1, FB-2 e FB-3, as quais podem ser consideradas bastante limitadas. Testes estatísticos de Kruskal-Wallis identificaram diferenças significativas

( $\alpha = 5\%$ ) entre a eficiência de remoção da fase FB-1 em relação às demais. Diferenças significativas ( $\alpha = 5\%$ ) entre as eficiências das fases FB-2 e FB-3 não foram observadas.

Testes estatísticos do tipo Kruskal-Wallis indicaram haver diferença significativa ( $\alpha = 5\%$ ) entre a carga superficial de NTK aplicada na fase FB-1 em relação as demais cargas aplicadas nas fases FB-2 e FB-3. Já diferenças significativas ( $\alpha = 5\%$ ) entre as cargas das fases FB-2 e FB-3 não foram observadas. Portanto, pode-se supor que a menor eficiência obtida na fase FB-1 seja devido a aplicação de maior carga de NTK nesta fase da pesquisa.

Testes estatísticos do tipo Kruskal-Wallis também indicaram haver diferença significativa ( $\alpha = 5\%$ ) entre as cargas superficiais efetivas de NTK aplicadas nas fases FB-1 e FB-3. Entretanto, quando assumido uma significância  $\alpha = 10\%$ , os testes também indicaram diferenças entre as cargas das fases FB-1 e FB-2. Portanto, pode-se novamente afirmar que a menor eficiência obtida na fase FB-1 se deve a aplicação de maior carga de NTK nesta fase da pesquisa. Conseqüentemente, entende-se que para a obtenção de maiores eficiências de remoção de NTK seria necessário reduzir ainda mais as cargas superficiais de contato ou superficiais efetivas de contato efetiva de NTK.

De acordo com a literatura, a capacidade de remoção de NTK do FBP, avaliada em termos de taxa de remoção ou remoção efetiva de NTK, é dependente da relação DBO/NTK afluente. Segundo OKEY e ALBERTSON (1991) as taxas de remoção de NTK decrescem à medida que a relação DBO/NTK aumenta. A Tabela 28 a seguir apresenta a estatística descritiva da taxas de remoção e remoção efetiva de NTK obtidas nas três fases operacionais e indica a relação DBO/NTK afluente encontrada em cada fase.

Tabela 28 – Estatística descritiva das taxas de remoção e remoção efetivas de NTK ( $\text{gNTK/m}^2.\text{d}$ ) do FBP e apresentação das relações médias DBO/NTK afluente

Parâmetro	Tx. de Remoção de NTK			Tx. de Remoção Efetiva de NTK		
	FB-1 DBO/NTK = 1,0	FB-2 DBO/NTK = 0,9	FB-3 DBO/NTK = 0,9	FB-1 DBO/NTK = 1,0	FB-2 DBO/NTK = 0,9	FB-3 DBO/NTK = 0,9
Nº Dados	7	11	5	7	11	5
Média	0,32	0,34	0,20	0,47	0,66	0,58
D. Padrão	0,19	0,10	0,07	0,28	0,18	0,19
Coef. Var.	0,59	0,28	0,32	0,59	0,28	0,32

Da Tabela 28 pode-se perceber que as relações médias DBO/NTK afluentes foram praticamente as mesmas durante as três fases da pesquisa. Isto impossibilitou a verificação da influência da relação DBO/NTK afluente sobre as taxas de remoção e remoção efetivas de NTK. De qualquer forma, espera-se que estas taxas apresentassem valores similares, uma vez que a relação DBO/NTK praticamente manteve-se constante. De fato, diferenças significativas ( $\alpha = 5\%$ ) não foram identificadas entre as taxas de remoção de NTK e entre as taxas de remoção efetivas de NTK das fases FB-1, FB-2 e FB-3, quando aplicado o teste estatístico de Kruskal-Wallis.

De acordo com a Equação 9 apresentada no capítulo Revisão Bibliográfica, a relação DBO/NTK próxima de 1 deve garantir uma taxa de remoção de aproximadamente  $1,0\text{gNTK/m}^2\cdot\text{d}$ . Por outro lado, observa-se que as médias das taxas de remoção e das taxas de remoção efetivas de NTK apresentadas na Tabela 28 mostraram-se muito inferiores ao valor sugerido pela Equação 9. Destaca-se que as taxas de remoção de NTK obtidas por ALMEIDA (2007) em FBP com anel randômico também não foram condizentes com a Equação 9. Assim, recomenda-se a utilização criteriosa da referida Equação face a estes resultados.

### **5.6 Influência de Fatores Ambientais sobre as Taxas de Remoção e Taxas de Remoção Efetivas de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ ( $\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\cdot\text{d}$ ) em FBPs.**

Conforme comentado no item 5.3 os testes estatísticos de Kruskal-Wallis indicaram haver diferenças significativas entre as taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  das fases FB-2 e FB-3 quando admitido uma significância  $\alpha=5\%$ , e diferenças significativas entre a fase FB-3 e as demais puderam ser apontadas quando admitido uma significância  $\alpha=10\%$ . Por outro lado, não foram observadas diferenças significativas entre as taxas de remoção efetivas. Constatou-se também que tanto as taxas de remoção quanto as taxas de remoção efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  apresentaram grande variabilidade.

Entende-se que diversos fatores ambientais podem exercer influência sobre a remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . Neste sentido, este item da pesquisa busca investigar o porquê da grande variabilidade apresentada pelas taxas de remoção e taxas de remoção efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , e também o motivo das diferenças significativas apresentadas entre as taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

### 5.6.1 Influência do N-amoniaco sobre as Taxas de Remoção e Taxas de Remoção Efetivas de $\text{NH}_4^+\text{-N}$

Ao longo de todo o experimento as concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  mantiveram-se superiores a 10mg/l, conforme ilustra a série histórica apresentada na Figura 49. Considerando que as taxas de remoção de amônia respondem a uma cinética de ordem zero para concentrações de nitrogênio amoniaco superiores a uma faixa de 3 a 5mg/l (WILLIAMSON e McCARTY, 1976; GÖNENC e HARREMÖES, 1985; GULLICKS e CLEASBY, 1986; BOLLER & GUJER, 1986; PARKER *et al.*, 1989; OKEY & ALBERTSON, 1989a; OKEY & ALBERTSON, 1989b; BOLLER *et al.*, 1994; BOLLER *et al.*, 1997), entende-se que o nitrogênio amoniaco disponível não tenha exercido qualquer influência sobre as taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

### 5.6.2 Influência do OD sobre as Taxas de Remoção e Taxas de Remoção Efetivas de $\text{NH}_4^+\text{-N}$

A Tabela 29 apresenta a estatística descritiva das concentrações de OD encontradas nos efluentes do FBP. Em seguida, a Figura 62 ilustra os percentis obtidos das concentrações de OD.

Tabela 29 – Estatística descritiva das concentrações médias diárias de OD (mg/l).

Fase	Nº Dados	Média	D. Padrão	Coef. Var.
FB-1	11	5,5	1,24	0,23
FB-2	12	4,9	1,42	0,29
FB-3	6	3,9	0,66	0,17

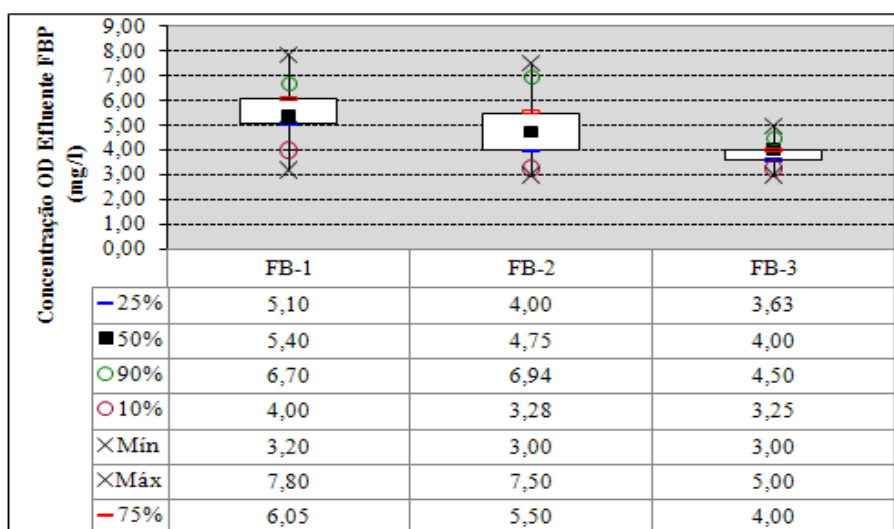


Figura 62 - Box & Whiskers das concentrações médias diárias de OD (mg/l) efluente do FBP

Testes estatísticos do tipo Kruskal-Wallis identificaram diferenças significativas entre as concentrações de OD das fases FB-1 e FB-3. Assim, em princípio, a diferença entre as taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  das Fases FB-1 e FB-3 pode então ser atribuída à diferença entre as concentrações médias de OD respectivamente disponíveis. Entretanto, o mesmo não se pode dizer em relação às fases FB-2 e FB-3.

De modo que fosse possível evidenciar ainda mais a influência da disponibilidade de OD sobre as taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , o gráfico da Figura 63 ilustra a correlação entre ambos nas três fases operacionais. Observa-se que as taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  são incrementadas à medida que as concentrações de OD crescem. Conforme ilustra a Figura 62, as concentrações de OD apresentaram grande variabilidade, podendo-se também admitir que o OD tenha sido responsável pela variabilidade apresentada pelas taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

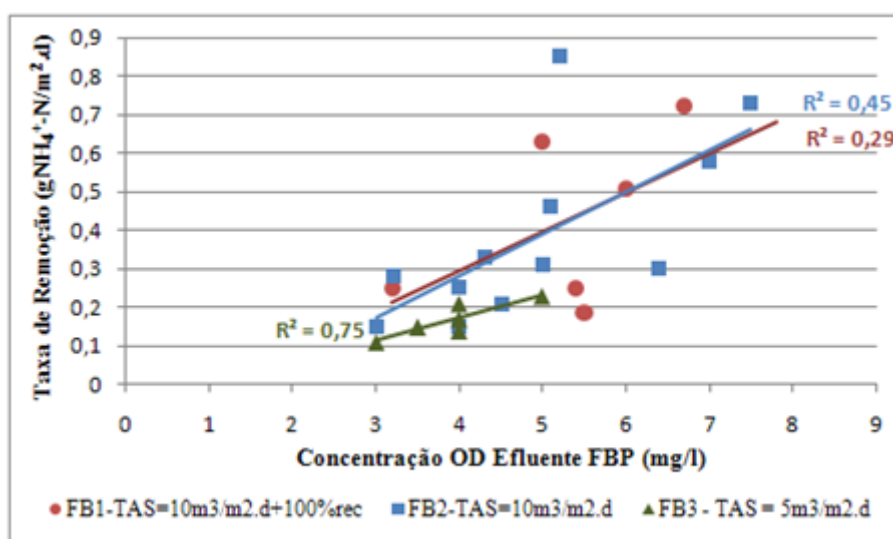


Figura 63: Correlação entre a disponibilidade de OD e a taxa de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$

Embora os testes estatísticos indiquem o OD como um possível responsável pelas diferenças estatísticas ( $\alpha=10\%$ ) entre as taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  das fases FB-1 e FB-3, percebe-se na Figura 63 que as taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  da fase FB-3 são inferiores às demais quando comparadas segundo a mesma disponibilidade de OD. Por exemplo, para uma concentração de OD de 4,5mg/l, identifica-se na Figura 63 uma taxa de remoção correspondente de aproximadamente 0,2gNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/m<sup>2</sup>.d para a fase FB-3 e de 0,35gNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/m<sup>2</sup>.d para as demais fases. Assim, entende-se que além do OD, outro

fator ambiental possa também ter contribuído para a depreciação das taxas de remoção da fase FB-3.

