

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL  
INSTITUTO DE PESQUISAS HIDRÁULICAS

**REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO UTILIZANDO BIOFILTRO AERADO  
SUBMERSO MULTI-ESTÁGIO**

**SAULO VARELA DELLA GIUSTINA**

Dissertação submetida ao Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

**Orientador: Luiz Olinto Monteggia**

Banca Examinadora

Prof. Dr. Edson Ap. Abdul Nour	FEC/UNICAMP
Prof. Dr. Lademir Luiz Beal	CCET/UCS
Prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda	PPGEC/UNISINOS

Porto Alegre, março de 2009

## **Agradecimentos**

Ao meu orientador, Prof. Dr. Luiz Olinto Monteggia, meus sinceros agradecimentos pelo incentivo e apoio em todas as etapas deste trabalho. Pela paciência, pela confiança, pela dedicação e pela amizade.

Ao prof. Dr. Luis Alcides Schiavo Miranda pelo apoio e incentivo no desenvolvimento da pesquisa, bem como pelo auxílio na obtenção de verba para o projeto de pesquisa.

Ao Instituto de Pesquisas Hidráulicas por ter me dado a oportunidade de me aperfeiçoar, me aceitando em seu programa de pós-graduação.

A todos os funcionários do IPH que de alguma forma colaboraram para o desenvolvimento do trabalho. Ao bolsista de iniciação científica Rodrigo Bruno Santolin, pelo apoio na realização das análises.

A todos que conheci no decorrer desta jornada e que se tornaram grandes amigos, em especial para Roberto Peres Campello, Emílio Wild, Diego Altieri da Silveira, Viviane Trevisan, Juliana Nichele, Alex Correa, Silvio Luiz Silveira.

A todos os outros que passaram pelo Laboratório de Saneamento e demonstraram seu apoio durante o mestrado.

À minha namorada Sabrina e todos meus familiares por entenderem e aceitarem as minhas ausências e pela paciência. Ao DMAE, por permitir o desenvolvimento de pesquisas na ETE São João/Navegantes.

## Sumário

Lista de Tabelas .....	vi
Lista de Figuras.....	vii
Lista de Abreviaturas e Siglas .....	ix
Resumo.....	xi
Abstract .....	xii
1 INTRODUÇÃO .....	1
2 OBJETIVOS .....	4
2.1 Objetivo geral.....	4
2.2 Objetivos específicos.....	4
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA .....	5
3.1 Remoção de matéria orgânica carbonácea e de nutrientes em reatores com crescimento em leito fixo .....	5
3.1.1 Processos usuais de crescimento em leito fixo .....	6
3.1.1.1 Filtros biológicos ou percoladores.....	7
3.1.1.2 Contactores biológicos rotatórios .....	7
3.1.1.3 Biofiltros aerados submersos.....	8
3.2 Biofiltros aerados submersos .....	8
3.2.1 Tratamento de esgoto sanitário .....	9
3.3 Biofilmes.....	12
3.3.1 Fluxo de substrato em biofilmes .....	14
3.3.2 Biofilmes anaeróbios .....	17
3.3.3 Biofilmes aeróbios.....	17
3.4 Remoção biológica de nitrogênio em processos de crescimento em leito fixo .....	18
3.4.1 Nitrificação.....	18
3.4.2 Desnitrificação .....	21
3.5 Remoção Biológica de Fósforo em processos de crescimento em leito fixo .....	28
3.6 Influência do meio suporte na eficiência do BAS.....	31
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	34
4.1 Localização .....	34
4.2 A Estação experimental.....	34
4.3 Características das unidades experimentais.....	35
4.3.1 Reator UASB .....	35
4.3.1.1 Características do efluente do reator UASB .....	35
4.3.2 Biofiltros aerados submersos multi-estágio .....	35
4.3.2.1 Sistema de aeração.....	39
4.3.2.2 Monitoramento das concentrações de oxigênio dissolvido.....	39
4.3.2.3 Características dos materiais de recheio .....	40
4.3.2.4 Período de partida e aclimação dos biofiltros.....	41
4.3.2.5 Fases e etapas avaliadas .....	42
4.3.2.6 Recirculações.....	42
4.3.2.7 Dosagem de fonte de carbono externa para desnitrificação .....	43
4.3.2.8 Pontos de dosagem.....	44
4.3.2.9 Amostragem .....	44
4.3.2.10 Decantação de amostras .....	46
4.3.3 Contactores biológicos rotatórios.....	46
4.3.3.1 Período de partida e aclimação .....	47

4.3.3.2 Regimes hidráulicos.....	47
4.3.3.3 Materiais de recheio.....	48
4.4 Testes estatísticos.....	48
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	49
5.1 Introdução.....	49
5.2 Características do esgoto bruto.....	49
5.3 Remoção de matéria orgânica e nitrificação – 1ª Fase.....	50
5.3.1 DQO Total.....	50
5.3.2 Carga orgânica volumétrica e remoção de matéria orgânica.....	54
5.3.2.1 Cargas orgânicas volumétricas para BAS.....	54
5.3.2.2 Cargas orgânicas volumétricas para os CBR.....	56
5.3.3 Nitrificação em BAS e CBR.....	57
5.3.3.1 Oxidação de nitrogênio amoniacal.....	57
5.3.3.2 Consumo de alcalinidade.....	64
5.3.3.3 Variação do pH e efeito sobre a nitrificação.....	67
5.3.3.4 Taxas de nitrificação.....	69
5.3.3.5 Relação C/N, cargas orgânicas volumétricas aplicadas e influência sobre a nitrificação.....	71
5.4 Remoção de nitrogênio – 2ª Fase.....	73
5.4.1 DQO total.....	73
5.4.1.1 Cargas orgânicas volumétricas para BAS.....	76
5.4.1.2 Cargas orgânicas volumétricas para os CBR.....	77
5.4.2 Nitrificação em BAS e CBR.....	78
5.4.2.1 Oxidação de nitrogênio amoniacal.....	78
5.4.2.2 Consumo e produção de alcalinidade.....	83
5.4.2.3 Variação do pH e efeito sobre a nitrificação.....	85
5.4.2.4 Taxas de nitrificação.....	86
5.4.2.5 Relação C/N, cargas orgânicas volumétricas e influência sobre a nitrificação.....	88
5.4.3 Desnitrificação.....	90
5.5 Remoção de lodo do sistema.....	93
5.6 Perfil de sólidos totais.....	95
5.7 Carga de SS e eficiência de remoção.....	95
5.7.1 Taxa de aplicação superficial e efeito na remoção de SS.....	98
5.8 Oxigênio dissolvido.....	99
5.9 DBO <sub>5</sub> efluente e relação DBO <sub>5</sub> /DQO para BAS.....	101
5.10 Fósforo total.....	102
5.11 Ortofosfato.....	104
5.12 Parâmetros de projeto para biofiltros aerados submersos.....	105
5.12.1 Carga orgânica volumétrica.....	105
5.12.2 Nitrificação.....	107
5.12.3 Taxa de Aeração.....	109
5.12.4 Desnitrificação.....	109
5.13 Comentários Finais.....	110
6 CONCLUSÕES.....	115
7 RECOMENDAÇÕES.....	117
8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	118
9 ANEXOS.....	124
Anexo A.....	125
Resultados do monitoramento dos parâmetros avaliados.....	125
Anexo B.....	140

Tabela para dosagem de carbono orgânico na forma de Acetato de Sódio Trihidratado .....	140
Anexo C.....	142
Testes de Aeração .....	142
Anexo D .....	148
Estimativa da Demanda de Oxigênio.....	148

## Lista de Tabelas

Tabela 3.1 - Fatores que influenciam no crescimento e desprendimento do biofilme .....	13
Tabela 3.2 - Relação C/N para diferentes tipos de fontes de carbono utilizados para desempenhar a desnitrificação.....	23
Tabela 4.1- Características do esgoto efluente do Reator UASB.....	35
Tabela 4.2 - Características dos materiais de recheio empregados .....	40
Tabela 4.3 - Áreas obtidas a partir do preenchimento .....	40
Tabela 4.4 - Condições Operacionais para os BAS.....	42
Tabela 4.5 - Parâmetros Analisados e Locais de Coleta .....	45
Tabela 4.6 - Métodos analíticos empregados nas análises físico-químicas .....	46
Tabela 4.7- Cargas Orgânicas e de Nitrogênio Amoniacal aplicadas ao CBR 1 .....	47
Tabela 4.8- Cargas Orgânicas e de Nitrogênio Amoniacal aplicadas ao CBR 2 .....	47
Tabela 5.1 - Características do Esgoto Bruto ao longo do experimento.....	50
Tabela 5.2 - Valores de COV aplicadas aos BAS na 1ª Fase.....	55
Tabela 5.3 - Valores de COV aplicadas aos CBR na 1ª Fase.....	56
Tabela 5.4 - Correlação entre Carga Aplicada e Removida de Nitrogênio Amoniacal – 1ª Fase .....	62
Tabela 5.5 - Taxas volumétricas máximas de nitrificação em BF preenchidos com materiais ....	70
Tabela 5.6 - Relação C/N e Eficiência de Oxidação de Amônia para os BAS .....	72
Tabela 5.7 - Correlação entre C/N e Carga de N-Amoniacal Removida para os BAS.....	73
Tabela 5.8 - Relação C/N e Eficiência de Oxidação de Amônia para os CBR.....	73
Tabela 5.9 - Correlação C/N x Taxa Remoção de NH <sub>3</sub> -N (kgNH <sub>3</sub> -N/m <sup>3</sup> .d).....	73
Tabela 5.10 - Valores de COV aplicadas aos BAS -2ª Fase .....	77
Tabela 5.11 - Cargas Orgânicas aplicadas e eficiências de remoção para os CBR – 2ª Fase .....	77
Tabela 5.12 - Correlação entre Carga Aplicada e Removida de Nitrogênio Amoniacal para BAS e CBR.....	83
Tabela 5.13 – Relação C/N e Eficiência de Oxidação de Nitrogênio Amoniacal para os BAS 2ª Fase .....	89
Tabela 5.14 - Relação C/N e Eficiência de Oxidação de Nitrogênio Amoniacal para os CBR – 2ª Fase .....	89
Tabela 5.15 - Correlação entre C/N e Carga Removida de Nitrogênio amoniacal (kgNH <sub>3</sub> -N/m <sup>3</sup> .d) .....	89
Tabela 5.16 - Concentrações de SS para os Sistemas UASB+BAS e UASB+CBR .....	96
Tabela 5.17-Taxas de nitrificação superficiais e volumétricas para os BAS.....	108
Tabela 5.18-Taxas de nitrificação superficiais para os CBR .....	108

## Lista de Figuras

Figura 3.1 - Configurações convencional e proposta de ETE com BAS.....	10
Figura 3.2 - Estrutura do biofilme .....	14
Figura 3.3 - Curva conceitual de substrato em um biofilme fixo.....	15
Figura 3.4 - Estrutura de arranjo de um biofilme anaeróbio. ....	17
Figura 3.5 - Estrutura de arranjo de um biofilme aeróbio. ....	18
Figura 3.6- Sistemas de desnitrificação .....	22
Figura 3.7- Sistemas de Desnitrificação.....	25
Figura 4.1 - Sistema de alimentação dos BAS .....	36
Figura 4.3 – Desenho esquemático do BAS Multi-Estágio, destacando-se os pontos de amostragem do efluente .....	38
Figura 4.3 - Válvula reguladora de pressão e rotâmetros para o controle da vazão de alimentação de ar dos BAS .....	39
Figura 4.5 - Materiais de recheio empregados nos BAS 1, 2 e 3. ....	41
Figura 4.6 - Detalhe de dosagem de acetato de sódio na entrada da câmara anóxica. ....	44
Figura 4.7 – Sistemas de CBR utilizados na pesquisa. ....	47
Figura 5.1 – Comportamento do parâmetro DQO para os BAS e CBR na 1ª etapa.....	51
Figura 5.2 – Comportamento do parâmetro DQO para os BAS e CBR na 2ª etapa.....	53
Figura 5.3 – Comportamento do parâmetro DQO para os BAS e CBR na 3ª etapa.....	54
Figura 5.4 – Balanço de nitrogênio para 1ª etapa. ....	57
Figura 5.5 – Balanço de Nitrogênio para 2ª etapa .....	58
Figura 5.6 – Balanço de Nitrogênio para 3ª etapa .....	59
Figura 5.7 - Concentrações de nitrogênio amoniacal para a 1ª Fase .....	60
Figura 5.8 – Carga aplicada e removida de nitrogênio amoniacal para os BAS referentes à câmara aeróbia- 1ª fase.....	62
Figura 5.9 - Carga aplicada e removida de nitrogênio amoniacal aos CBR na 1ª fase.....	63
Figura 5.10 - Concentração de Alcalinidade e Nitrato na 1ª fase do experimento.....	65
Figura 5.11 – Correlação entre Nitrato produzido e Consumo de Alcalinidade para as Fases 1 e 2 do experimento para os BAS. ....	66
Figura 5.12 – Correlação entre Nitrato produzido e Consumo de Alcalinidade para as seis Etapas do experimento para os CBR. ....	67
Figura 5.13 – Valores de pH e Nitrato produzido para os BAS e CBR na 1ª Fase.....	68
Figura 5.14 - Taxas de nitrificação para BAS – 1ª Fase .....	69
Figura 5.15 - Taxa de nitrificação obtida pelos conjuntos de CBR- 1ª Fase.....	71
Figura 5.16 – Comportamento do parâmetro DQO para os BAS e CBR na 4ª etapa.....	74
Figura 5.17 - Comportamento do parâmetro DQO para os BAS e CBR na 5ª etapa .....	75
Figura 5.18 - Comportamento do parâmetro DQO para os BAS e CBR na 6ª etapa .....	76
Figura 5.19 – Balanço das Espécies de Nitrogênio na 2ª Fase.....	79
Figura 5.20 - Concentrações de Nitrogênio Amoniacal para a 2ª Fase .....	80
Figura 5.21 - Cargas Aplicadas e Removidas de Nitrogênio Amoniacal para BAS na 2ª Fase....	81
Figura 5.22 - Cargas Aplicadas e Removidas de Nitrogênio Amoniacal para BAS na 2ª Fase....	82
Figura 5.23- Comportamento do Parâmetro Alcalinidade na 2ª Fase.....	84
Figura 5.24 - Variação do pH em resposta à Nitrificação – 2ª Fase.....	86
Figura 5.25 - Taxas de Nitrificação obtidas pelos BAS na 2ª Fase tendo como referência a câmara aeróbia.....	87
Figura 5.26 - Taxas de Nitrificação obtidas pelos CBR na 2ª Fase.....	87
Figura 5.27 - Variação da concentração de DBO <sub>5</sub> solúvel no período de 143º ao 254º dias.....	91