Com relação às taxas de remoção efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , a variabilidade apresentada por estas pode também ser atribuída à variação da disponibilidade de OD. Assim como no caso das taxas de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , a Figura 64 ilustra que as taxas de remoção efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  são incrementadas à medida que as concentrações de OD crescem.

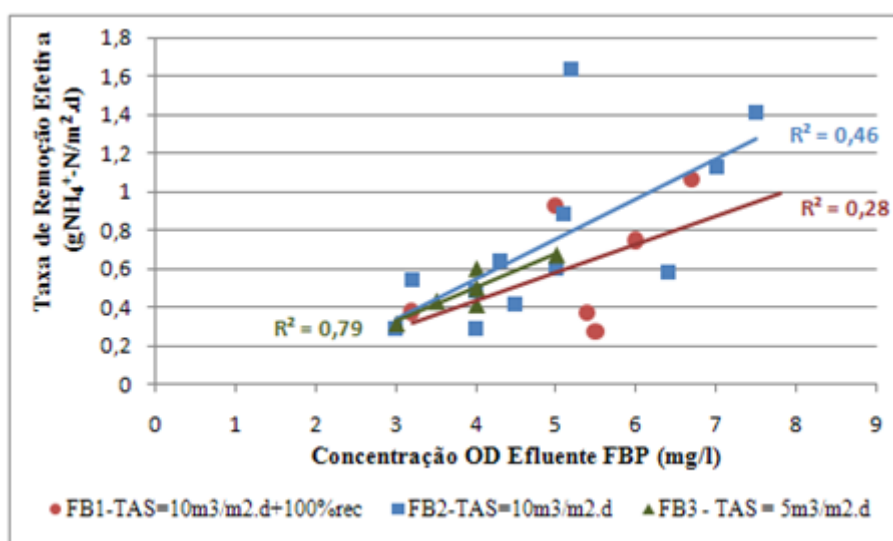


Figura 64 - Correlação entre a disponibilidade de OD e a taxa de remoção efetiva de N-amoniacoal ( $\text{gNH}_4^+\text{-N/m}^2\text{.d}$ )

Como comentado no capítulo Revisão Bibliográfica, a aeração do esgoto em FBPs depende da intensidade de ventilação da unidade que por sua vez é controlada pela diferença de temperatura do ar entre as partes externa e interna do FBP (rever Figura 4). Além disso, WEF (2000) e JORDÃO & PESSÔA (2005) concordam que ocorre uma estagnação da ventilação quando este gradiente de temperatura alcança  $2^\circ\text{C}$ .

No presente estudo constatou-se que a concentração de OD do esgoto efluente apresentou certa correlação com a diferença de temperatura entre o ar atmosférico e o esgoto conforme ilustra a Figura 65. Entende-se, portanto, que a concentração de OD presente no esgoto tenha sido influenciada pela intensidade de ventilação ocorrida no FBP. Ressalta-se ainda que as equações das correlações, ilustradas no gráfico da Figura 65, indicaram que as menores concentrações de OD ocorreriam para um gradiente de temperatura de  $1,1^\circ\text{C}$  ao invés de  $2^\circ\text{C}$ .

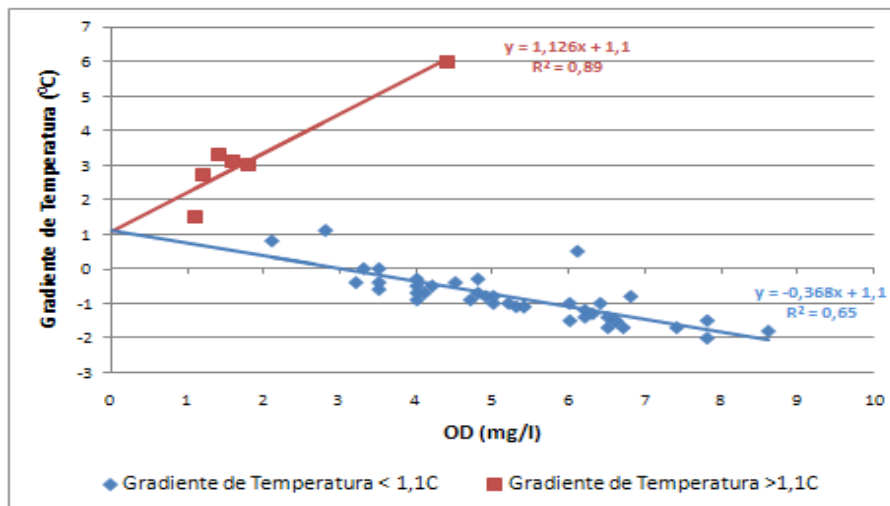


Figura 65 – Correlação entre a concentração de OD (mg/l) e o gradiente de temperatura definido pela diferença entre a temperatura do ar atmosférico e do esgoto.

### 5.6.3 Influência da DBO sobre as Taxas de Remoção e Taxas de Remoção Efetivas de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

Conforme apresentado na Revisão Bibliográfica a presença da matéria orgânica serve para promover o crescimento de microorganismos heterotróficos que passam a disputar oxigênio e espaço no meio suporte com os nitrificantes. Por possuírem taxas de crescimento muito superiores aos microorganismos nitrificantes, a biomassa heterotrófica compete com sucesso por oxigênio e espaço no meio suporte, podendo assim reduzir a presença da biomassa nitrificante no biofilme, o que conseqüentemente reduz as taxas de remoção e as taxas de remoção efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . Entretanto, a Equação 5 proposta por Monod revela que a taxa de crescimento dos heterotróficos é sensível à concentração de DBO e que reduz-se à medida que decresce a concentração deste substrato.

No item 5.2 discutiu-se que testes estatísticos de Kruskal-Wallis não apontaram diferenças significativas ( $\alpha=5\%$ ) entre as concentrações afluentes e entre as concentrações efluentes de DBO nas fases FB-1, FB-2 e FB-3. Assim, é possível que o perfil vertical da concentração de DBO dentro do reator tenha apresentado um comportamento similar em todas as fases operacionais. Uma vez admitida esta hipótese, pode-se dizer que a taxa de crescimento dos microorganismos heterotróficos ao longo da profundidade do reator tenha sido equivalente durante as três fases da pesquisa, e conseqüentemente afirmar que o efeito adverso da matéria orgânica sobre as taxas de

remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  tenha sido similar nas três fases operacionais. Desta forma, não é possível afirmar que a matéria orgânica tenha sido o fator ambiental que provocou a ocorrência da menor taxa de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  na fase FB-3.

A tentativa de correlacionar as taxas de remoção e taxas de remoção efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , com as concentrações efluentes de DBO não apresentou bom resultado conforme pode ser percebido nos gráficos das Figuras 66 e 67. A grande dispersão de dados apresentada em ambos os gráficos leva a crer que a matéria orgânica exerceu menor influência sobre a variabilidade das taxas de remoção e taxas de remoção efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  quando comparada a outros fatores ambientais, tais como o OD.

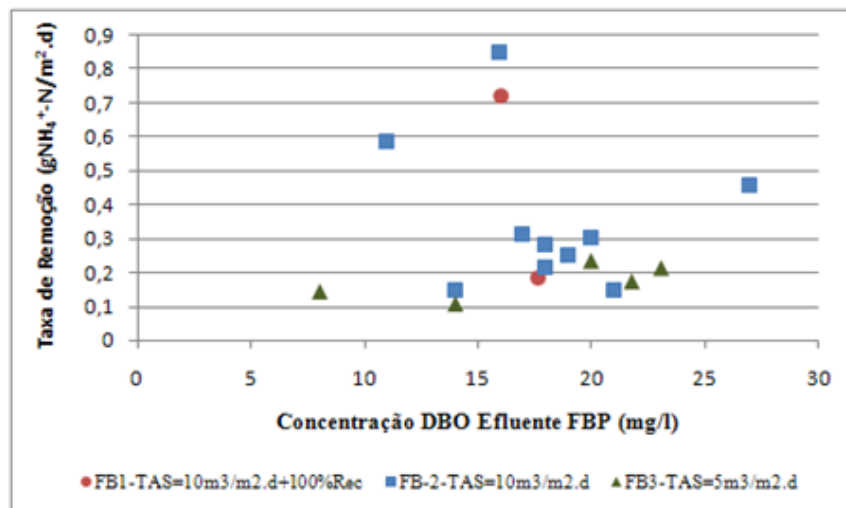


Figura 66 – Correlação entre a concentração de DBO efluente do FBP (mg/l) e a taxa de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$

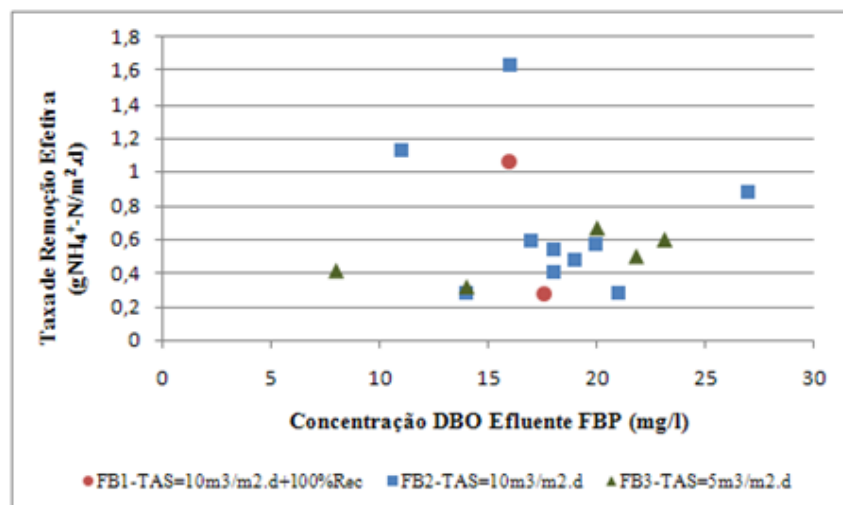


Figura 67 - Correlação entre a concentração de DBO efluente do FBP (mg/l) e a taxa de remoção efetiva de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$

#### 5.6.4 Influência dos SST sobre as Taxas de Remoção e Taxas de Remoção Efetivas de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

Segundo BOLLER *et al.* (1990) a concentração de sólidos em suspensão no afluente pode exercer um importante impacto negativo sobre as taxas de remoção de amônia. No presente trabalho, já discutiu-se no item 5.2 que testes estatísticos de Kruskal-Wallis não identificaram diferenças significativas ( $\alpha = 5\%$ ) entre as concentrações afluentes de SST das três fases operacionais. Desta forma, também não é possível afirmar que os SST tenham sido o causa da menor taxa de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  da fase FB-3.