Figura 5.28 - Variação temporal de concentrações na câmara aeróbia e anóxica do BAS 1 ao longo da 6ª etapa. ....	92
Figura 5.29 - Carga volumétrica de nitrato aplicada e removida na câmara anóxica. ....	93
Figura 5.30 - Remoção de lodo da câmara anaeróbia (a) lodo sendo removido (b) Volume total de lodo removido neste ponto. ....	94
Figura 5.32 – Perfil de Sólidos para os BAS ao longo de todo o período experimental. ....	95
Figura 5.33 – Carga Aplicada de SS e Removida para os BAS após a implantação da rotina de remoção de lodo na câmara anóxica (2ª etapa). Legenda: (a) BAS 1, b) BAS 2, c) BAS 3. ....	97
Figura 5.34 - Representação Gráfica dos valores de DBO <sub>5</sub> para o efluente dos BAS. ....	101
Figura 5.35 – Relação DBO <sub>5</sub> /DQO para os BAS. ....	102
Figura 5.36 - Concentrações médias de Fósforo Total e eficiências de remoção nas Etapas do Experimento. ....	103
Figura 5.37 – Concentrações médias e eficiências de remoção de Ortofosfato para BAS e CBR ao longo do experimento. ....	104
Figura 5.38 - Carga orgânica aplicada e Removida para os BAS. ....	106
Figura 5.39- Cargas Orgânicas Aplicadas e removidas para os CBR 1 e 2. ....	107



## Lista de Abreviaturas e Siglas

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- BAS – Biofiltro Aerado Submerso
- CBR – Contactor Biológico Rotatório
- CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
- CONSEMA – Conselho Estadual de Meio Ambiente do Rio Grande do Sul
- COV – Carga Orgânica Volumétrica
- DBO<sub>5</sub> – Demanda Bioquímica de Oxigênio de cinco dias e 20 °C
- DMAE - Departamento Municipal de Água e Esgotos de Porto Alegre
- DQO – Demanda Química de Oxigênio
- DQO<sub>t</sub> – Demanda Química Total de Oxigênio
- DQO<sub>dec</sub> – Demanda Química Total de Oxigênio do decantado após 1h de sedimentação
- DQO<sub>part</sub> – Fração particulada da Demanda Química Total de Oxigênio
- DQO<sub>sol</sub> – Fração solúvel da Demanda Química Total de Oxigênio
- EB – Esgoto Bruto
- ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
- MO – Matéria Orgânica
- N – Nitrogênio
- NL – *Normal Liters* ou Litros de Ar a 0°C e 1 atmosfera de pressão (CNTP)
- N<sub>org</sub> – Nitrogênio Orgânico
- N<sub>2</sub> (g) – Nitrogênio Gasoso
- NBR – Norma Brasileira Regulamentadora
- N-NH<sub>3</sub> – Concentração de nitrogênio na forma de nitrogênio amoniacal
- N-NO<sub>2</sub> – Concentração de nitrogênio na forma de nitrito
- N-NO<sub>3</sub> – Concentração de nitrogênio na forma de nitrato
- NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl
- OD – Oxigênio Dissolvido
- P – Fósforo
- PET – Politereftalato de Etila
- PO<sub>4</sub>-P – Concentração de fósforo na forma de ortofosfato
- PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
- P-total – Fósforo Total

RS - Estado do Rio Grande do Sul

SNIS – Sistema Nacional de Informações de Saneamento Ambiental

SS – Sólidos em Suspensão

SSF – Sólidos em Suspensão Fixos

SST – Sólidos em Suspensão Totais

SSV – Sólidos em Suspensão Voláteis

SVA- Sólidos Voláteis Aderidos

TDH – Tempo de Detenção Hidráulica

UASB – *Upflow Anaerobic Sludge Blanket* Reactor (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente e Manta de Lodo)

UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul

## Resumo

Este trabalho fundamentou-se na concepção e operação de um sistema combinado anaeróbico-aeróbico, constituído de reator UASB e Biofiltro Aerado Submerso (BAS) Multi-estágio (anaeróbico-aeróbico-anóxico). Os sistemas foram operados em escala piloto e aplicado ao tratamento de esgoto sanitário, sendo testados três meios-suporte, nomeadamente tampas e gargalos de garrafas PET ( $A_{sup}=160m^2/m^3$ ), pedra britada n.4 ( $40m^2/m^3$ ) e anéis *Pall* 1,5'' ( $130m^2/m^3$ ), sendo denominados de BAS 1, 2 e 3. O trabalho foi dividido em duas fases, compondo ao todo 6 etapas experimentais: *1ª fase*, onde se buscou avaliar a remoção de matéria orgânica e obtenção de nitrificação em três regimes hidráulicos (TDH total: 4h, 8h e 12h); *2ª fase*, onde se buscou obter a pré-desnitrificação utilizando-se o carbono presente no efluente do reator UASB (4ª etapa) e através de carbono externo dosado no afluente dos BAS (5ª etapa); e a pós-desnitrificação através da dosagem de carbono externo na câmara anóxica (6ª etapa). Foram operados paralelamente dois sistemas de CBR, preenchidos com os meios-suporte “tampas e gargalos de garrafas PET” (CBR 1) e anéis *Pall* 1'' (CBR 2), nos TDH de 1,75; 3,5 e 5,25h, equivalentes aos TDH das câmaras aeróbias dos BAS. As cargas orgânicas aplicadas variaram de 0,27 a 1,19 kgDQO<sub>t</sub>/m<sup>3</sup>.d para os BAS e de 0,63 – 2,72 kgDQO<sub>t</sub>/m<sup>3</sup>.d para os CBR. As eficiências totais (UASB+BAS ou CBR) em termos de DQO total superaram 90% para os BAS 1 e 3 e para os CBR 1 e 2 (considerando-se a DQO decantada). A conformação empregada de BAS, quando utilizados materiais com elevados índices de vazios (tampas e gargalos de garrafas PET e anéis *Pall*), possibilitou elevadas remoções de SS ( $C_{ef} \leq 30mgSS/L$ ), tornando desnecessário uso o decantador secundário. O desenvolvimento da nitrificação e remoção carbonácea em conjunto limitaram as taxas de nitrificação e exigiram elevados TDH para os BAS. A nitrificação nos CBR foi superior a 90% para TDH de 3,5h, enquanto que os BAS requereram 5,25h na câmara aeróbia (TDH total: 12h) e a aplicação de recirculação para a obtenção de resultados similares. A influência da recirculação sobre a nitrificação nos BAS foi positiva, possibilitando as melhores taxas de nitrificação superficiais para os BAS (0,61; 1,29 e 0,70gN/m<sup>2</sup>.d para os BAS 1, 2 e 3 respectivamente). Não foram verificadas interferências significativas de elevadas relações C/N ( $\geq 5,0$ ) sobre a nitrificação dos BAS e CBR. Valores de pH abaixo do neutro não influenciaram de maneira adversa a nitrificação, observando-se, no entanto, provável limitação por deficiência de alcalinidade total. Observaram-se também inibições para valores de OD inferiores a 3,5mgO<sub>2</sub>/L na câmara aeróbia dos BAS. A oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrato de mostrou ser a etapa crítica do processo biológico e remoção de nitrogênio total. Foram obtidas eficiências de pós-desnitrificação superiores a 90% ( $N_{ef} \approx 4,5mgN_T/L$ ), com auxílio de carbono externo, a uma relação C/N de 1,46(mol/mol).

Palavras-chave: esgoto sanitário, biofiltro aerado submerso, nitrificação, desnitrificação, meio-suporte

## Abstract

This work was based on the conception and operation of a combined anaerobic-aerobic system, consisting of an UASB reactor and a Multi-stage Biological Aerated Filter (BAF) (anaerobic-aerobic-anoxic) in pilot-scale and applied to the treatment of sanitary wastewater. Three different biofilter's media were tested, namely "lids and bottlenecks of PET bottles" ( $160\text{m}^2/\text{m}^3$ ), gravel n<sup>o</sup>4 ( $40\text{m}^2/\text{m}^3$ ) and Pall rings ( $130\text{m}^2/\text{m}^3$ ), called BAF 1, 2 and 3, respectively. The experimental work was divided in two phases, comprising 6 experimental stages: The 1<sup>st</sup> phase was carried out to evaluate the effect of Hydraulic Retention Time (4, 8 and 12h) upon the removal of organic carbon and the attainment of nitrification. The 2<sup>nd</sup> phase evaluated different strategies to promote denitrification by using internal carbon source present in the UASB's effluent (4<sup>th</sup> stage); by dosing external carbon source (Sodium Acetate) on the influent to the BAS aiming pre-denitrification (5<sup>th</sup> stage); and dosing external carbon (Sodium Acetate) at the inlet of the anoxic chamber aiming the post-denitrification (6<sup>th</sup> stage). Two RBC systems, filled with "lids and bottlenecks of PET bottles" (RBC 1) and Pall rings with 1" diameter (RBC 2) were operated in parallel with the BAFs, adjusting the influent flow to obtain Hydraulic Retention Time (HRT) of 1,75; 3,5 and 5,25h. These values corresponded to the HRT of the aerobic chambers of the BAFs. The applied organic loading rates varied between 0,27 and 1,19  $\text{kgCOD}_t/\text{m}^3\cdot\text{d}$  for the BAS and between 0,63 – 2,72  $\text{kgCOD}_t/\text{m}^3\cdot\text{d}$  for the RBC. The systems efficiencies (UASB+BAF and UASB+RBC) had surpassed 90% in terms of total COD for BAF 1 and 3 and for RBC 1 and 2 (considering decanted COD for RBC systems). The employed conformation of BAF, when using high void index media (lids and bottlenecks, *Pall* rings), allowed high SS removals ( $\text{Cefl} \leq 30\text{mgSS/L}$ ), making unnecessary the use of a secondary clarifier. The development of combined nitrification and organic carbon removal limited the nitrification rates and had demanded high HRT for the BAFs. The nitrification in the RBC systems was above 90% for  $\text{HRT}=3,5\text{h}$ , whereas the BAF had required  $\text{TDH}=5,25\text{h}$  in aerobic chamber (total  $\text{HRT}=12\text{h}$ ) and the use of internal recirculation for the attainment of similar results. Internal recirculation in the BAF improved nitrification, making possible the best superficial nitrification rates for the BAF, reaching 0,61; 1,29 and 0,70  $\text{gN}/\text{m}^2\cdot\text{d}$  for BAF 1, 2 and 3 respectively. High relations  $\text{C/N} (\geq 5,0)$  had no detrimental effect upon the nitrification on the BAF and the RBC. Values of pH below 7,0 had not adversely influenced the nitrification of both BAF and RBC. However, the low values of effluent alkalinity may have limited the rate of nitrification on the biological reactors. Values of Dissolved Oxygen (DO) below 3,5  $\text{mgO}_2/\text{L}$  in the aerobic chamber of the BAF clearly inhibited the nitrification rate. The ammonia nitrogen oxidation to nitrate was the critical step of the overall biological process and, as a consequence, to total nitrogen removal. Average efficiencies of post-denitrification was above 90% ( $\text{N}_{\text{eff}} \approx 4,5 \text{ mg TN/L}$ ), when dosing external carbon source ( $\text{C/N}=1,46 \text{ mol/mol}$ ) to BAF 1.

Key-words: sanitary wastewater, biological aerated filter, nitrification, denitrification, biofilter media

# 1 Introdução

A geração de esgotos é uma consequência do crescimento urbano, já que é ligada diretamente ao consumo de água potável. A água residuária, pelo seu caráter microbiológico, é perigosa às populações humanas e ao ambiente, necessitando obrigatoriamente de tratamento.

Segundo dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2006), apresentado pelo Ministério das Cidades, o Brasil coleta aproximadamente 69% dos esgotos sanitários gerados diariamente no país, porém trata apenas 25% deste volume. Este valor retrata a situação precária do saneamento ambiental do país.

As águas residuárias urbanas e industriais apresentam uma elevada concentração de nutrientes. A contribuição destes efluentes pode ser fator determinante na degradação ambiental de rios e lagos e vir a ocasionar o processo de eutrofização. O principal problema da presença de nitrogênio no efluente sanitário, na forma de amônia ou íon amônio, é a redução da quantidade de oxigênio dissolvido do corpo hídrico, através de processo de Demanda Bioquímica Nitrogenada. O fósforo, segundo Von Sperling (1996), trata-se do principal nutriente a ser controlado quando se pretende evitar a eutrofização de ambientes lênticos.

Dentre as possibilidades anaeróbias e aeróbias de tratamento de esgotos domésticos, os sistemas anaeróbios apresentam as melhores condições para o enfrentamento da questão do esgotamento sanitário no país, atendendo a situações presentes tanto em grandes cidades como pequenos centros urbanos, graças a características como o baixo custo de implantação e operação, a simplicidade operacional e a baixa produção de lodo. Dentre as modalidades anaeróbias, destaca-se o reator UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket Reactor*). Este reator caracteriza-se pelo crescimento suspenso da biomassa e fluxo ascendente do efluente. O biogás produzido pela digestão anaeróbia da matéria orgânica presente no efluente e pela digestão do próprio lodo é coletado em um separador trifásico no topo do reator, o qual também tem a função de sedimentar o lodo suspenso no efluente do reator.

O reator UASB é uma alternativa comprovadamente viável para o tratamento de esgotos domésticos, sendo plenamente aplicável em regiões de clima quente e, do ponto de vista econômico, aplicável para países em desenvolvimento (VIEIRA, 1988). No entanto, o efluente do reator UASB normalmente não alcança os padrões de lançamento em corpos

hídricos exigidos pela legislação ambiental, fazendo-se necessária a implantação de uma etapa de tratamento complementar (GONÇALVES *et al*, 1997).

Os processos de crescimento aderido têm provado sua viabilidade em termos de tratamento a nível secundário de águas residuárias, tanto de origem industrial como doméstica. Dentre as modalidades existentes, os Biofiltros Aerados Submersos (BAS) destacam-se pelas suas qualidades, como pequena necessidade de área em planta, cargas orgânicas aplicáveis muito superiores aos processos biológicos convencionais, alcançando elevadas eficiências de remoção de compostos orgânicos e Sólidos Suspensos (SS) (JANSEN *et al*, 1993).

Inicialmente seus usos incluíam tão somente a remoção de matéria orgânica e SS, estendendo-se posteriormente para a nitrificação de efluentes municipais e industriais (WANG, 2006) e nos últimos anos para a desnitrificação e remoção biológica de fósforo (WESTERMAN *et al*, 2006; JEPSEN & JANSEN, 1993; GONÇALVES *et al*, 1994(b)).

Reatores de crescimento aderido possuem um grande potencial para a desnitrificação devido ao menor volume do reator e a inexistência de problemas com bactérias filamentosas em clarificadores, sendo os fundamentos para desnitrificação de águas residuárias e águas potáveis bem conhecidos e descritos na literatura (WESTERMAN, 2000). Sistemas de crescimento aderido com pré-desnitrificação e pós-desnitrificação são capazes de competir com sistemas de lodos ativados quando há a necessidade de um projeto compacto.

Dentre as modalidades clássicas existentes de sistemas aderidos aeróbios situam-se os Contactores Biológicos Rotatórios (CBR), os quais apresentam diversas vantagens como curtos tempos de detenção hidráulica (TDH), associados a elevadas concentrações de biomassa e área superficial, com operação simples e com baixo consumo energético.

Gonçalves *et al* (1997) citam os BAS como uma modalidade aeróbia de crescimento aderido em franco desenvolvimento, podendo constituir-se em uma excelente opção para o pós-tratamento de reatores UASB, devido a sua capacidade de remover os compostos solúveis e reter as partículas em suspensão do efluente anaeróbio. A baixa produção de lodo e reduzido consumo de energia no estágio secundário de tratamento (BAS), aliada às qualidades já mencionadas do reator UASB, são vantagens do sistema UASB+BAS.

Visando promover o tratamento do esgoto sanitário e a proteção dos recursos hídricos, este trabalho estuda a aplicação de um sistema em escala de piloto de um reator UASB seguido por uma nova configuração de BAS Multi-estágio, com objetivo de remoção biológica da matéria orgânica e a remoção de nitrogênio. A nova configuração de BAS foi

operada comparativamente a um sistema clássico de tratamento representado pelos CBR em termos de remoção biológica de carbono e nitrificação.

## **2 OBJETIVOS**

### ***2.1 Objetivo geral***

Avaliar nova configuração de Biofiltro Aerado Submerso (BAS) como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB visando à remoção de nitrogênio.

### ***2.2 Objetivos específicos***

- Pesquisar parâmetros de projeto e operação para maximizar a remoção de matéria orgânica e nutrientes (TDH, Carga orgânica, relação C:N, OD) ;
- Testar diferentes tipos de material suporte (tampas e gargalos de garrafas PET, anéis Pall e pedra brita) no desempenho do processo;
- Analisar a eficiência do sistema quanto à remoção carbonácea e nitrificação comparativamente a um sistema de contactores biológicos rotatórios;
- Avaliar a utilização de fonte de carbono interna e externa (acetato de sódio) para viabilizar a desnitrificação.



## 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### ***3.1 Remoção de matéria orgânica carbonácea e de nutrientes em reatores com crescimento em leito fixo***

A primeira prova científica da eficiência dos processos de crescimento bacteriano fixo no tratamento de esgotos deu-se em 1869, quando Sir Edward Frankland iniciou uma avaliação em escala de laboratório do desempenho de colunas preenchidas com diversas combinações de brita e solo rico em húmus na filtração do efluente doméstico de Londres.

Em processos de tratamento com crescimento em meio fixo, um biofilme consistido de microrganismos, material particulado e polímeros extracelulares adere-se e cobre o material de recheio, o qual pode ser plástico, rocha, ou outro material (METCALF & EDDY, 2003). O processo de crescimento de biofilmes em leito fixo é, portanto, baseado na capacidade de diferentes microrganismos crescerem sobre diversos materiais, e tendo como fator chave a existência de biopolímeros, que ao serem produzidos pelos organismos, permitem a aderência à superfície do leito fixo. Outros fatores também influem no desenvolvimento do biofilme (LESSARD *et al*, 2003), podendo ser citados:

- Disponibilidade de substrato;
- Proteção contra um ambiente não favorável, particularmente em meios com correntes de água de alta velocidade;
- Interação de forças físicas como atração, adsorção e adesão.

Biofilmes podem ser utilizados para a remoção de carbono orgânico e de nutrientes em condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias. As tecnologias que empregam biofilmes normalmente utilizadas para a remoção de nutrientes incluem Contactores Biológicos Rotatórios (CBR), Reatores com leito fluidizado, filtros biológicos (ou percoladores), reatores de leito móvel, e percolação em solo.

As vantagens dos sistemas de crescimento em leito fixo (biofilmes) sobre os de crescimento suspenso incluem: i) menor produção de excesso de biosólidos; ii) alta idade do lodo, beneficiando bactérias de crescimento lento, como as nitrificantes; iii) ocorrência de desnitrificação em zonas anóxicas em regiões mais profundas do biofilme; iv) grande estabilidade do processo. Segundo Rodgers *et al* (2006), esta configuração de processo de crescimento biológico é hoje comumente empregada para o tratamento de águas residuárias

de pequenas comunidades, devido à disponibilidade de elevada área específica do meio plástico e da robustez do processo de biofilme.

Como desvantagens dos sistemas de biofilmes têm-se: i) custo de material suporte; ii) risco de entupimento em filtros com leito de pedra britada ou areia; iii) retrolavagem requerida em Biofiltros Aerados Submersos (BAS).

Os reatores de biofilmes são utilizados em situações onde a capacidade do reator, obtida utilizando-se biomassa suspensa, é limitada pela concentração da mesma e pelo tempo de detenção hidráulico. Este pode ser o caso de microrganismos de crescimento lento (nitrificantes, metanogênicos) os quais, quando em suspensão, requerem um longo tempo de residência; ou para efluentes diluídos (esgotos domésticos), nos quais uma concentração de biomassa muito baixa é obtida sem a retenção da mesma (NICOLELLA *et al*, 2000). Os reatores de biofilmes não são indicados, porém, quando há a presença de organismos com velocidades específicas de crescimento elevadas, ou quando efluentes concentrados são utilizados (exemplo, processos de fermentação industriais). Nestas situações, uma grande quantidade de biomassa será formada para metabolizar o substrato com relativo curto tempo de residência celular, podendo haver o entupimento do material de recheio, sendo o oxigênio dissolvido o fator limitante nessa situação.

Teoricamente, quanto maior a superfície específica ( $m^2/m^3$ ) disponibilizada pelo meio suporte para a adesão dos microrganismos, mais efetivo seria o tratamento proporcionado pelo sistema. Porém há um limite mínimo para as dimensões do material que compõe o meio suporte, a partir do qual haverá problemas de colmatação e entupimento. Outro tipo de retenção de biomassa ativa ocorre nos interstícios do meio suporte, a chamada retenção intersticial (*entrapped biomass*). Trata-se de um crescimento disperso que se mantém no leito devido às baixas velocidades ascensionais nos interstícios e vazios do material suporte, permitindo que o efluente que por ali flui sofra um tratamento adicional.

### **3.1.1 Processos usuais de crescimento em leito fixo**

A utilização dos processos de tratamento de efluentes em reatores de leito fixo já ultrapassa 100 anos, com a introdução dos filtros biológicos percoladores no final do século XIX. Desde então, outros processos surgiram, porém, até o final da década de 80, somente os filtros biológicos e os Contactores Biológicos Rotatórios (CBR) foram utilizados regularmente para o tratamento de efluentes sanitários. Neste período, surgiram as primeiras aplicações em escala industrial dos Biofiltros Aerados Submersos (BAS), vindo a se

desenvolver não somente como uma tecnologia para o tratamento secundário, mas também para o tratamento terciário de efluentes (LESSARD *et al*, 2003). Estas tecnologias serão aqui descritas, por serem consideradas tecnologias de uso corrente e de importância no tratamento de águas residuárias através reatores de biofilmes.

### 3.1.1.1 Filtros biológicos ou percoladores

Foi o primeiro processo de biofilme aderido a ser desenvolvido. O filtro biológico é um reator não-submerso de crescimento aderido, que utiliza rocha ou material plástico como suporte, sob o qual a água residuária é continuamente distribuída (METCALF & EDDY, 2003). O leito apresenta normalmente um formato circular, e possui alturas que normalmente variam de 0,9 a 2,5 m para os leitos de pedra britada (área específica entre 40 e 100 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>), e de 4 a 12 m para os recheios em material plástico (área específica entre 100 e 200 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>) (METCALF & EDDY, 2003). O efluente é distribuído sobre o leito do filtro através de um braço giratório (no caso de formato circular) provido de orifícios dimensionados para distribuir de forma igualitária a água residuária em toda a extensão do filtro. Efluentes de um filtro biológico bem operado apresentam valores de DBO<sub>5</sub> e SS em torno de 20 mg/L (LESSARD *et al*, 2003). A aplicação de baixas cargas, da ordem de 0,2 kgDBO/m<sup>3</sup>.d e 0,66 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia permitem a nitrificação do efluente.

Dentre as principais vantagens do filtro biológico estão: facilidade de operação, baixo custo de manutenção e custos energéticos, remoção fácil do biofilme através do “desprendimento” gradativo do mesmo do meio suporte e sendo removido posteriormente por sedimentação, habilidade para o tratamento de efluentes industriais e resistência a choques de carga. Dentre suas desvantagens estão o entupimento do meio quando operado em altas cargas, problemas potenciais com maus odores, moscas, impossibilidade de um controle operacional “real” e necessidade de pré-tratamento ou tratamento primário.

### 3.1.1.2 Contactores biológicos rotatórios

São reatores que contem uma série de discos circulares confeccionados em material plástico, distanciados geralmente de 1,5 a 2,5 cm entre si, sendo montados em eixos horizontais. Os discos são parcialmente submersos, tipicamente 40% para a remoção da matéria orgânica carbonácea, e até 70% para a remoção de nitrogênio (METCALF & EDDY, 2003).

O biofilme formado entra em contato, ora com o efluente a ser tratado, ora com o ar atmosférico, a fim de fornecer o oxigênio e o alimento aos microrganismos presentes no filme e efetuar a depuração da água residuária. Um efluente com boa qualidade (aproximadamente 15mg/L de DBO<sub>5</sub>), pode ser obtido em uma larga faixa de cargas orgânicas aplicadas, variando de 0,24 kgDBO/m<sup>3</sup>.dia a 1,0 kgDBO/m<sup>3</sup>.dia (LESSARD *et al*, 2003). Dentre as principais vantagens tem-se o baixo tempo de residência, baixo custo de manutenção e operação, bem como custos energéticos baixos, e boa sedimentação do biofilme que se desprende do CBR. O consumo energético é baixo devido a (i) confecção dos discos de tal forma que ofereçam uma baixa resistência ao movimento através do efluente; (ii) baixa velocidade de rotação (PATWARDHAN, 2003). O baixo consumo energético resulta em baixos custos operacionais. Apresenta, porém, inflexibilidades na operação e necessidade de cobertura em climas frios.

### 3.1.1.3 Biofiltros aerados submersos

O Biofiltro Aerado Submerso (BAS) não concorre apenas como um sistema convencional de tratamento secundário, mas também alcança os níveis terciários de tratamento, ao possibilitar a remoção de nutrientes. Seu desenvolvimento deu-se nos últimos 20 anos, sendo, portanto, uma tecnologia ainda em franco desenvolvimento.

A possibilidade de realizar-se no mesmo reator a nitrificação e a desnitrificação é provavelmente a maior razão para o crescimento no seu uso. Este reator será discutido com maior ênfase a seguir.

## **3.2 Biofiltros aerados submersos**

Biofiltros Aerados Submersos (BAS) são reatores de biomassa aderida nos quais são utilizados materiais de empacotamento com uma elevada área específica para o tratamento secundário e terciário de águas residuárias. Esta configuração diferenciada de reator foi desenvolvida na Europa no final dos anos 80, sendo o BAS largamente difundido posteriormente devido às suas qualidades, como pequena necessidade de área em planta, cargas orgânicas aplicáveis muito superiores aos processos biológicos convencionais, alcançando altas eficiências de remoção de compostos orgânicos, nitrogênio total (NT) e Sólidos Suspensos (SS) (WANG *et al*, 2006).

Um BAS é um reator de leito fixo, cujo material de empacotamento, geralmente inorgânico, encontra-se estacionário durante o período normal de operação (WESTERMAN *et*

al, 2001). O recheio geralmente apresenta diâmetro de 3 a 5mm, e uma área específica de 300 a 500m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup> (LESSARD *et al*, 2003). Ao contrário dos filtros biológicos e dos CBR, os BAS são hidraulicamente dimensionados de tal forma que o material de empacotamento fique totalmente submerso.

A remoção de matéria orgânica, de sólidos e nitrificação podem ser obtidas em uma única unidade (MANN *et al*, 1999). O fluxo nestas unidades pode ser ascendente ou descendente, podendo-se variar também o tipo de meio filtrante. Como um processo de crescimento em leito fixo, as condições ótimas para os microrganismos relevantes ao processo podem ser mantidas independentemente dos tempos de retenção hidráulicos (MOORE *et al*, 2001), desta forma, permitindo o desenvolvimento de organismos com baixas velocidades de crescimento, tais como as bactérias nitrificantes.

A aeração é provida por um difusor de ar alimentado por um soprador, ou linha de ar comprimido. A fim de controlar o crescimento do biofilme e remover os sólidos suspensos presos nos vazios do material de recheio do reator, este sofre geralmente retrolavagens, realizadas através de injeção de ar em elevadas vazões e/ou aumento da vazão em níveis consideráveis.

O BAS iniciou somente como um processo a nível secundário para a oxidação de matéria orgânica de efluentes, porém rapidamente estendeu-se para a nitrificação do mesmo, sendo onde ganhou sucesso comercial (WESTERMAN *et al*, 2001).

O BAS é capaz de produzir um efluente com alta qualidade, com DBO<sub>5</sub> menor ou igual a 20mg/L e SS menor ou igual a 20mg/L para a maioria dos esgotos domésticos. O processo pode também ser operado para que alcance elevados níveis de nitrificação, apesar de que, nestas condições, a carga orgânica aplicada deverá ser menor ocasionando um aumento nas dimensões do sistema (EPA, 1983).

Cargas volumétricas de 2,5 kgDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d são normalmente alcançadas que, quando comparadas com 0,06 kgDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d para filtros biológicos e 0,38 kgDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d para plantas de lodo ativado, comprovam a grande robustez do processo (SMITH, 1990 *apud* MANN, 1999).