A tentativa de correlacionar as taxas de remoção e taxas de remoção efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  com as concentrações afluentes de SST não apresentou bom resultado conforme pode ser percebido nos gráficos das Figuras 68 e 69. Da mesma forma que a DBO, a grande dispersão apresentada em ambos os gráficos leva a crer que os SST exerceram menor influência sobre a variabilidade das taxas de remoção e taxas de remoção efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  quando comparados a outros fatores ambientais, tais como o OD.

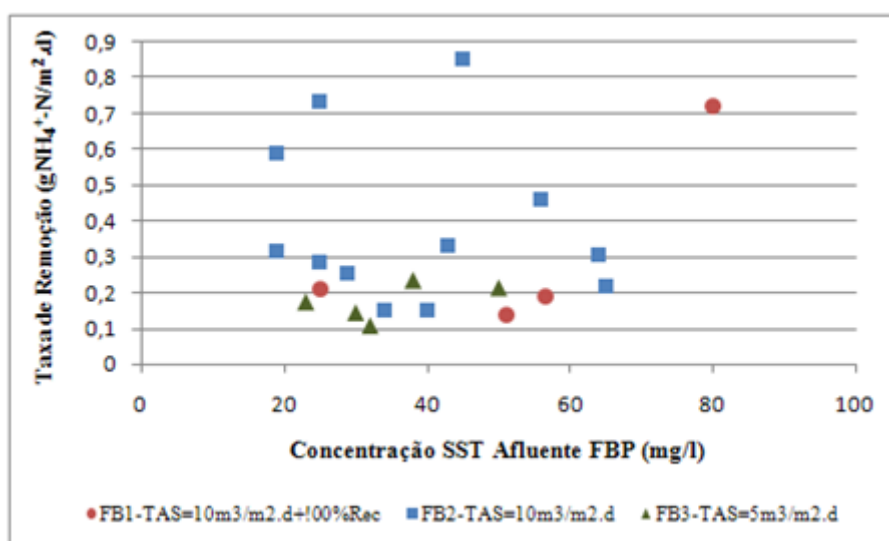


Figura 68 - Correlação entre a concentração de SST afluente do FBP (mg/l) e a taxa de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$

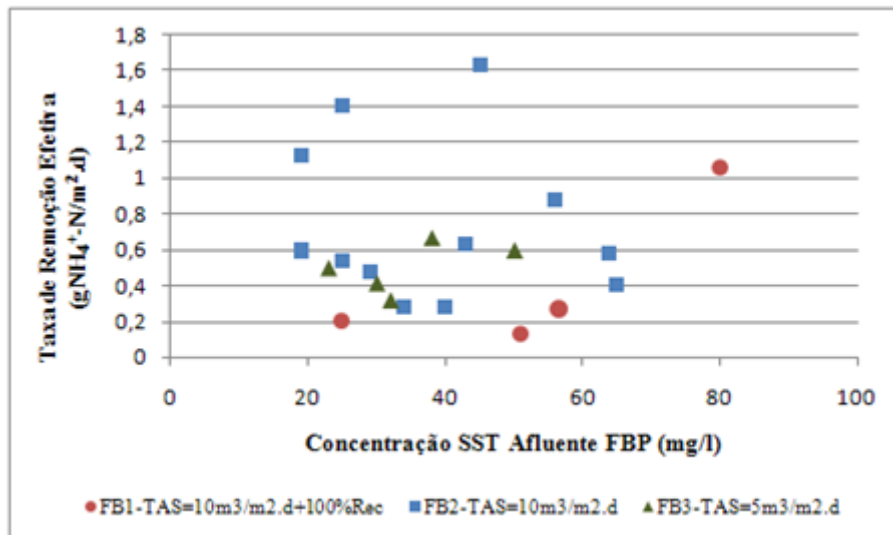


Figura 69 - Correlação entre a concentração de SST afluente do FBP (mg/l) e a taxa de remoção efetiva de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.

### 5.6.5 Influência da Alcalinidade e do pH sobre as Taxas de Remoção e Taxas de Remoção Efetivas de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.

Descartou-se a possibilidade das taxas de remoção terem variado em função de algum déficit de alcalinidade. WEF (2006) recomenda que a alcalinidade seja mantida, no mínimo, numa faixa entre 50 e 100mgCaCO<sub>3</sub>/l, a fim de evitar a depreciação do pH. Como demonstram os gráficos da Figura 70, foi mantida a alcalinidade acima de 100mgCaCO<sub>3</sub>/l ao longo de todo o experimento. Conseqüentemente, também não se observa na Figura 70 a redução dos valores de pH quando comparados o afluente e o efluente. Destaca-se ainda que o pH foi mantido acima de 7 em 89% do tempo.

Investigou-se também a possibilidade dos diferentes valores de pH terem exercido influência sobre as taxas de remoção e taxas de remoção efetivas de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N. Para tanto, tentou-se estabelecer correlações entre ambos conforme ilustram os gráficos das Figuras 71 e 72. Percebe-se a inexistência de boa correlação em ambos os gráficos o que permite deduzir que o pH não exerceu grande influência sobre as taxas de remoção e taxas de remoção efetivas de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.

Pode-se portanto afirmar que a alcalinidade e o pH não foram os responsáveis pela variabilidade das taxas de remoção e taxas de remoção efetivas de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, assim como

também não faz sentido atribuir a estes parâmetros a causa da reduzida taxa de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  da fase FB-3.

Os resultados obtidos reforçam a teoria de que a nitrificação em sistemas com biofilme não são fortemente influenciadas pelo pH (BIESTENFELD *et al.*, 1992). Entretanto, cabe ressaltar que valores afastados da neutralidade podem formar amônia livre ou ácido nitroso em concentrações tóxicas aos seres nitrificantes e conseqüentemente influenciar o desempenho da unidade.

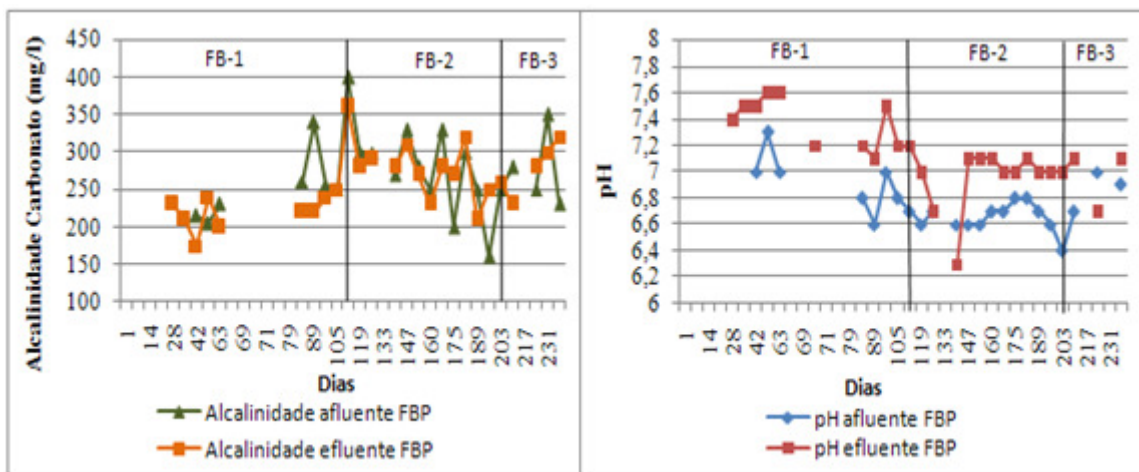


Figura 70 - Série histórica dos valores de alcalinidade carbonato (mg/l) e Ph

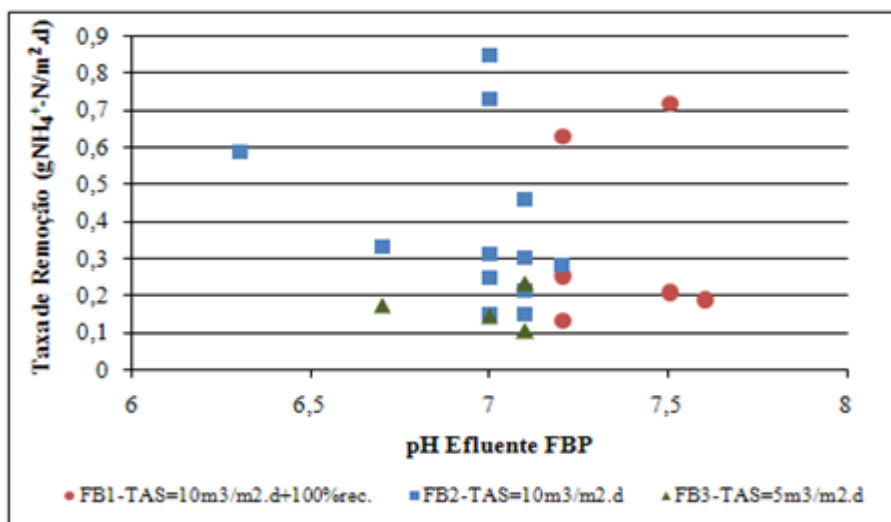


Figura 71 - Correlação entre o pH efluente do FBP (mg/l) e a taxa de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

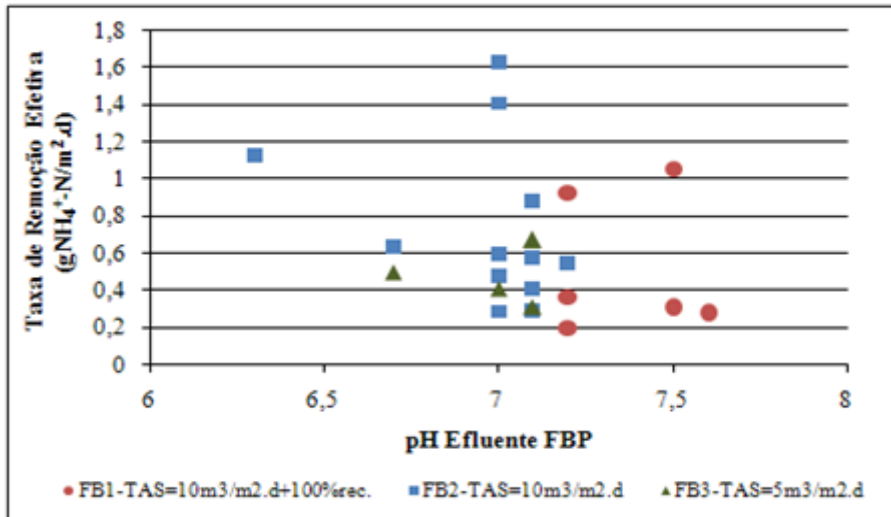


Figura 72 - Correlação entre pH efluente do FBP e a taxa de remoção efetiva de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.

### 5.6.6 Influência da Temperatura do Esgoto sobre as Taxas de Remoção e Taxas de Remoção Efetivas de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.

A influência da temperatura do esgoto sobre as taxas de remoção e taxas de remoção efetivas de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N também foi analisada tentando-se estabelecer correlações entre ambas conforme ilustram as Figuras 73 e 74.

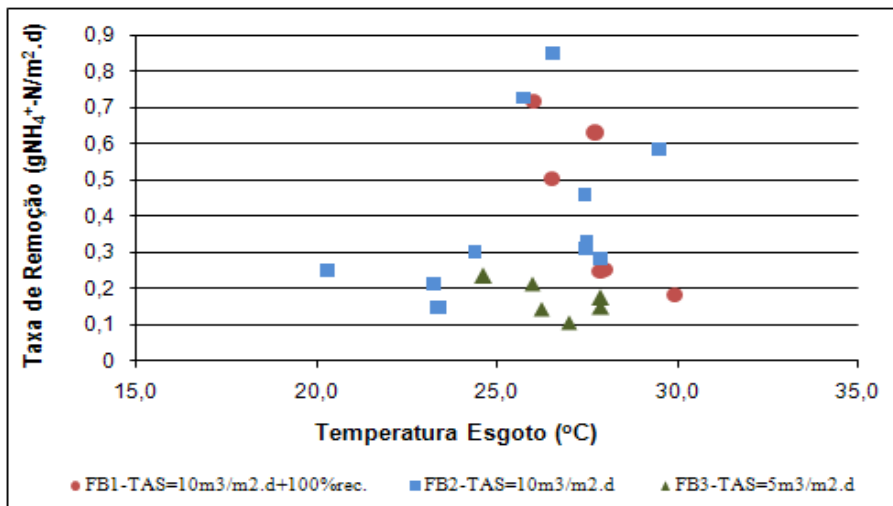


Figura 73 – Correlação entre a temperatura do esgoto (°C) e a taxa de remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.

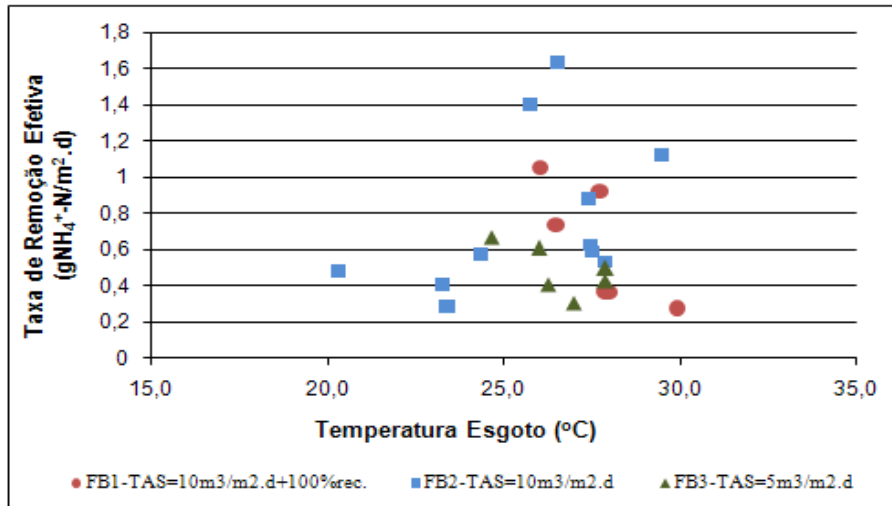


Figura 74 - Correlação entre a temperatura do esgoto (°C) e a taxa de remoção efetiva de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N.

Ao analisar as Figuras acima, percebe-se que na Fase FB-2 a taxa de remoção e a taxa de remoção efetiva de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N não demonstraram boa correlação com a temperatura. Já nas fases FB-1 e FB-3, alguma correlação pode ser observada em ambas as Figuras. Em princípio, pode-se admitir que estas correlações obtidas não sejam coerentes, pois indicam que a taxa de remoção e a taxa de remoção efetiva de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N foram incrementadas a partir do decaimento da temperatura. Possivelmente, a interferência de outros fatores ambientais, tais como o OD, possa ter provocado a imposição desta falsa correlação.

De fato, ao correlacionar estes dados de temperatura com a disponibilidade de OD pôde-se obter uma boa correlação, conforme ilustra a Figura 75. Assim, pode-se concluir que a disponibilidade de OD tenha sido responsável pela falsa impressão de que as taxas de remoção de amônia tenham sido incrementadas em função do decréscimo da temperatura.

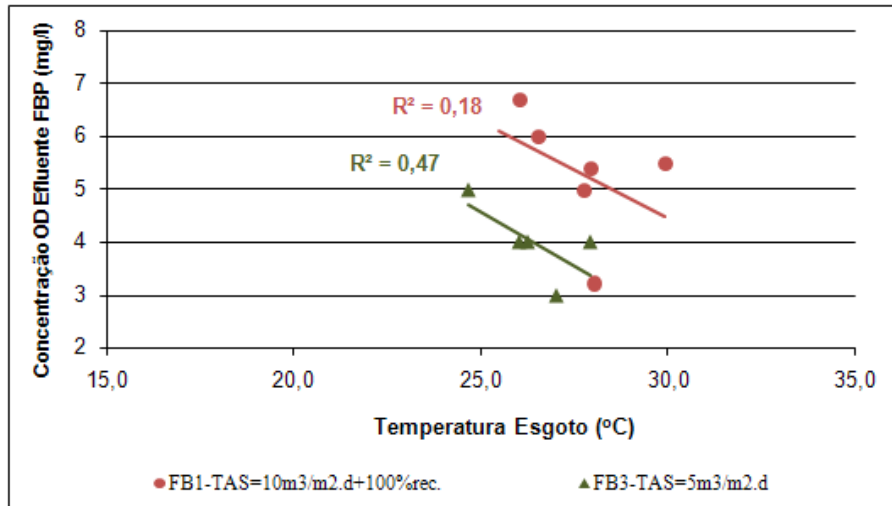


Figura 75 – Correlação entre os dados de temperatura (°C) das Figuras 73 e 74 com a concentração de OD do efluente do FBP (mg/l).

Pode-se portanto admitir que a temperatura não tenha sido responsável pela variabilidade das taxas de remoção e taxas de remoção efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , assim como também não faz sentido dizer que tenha sido ela a responsável pela reduzida taxa de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  da fase FB-3. Estes resultados reforçam a teoria de que a temperatura não exerce grande influência sobre a remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (WEF,2000; EPA,1998; PRESSINOTTI,2006).

### 5.6.7 Efeitos de Toxicidade sobre as Taxas de Remoção e Taxas de Remoção Efetivas de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

Os detalhes (a) e (b) da Figura 76 ilustram respectivamente as concentrações de amônia livre ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) e ácido nitroso ( $\text{HNO}_2\text{-N}$ ) contidas no efluente do FBP ao longo do experimento. Observa-se que em 100% do tempo as concentrações de amônia livre e ácido nitroso mantiveram-se inferiores a 0,52 e 0,003 mg/l. De acordo com FERREIRA (2000) a amônia livre inibe a ação das *nitrossomonas* segundo concentrações compreendidas entre 10 e 150 mg/l e da *nitrobacter* a partir de 1,0 mg/l. Por outro lado o ácido nitroso inibe a ação das *nitrossomonas* e *nitrobacter* segundo concentrações compreendidas entre 0,22 e 2,8 mg/l. Desta forma, descartou-se qualquer possibilidade das taxas de remoção terem variado em função de algum efeito tóxico por parte destas substâncias.

Apenas três análises de sulfeto foram realizadas. Todas as três dizem respeito ao afluente do FBP durante a fase FB-3 e indicaram concentrações de 3, 1,9 e 2,1 mg/l. Segundo AESOY *et al.* (1998), concentrações de sulfeto superiores a 0,5 mg/l podem causar efeitos consideravelmente negativos para a atividade nitrificante. Assim, é possível que o sulfeto tenha contribuído para a depreciação da taxa de remoção e da taxa de remoção efetiva de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . Infelizmente a quantidade de análises foi limitada e todas foram realizadas numa única fase da pesquisa, o que não permite a avaliação de que esta substância tenha sido responsável pela menor taxa de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  obtida na fase FB-3, ou ainda, pelas variabilidades apresentadas pela taxa de remoção e pela taxa de remoção efetiva de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .

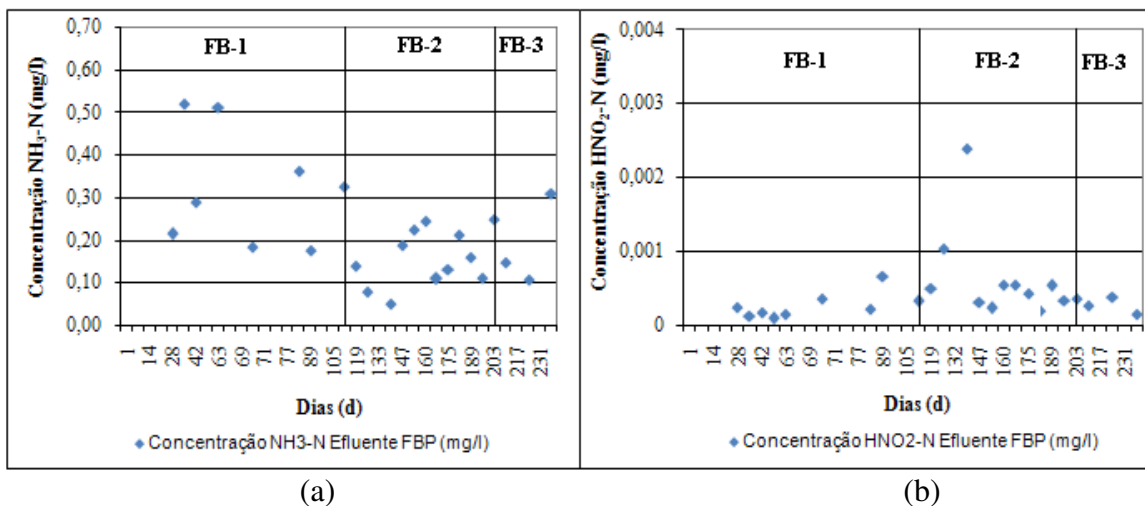


Figura 76: Série histórica das concentrações de amônia livre ( $\text{NH}_3\text{-N}$ ) e ácido nitroso ( $\text{HNO}_2\text{-N}$ ) do efluente FBP (mg/l).

### 5.6.8 Interferência de Predadores

Ao longo de todo o experimento, porém de forma intermitente, foi possível observar a presença de moscas no topo do reator. Estes seres possam talvez ter exercido efeitos predatórios ao biofilme e conseqüentemente terem prejudicado o desempenho da unidade em termos de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ . Talvez, possam também ser responsáveis pela variabilidade das taxas de remoção e remoção efetiva de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , em função da presença ou ausência das moscas. Entretanto, a quantidade e a periodicidade da presença destes organismos não foi avaliada, e por isso, atribuir a eles qualquer influência sobre o desempenho do reator deve ser visto com ressalvas.

Ressalta-se ainda que de acordo com a revisão bibliográfica a presença de moscas durante o experimento pode ser considerada um indício de que as taxas de aplicação superficiais utilizadas não foram suficientes para promover o umedecimento de toda a área superficial do meio suporte. Segundo GUJER e BOLLER (1986) e PARKER *et al.* (1989) estes seres aproveitam-se de regiões do meio suporte não umedecidas para depositarem seus ovos.