### **3.2.1 Tratamento de esgoto sanitário**

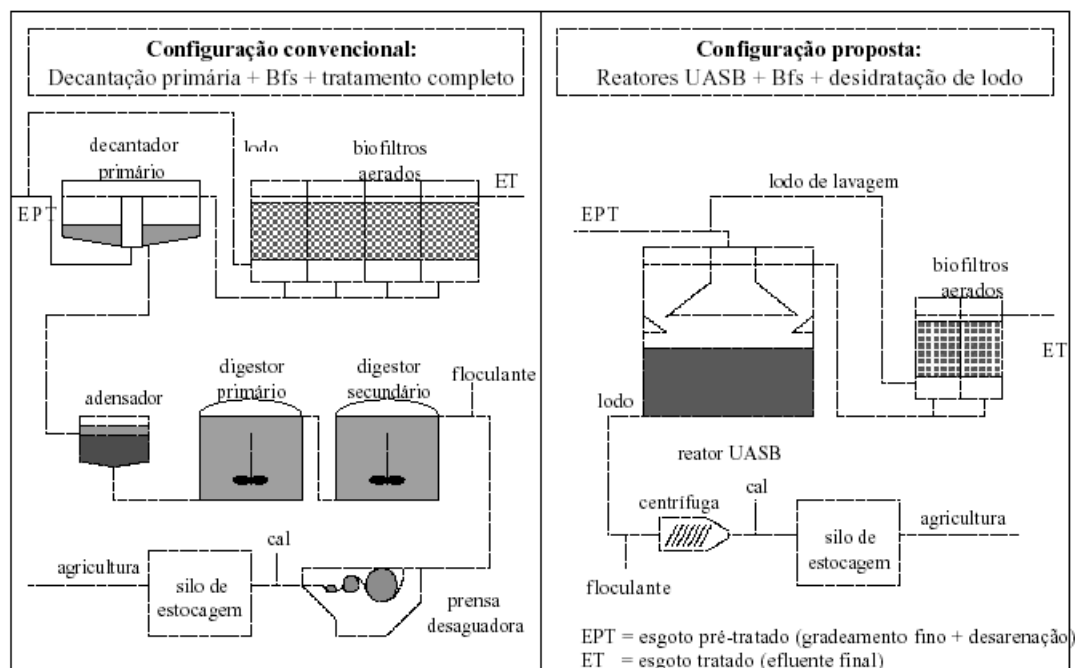
O uso de BAS no tratamento de esgotos já é objeto de pesquisa desde o início dos anos 80. A configuração convencional no tratamento de esgotos domésticos seria composta pelas seguintes etapas (GONÇALVES, 1996 *apud* CHERNICHARO, 1997):

- Pré-tratamento: gradeamento grosseiro, gradeamento fino e desarenação;

- Tratamento primário: decantadores convencionais ou lamelares;
- Tratamento secundário: biofiltros;
- Tratamento do lodo: estruturas para o tratamento e adequação do lodo. Este é composto por lodo primário e lodo biológico, provindo das retrolavagens dos biofiltros.

Na configuração convencional, a função principal do decantador primário é limitar o processo de colmatção dos BAS através da remoção dos SS no esgoto pré-tratado. Nele também são retidos os SS provenientes da lavagem dos BAS, constituídos pela biomassa em excesso acumulada no meio granular durante toda a carreira de filtração. A atuação desta etapa sobre o compartimento solúvel do substrato carbonáceo do esgoto é praticamente nula, e o lodo misto nela formado ainda é bastante instável, requerendo estabilização complementar.

Gonçalves *et al* (1997) propuseram uma nova configuração de ETE composta por UASB e BAS associados. Esta configuração proposta é comparada na mesma figura com a configuração mais usual na França (dita convencional), cujas etapas principais foram acima mencionadas. A figura 3.1 ilustra os dois fluxogramas (convencional e proposto pelos autores).



**Figura 3.1 - Configurações convencional e proposta de ETE com BAS.**

Fonte: GONÇALVES *et al*, 1997.

O reator UASB apresenta grande aplicabilidade em regiões de clima quente e em países em desenvolvimento devido ao seu baixo custo de implantação e operação, sua simplicidade operacional e baixa produção de lodos. No entanto, o efluente do reator UASB normalmente não alcança os padrões de lançamento em corpos hídricos exigidos pela legislação ambiental, necessitando-se a implantação de uma etapa de tratamento complementar.

Segundo Gonçalves *et al* (1997), os BAS podem constituir-se em uma excelente opção para o pós-tratamento de reatores UASB, devido a sua capacidade de remover os compostos solúveis e reter as partículas em suspensão no efluente anaeróbio no mesmo reator. Os reatores UASB por sua vez, podem substituir os decantadores primários, por removerem com grande eficiência os sólidos suspensos presentes no esgoto bruto, além de abaterem ao menos 70% da carga orgânica afluente ao sistema. A razoável eficiência do reator UASB na remoção de material carbonáceo, aliada a baixa produção de lodo e reduzido consumo de energia no estágio secundário de tratamento (BAS), são vantagens do sistema UASB+BAS.

Outro aspecto importante a ser salientado são as altas concentrações de sólidos no lodo descartado a partir do fundo do reator UASB, muito superiores ao lodo descartado de um sistema de decantador primário convencional, eliminando a necessidade de unidades extras para adensamento do lodo; bem como o alto grau de estabilidade do lodo descartado, tornando desnecessárias estruturas para a sua digestão.

Gonçalves *et al* (1997) citam os resultados da operação de um reator UASB (46 L) e um filtro biológico aerado submerso (6,3 L), tratando esgoto sanitário a nível secundário. O período de experimentos teve duração total de 322 dias, durante o qual a carga hidráulica (e orgânica) foi paulatinamente incrementada sobre o conjunto dos dois reatores. Tendo como referência o UASB, as seguintes cargas hidráulicas foram testadas: 0,4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h (16h); 0,6m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h (10h); 0,8 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h (6h) e 1,45 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h (4h). Nos testes realizados com o reator UASB operando com um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6 horas, correspondendo a um TDH < 11 minutos no meio granular do filtro, as eficiências médias de remoção de SS, DBO<sub>5</sub> e DQO do conjunto foram respectivamente 94%, 96% e 91%. O efluente final, correspondendo ao efluente do filtro, apresentou rigoroso estado de mineralização, com as seguintes características médias: SST com 10 mgSS/L, DBO<sub>5</sub> com 9 mgO<sub>2</sub>/L e DQO com 38 mgO<sub>2</sub>/L.

Bof *et al* (1999) avaliaram, durante um período de um ano, o desempenho operacional de um sistema composto de UASB+BAS com retorno do lodo aeróbio para o reator UASB. Neste período, o conjunto operou sob variações horárias de cargas e recirculação freqüente do

lodo aeróbio. Eficiências de 92% (SS), 89% (DBO<sub>5</sub>) e 93% (DQO), foram obtidas para um tempo de detenção hidráulica médio de 6 horas no reator UASB, resultando em um efluente final com 15 mg/l de SS, 15 mgO<sub>2</sub>/L de DBO<sub>5</sub> e 58 mgO<sub>2</sub>/L de DQO. Baixa produção de lodo foi verificada nesta associação, correspondendo a 0,07 kg ST/kgDQO<sub>removida</sub> no UASB sob carga orgânica de 2,4 kgDQO<sub>aplicada</sub>/m<sup>3</sup>.d e 0,36 kgST/kgDQO<sub>removida</sub> no BF sob carga de 7,8 kgDQO<sub>aplicada</sub>/m<sup>3</sup>.d. A recirculação do lodo aeróbio para o UASB não produziu nenhum efeito negativo sobre o seu desempenho, refletindo apenas sobre a massa de lodo aeróbia que foi digerida em 25%. As elevadas concentrações de ST encontradas no lodo do UASB (> 60%) e teores de SV/ST de 60% indicam o uso do reator também como unidade de digestão e adensamento.

Devido às vantagens da associação de reatores UASB+BAS, acima mencionadas, este sistema foi o aplicado na pesquisa.

### **3.3 Biofilmes**

Um biofilme pode ser definido como uma estrutura complexa de células e de produtos celulares, como polímeros extra-celulares, que se formam ou espontaneamente, como grânulos largos e densos, ou como em crescimento aderido a uma superfície sólida ou em partículas suspensas (HEIJNEN & VANTRIET, 1984).

A estruturação básica e o mecanismo de desenvolvimento de um biofilme é resultado da sobreposição de culturas puras de diversas proteobactérias e da mistura de populações de diferentes ecossistemas sobre um suporte sólido. Estudos indicam que os biofilmes são pontos estáveis de um ciclo biológico que inclui três etapas principais: iniciação, maturação e manutenção. As bactérias parecem iniciar a formação e o desenvolvimento de um biofilme como resposta a uma característica específica do meio ambiente em que estão inseridas, como por exemplo, a disponibilidade de nutrientes.

O biofilme se desenvolve sobre um substrato como resultado de (RODGERS *et al*, 2006):

- i) Transporte de células e nutrientes para o substrato através de difusão e advecção;
- ii) Adsorção de células ao substrato e conseqüente formação do biofilme;
- iii) Crescimento e outros processos metabólicos dentro do biofilme;
- iv) Desprendimento de porções do biofilme.



Em um reator aeróbio, o oxigênio é transferido das bolhas de ar para o biofilme aonde é consumido pelas reações biológicas. Três etapas principais estão envolvidas no processo global de transferência e reação: i) transferência do oxigênio das bolhas para a solução; ii) transferência do oxigênio para a superfície do biofilme, e iii) difusão e reação no interior do biofilme. O oxigênio é consumido à medida que penetra no biofilme, até atingir valores que definem condições anóxicas ou anaeróbias. Pode-se ter, portanto, uma camada externa com oxigênio, e outra, interna, desprovida de oxigênio.

Em regime permanente de operação, o balanço entre o crescimento do biofilme e o desprendimento do mesmo determina a estrutura física do biofilme e, conseqüentemente, as propriedades hidrodinâmicas e as características de transferência de massa em reatores de biofilme (NICOLELLA *et al*, 2000). Portanto, os efeitos da carga superficial específica de substrato (ou crescimento) e atrito não podem ser vistos independentemente. Os seguintes fatores irão influenciar em ambos os processos (LOODSTRECH *et al*, 1995):

**Tabela 3.1 - Fatores que influenciam no crescimento e desprendimento do biofilme**

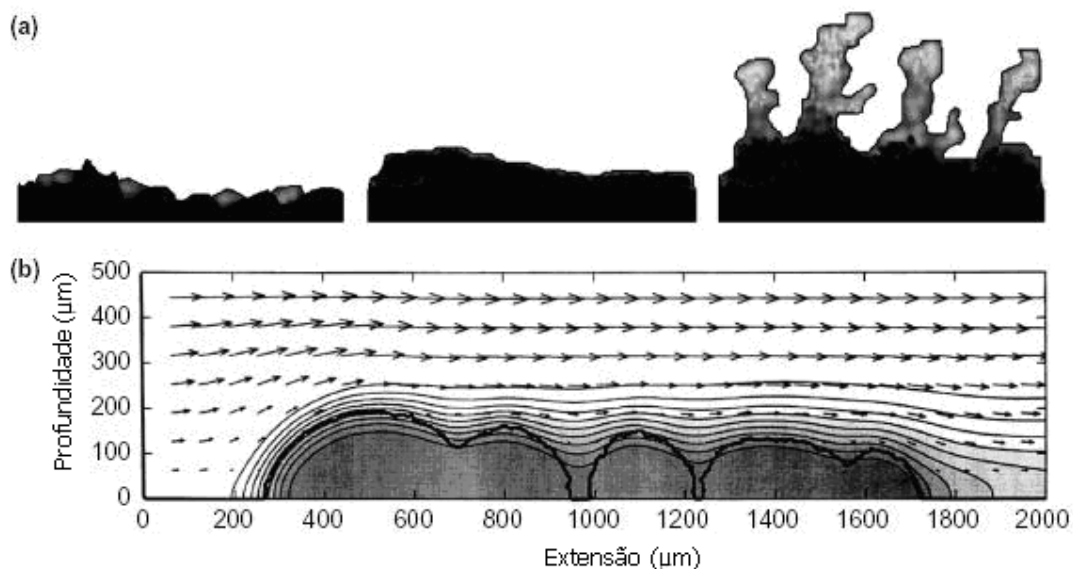
<b>Desprendimento</b>	<b>Crescimento</b>
Nível de atrito	Taxa superficial de substrato
Taxa de crescimento do biofilme	Produção de biomassa
Presença de rugosidade	Densidade da biomassa

Os primeiros dois fatores de cada coluna podem ser variados independentemente em um experimento; os últimos (densidade e rugosidade) são conseqüências das condições de operação.

Tem se mostrado que, a morfologia do biofilme é largamente influenciada pela carga superficial aplicada e pelas forças de desprendimento do biofilme (NICOLELLA *et al*, 2000). Quanto maior as forças de desprendimento (por atrito do fluido com o biofilme, por exemplo) e menor a carga superficial de substrato, mais fino e mais fortemente aderido será o biofilme. Ao contrário, quanto maior a carga superficial de substrato e menores as forças de desprendimento, mais rugoso será o biofilme. A figura 3.2 fornece uma representação esquemática do resultado do equilíbrio da carga superficial de substrato e das forças de desprendimento.

Segundo Ohashi *et al* (1995) a espessura do biofilme seria governada pela intensidade e intervalo de tempo das retrolavagens, bem como pela carga orgânica aplicada. Os autores concluíram, após realizarem experimento em reatores BAS empacotados com pastilhas de argila (diâmetro 3,6 cm), que espessuras de biofilme ao redor de 120  $\mu\text{m}$  seriam o valor

máximo ao qual o meio suporte de reatores BAS deveria ser exposto, devendo este ser retrolavado a fim de evitar o entupimento do meio.