### **5.7 Discussão sobre a Influência da Configuração Geométrica do FBP sobre a Eficiência de Remoção de $\text{NH}_4^+\text{-N}$**

Considerando que as reduzidas TAS utilizadas nas fases FB-1 (TAS =  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d} + \text{R. Rec.} = 1$ ), FB-2 (TAS =  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ) e FB-3 (TAS =  $5\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ) tenham sido insuficientes para umedecer toda a área superficial de meio suporte, entende-se que a configuração geométrica do reator possa exercer uma grande influência sobre o seu desempenho. De forma que esta premissa seja discutida, é suposto que o FBP, segundo o mesmo volume, passasse a apresentar diferente configuração geométrica, na qual sua área superficial fosse alterada de  $1\text{m}^2$  para  $0,25\text{m}^2$  e sua altura elevada de 3m para 12m.

Admitindo-se que a vazão afluyente a ser tratada em cada fase da pesquisa fosse mantida, a nova configuração geométrica implicaria na utilização de TAS de  $40\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d} + \text{R. Rec.} = 1$  na fase FB-1,  $40\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  na fase FB-2 e  $20\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  na fase FB-3.

Entende-se que as maiores TAS utilizadas para esta configuração de FBP pudessem proporcionar melhor eficiência de molhamento do meio suporte. Também com base na equação de CRINE *et al.* (1990) (Equação 11), estima-se que as novas TAS apresentadas garantiriam eficiências de molhamento de 90, 82 e 69%, as quais corresponderiam a usos efetivos de 216, 197 e  $166\text{m}^2$ , resultando nas seguintes eficiências de molhamento:

- Eficiência de molhamento na Fase FB-1

$$\text{Ef}(\%) = \text{TAS}/[\text{TAS}+(\Gamma \times \text{As})] = 80/[80+(0,113 \times 80)] = 90\%$$

- Eficiência de molhamento na Fase FB-2

$$\text{Ef}(\%) = \text{TAS}/[\text{TAS}+(\Gamma \times \text{As})] = 40/[40+(0,113 \times 80)] = 82\%$$

- Eficiência de molhamento na Fase FB-3

$$Ef(\%) = \frac{TAS}{[TAS + (\Gamma \times As)]} = \frac{20}{[20 + (0,113 \times 80)]} = 69\%$$

Para estas novas áreas efetivas de meio suporte, calculadas para a altura de 12m de meio suporte, procedeu-se então o cálculo das novas cargas superficiais de contato efetivas de DBO e  $NH_4^+$ -N. Assim, a Tabela 30 confronta as médias das cargas superficiais de contato efetivas de DBO e  $NH_4^+$ -N para as alturas de 3 e 12 metros.

Tabela 30: Comparação das médias das cargas superficiais de contato efetivas de DBO e  $NH_4^+$ -N nos FBP com alturas de 3 e 12 metros

Fase	Carga Superficial de Contato Efetiva DBO (g/m <sup>2</sup> .d.)		Carga Superficial de Contato Efetiva $NH_4^+$ -N (g/m <sup>2</sup> .d.)	
	H = 3m	H = 12m	H = 3m	H = 12m
FB-1	4,94	3,73	3,00	2,27
FB-2	3,24	2,05	2,96	1,88
FB-3	2,83	1,43	2,30	1,17

Observa-se que as cargas superficiais de contato efetivas para a altura de 12 metros decresceram 25, 37 e 50%, respectivamente nas Fases FB-1, FB-2 e FB-3, quando comparadas as alturas de meio suporte de 3 e 12 metros.

Com base na literatura, admite-se que a redução das cargas superficiais de contato efetivas de  $NH_4^+$ -N não influencia as taxas de remoção efetivas de  $NH_4^+$ -N, a menos que concentrações efluentes inferiores a uma faixa de 3 a 5mg/l de  $NH_4^+$ -N venham a ser alcançadas (WILLIAMSON e McCARTY, 1976; GÖNENC e HARREMÖES, 1985; GULLICKS e CLEASBY, 1986; BOLLER & GUJER, 1986; PARKER *et al.*, 1989; OKEY & ALBERTSON, 1989a; OKEY & ALBERTSON, 1989b; BOLLER *et al.*, 1994; BOLLER *et al.*, 1997). Com base nesse princípio, entende-se que a mesma taxa de remoção efetiva obtida no experimento, para a altura de meio suporte de 3m, seja mantida no exercício de simulação para a altura de 12m. Portanto, dividindo-se as novas cargas superficiais de contato efetivas de  $NH_4^+$ -N, calculadas para a altura de 12m, pelas taxas de remoção efetivas obtidas para a altura de meio suporte de 3m, entende-se que é possível descobrir as eficiências de remoção de  $NH_4^+$ -N a serem obtidas no FBP com 12 metros de altura. A rotina de cálculo encontra-se apresentada na Tabela 31. Os cálculos efetuados em cada coluna são previamente explicados.

**Coluna 1:** Indica as fases da pesquisa.

**Coluna 2:** Indica os dias em operação do experimento

**Coluna 3:** Indica as concentrações efluentes do reator UASB. Vale lembrar que na fase FB-1 as concentrações apresentadas contemplam o efluente recirculado do FBP

**Coluna 4:** Indica as concentrações efluentes do FBP.

**Coluna 5:** Indica as taxas de remoção efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  obtidas durante a pesquisa. Vale lembrar que para realização destes cálculos as TAS a serem adotadas nas fases FB-1, FB-2 e FB-3 são  $20\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ,  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  e  $5\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  respectivamente. Já as áreas de meio suporte devidamente umedecidas nas três fases foram de 163, 125 e  $84\text{m}^2$ .

**Coluna 6:** Indica as cargas superficiais de contato efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  supostamente aplicadas no FBP com altura de 12 metros. Vale lembrar que para realização destes cálculos as TAS a serem adotadas nas fases FB-1, FB-2 e FB-3 são  $80\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ,  $40\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  e  $20\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  respectivamente. Já as áreas de meio suporte devidamente umedecidas nas três fases foram de 216, 197 e  $166\text{m}^2$ .

**Coluna 7:** Indica as eficiências de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  esperadas no FBP com altura de 12 metros. O cálculo é realizado dividindo os resultados da coluna 5 pelos da coluna 6.

**Coluna 8:** Indica as concentrações efluentes de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  esperadas no FBP com altura de 12 metros. O cálculo é realizado a partir da expressão (1- Coluna 7) x Coluna 3. Percebe-se que nenhuma concentração efluente de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  inferior a  $3\text{mg/l}$  foi obtida, o que em princípio valida os cálculos realizados.

Tabela 31- Eficiências hipotéticas de remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N num FBP com 12 metros de altura

Coluna 1	Coluna 2	Coluna 3	Coluna 4	Coluna 5	Coluna 6	Coluna 7	Coluna 8
Fase	Dias de Operação	Conc. Afl. FBP Obtida (H=3m)	Conc. Efl. FBP Obtida (H=3m)	Tx. Rem. Efetiva	Carga Sup. de Contato Efetiva Hipotética (H=12m)	Ef. (%) Rem. Hipotética (H=12m)	Conc. Efl. Hipotética (H=12m)
FB-1	1	-	-	-	-	-	-
	7	-	-	-	-	-	-
	14	-	-	-	-	-	-
	21	-	-	-	-	-	-
	28	-	12,3	-	-	-	-
	35	-	18,3	-	-	-	-
	42	25,9	17,2	1,06	2,40	0,44	9,60
	49	20,8	-	-	1,93	-	-
	56	-	-	-	-	-	-
	63	19,6	17,4	0,28	1,82	0,15	14,75
	68	21,0	15,6	0,66	1,94	0,34	10,34
	69	28,4	22,3	0,75	2,63	0,28	15,9
	70	21,0	18,0	0,37	1,94	0,19	14,56
	71	10,4	-	-	0,97	-	-
	72	23,4	20,3	0,38	2,16	0,17	16,8
	79	-	-	-	-	-	-
	84	43,9	36,3	0,93	4,06	0,23	28,0
	91	-	21,7	-	-	-	-
97	28,5	26,1	0,31	2,64	0,12	23,0	
105	26,4	24,8	0,20	2,44	0,08	22,7	
FB-2	112	34,1	27,4	0,54	1,73	0,31	18,8
	119	29,8	22,3	0,6	1,51	0,40	13,5
	126	31,6	23,7	0,64	1,60	0,40	14,3
	133	-	-	-	-	-	-
	139	39,0	25,0	1,12	1,98	0,57	10,8
	147	36,8	31,7	0,41	1,87	0,22	24,7
	154	43,7	36,4	0,58	2,22	0,26	26,9
	160	40,7	29,6	0,88	2,06	0,43	16,9
	168	38,9	18,5	1,63	1,98	0,83	3,2
	175	41,6	24,1	1,41	2,11	0,67	8,1
	182	36,5	32,9	0,29	1,85	0,16	27,8
189	36,0	32,4	0,28	1,83	0,16	27,4	
196	35,0	29,0	0,48	1,78	0,27	21,2	
FB-3	203	47,6	40,7	0,41	1,43	0,29	29,0
	210	33,7	22,5	0,67	1,02	0,66	7,6
	217	39,0	31,7	0,43	1,17	0,37	20,1
	224	37,3	28,9	0,50	1,12	0,44	16,1
	231	34,9	24,6	0,61	1,05	0,58	10,3
	238	39,9	34,7	0,31	1,20	0,26	25,8

Quando comparadas as concentrações efluentes obtidas experimentalmente para a altura de 3m (coluna 4) com as concentrações efluentes hipoteticamente esperadas para a altura de 12m (coluna 8), verifica-se o melhor desempenho da unidade em função do arranjo geométrico que induziu a aplicação de TAS mais elevadas as quais proporcionaram maiores eficiências de molhamento de meio suporte. Complementarmente, a Tabela 32 apresenta a suposta estatística descritiva das eficiências de remoção estimadas para a altura de 12 metros e as confronta com aquelas obtidas experimentalmente para a altura de 3 metros de altura. Em seguida, a Figura 77 ilustra os percentis das eficiências de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  para as alturas de 3 e 12 metros.

Tabela 32: Comparação das eficiências de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  nos FBPs para alturas de 3 e 12 metros

Parâmetro	Eficiência (%) Remoção $\text{NH}_4^+\text{-N}$					
	FB-1 (H = 3m)	FB-1 (H = 12m)	FB-2 (H = 3m)	FB-2 (H = 12m)	FB-3 (H = 3m)	FB-3 (H = 12m)
Nº Dados	9	9	12	12	6	6
Média	17	22	25	39	22	43
D. Padrão	8,65	11,46	13,18	20,77	8,17	16,14
Coef. Var.	0,51	0,51	0,54	0,54	0,37	0,37

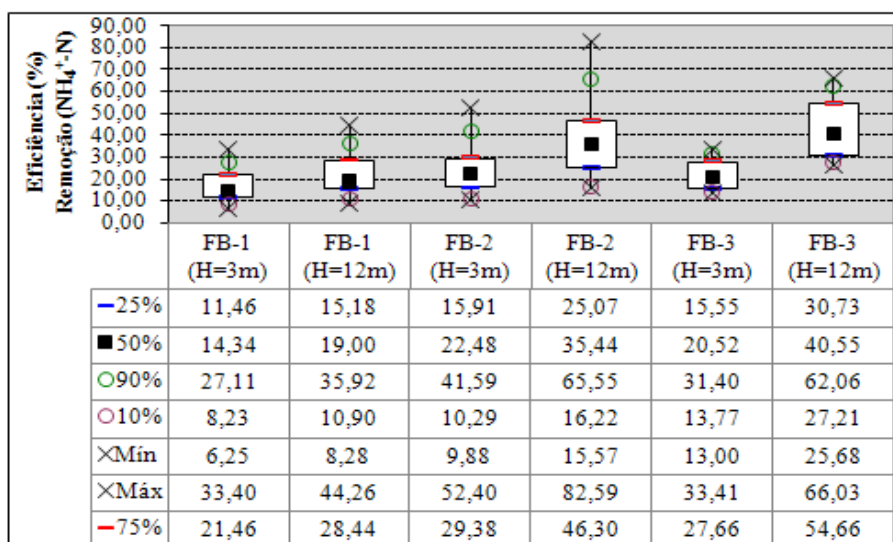


Figura 77: Box & Whiskers das eficiências de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  para FBPs com alturas de 3 e 12 metros.

Complementarmente, percebe-se na Tabela 32 os incrementos nas eficiências de remoção de amônia de 17% para 22% na fase FB-1, de 25% para 39% na fase FB-2 e de 22% para 43% na fase FB-3 o que também comprova a influência da configuração

geométrica sobre o desempenho da unidade. Por fim, ressalta-se que o decréscimo das cargas superficiais de contato efetivas de DBO, em função da elevação da altura de meio suporte para 12 metros, pode também favorecer a obtenção de taxas de remoção efetivas de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ainda mais elevadas.

## 6 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

- As reduzidas TAS aplicadas ao FBP nas fases FB-1(TAS =  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  + Razão de Recirculação =1), FB-2 (TAS =  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ) e FB-3 (TAS =  $5\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ), propiciam limitadas eficiências de molhamento de meio suporte da ordem de 68%, 52% e 35%.
- As reduzidas TAS aplicadas ao FBP nas fases FB-1(TAS =  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$  + Razão de Recirculação =1), FB-2 (TAS =  $10\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ) e FB-3 (TAS =  $5\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ ) garantem a obtenção de concentrações efluentes médias de 15, 18 e 17 mgDBO/l, 40, 44 e 69 mgDQO/l e 11, 13 e 6 mgSST/l.
- O FBP preenchido com anel randômico e precedido de reator UASB não apresenta boa eficiência de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  ainda que aplicadas reduzidas cargas superficiais de contato de  $1,0\text{gDBO}/\text{m}^2.\text{d}$  e  $0,8\text{gNH}_4^+\text{-N}/\text{m}^2.\text{d}$ . Entende-se, portanto, que o mesmo não é econômico para desempenhar nitrificação.
- O desempenho de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  do FBP é influenciado pelas concentrações de OD presentes no efluente. Por isso, recomenda-se que o dimensionamento de FBPs para desempenhar nitrificação deve prever boa ventilação.
- Recomenda-se que outros trabalhos investiguem o desempenho de FBPs com maiores alturas no intuito de alcançar melhor eficiência de molhamento do meio suporte. Espera-se que esta proposta de configuração geométrica possa incrementar as eficiências de remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ .
- Recomenda-se que outros trabalhos realizem um estudo mais consistentes sobre a influência de sulfetos sobre a remoção de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  em FBPs.
- Recomenda-se que outros trabalhos investiguem a aplicabilidade da equação de eficiência de molhamento citada no presente trabalho.

## 7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AESoy, A., ODEGAARD, H., BENTZEN, G., 1998, "The effect of sulfide and organic matter on the nitrification in a biofilm process", *Water Science and Technology*, v. 37, n. 1, pp.115-122.

ALMEIDA, P. G. S., 2007, Efeito de Diferentes Tipos de Meio Suporte no Desempenho de Filtros Biológicos Percoladores Aplicados ao Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores UASB, com Ênfase na Nitrificação. Tese de M.Sc. Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, BeloHorizonte, 113p.

ANDERSON, B. *et al.*, 1994, "High rate nitrifying trickling filters", *Water Science and Technology*, v.29, n.10-11, pp. 47-52.

ANTONIENSEN, A. C., 1976, "Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid", *J. Water Pollut. Control Fed.*, v.48, n.5, pp. 835-852.

AWWA/APHA/WEF,1998. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th edition. Washington.

BIESTERFELD, S. *et al.*, 2003, "Effect of alkalinity type and concentration on nitrifying biofilm activity", *Water Environmental Research*, v.75, n.24, pp. 196-204.

BOLLER, M., TSCHUI, M., GUJER, W., 1997, "Effects of transient nutrient concentrations in tertiary biofilm reactors", *Water Science and Technology*, v.36, n.1, pp. 101-109.

BOLLER, M., GUJER, W., TSCHUI, M., 1994, "Parameters affecting nitrifying biofilm reactors", *Water Science and Technology*, v.29, n.10-11, pp. 1-11.

BOLLER, M., GUJER, W., NYHUIS, G., 1990, "Tertiary rotating biological contactors for nitrification", *Water Science and Technology*, v.22, n.1/2, pp. 89-100.

BOLLER, M, GUJER, W, 1986, "Nitrification in tertiary trickling filters followed by deep-bed filters", *Water Res*, v.20, n.11, pp. 1363-1373.

BROWN AND CALDWELL, 1980, *Converting rock trickling filters to plastic media*, Prepared for the U.S. Environ. Prot. Agency, EPA 600/2-8-120.

BRUCE, A. M., MERKENS, J. C., 1973, "Further studies of partial treatment of sewage by high rate biological", *J. Inst. Wat. Pollut. Control*, 5:499.

CHERNICHARO, C. A. L., *et al.*, 2006. In: FLORÊNCIO, L. (coordenadora), *Tratamento e Utilização de Esgotos Sanitários. PROSAB 4 – Programa de Pesquisas em Saneamento Básico*. 1ª ed., Recife, 427p – Capítulo 3.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução 357, de 17 de março de 2005.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. Resolução 397, de 03 de Abril de 2008.

CRINE, M., SCHLITZ, M., VANDEVENNE, L., 1990, "Evaluation of the performances of random plastic media in aerobic trickling filters", *Water Science and Technology*, v.22, n.1/2, pp. 227-238.

CULP, G. *et al.*, 1980, *Wastewater reuse and recycling technology*, Nova Jersey, Noyes data Corporation.

DIRETRIZ Nº 215.R-3, 2002. Diretriz de Controle de Carga Orgânica Biodegradável em Efluentes Líquidos de Origem Não Industrial. Rio de Janeiro – FEEMA.

DUDDLES, G. A., RICHARDSON, S. E., BARTH, E. F., 1974, "Plastic medium trickling filters for biological nitrogen control", *J. Water Pollut. Control Fed.*, v.46, n.5, pp. 937-946.

EPA – Environmental Protection Agency - USA, 1998, Trickling Filters: Achieven Nitrification. Fact Sheet. National Small Flows Clearing House.

EPA - Environmental Protection Agency - USA, 1993, “Nitrogen Control”. EPA/625/R-93/010.

FEEMA, 1983. Manual do Meio Ambiente – Métodos FEEMA. Vol. 2.

FERREIRA, E. S., 2000, “Cinética Química e Fundamentos dos Processos de Nitrificação e Denitrificação Biológica”. XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, I-121.

GONÇALVES, R. F. *et al.*, 2001. In: CHERNICHARO (coordenador), Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios, PROSAB 2 – Programa de Pesquisas em Saneamento Básico, 1ª ed., Belo Horizonte, 544p – Capítulo 4.

GÖNENC, E., HARREMÖES, P., 1985, “Nitrification in rotating disc systems – I Criteria for transition from oxygen to ammonia rate limitation”, *Water Res.*, v.19, n.9, pp. 1119-1127.

GROMIEC, M. J., MALINA, J. F., ECKENFELDER, W. W., 1972, “Performance of plastic media in trickling filters”, *Water Res.*, 6:1321.

GULLICKS, H. A., CLEASBY, J. L., 1986, “Design of trickling filter nitrification towers”, *J. Water Pollut. Control Fed*, v.58, n.1, pp. 60-67.

HACH, 2000. DR/2010 Spectrophotometer Handbook.

HARREMÖES, P. *et al.*, 1981, “Design of fixed film nitrification and denitrification units base don laboratory pilot scale results”. Paper presented at the Europäische Abwasser Symp., Munich, Ger.

HENZE *et al.*, 1997, Wastewater Treatment – Biological and Chemical Process. 2ª ed., Alemanha, Springer – Verlag.

HUI, A. M., *et al.*, 1983, "Pilot Study Investigation of TF/SC and RBC/SC Processes". Presented at the 56th Annual Conference of the Water Pollution Control Federation.

HUTCHINSON, E. G., 1975, "A comparative study of biological filter media". In Proceedings of Biotechnology Conference. Massey University, Palmerston North, New Zealand.

JORDÃO, E. P & PESSÔA, C. A., 2005, Tratamento de Esgotos Domésticos. 4ª ed., ABES-RJ.

IWAI, S., KITAO, T., 1994, Wastewater Treatment With Microbial Films. Technomic Publishing Co, Lancaster, EUA. 184p.

KOOPS, H. P., POMMERENING-RÖSER, A., 2001, Distribution and ecophysiology of the nitrifying bacteria emphasizing cultured species, FEMS Microbiology ecology, v.37 (1-9).

LEE, N. M., WELANDER, T., 1994, "Influence of predators on nitrification in aerobic biofilms processes", Water Science and Technology, v.29, n.7, pp.355-363.

LOEWENTHAL, R. E., MARAIS, G. R., 1977, Carbonate Chemistry of Aquatic Systems: Theory and Application. Ann Arbor Science, Michigan, USA.

MALINA, J. F. *et al.*, 1971, "Design guides for biological wastewater treatment processes". Technical Report, USEPA PB-216-727.

METCALF & EDDY, 2003. Wastewater Engineering: Treatment, and Reuse. New York: Metcalf & Eddy, Inc., 4ª ed., 1819p.

METCALF & EDDY, 1991. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. New York: Metcalf & Eddy, Inc., 3ª ed., 1334p.

NASCIMENTO, M. C. P., 2001, Filtro Biológico Percolador de Pequena Altura de Meio Suporte Aplicado ao Pós-Tratamento de Efluente de Reator UASB. Tese de M.Sc. Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte.

OKEY, R. W., ALBERTSON, O. E., 1991, “Personal Communication to task force on nitrification on dual-purpose biotowers”, CRM and Enviro Enterprises, Inc., Salt Lake City, Utah.

OKEY, R.W., ALBERTSON, O. E., 1989a, “Evidence for oxygen-limiting conditions during tertiary fixed film nitrification”, J. Water Pollut. Control Fed., v.61, n.4, pp. 510-519.