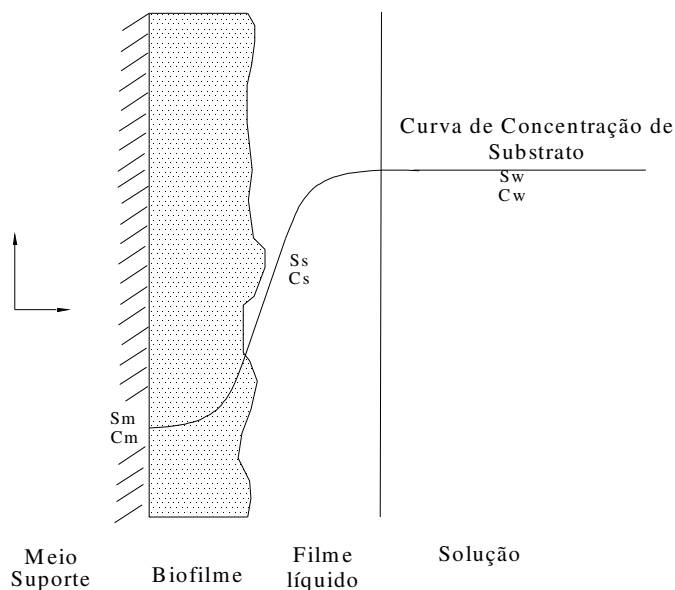
**Figura 3.2 - Estrutura do biofilme, a) Representação esquemática da influência da carga superficial de substrato na formação do biofilme (aumentando da esquerda para a direita) e das forças de desprendimento (decaindo da esquerda para a direita) b) Estrutura simulada de um biofilme. As setas indicam o vetor velocidade no campo fluido. As linhas representam linhas de isoconcentração. Adaptado de Nicolella (2000), Loodstreich *et al* (1995).**

### 3.3.1 Fluxo de substrato em biofilmes

A cinética envolvida nas reações que ocorrem em um biofilme é complexa, já que o suprimento de substrato para o interior do agregado de bactérias é um processo limitado pela difusão por meio deste, sendo governado pelo gradiente de concentração que se desenvolve através do biofilme. Desta forma, a concentração de substrato à superfície do biofilme decresce conforme se dirige para regiões mais próximas ao meio suporte (fundo do biofilme), conforme o substrato vai sendo consumido e se difunde pelas camadas do biofilme. A figura 3.3 ilustra a curva de substrato em um biofilme fixo.

A cinética das reações do biofilme é fortemente influenciada pela transferência de massa. Próximo ao biofilme há uma camada líquida estagnada (camada de difusão) que faz a interface entre o biofilme e a solução. Substratos, oxigênio e nutrientes necessitam atravessar esta camada, através de difusão, para que alcancem o biofilme, bem como os produtos provenientes da biodegradação necessitam atravessar, em sentido inverso, o filme líquido

estagnado para que alcancem a solução (METCALF & EDDY, 2003). Fatores que determinam a taxa de difusão, tal como ambiente químico e condições de fluxo, influenciam a taxa de suprimento de substrato e conseqüentemente, o crescimento do biofilme (CHEN *et al*, 2006).



**Figura 3.3 - Curva conceitual de substrato em um biofilme fixo. Adaptado de Metcalf & Eddy, (2003).**

O fluxo de substrato através da camada estagnada de líquido para o biofilme é função do coeficiente de difusão do substrato e concentração é dada pela equação 3.1. O sinal negativo deve-se à queda da concentração de substrato ao longo do filme líquido estagnado e da remoção de substrato da solução (METCALF & EDDY, 2003).

$$r_{sf} = -D_w \frac{dS}{dx} = -D_w \frac{(S_b - S_s)}{L} \quad \text{Eq (3.1)}$$

Onde:

$r_{sf}$ = taxa superficial de fluxo de substrato, g/m<sup>2</sup>.d;

$D_w$ = coeficiente de difusão do substrato em água, m<sup>2</sup>/d;

$dS/dx$ = gradiente de concentração de substrato, g/m<sup>3</sup>.m;

$S_b$ = concentração de substrato na solução, g/m<sup>3</sup>;

$S_s$ = concentração de substrato na superfície externa do biofilme, g/m<sup>3</sup>

$L$ = espessura efetiva do filme líquido estagnado, m.

A espessura do filme estagnado irá variar com as propriedades do fluido e com a sua velocidade. Altas velocidades irão resultar em espessuras mais finas, resultando em um fluxo maior de substrato.

A transferência de massa no interior do biofilme pode ser descrita pela Lei de Fick para difusão em meio aquoso, com uma modificação na constante de difusividade a fim de considerar o efeito da estrutura do biofilme na difusão efetiva. A expressão da Lei de Fick, assim modificada, é apresentada na equação 3.2 (METCALF & EDDY, 2003).

$$r_{bf} = -D_e \cdot \frac{\partial S_f}{\partial x} \quad \text{Eq (3.2)}$$

Onde:

$r_{bf}$ = fluxo de substrato no interior do biofilme devido à transferência de biomassa, g/m<sup>2</sup>.d;

$D_e$ =coeficiente de difusividade efetivo no biofilme, m<sup>2</sup>/d;

$\partial S_f / \partial x$ =gradiente de concentração de substrato, g/m<sup>3</sup>.m

A taxa de utilização do substrato no interior do biofilme em qualquer ponto pode ser definida como uma reação de saturação para a concentração de substrato ( $S_f$ ) naquele ponto:

$$r_{su} = -\frac{k S_f X}{K_s + S_f} \quad \text{Eq (3.3)}$$

Onde:

$r_{su}$ = taxa de consumo de substrato no biofilme, g/m<sup>2</sup>.d;

$k$ = taxa específica máxima de consumo de substrato, g/m<sup>3</sup>.d;

$S_f$ = concentração de substrato em um dado ponto do biofilme, g/m<sup>3</sup>.

$X$ =Concentração de biomassa, g/m<sup>3</sup>;

$K_s$ = constante de meia-saturação, concentração de substrato à metade da máxima taxa específica de consumo de substrato, g/m<sup>3</sup>

### 3.3.2 Biofilmes anaeróbios

Nos flocos e filmes anaeróbios, as diferentes populações bacterianas agrupam-se em camadas superpostas, de modo que haja um sentido de fluxo dos substratos em contracorrente com o fluxo de produtos. A figura 3.4 representa esquematicamente a estrutura de um biofilme anaeróbio, tratando esgoto bruto. Obviamente que a representatividade de cada cepa de microrganismos presentes dependerá do tipo de efluente a ser tratado e do grau de tratamento ao qual o afluente se encontrará quando entrar em contato com o biofilme.

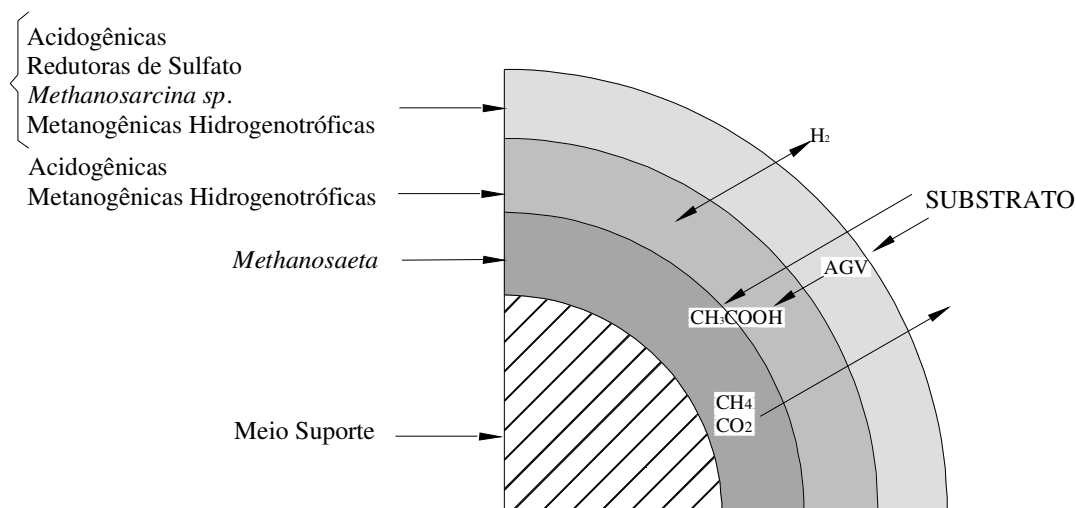


Figura 3.4 - Estrutura de arranjo de um biofilme anaeróbio. Adaptado de Guiot *et al*, 1992.

### 3.3.3 Biofilmes aeróbios

Os principais organismos constituintes da comunidade biológica do filme são as bactérias facultativas. Portanto, os biofiltros aeróbios são, na verdade, dispositivos de caráter facultativo e não aeróbio estrito.

Com o crescimento do filme bacteriano aderido, dois fenômenos consecutivos são observados: 1) O oxigênio difundido no filme é consumido antes de ingressar na região próxima à interface com o meio suporte, podendo aí gerar um zona anaeróbia ou anóxica; 2) prosseguindo o crescimento, tem-se a matéria orgânica dissolvida sendo integralmente metabolizada nas camadas superiores do filme: isto origina o estabelecimento de um processo

endógeno na região mais interna do filme, devido à ausência de fonte carbonácea, que desta forma, estabelecerá a perda da capacidade adesiva da biomassa e culminando no desprendimento de todo o biofilme. Após o desprendimento, a continuidade da passagem de afluente pelo leito dará condições para o crescimento de um novo biofilme. O biofilme desprendido poderá permanecer suspenso, incrementando a eficiência do sistema. A figura 3.5 representa esquematicamente o biofilme aeróbio aderido.

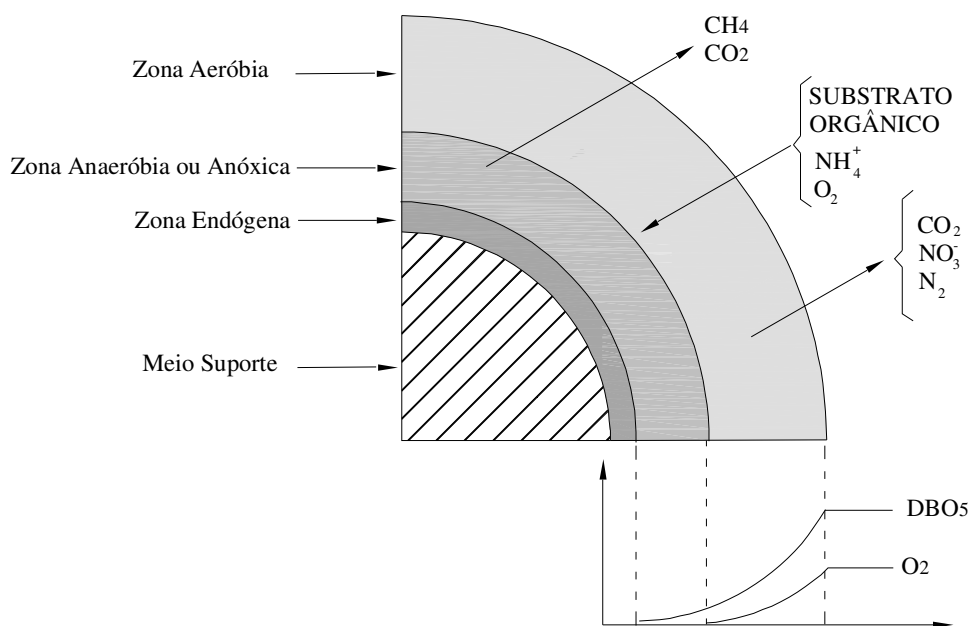


Figura 3.5 - Estrutura de arranjo de um biofilme aeróbio. Adaptado de Low *et al* (1999) e Fleck (2003).

### 3.4 Remoção biológica de nitrogênio em processos de crescimento em leito fixo

#### 3.4.1 Nitrificação

Nitrificação é termo utilizado para descrever o processo no qual o nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4$ ) é oxidado a nitrito ( $\text{NO}_2$ ) e de nitrito a nitrato ( $\text{NO}_3$ ) (METCALF & EDDY, 2003). A nitrificação pode ser alcançada tanto através de processos biológicos de crescimento suspenso ou por crescimento aderido.

O processo convencional de nitrificação é realizado por bactérias autótrofas, em ambos os processos de crescimento. O processo é dividido em duas etapas, levadas a efeito por dois grupos filogenéticos distintos: o grupo das bactérias amônio-oxidantes e o grupo das bactérias oxidantes de nitrito. Dentre os gêneros pertencentes ao grupo responsável pela

conversão do nitrogênio amoniacal a nitrito, tem-se a *Nitrossomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrospira*, *Nitrosolobus* e *Nitrosovibrio* (HAGOPIAN *et al*, 1998), sendo porem o gênero *Nitrossomonas* o mais conhecido dentre estes.

Já o grupo das bactérias oxidantes de nitrito são responsáveis pela conversão de nitrito a nitrato. São pertencentes a este grupo as bactérias dos gêneros *Nitrobacter*, *Nitrococcus*, *Nitrospira* e *Nitrospina* (HAGOPIAN *et al*, 1998), sendo o gênero *Nitrobacter* o mais conhecido.

As reações podem ser assim descritas:

-Conversão de nitrogênio amoniacal (na forma de íon amônio) à nitrito:

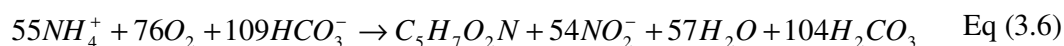


-Conversão de nitrito a nitrato:

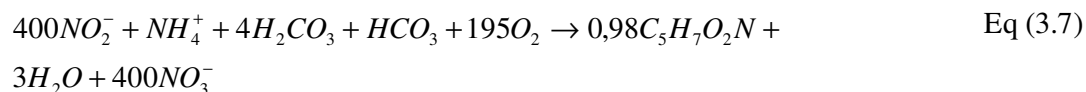


Verifica-se que são requeridos 4,57g O<sub>2</sub>/g N oxidado, sendo 3,43 gO<sub>2</sub> para a produção de nitrito e 1,14 gO<sub>2</sub>/gNO<sub>2</sub><sup>-</sup> oxidado. Porém, quando a síntese é considerada, o montante de O<sub>2</sub> necessário é menor do que 4,57g O<sub>2</sub>/g N (METCALF & EDDY, 2003). Equações para a oxidação sintética utilizando uma medida representativa da produção celular e consumo de oxigênio pelas *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* são representadas a seguir (USEPA, 1993 *apud* AHN, 2006):

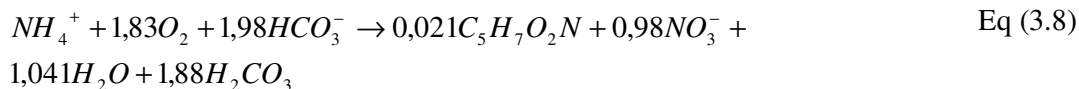
Para a conversão de nitrogênio amoniacal a nitrito:



Conversão de nitrito a nitrato:



A equação global de síntese e oxidação para a nitrificação pode ser representada como:



Onde  $C_5H_7O_2N$  representa a composição química das células bacterianas das *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*. Através da equação acima, a produção celular para as *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* é de 0,15 mg células/mgNH<sub>4</sub>-N oxidado e 0,02 mg célula/mgNO<sub>2</sub>-N oxidado, respectivamente. O consumo de O<sub>2</sub> para as reações é de 3,16 mgO<sub>2</sub>/mg NH<sub>4</sub>-N oxidado e 1,11 mgO<sub>2</sub>/mgNO<sub>2</sub>-N oxidado. Pode ser estimado também que haverá um consumo de 7,07 mg de alcalinidade como CaCO<sub>3</sub> por grama de NH<sub>3</sub>-N oxidada (AHN, 2006).

A taxa de crescimento para as bactérias *Nitrossomonas* foi encontrada como independente do oxigênio dissolvido em concentrações acima de 1mg/L em experimentos realizados por Chen *et al* (2006). Os pesquisadores também concluíram que a taxa de crescimento de *Nitrossomonas* foi muito pouco afetada pela concentração de oxigênio dissolvido (OD) a valores acima de 2mg/L, sendo que as bactérias do gênero *Nitrobacter* apresentam queda na taxa de crescimento para valores acima de 4 mgO<sub>2</sub>/L. A faixa mínima de OD na qual pode ser obtida a nitrificação, de maneira confiável, situa-se entre 0,6 e 3,4 mgO<sub>2</sub>/L.

Fatores como turbulência no interior do reator também influenciam na eficiência da nitrificação. Segundo Chen *et al* (2006), a turbulência causada pela injeção de ar no interior do reator através de difusores apresentam um impacto significativo. Os estudos desenvolvidos por estes autores sugerem que um aumento na turbulência causada pela injeção de ar pode ser um método efetivo para elevar a eficiência da nitrificação.

Villaverde *et al* (1997) avaliaram a eficiência do pH sobre a atividade nitrificante do biofilme, utilizando um reator piloto enriquecido com biomassa nitrificante. O módulo piloto utilizado apresentou 2,5m de altura e 15cm de diâmetro interno, sendo preenchido com partículas de pozzolana, recebendo afluente composto por soluções-tampão e diferentes concentrações de nitrogênio amoniacal livre [NH<sub>3</sub>-N]. Foram observados três efeitos do pH sobre o biofilme nitrificante: ativação-desativação, limitação de substrato (conectado com a alcalinidade) e inibição por amônia, sendo este último considerado o mais importante. Segundo os autores, para valores de pH compreendidos entre 5 e 9, para cada unidade de pH elevada, obteve-se um aumento de 13% na eficiência da etapa de nitrificação. A máxima atividade das bactérias oxidantes de amônia foi encontrada em pH 8,2, sendo igual a 15 mgNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N/g SVA.h. Já o pH ótimo para o crescimento das bactérias nitrificantes foi de 8,0.



Os autores confirmaram o forte efeito inibidor do nitrogênio amoniacal livre sobre a atividade nitrificante do biofilme, tanto sobre as bactérias oxidantes da amônia bem como de nitrito. A inibição do processo pela amônia livre controlou a atividade bacteriana a valores de pH superiores a 7,5. Foi observada também uma correlação de 7,1 mgCaCO<sub>3</sub>/mgNH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N oxidado, sendo o processo limitado pela alcalinidade a valores de pH inferiores a 5,0.

A presença de matéria orgânica no afluente dos reatores é fator importante para o processo de nitrificação. Isto porque, compostos orgânicos dissolvidos e particulados fornecem substratos para os microrganismos heterotróficos. Essas, por possuírem maior velocidade específica de crescimento, irão competir com as bactérias autotróficas nitrificantes, que apresentam baixas velocidades específicas de crescimento, resultando em uma queda na eficiência da etapa de nitrificação.

Altas relações C/N indicam uma elevada carga de compostos orgânicos com relativa baixa presença de compostos nitrogenados, o que acaba remetendo à situação anteriormente exposta, já que as bactérias heterotróficas irão sobrepujar os organismos nitrificantes, em determinado grau, causando efeitos negativos na etapa de nitrificação.

Ohashi *et al* (1995) avaliaram o efeito da relação C/N sobre biofilmes compostos microrganismos nitrificantes e heterótrofos. O experimento foi dividido em 5 fases, nas quais foram avaliadas 4 relações C/N diferentes, na seguinte ordem: 1,5; 0,18; 0,37 e 0,52 C/N (g/g). Na última fase, repetiu-se a relação C/N inicial de 1,5. A carga aplicada foi de 4,8 kg/m<sup>3</sup>.d. A relação inicialmente aplicada (1,5) não possibilitou a ocorrência de nitrificação. A aplicação de relações C/N mais baixas (0,18 em diante), permitiram a ocorrência desta. A nitrificação também foi obtida quando se repetiu a primeira relação C/N aplicada (1,5), na última fase do teste, comprovando que ao processo de formação do biofilme é crucial para a obtenção de um biofilme contendo organismos heterotróficos e nitrificantes. Uma vez que os organismos nitrificantes se estabelecem no biofilme, os mesmos podem ser mantidos de forma segura.

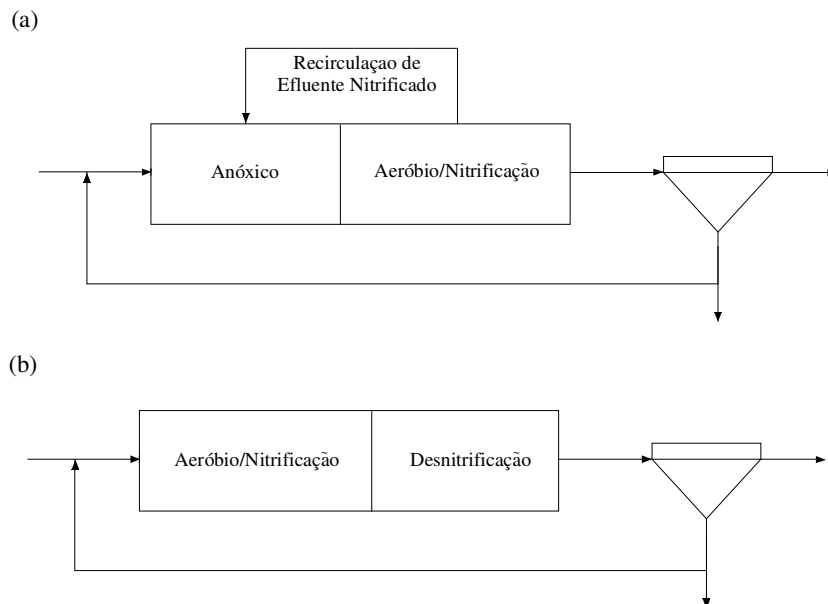
### **3.4.2 Desnitrificação**

A redução biológica de nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso, e nitrogênio gasoso é chamada de desnitrificação. O processo de desnitrificação convencional ocorre em condições anóxicas, onde uma quantidade suficiente de matéria orgânica é utilizada como doadora de elétrons para a conversão de nitrito a gás nitrogênio (N<sub>2</sub>).

A remoção do nitrato pode ocorrer por dois modos em processos biológicos, sendo estes chamados de redução assimilativa e dissimilativa de nitrato. A redução assimilativa de

nitrito envolve a redução de nitrito à amônia para uso na síntese celular. Esta ocorre quando  $\text{NH}_4\text{-N}$  não está disponível e é independente da concentração de OD. Por outro lado, a redução dissimilativa de nitrito ou desnitrificação está relacionada com a cadeia transportadora de elétrons, na qual o nitrito ou nitrito é utilizado como aceptor de elétrons para a oxidação de uma variedade de compostos orgânicos e inorgânicos doadores de elétrons (METCALF & EDDY, 2003). Os dois sistemas básicos de desnitrificação são ilustrados na figura 3.6.

A manutenção de baixas concentrações de oxigênio dissolvido nos sistemas desnitrificantes é importante para que bons níveis de redução de nitrito sejam alcançados. A desnitrificação pode apresentar melhores taxas na ausência de OD e na faixa de potencial REDOX entre +100mV e -100mV.



**Figura 3.6- Sistemas de desnitrificação (a) desnitrificação anaeróbia e (b) desnitrificação anóxica. Fonte: Metcalf & Eddy, 2003.**

O primeiro fluxograma mostrado é um processo modificado de Ludzak-Ettinger. O processo consiste de um tanque anóxico seguido por um tanque aeróbio no qual a nitrificação ocorre. O nitrito produzido no reator aeróbio é reciclado para o tanque anóxico. O substrato orgânico presente na água residuária afluenta fornece os compostos doadores de elétrons para as reações de oxi-redução de nitrito, processo este chamado de desnitrificação anaeróbia. No segundo processo mostrado, a desnitrificação ocorre após a nitrificação e a fonte doadora de elétrons provém do decaimento endógeno. O processo é geralmente chamado de desnitrificação anóxica. Quando a desnitrificação anóxica tem como única fonte de energia a

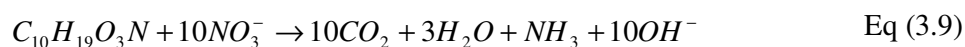
respiração endógena, o processo ocorre a uma taxa muito mais baixa do que quando é suprido com o carbono orgânico da água residuária (METCALF & EDDY, 2003).

Em processos de remoção biológica de nitrogênio, o doador de elétrons é tipicamente:

1. DQO biodegradável solúvel na água residuária afluyente;
2. DQO biodegradável solúvel produzida pelo decaimento endógeno;
3. Fonte externa de DQO, tal como metanol ou acetato.

As reações estequiométricas para os diferentes doadores de elétrons são mostradas a seguir:

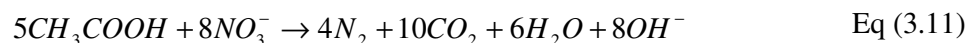
Água residuária:



Metanol:



Acetato:



Nas reações heterotróficas de desnitrificação acima descritas, 3,57g de alcalinidade (como  $CaCO_3$ ) são produzidas por grama de  $NO_3$ -N reduzido, recuperando parte da alcalinidade consumida nas reações de nitrificação. Segundo Metcalf & Eddy (2003), o consumo de  $DBO_5$  para a conversão de nitrato é de aproximadamente 4g  $O_2/NO_3$ -N.

A massa de carbono necessário para a desnitrificação pode ser descrita em termos de relação Carbono/Nitrogênio (C/N), a que expressa miligramas de carbono consumido para a desnitrificação por miligramas de  $NO_3$ -N originalmente presente no efluente. Valores de relação C/N para uma completa desnitrificação variam de 1,5 a 5, sendo que relações entre 2 e 3 normalmente possibilitam “desnitrificação completa” (95% de remoção de nitrato) (HALLING-SØRENSEN & JØRGENSEN, 1993). A tabela 3.2 apresenta valores de relações C/N para diversas fontes de carbono.

**Tabela 3.2 - Relação C/N para diferentes tipos de fontes de carbono utilizados para desempenhar a desnitrificação**

Matéria Orgânica	C/N ótima	Unidade
Como fonte interna de	3-3,5	kg $DBO_5$ /kg N
carbono	4-5	kg DQO/kg N
No lodo	1,5-2,5	kg $DBO_5$ /kg N
	2,9-3,2	kg DQO/kg N

Metanol	2,3-2,7	kg MeOH/kg N
	3,5-4,1	kg DQO/kg N
Ácido Acético	2,9-3,5	kg HAc/kg N
	3,1-3,7	kg DQO/kg N

---

Fonte: Halling-Sørensen & Jørgensen, 1993.

O processo de desnitrificação em reatores de crescimento aderido, quando comparado com o processo de Lodos Ativados, muito mais tradicional, apresenta como vantagens a alta taxa volumétrica de remoção e a ação de filtração que o meio suporte exerce, fazendo com que o clarificador final se torne desnecessário. Também são grandes vantagens o menor volume de reator requerido e a ausência de problemas com bactérias filamentosas em clarificadores (JANSEN *et al*, 1994).

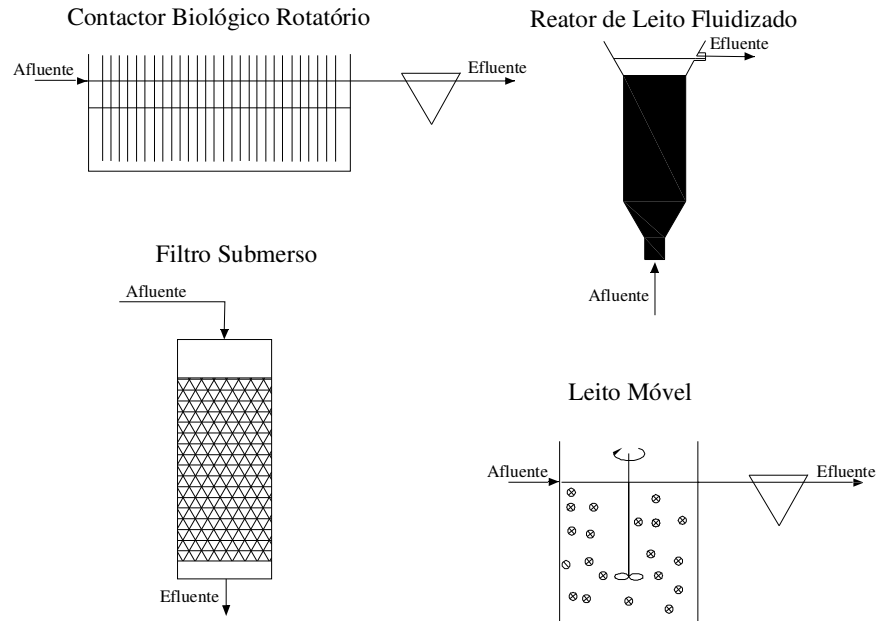
O processo de desnitrificação em BAS é limitado pela difusão, grau de mistura, espessura do biofilme e disponibilidade de substrato. Segundo Westerman *et al* (2000), a remoção de nitrato toma parte no interior do biofilme, até onde há a presença de matéria orgânica. Já a profundidade à qual o oxigênio pode penetrar é função da concentração de OD no efluente, na taxa de difusão e na taxa de consumo intrínseca de oxigênio de ordem zero.

Jepsen & Jansen (1993) operaram duas plantas-piloto visando a pós-desnitrificação de efluentes, uma operando em regime de fluxo descendente com uso de Biocarbone<sup>®</sup> como material suporte, sendo a outra operada em regime ascendente com o uso de pastilhas de poliestireno como material suporte (Biostyr<sup>®</sup>). Ambos os reatores foram alimentados com acetato como fonte de carbono, sendo obtidas concentrações menores de 5mg-L NO<sub>3</sub>-N/L, com taxas de aplicação superiores a 4 kgNO<sub>3</sub>-N/m<sup>3</sup>.d à temperaturas de 10-17°C. Verifica-se através do experimento realizado que a direção do fluxo, ascendente ou descendente, não influi diretamente na eficiência do sistema.