OKEY, R. W., ALBERTSON, O. E., 1989b, “Diffusion’s role in regulation rate and masking temperature effects in fixed-film nitrification”, J. Water Pollut. Control Fed., v.61, n.4, pp. 500-509.

OLIVEIRA, S. M. A. C., 2006, Análise de desempenho e confiabilidade de estações de tratamento de esgotos. Tese de doutorado. Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

PALSDOTTIR, G., BISHOP, P. L., 1997, “Nitrifying biotower upsets due to snails and their control”, Water Science and Technology, v.36, n.1, pp. 247-254.

PARKER, D. *et al.*, 1997, “Maximizing Trickling Filter Nitrification Rates Through Biofilm Control: Research Review and Full Scale Application”. Water Science and Technology. Vol. 36, nº 1, pp 225-262.

PARKER, D. *et al.*, 1995, “Effect of operating variables on nitrification rates in trickling filters”, Water Environment Research, v.67, n.7, pp. 1111-1118.

PARKER, D. S., LUTZ, M. P., PRATT, A. M., 1990, “New trickling filters applications in the USA”, Water Science and Technology, v.22, n.1/2, pp. 215-226.

PARKER, D. *et al.*, 1989, “Enhancing reaction rates in nitrifying trickling filters through biofilm control”, *J. Water Pollut. Control Fed*, v.61, n.5, pp. 618-631.

PARKER, D. S., RICHARDS, T., 1986, “Nitrification in trickling filters”, *J. Water Pollut. Control Fed*, v.58, n.9, pp. 896-902.

PEARCE, P., 2004, “Trickling filters for upgrading low technology wastewater plants for nitrogen removal”, *Water Science and Technology*, v.49, n.11-12, pp. 47-52.

PRESSINOTTI, F. C., KRAMPE, J., 2006, “Avaliação de um Filtro Percolador Alemão para Tratamento de Esgoto Doméstico em Escala Piloto sob Temperaturas Tropicais”. I Simpósio Nordeste de Saneamento Ambiental, II-003, ABES – Seção Paraíba.

RITTMANN, B., MCARTY, P., 2001, *Environmental Biotechnology: Principles and Applications*. New York: McGraw-hill International Editions.

SANTOS, A.S.P., 2005. Avaliação de Desempenho de um Filtro Biológico Percolador em Diferentes Meios Suporte Plásticos. Dissertação de M. Sc. COPPE/UFRJ, Rio de Janeiro.

VAN DER GRAAF, LAVRIJSENS, VISSCHER, 1977, *De Toepassing Van Kunststofvulmaterialen in Hoogbelaste Oxidatiebedden*. PhD thesis.

VON SPERLING, M., 2005. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos*. 3ª ed. Belo Horizonte: Segrac.

VON SPERLING, M., 1996. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Princípios Básicos ao Tratamento de Esgotos*. Vol. 2. Belo Horizonte: Segrac.

WANNER & GUJER, 1984, “Competition in biofilms”. Paper presented at the 12<sup>th</sup> Conference of the IAWPR, Amsterdam.

WEF, 2005, Biological Nutrient Removal (BNR) Operation in Wastewater Treatment Plants. Manual of Practice 30, Mc Graw Hill.

WEF ,2000, Aerobic Fixed-Growth Reactors: a special publication.

WEF, 1992, Design of Municipal Wastewater Treatment Plants. Manual of Practice 8, Vol. 1, Alexandria, New York.

WIESMANN, U., “Biological nitrogen removal from wastewater”. In: FLETCHER, A. (Ed.). Advances in Biochemical Engineering, v.51, Springer – Verlag, Berlin, pp. 113-154, 1994.

WILLIAMSON, K., McCARTY, P. L., 1976, “Verification studies of the biofilm model for bacterial substrate utilization”, J. Water Pollut. Control Fed., v.48, n.2, pp. 281-296.

## ANEXO A

Resultados das Análises Físico-Químicas das Amostras Coletadas no CETE/UFRJ.

Resultados das concentrações de DBO (mg/l)

Fase	Data	Dia Operacional	Esgoto Bruto	Afluente FBP	Efluente FBP
FB-1	13/12/07	1			
	19/12/07	7			
	26/12/07	14			
	02/01/08	21			
	09/01/08	28	239		17
	16/01/08	35	73		13
	23/01/08	42	90	60	16
	13/02/08	63	77	41	18
	05/03/08	84	181	52	
	10/03/08	89	294	29	11
	18/03/08	97	133	19	
26/03/08	105	273			
FB-2	02/04/08	112	175	43	18
	09/04/08	119	117	39	17
	29/04/08	139	70	28	11
	07/05/08	147	180	46	18
	14/05/08	154	223	44	20
	20/05/08	160	345	68	27
	28/05/08	168	131	37	16
	04/06/08	175	513		
	11/06/08	182	134	35	21
	18/06/08	189	136	31	14
25/06/08	196	277	33	19	
FB-3	02/07/08	203	322	45	8
	09/07/08	210	185	44	20
	23/07/08	224	90	26	22
	30/07/08	231	96	66	23
	06/08/08	238	113	56	14

Resultados das concentrações de DQO (mg/l)

Fase	Data	Dia Operacional	Esgoto Bruto	Afluente FBP	Efluente FBP
FB-1	13/12/07	1			
	19/12/07	7			
	26/12/07	14			
	02/01/08	21			
	09/01/08	28	605		38
	16/01/08	35	159		51
	23/01/08	42	290	182	43
	29/01/08	48	215	95	60
	13/02/08	63		125	36
	05/03/08	84	574	136	
	10/03/08	89		72	43
	18/03/08	97	368	35	10
FB-2	02/04/08	112	407	74	27
	09/04/08	119	297	118	43
	16/04/08	126	285	49	27
	29/04/08	139	235	101	59
	07/05/08	147	475	108	61
	14/05/08	154	718	201	76
	20/05/08	160	688	207	58
	28/05/08	168	490	96	43
	04/06/08	175		80	
	11/06/08	182	841	101	46
	18/06/08	189	270	62	22
	25/06/08	196		59	27
FB-3	02/07/08	203	844	80	75
	09/07/08	210	399	92	49
	23/07/08	224	225	60	
	30/07/08	231	192	181	112
	06/08/08	238	213	106	38

Resultados das concentrações de SST (mg/l)

Fase	Data	Dia Operacional	Esgoto bruto	Afluente FBP	Efluente FBP
FB-1	13/12/07	1			
	19/12/07	7			
	26/12/07	14			
	02/01/08	21			
	09/01/08	28	264		
	16/01/08	35	174		23
	23/01/08	42	127	80	6
	30/01/08	49		42	2
	13/02/08	63		56,6	20
	05/03/08	84	368		
	10/03/08	89	434	94	12
	18/03/08	97	240	25	6
	26/03/08	105		51	8
FB-2	02/04/08	112	530	25	13
	09/04/08	119	272	19	1
	16/04/08	126	159	43	12
	29/04/08	139	102	19	7
	07/05/08	147	497	65	26
	14/05/08	154	578	64	22
	20/05/08	160	420	56	13
	28/05/08	168	398	45	11
	04/06/08	175	582	25	4
	11/06/08	182	408	34	20
	18/06/08	189	142	40	20
25/06/08	196		29	8	
FB-3	02/07/08	203	650	30	13
	09/07/08	210	282	38	2
	23/07/08	224	111	23	7
	30/07/08	231	184	50	4
	06/08/08	238		32	4

Resultados das concentrações de  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  (mg/l)

Fase	Data	Dia Operacional	Esgoto bruto	Afluente FBP	Efluente FBP
FB-1	13/12/07	1			
	19/12/07	7			
	26/12/07	14			
	02/01/08	21			
	09/01/08	28	15,0		12,3
	16/01/08	35	21,6		18,3
	23/01/08	42	19,3	25,9	17,2
	29/01/08	48	23,3	20,8	
	13/02/08	63	16,1	19,6	17,4
	18/02/08	68	22,3	21,0	15,6
	19/02/08	69	30,2	28,4	22,3
	20/02/08	70	18,9	21,0	18,0
	21/02/08	71	10,5	10,4	
	22/02/08	72	21,0	23,4	20,3
	05/03/08	84	38,3	43,9	36,3
	10/03/08	89			21,7
	18/03/08	97	32,7	28,6	26,1
	26/03/08	105	21,3	26,4	24,8
FB-2	02/04/08	112	29,5	34,1	27,4
	09/04/08	119	24,4	29,8	22,3
	16/04/08	126	26,1	31,6	23,7
	29/04/08	139	27,3	39,0	25,0
	07/05/08	147	27,0	36,8	31,7
	14/05/08	154	38,5	43,7	36,4
	20/05/08	160	33,1	40,7	29,6
	28/05/08	168	30,8	38,9	18,5
	04/06/08	175	34,7	41,7	24,1
	11/06/08	182	36,8	36,5	32,9
	18/06/08	189	35,1	36,0	32,4
25/06/08	196	32,5	35,0	29,0	
FB-3	02/07/08	203	38,4	47,6	40,7
	09/07/08	210	29,2	33,7	22,5
	16/07/08	217	32,3	39,0	31,7
	23/07/08	224	37,4	37,3	28,9
	30/07/08	231	33,3	34,9	24,6
	06/08/08	238	38,2	39,9	34,7

Resultados das concentrações de NTK (mg/l)

Fase	Data	Dia Operacional	Esgoto bruto	Afluente FBP	Efluente FBP
FB-1	13/12/07	1			
	19/12/07	7			
	26/12/07	14			
	02/01/08	21			
	09/01/08	28			
	16/01/08	35	49,0		43,4
	23/01/08	42	54,6	43,4	
	29/01/08	48	39,2	33,6	32,2
	13/02/08	63	39,2		
	19/02/08	69	58,8	44,8	39,2
	20/02/08	70	42,0	37,8	35,0
	21/02/08	71	43,4	46,2	39,2
	22/02/08	72	46,2	37,8	36,4
	05/03/08	84	63,0	50,4	44,8
	26/03/08	105	39,2	30,8	28,0
FB-2	02/04/08	112	43,4	40,6	36,4
	09/04/08	119	33,6	35,0	25,2
	16/04/08	126	37,8	39,2	32,2
	29/04/08	139	54,6	56,0	44,8
	07/05/08	147	44,8	46,2	39,2
	14/05/08	154	49,0	50,4	43,4
	20/05/08	160	50,4	54,6	47,6
	28/05/08	168	56,0		
	04/06/08	175	54,6	57,4	46,2
	11/06/08	182	50,4	51,8	43,4
	18/06/08	189	51,8	53,2	42,0
	25/06/08	196	56,0	54,6	47,6
FB-3	02/07/08	203	55,0	58,8	50,4
	09/07/08	210	50,4	53,2	44,8
	23/07/08	224	54,6	53,2	44,8
	30/07/08	231	50,4	51,8	36,4
	06/08/08	238	50,4	51,8	43,4

Resultados das concentrações de NO<sub>2</sub>-N (mg/l)