A principal dificuldade no que tange à nitrificação e desnitrificação simultânea em um biofilme encontra-se na grande diferença que existe entre as velocidades de crescimento dos grupos de microrganismos envolvidos em cada etapa. Qualquer crescimento de biomassa no interior de um reator, tanto de biofilme quanto de crescimento suspenso, toma parte quando é permitido que estes se reproduzam sem antes serem carreados juntamente com o efluente do reator (*wash-out*), o que acontece quando o Tempo de Detenção Hidráulico (TDH) é menor do que o tempo necessário para o crescimento celular.

A figura 3.7 mostra diferentes configurações de sistemas para desnitrificação de efluentes os quais estão reportados na literatura sua aplicação em escala real. Dentre todos

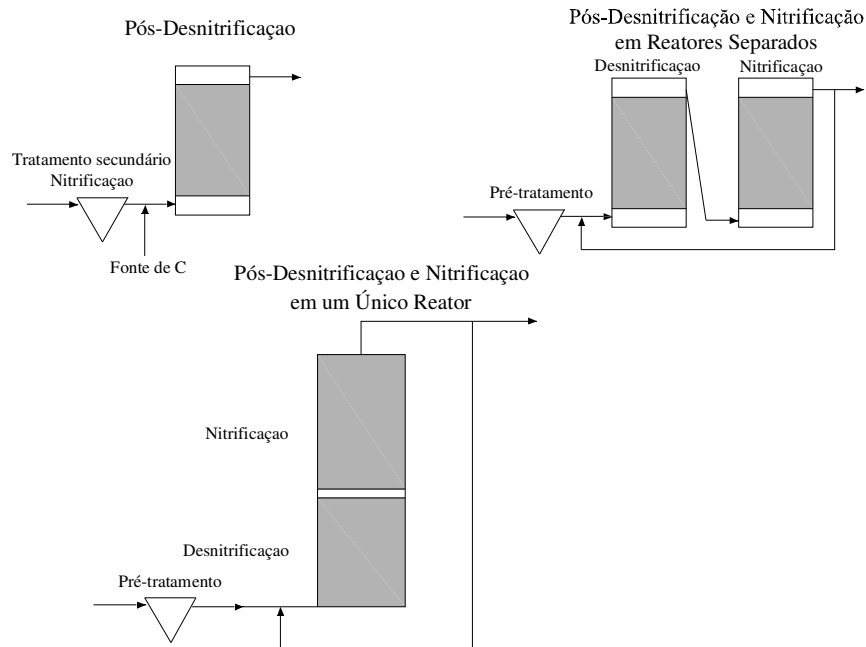
somente os biofiltros aerados submersos aparentam ser aplicados em grande número internacionalmente (JANSEN *et al*, 1994).



**Figura 3.7- Sistemas de Desnitrificação. Fonte: Jepsen *et al* (1993).**

A figura 3.8 apresenta diversas combinações de reatores para desnitrificação em reatores de crescimento em leito fixo e nitrificação/remoção de matéria orgânica. As etapas de desnitrificação e nitrificação podem ser realizadas em separado, na qual a câmara anóxica e aeróbia tomam parte em diferentes reatores ou combinadas em um único reator no qual a posição da zona aeróbia pode estar acima ou abaixo da zona anóxica (pré ou pós-desnitrificação). Dentre as vantagens potenciais têm-se (ROTHER *et al*, 2002):

- Menor área requerida em planta baixa;
- Menor necessidade de equipamentos mecânicos e de controle;
- Menores custos de investimento e operação.



**Figura 3.8 - Sistemas de Desnitrificação. Fonte: Jepsen *et al* (1993).**

No entanto, a combinação das duas biocenoses (heterotróficas e autotróficas) em um único reator pode apresentar desvantagens (ROTHER *et al*, 2002):

- Processos aeróbicos e anóxicos não podem ser otimizados separadamente, especialmente no que tange a carga hidráulica e ciclos de retrolavagem;
- No caso de a câmara anóxica situar-se sobre a câmara aeróbia, as retrolavagens do reator combinado irão carrear biomassa heterotrófica da zona anóxica para a zona aeróbia nitrificante, afetando assim o desempenho desta última. Na mesma configuração de reator, os sólidos suspensos que são retidos na zona anóxica e o crescimento de biomassa desnitrificadora levam a uma alta perda de carga, ocasionando uma elevada frequência de retrolavagens. Estas podem originar uma grande redução na presença de organismos nitrificantes (que apresentam baixa velocidade de crescimento), levando a uma queda de eficiência na etapa de nitrificação.

Rother *et al* (2002) avaliaram o desempenho de sistemas de BAS realizando a pré-desnitrificação-nitrificação de forma combinada e separada. Os autores operaram dois sistemas em paralelo, alimentados com diferentes efluentes (esgoto sanitário com reduzida carga orgânica, esgoto sanitário não-tratado e esgoto pré-floculado e sedimentado). O sistema

foi operado por 14 meses, sendo os reatores confeccionados em aço inoxidável com 0,6 m de diâmetro. O material suporte se consistiu de argila expandida com dimensões acima de 8 mm.

O reator, com as etapas de desnitrificação e nitrificação combinadas, operou com a câmara anóxica vindo por primeiro e a aeróbia vindo a seguir. Para a desnitrificação, o leito possuía 1 m de altura e 3 m para a nitrificação. Velocidades padrão para a água residuária foram mantidas em valores acima de 9 m/h, com taxas de reciclo de 200 a 400 %. O fluxo de ar foi na ordem de 10-20 Nm<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.h, garantindo concentração de O<sub>2</sub> na zona aeróbia de 5-8 mgO<sub>2</sub>/L.

Para o sistema em separado (desnitrificação e nitrificação), a concentração média de SS no efluente foi de 10-15 mgSS/L. Para o sistema combinado, tratando efluente bruto, a concentração de SS foi de 25mg/L. Ambos os sistemas apresentaram elevadas eficiências na remoção de DQO, variando de 80-85% de DQO<sub>total</sub> e 65-67% de DQO<sub>solúvel</sub>. Em termos de DBO<sub>5</sub>, a eficiência foi de 97% em ambos os sistemas, quando aplicadas cargas variando de 0,25-3,5 kg DBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d.

A respeito do potencial de pré-desnitrificação dos reatores, significativa desnitrificação pode apenas ser detectada quando a concentração de OD caiu a valores inferiores a 0,3 mgO<sub>2</sub>/L. Dentre os vários efluentes testados pelos pesquisadores, o efluente com baixa carga orgânica (efluente de lodos ativados) não apresentou sinais de desnitrificação, devido a ausência de carbono facilmente biodegradável. Com efluente bruto ou floculado, a desnitrificação foi obtida. Porém taxas de desnitrificação maiores do que 1 kgNO<sub>3</sub>-N/m<sup>3</sup>.d não puderam ser obtidas sem adição de fontes externas de carbono. Com adição de etanol, taxas de desnitrificação de 4 kgNO<sub>3</sub>/m<sup>3</sup>.d puderam ser obtidas. No que tange à nitrificação, ambos os *layouts* de tratamento apresentaram eficiências acima de 95%, quando aplicadas cargas entre 0,6-0,8 kgNH<sub>4</sub>-N/m<sup>3</sup>.d. Quando a carga foi elevada, o reator operado com as etapas de nitrificação e desnitrificação em separado apresentou melhor eficiência.

Segundo Jansen *et al* (1994) os filtros submersos e reatores de leitos fluidizados alcançam taxas de remoção de nitrogênio uma ordem de grandeza superior às obtidas pelo processo de lodos ativados. Esta taxa elevada de remoção é atribuída à elevada concentração de SS presente em sistema de crescimento fixo, significativamente maior do que os encontrados em processos de crescimento suspenso, além o alto grau de especialização dos microrganismos.

### **3.5 Remoção Biológica de Fósforo em processos de crescimento em leito fixo**

A remoção de fósforo por meios biológicos pode ser alcançada através de absorção deste para a síntese celular ou aumento da capacidade de armazenamento de fósforo na forma de polifosfato pela biomassa. Em maior escala, esta última alternativa é chamada de EBPR (*Enhanced Biological Phosphorus Removal*).

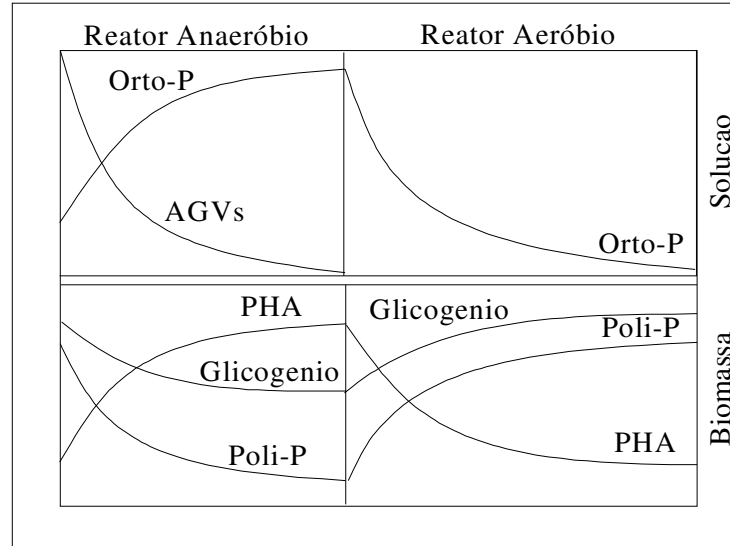
O conhecimento a respeito da remoção biológica de fósforo está bem fundamentado e é relativamente bem conhecido para processos de crescimento suspenso, especialmente Lodos Ativados. Em essência, durante a fase anaeróbia, os microrganismos presentes no lodo absorvem a matéria orgânica e consomem as fontes de carbono do efluente, acumulando estes na forma de biopolímeros (PHA-Polihidroxialcanoatos e glicogênio) e liberam ortofosfato solúvel para o efluente.

A energia necessária para a absorção da matéria orgânica, na forma de ácidos graxos voláteis, provém da quebra das ligações químicas existentes nas moléculas de polifosfatos (hidrólise). Esta molécula é muito importante em processos de remoção biológica de fósforo, já que é a partir dela que os organismos obtêm energia para a tomada dos compostos orgânicos da solução. Outro biopolímero, o glicogênio, o qual serve usualmente como um regulador do potencial redox no interior das células, também fornece certa quantidade de energia aos organismos acumuladores de fósforo, ou em inglês, *Phosphorus Accumulating Organisms* (PAO), auxiliando no processo de absorção de matéria orgânica (DE-BASHAN *et al*, 2004).

A função principal da fase anaeróbica não é prover um fator estressante e nem suprir os organismos acumuladores de fósforo com ácidos graxos voláteis, mas sim fornecer uma vantagem competitiva para a absorção de substrato sobre as bactérias heterotróficas.

Quando oxigênio, nitrato ou nitrito estão presentes na ausência de substrato, as moléculas de PHA servem como fonte de energia e carbono. As bactérias não somente produzem biomassa nova, mas também retomam as suas reservas de polifosfato e glicogênio. Neste momento há a tomada de uma quantidade maior de ortofosfato que a quantidade originalmente liberada durante a fase anaeróbia, e esta remoção extra inclui o fósforo que chega juntamente com o esgoto afluente. O processo aeróbio reincorpora o ortofosfato em novas moléculas de polifosfato. Como conseqüência, tem-se um efluente pobre em fósforo. A figura 3.9 mostra graficamente demonstra as variações nas concentrações na câmara anaeróbia e aeróbica consecutivamente em um processo de remoção biológica de fósforo





**Figura 3.9 - Representação esquemática do processo de remoção biológica de fósforo em um processo de lodos ativados. PHA: Poli-hidroxicanoatos, Poli-P: polifosfatos, Orto-P: Ortofosfato. Adaptado de De-Bashan *et al*, 2004.**

Segundo Gonçalves e Rogalla (1992) todos os processos de remoção biológica de fósforo em escala industrial são variações do processo de lodos ativados. Nestes, a biomassa é transportada por diversas zonas de reação, com diferentes características de anaerobiose/aerobiose, no qual é garantida a seleção biológica e a atividade dos organismos absorvedores de fósforo. O fósforo absorvido é removido do sistema através do descarte da biomassa suspensa, sempre na fase aeróbia do sistema. Nos sistemas de lodos ativados, a biomassa é constantemente renovada através da recirculação de lodo, permitindo, desta forma, que o sistema possa ser continuamente alimentado, já que a biomassa não estará saturada com fósforo.

Em reatores de biofilme, devido ao estado fixo da biomassa, a única solução aparente seria a alternância de condições de Anaeróbias e Aeróbias (A/O) no tempo, em regime de batelada, através de aeração intermitente. Pelo fato de a biomassa ser fixa ao meio suporte, esta não é renovada durante os ciclos de A/O. A remoção de fósforo capturado pelo biofilme é realizada durante a retrolavagem ao final da fase aeróbia, na qual há a remoção de parte da biomassa aderida a fim de evitar o entupimento do leito filtrante.

Gonçalves e Rogalla (1992) citam três procedimentos operacionais para a remoção de fósforo em reatores de biofilmes:

- Reatores sequenciais em batelada: A remoção de fósforo pode ser alcançada em um reator de crescimento em leito fixo através do uso de reatores sequenciais em batelada (RSB). Neste caso, o ciclo consiste de: enchimento, reação (anaerobiose e aerobiose) e descarte do efluente tratado. Este procedimento apresenta duas situações limitantes que podem surgir, referentes ao processo de remoção biológica de fósforo. Durante a fase anaeróbia, a liberação de fósforo pelas bactérias pode ser afetada pela presença limitada de compostos que servem como fonte de carbono no início do teste, dependendo das características do afluente. A segunda desvantagem refere-se à fase aeróbia, na qual a carga de fósforo introduzida instantaneamente no começo desta fase parece ser menor do que a capacidade máxima de absorção da biomassa.
- Fase anaeróbica em batelada e alimentação contínua na fase aeróbia – A máxima vantagem pode ser tomada da capacidade de absorção de fósforo durante a fase aeróbia através da contínua carga de fósforo ao reator. No entanto, o problema da liberação limitada de fósforo na fase anaeróbia, e, portanto, todo o processo persiste quando esgoto doméstico de características médias é utilizado para alimentar o reator.
- Alimentação contínua durante todo o ciclo Anaeróbio/Aeróbio: com a finalidade de eliminar as limitações acima expostas, o reator é continuamente alimentado. Isto permite uma otimização da carga orgânica aplicada de acordo com as necessidades da biomassa durante a fase anaeróbia e também da carga de fósforo a ser removida durante a fase aeróbia.