Fase	Data	Dia Operacional	Esgoto bruto	Afluente FBP	Efluente FBP
FB-1	13/12/07	1			
	19/12/07	7			
	26/12/07	14			
	02/01/08	21			
	09/01/08	28	0,0		2,8
	16/01/08	35	0,1		2,1
	23/01/08	42	0,1	1,1	2,3
	29/01/08	48	0,1	0,8	1,5
	13/02/08	63	0,0	1,7	2,9
	20/02/08	70	0,1	1,1	2,6
	05/03/08	84	0,0	0,7	1,6
	10/03/08	89	0,0	2,1	3,8
	18/03/08	97	0,0	1,4	2,5
	26/03/08	105	0,0	1,4	1,2
FB-2	02/04/08	112	0,2	0,0	2,5
	09/04/08	119	0,3	0,1	2,3
	16/04/08	126	0,0	0,0	2,4
	07/05/08	147	0,0	0,0	1,6
	14/05/08	154	0,1	0,0	1,2
	20/05/08	160	0,1	0,0	3,2
	11/06/08	182	0,0	0,0	1,0
	18/06/08	189	0,0	0,0	2,2
25/06/08	196	0,4	0,1	1,3	
FB-3	02/07/08	203	0,0	0,0	1,6
	09/07/08	210	0,1	0,0	1,4
	16/07/08	217	0,0	0,0	1,5
	23/07/08	224	0,1	0,1	1,0
	06/08/08	238	0,0	0,0	0,9

Resultados das concentrações de NO<sub>3</sub>-N (mg/l)

Fase	Data	Dia Operacional	Esgoto bruto	Afluente FBP	Efluente FBP
FB-1	13/12/07	1			
	19/12/07	7			
	26/12/07	14			
	02/01/08	21			
	09/01/08	28	0,2	1,0	4,4
	16/01/08	35	0,9	7,3	13,3
	23/01/08	42	0,4	3,8	9,0
	29/01/08	48	0,3	3,1	5,2
	13/02/08	63	0,4	5,0	8,3
	18/02/08	68	0,5	2,9	7,4
	20/02/08	70	0,6	4,6	9,8
	21/02/08	71	0,4		7,0
	22/02/08	72	0,4		6,7
	05/03/08	84	0,6	4,6	8,8
	10/03/08	89	0,5	3,7	9,7
	18/03/08	97	0,3	2,2	6,8
	26/03/08	105	0,4	3,5	6,8
FB-2	09/04/08	119	0,6	0,6	8,0
	16/04/08	126	0,5	0,6	8,6
	29/04/08	139	0,3	0,3	8,3
	07/05/08	147	0,6	0,6	8,7
	14/05/08	154	0,2		7,0
	28/05/08	168	0,3	0,1	6,3
	04/06/08	175	0,1	0,8	6,6
	11/06/08	182	0,2	0,2	3,8
	18/06/08	189	1,6	1,5	6,2
	25/06/08	196	1,5	0,1	3,2
FB-3	02/07/08	203	0,3	1,4	4,5
	16/07/08	217	0,9	1,2	4,7
	23/07/08	224	1,0	0,7	3,2
	30/07/08	231	0,3	0,3	2,1
	06/08/08	238	0,5	0,9	2,8

Resultados das concentrações de OD (mg/l) do Efluente FBP

Fase	Data	Dia Operacional	OD - 10:00 hs Efluente FBP	OD - 13:00 hs Efluente FBP	OD (média) Efluente FBP
FB-1	13/12/07	1			
	19/12/07	7			
	26/12/07	14			
	02/01/08	21			
	09/01/08	28	7,8		7,8
	16/01/08	35	7,8	4,4	6,1
	23/01/08	42		6,7	6,7
	29/01/08	48		4,0	4,0
	13/02/08	63	6,2	4,8	5,5
	19/02/08	69	6,0		6,0
	20/02/08	70	5,4		5,4
	21/02/08	71	5,3		5,3
	22/02/08	72	3,2		3,2
	05/03/08	84	3,5	6,5	5
	10/03/08	89	5,4	5,2	5,3
FB-2	02/04/08	112	4,8	1,6	3,2
	09/04/08	119	5,0		5
	16/04/08	126	6,5	2,1	4,3
	29/04/08	139	7,0		7
	07/05/08	147	4,0	5,0	4,5
	14/05/08	154	6,2	6,6	6,4
	20/05/08	160	7,4	2,8	5,1
	28/05/08	168	6,3	4,1	5,2
	04/06/08	175	8,6	6,4	7,5
	11/06/08	182	1,1	4,9	3
	18/06/08	189	3,3	4,7	4
	25/06/08	196	4,0		4
FB-3	02/07/08	203	3,5	4,5	4,0
	09/07/08	210	6,0	4,0	5
	16/07/08	217	3,5		3,5
	23/07/08	224	6,8	1,2	4
	30/07/08	231	6,6	1,4	4
	06/08/08	238	4,2	1,8	3

Resultados da Temperatura do Ar Atmosférico (°C)

Fase	Data	Dia Operacional	Temperatura 10:00 hs Ar Atmosférico	Temperatura 13:00 hs Ar Atmosférico	Temperatura (média) Ar Atmosférico
FB-1	13/12/07	1			
	19/12/07	7			
	26/12/07	14			
	02/01/08	21			
	09/01/08	28	28,0		28,0
	16/01/08	35	28,0	36,0	32,0
	23/01/08	42		24,3	24,3
	29/01/08	48		25,0	25,0
	13/02/08	63	28,1	30,2	29,1
	19/02/08	69	25,0		25,0
	20/02/08	70	26,8		26,8
	21/02/08	71	26,5		26,5
	22/02/08	72	27,6		27,6
	05/03/08	84	26,4	26,8	26,6
10/03/08	89	26,5	27,2	26,8	
FB-2	02/04/08	112	26,9	31,3	29,1
	09/04/08	119	26,5		26,5
	16/04/08	126	26,1	28,2	27,1
	29/04/08	139	30,0		30,0
	07/05/08	147	22,1	22,7	22,4
	14/05/08	154	22,1	23,7	22,9
	20/05/08	160	25,1	29,1	27,1
	28/05/08	168	25,0	26,1	25,5
	04/06/08	175	23,4	25,3	24,3
	11/06/08	182	24,6	22,8	23,7
	18/06/08	189	22,0	23,9	22,9
25/06/08	196	19,6		19,6	
FB-3	02/07/08	203	27,5	24,6	26,0
	09/07/08	210	23,0	25,0	24,0
	16/07/08	217	27,5		27,5
	23/07/08	224	27,0	30,7	28,8
	30/07/08	231	24,0	29,8	26,9
	06/08/08	238	25,5	31,0	28,2

Resultados da Temperatura do Efluente FBP (°C)

Fase	Data	Dia Operacional	Temperatura 10:00 hs Efluente FBP	Temperatura 13:00 hs Efluente FBP	Temperatura (média) Efluente FBP
FB-1	13/12/07	1			
	19/12/07	7			
	26/12/07	14			
	02/01/08	21			
	09/01/08	28	29,5		29,5
	16/01/08	35	30	30	30
	23/01/08	42		26	26
	29/01/08	48		25,5	25,5
	13/02/08	63	29,3	30,5	29,9
	18/02/08	68			
	19/02/08	69	26,5		26,5
	20/02/08	70	27,9		27,9
	21/02/08	71	27,6		27,6
	22/02/08	72	28		28
	05/03/08	84	27	28,5	27,75
10/03/08	89	27,6	28,2	27,9	
FB-2	02/04/08	112	27,6	28,2	27,9
	09/04/08	119	27,5		27,5
	16/04/08	126	27,5	27,4	27,45
	29/04/08	139	29,5		29,5
	07/05/08	147	23	23,5	23,25
	14/05/08	154	23,5	25,2	24,35
	20/05/08	160	26,8	28	27,4
	28/05/08	168	26,3	26,8	26,55
	04/06/08	175	25,2	26,3	25,75
	11/06/08	182	23,1	23,6	23,35
	18/06/08	189	22	24,8	23,4
25/06/08	196	20,3		20,3	
FB-3	02/07/08	203	27,5	25	26,25
	09/07/08	210	24	25,3	24,65
	16/07/08	217	27,9		27,9
	23/07/08	224	27,8	28	27,9
	30/07/08	231	25,5	26,5	26
	06/08/08	238	26	28	27

Resultados de pH

Fase	Data	Dia Opercaional	Esgoto Bruto	Afluente FBP	Efluente FBP
FB-1	13/12/07	1			
	19/12/07	7			
	26/12/07	14			
	02/01/08	21			
	09/01/08	28	7		7,4
	16/01/08	35	7		7,5
	23/01/08	42	7	7	7,5
	29/01/08	48	7	7,3	7,6
	13/02/08	63	7	7	7,6
	20/02/08	70	6,5	6	7,2
	05/03/08	84	6,5	6,8	7,2
	10/03/08	89	6,4	6,6	7,1
	18/03/08	97	6,5	7	7,5
	26/03/08	105	6,8	6,8	7,2
FB-2	02/04/08	112	6,5	6,7	7,2
	09/04/08	119	6,5	6,6	7
	16/04/08	126	6,5	6,7	6,7
	29/04/08	139	6,5	6,6	6,3
	05/07/08	147	6,5	6,6	7,1
	14/05/08	154	6,4	6,6	7,1
	20/05/08	160	6,5	6,7	7,1
	28/05/08	168	6,4	6,7	7
	04/06/08	175	6,3	6,8	7
	11/06/08	182	6,6	6,8	7,1
	18/06/08	189	6,4	6,7	7
25/06/08	196	6	6,6	7	
FB-3	02/07/08	203	6,4	6,4	7
	09/07/08	210	6,3	6,7	7,1
	16/07/08	217	6,9	6,8	7
	23/07/08	224	6,2	7	6,7
	30/07/08	231			
	06/08/08	238	6,6	6,9	7,1

Resultados das concentrações de alcalinidade carbonato (mgCaCO<sub>3</sub>/l)

Fase	Data	Dia Operacional	Esgoto Bruto	Afluente FBP	Efluente FBP
FB-1	13/12/07	1			
	19/12/07	7			
	26/12/07	14			
	02/01/08	21			
	09/01/08	28	300		230
	16/01/08	35	300		210
	23/01/08	42	350	215	175
	29/01/08	48	320	205	240
	13/02/08	63	300	230	200
	20/02/08	70	320	250	240
	05/03/08	84	270	260	220
	10/03/08	89	410	340	220
	18/03/08	97	400	255	240
	26/03/08	105	280	250	250
FB-2	02/04/08	112	340	400	360
	09/04/08	119	300	300	280
	16/04/08	126	240	300	290
	29/04/08	139	320	270	280
	05/07/08	147	360	330	310
	14/05/08	154	210	280	270
	20/05/08	160	230	250	230
	28/05/08	168	350	330	280
	04/06/08	175	200	200	270
	11/06/08	182	300	300	320
	18/06/08	189	250	250	210
25/06/08	196	200	160	250	
FB-3	02/07/08	203	280	250	260
	09/07/08	210	280	280	230
	16/07/08	217			
	23/07/08	224	250	250	280
	30/07/08	231	370	350	300
	06/08/08	238	250	230	320

Resultados das concentrações de sulfeto (mg/l)

Fase	Data	Dia Operacional	Afluente FBP
FB-3	23/07/08	224	3
	30/07/08	231	1,9
	06/08/08	238	2,1