Gonçalves e Rogalla (1992), através de experimento realizado por estes, provaram ser possível remover fósforo a partir da alimentação contínua de um sistema de biofiltros aerados submersos, alternando condições anaeróbias e aeróbias, porém sempre introduzindo o efluente na fase anaeróbia. Os autores concluíram que durante a fase anaeróbia, quando maior a duração ou quanto mais alta é carga de substrato, maior será a liberação de fósforo e conseqüentemente maior será a remoção de fósforo na fase aeróbia. O excesso de fósforo acumulado na fase aeróbia sobre o fósforo liberado na fase anaeróbia chegou a 33%. Para cada mg de fósforo liberado, foram consumidos 5mg de  $DQO_{solúvel}$ .

Durante o experimento, obteve-se completa nitrificação do efluente e remoção de 80% de fósforo, com um tempo de detenção máximo de 5h. Como o tempo de detenção hidráulico e o tempo de residência da biomassa no interior do reator são independentes, o tempo de exposição das bactérias às condições anaeróbia/aeróbia pode ser otimizada.

### **3.6 Influência do meio suporte na eficiência do BAS**

A seleção do meio suporte é uma etapa crítica no projeto e operação de um projeto envolvendo os BAS. O meio suporte deve cumprir duas funções nos biofiltros aerados submersos: servem de suporte para a fixação dos microrganismos e retêm fisicamente os SS presentes no esgoto.

Diversos materiais têm sido empregados como meio suporte, podendo os mesmos ser classificados basicamente em minerais ou sintéticos. Dentre os materiais minerais, os mais largamente empregados são os grãos de argila calcinada ou xisto expandido da família dos silicatos filitosos. Estes são ainda os materiais mais empregados devido a grande quantidade de pesquisas realizadas utilizando este tipo de material na década de 80, quando as primeiras experiências em escala real empregando biofiltros estavam sendo realizadas. Outros tipos de materiais-suporte minerais como os arenosos, pozolana e carvão ativado são utilizados mais raramente (CHERNICHARO, 1997).

O emprego de materiais sintéticos como material-suporte deu-se a partir do início da década de 90, sendo então desenvolvidos novos processos de tratamento. Dentre os materiais empregados estão o poliestireno, polipropileno, poliuretano, PVC e plástico. Alguns materiais empregados, como por exemplo, esferas de polietileno do tipo 5S, podem apresentar superfícies específicas iguais a  $1.200\text{m}^2/\text{m}^3$  (CHERNICHARO, 1997).

No que tange à eficiência de remoção, aparentemente os materiais cerâmicos como argila expandida com exceção de areia, apresentam remoções de substrato superiores aos obtidos pelos materiais plásticos (MOORE *et al*, 2001).

A escolha das características do meio suporte deve atender a um compromisso entre a qualidade do efluente tratado e a frequência de lavagem, dentro dos limites economicamente razoáveis. Os suportes mais utilizados apresentam as seguintes características (GONÇALVES *et al*, 2001):

- Granulometria entre 2 e 6 mm, no caso de tratamento de esgotos domésticos em biofiltros descendentes. Grãos com diâmetro efetivo de 1 e 2mm são adequados para a nitrificação terciária em biofiltros ascendentes, enquanto que, para a oxidação carbonácea, o diâmetro deve ser maior do que 2,5mm. Segundo Moore *et al* (2001), meios suporte maiores do que 6mm podem ser preferíveis para um BAS a ser utilizado para tratamento preliminar ou grosseiro (*roughing stage*). Já para tratamento terciário,

sugere-se um meio suporte com dimensões inferiores a 3 mm. A interface entre 3-6 mm é especialmente indicada para o tratamento secundário de efluentes.

- Densidade da ordem de 1,5, para o caso dos materiais granulares aplicados ao tratamento secundário, a fim de minimizar os gastos energéticos nas retrolavagens.
- Granulometria homogênea, para evitar a colmatação dos interstícios por partículas menores. Se aplicadas diferentes granulometrias, densidades bem distintas devem ser adotadas entre as camadas de materiais.
- Material inerte, não-biodegradável e indeformável, para o que o leito mantenha a forma e granulometria durante longos períodos de operação da estação.
- Resistência à abrasão, a fim de suportar retrolavagens.

Segundo Moore *et al* (2001), as dimensões do material de empacotamento ditam, geralmente, a carga máxima que pode ser aplicada ao biofiltro. Isto pode ser justificado pelo fato de que, materiais com dimensões menores apresentam uma maior área específica disponível para o desenvolvimento do biofilme, conseqüentemente minimizando o volume necessário de reator para o tratamento.

Moore *et al* (2001) estudaram duas faixas de tamanhos diferentes (1,5-3,5 e 2,5-4,5mm) a fim de avaliar os efeitos deste parâmetro na eficiência do BAS. O material empregado foi argila expandida chamada StarLight<sup>®</sup>. Os pesquisadores concluíram que ambas as faixas de tamanhos utilizados apresentaram bom desempenho como meios-suporte de BAS. As remoções médias de DBO solúvel de ambos os intervalos foi de aproximadamente 96%, e de DQO solúvel de aproximadamente 70%. O reator com menor meio-suporte apresentou melhores condições de remoção de DQO solúvel e de remoção de nitrogênio amoniacal. Os experimentos sugeriram que a DQO penetra mais ao longo do reator contendo o meio-suporte com maiores dimensões. Desta forma, meios-suporte com menores dimensões poderiam tratar uma massa maior de substrato, havendo, porém, uma maior necessidade de retrolavagem, verificada através da menor duração da carreira de filtração.

Segundo Gonçalves *et al* (2001), a forma dos grãos não influencia significativamente no desempenho do processo, sendo mais importantes as características de superfície, como a área específica e rugosidade, que facilitam a adesão da biomassa.

He *et al* (2006) estudaram o uso de zeolita natural e argila expandida como meio filtrante de BAS tratando esgoto doméstico, quando sob o efeito de baixas temperaturas e choques de carga de amônio. Ambos os reatores apresentaram excelentes eficiências de

remoção variando de 84.63–93.11% de DQO e 85.74–96.26% de  $\text{NH}_3\text{-N}$  para o reator preenchido com zeolita e 85.74–96.26% de DQO e 85.06–93.2% de  $\text{NH}_3\text{-N}$  para argila expandida. Ao verificarem o efeito de choques de carga, os pesquisadores concluíram que não houve interferência significativa do choque de carga de amônio (equivalente a duas vezes a concentração trabalhada no primeiro estágio da pesquisa) na remoção de DQO. Verificou-se, porém, que a zeolita apresentou uma forte adaptabilidade a choques de carga, principalmente devido à capacidade de adsorção de  $\text{NH}_3\text{-N}$ . Já para o reator preenchido com argila expandida, o choque de carga apresentou interferência na qualidade do efluente. A temperatura afetou a eficiência de ambos os reatores, influenciando mais do que os choques de carga. O estudo da biomassa heterotrófica e nitrificante nos três estágios estudados indicou que o melhor meio suporte dentre os dois estudados é a zeolita, dada sua capacidade de trocar íons, e portanto, maior capacidade de nitrificação e resistência à choques de carga.

Mann *et al* (1999) compararam o desempenho de dois reatores, um contendo um meio suporte flutuante e o outro contendo um leito mais denso do que a água, sobre condições idênticas de partida do sistema e sobre condições de carga hidráulica crescente. Foram também testados dois métodos diferentes de partida do reator, o primeiro com inóculo de lodos ativados e o segundo método baseando-se somente na passagem do efluente a ser tratado pelo leito dos reatores. Os dois meios utilizados foram feitos de polipropileno reciclado, idênticos em forma e tamanho, exceto que um é feito de polipropileno puro, flutuante, com densidade 0,92 e o outro com densidade 1,05, (mistura polipropileno 60%, carbonato de cálcio 40%). Foram testadas 4 vazões de alimentação (0,2; 0,3; 0,4 e 0,5 L/min). No que tange aos métodos de partida, os resultados obtidos indicam que o tempo necessário para o alcance das condições permanente de operação é aproximadamente o mesmo para os dois métodos. No que tange a remoção de SS, o meio suporte flutuante apresentou melhores resultados, obtendo eficiências de remoção variando de 80-90% para a vazão de 0,2L/min, a 60% a 0,5L/min, contra eficiências do meio mais denso, que variaram de 50-60% para a vazão de 0,2L/min, a 35% para a vazão de 0,5L/min. Partindo-se de cargas orgânicas de 0,486 kgSS/m<sup>3</sup>.d e 0,568 kgDQO<sub>s</sub>/m<sup>3</sup>.d, as eficiências de remoção de DQO<sub>s</sub> e SS caíram a valores inferiores a 50% quando a carga foi elevada para 1,397 kgSS/m<sup>3</sup>.d e 1,403 kgDQO<sub>s</sub>/m<sup>3</sup>.d.

## **4 Materiais e Métodos**

### **4.1 Localização**

O experimento situou-se na Estação Experimental da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, em área contígua à Estação de Tratamento de Esgotos São João/Navegante-DMAE. Nesta foram implantadas as três unidades de biofiltros aerados submersos multi-estágio (BAS), junto a um reator UASB (20 m<sup>3</sup>) e dois conjuntos de Contactores Biológicos Rotatórios (CBR) com dois estágios cada um, já existentes e em funcionamento há dois anos.

### **4.2 A Estação experimental**

A Estação Experimental da UFRGS é localizada junto à ETE São João/Navegantes, do Departamento Municipal de Água e Esgotos-DMAE, de Porto Alegre-RS. A estação abrange diversos experimentos em nível de mestrado e doutorado, sendo composta pelas seguintes unidades:

- Tanque de recepção, com peneira;
- Reator UASB convencional;
- Reator Anaeróbio Híbrido;
- Biofiltros Aerados Submersos,
- Contactores Biológicos Rotatórios;
- Lagoa de Polimento;
- Lagoas de Polimento com Perifiton;
- Área agrônômica para pesquisas com reuso de esgoto tratado em diversos níveis.

O esgoto é captado por sifonamento a partir do canal de alimentação do sistema de Lodos Ativados que compõe a estação, sendo conduzido a um tanque de recepção para tratamento preliminar através de peneiramento. A este tanque estão ligadas as bombas que alimentam o reator UASB convencional e o Reator Anaeróbio Híbrido. O efluente do reator UASB é conduzido a um tanque pulmão, o qual alimenta os CBR, Biofiltros Aerados Submersos, lagoas de polimento e de perifiton, bem como a área de experimentação agrônômica.

### **4.3 Características das unidades experimentais**

#### **4.3.1 Reator UASB**

O reator UASB empregado possui volume útil de 18,3 m<sup>3</sup>, construído em fibra de vidro, com 3,85m de altura útil e 2,85m de diâmetro externo, foi operado no período da pesquisa com TDH médio de 12h. Este reator encontra-se instalado a mais de dois anos, tendo sido utilizado em pesquisas anteriores.

O efluente do reator UASB foi conduzido a um tanque pulmão e posteriormente distribuído para os BAS e CBR.

##### **4.3.1.1 Características do efluente do reator UASB**

Os BAS e CBR foram alimentados com efluente provindo do Reator UASB com características descritas na tabela 4.1.

**Tabela 4.1- Características do esgoto efluente do Reator UASB**

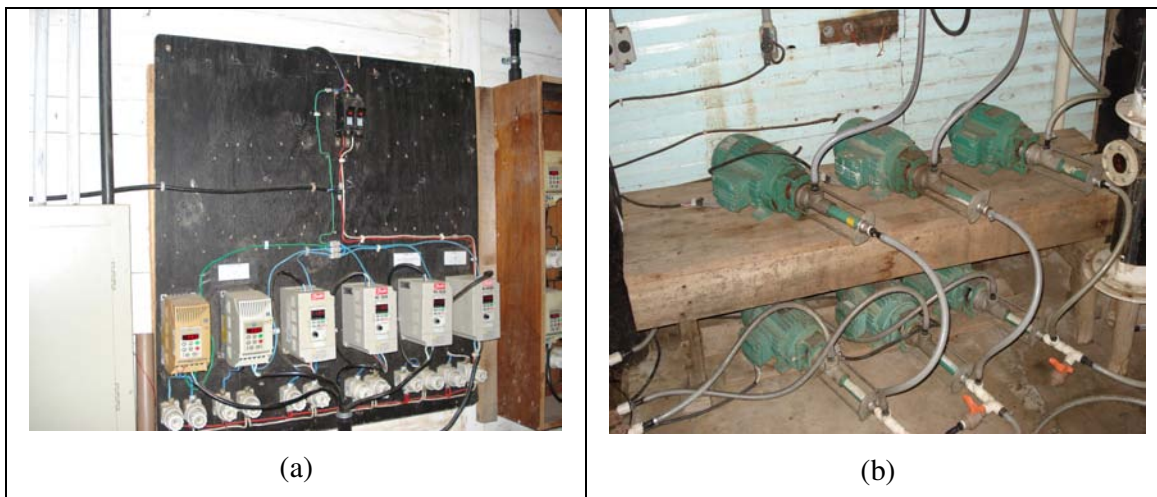
<b>Parâmetro</b>	<b>Média*</b>	<b>D.P.</b>
DQO <sub>total</sub>	155	68
DBO <sub>5</sub>	88	39
NH <sub>4</sub> -N	25,7	5,9
NTK	33,5	6,8
Alcalinidade	220	38
pH	7,14	0,33
PO <sub>4</sub> -P	4,6	1,8

\*Período operacional: dezembro de 2005 a maio de 2006

#### **4.3.2 Biofiltros aerados submersos multi-estágio**

O sistema experimental foi composto por três biofiltros aerados submersos multi-estágio, alimentados em paralelo. Os mesmos foram confeccionados em acrílico sob forma tubular, com diâmetro interno de 150 mm e altura útil de 4 m.

Os reatores foram operados em regime contínuo de alimentação, com injeção de ar comprimido em co-corrente. As unidades atuaram a nível secundário e terciário de tratamento do efluente do reator UASB. A alimentação foi feita utilizando-se bombas helicoidais, de deslocamento positivo, marca Netzsch, modelo NM008 e NM005\*06, individuais para cada BAS e comandadas por inversores de frequência, conforme observado na figura 4.1.



**Figura 4.1 - Sistema de alimentação dos BAS: (a) Quadro de comando com inversores de frequência; (b) Bancada de bombas de alimentação (sob a bancada) e de recirculação (sobre a bancada).**

Os BAS foram compostos por três câmaras em série (anaeróbia-aeróbia-anóxica) dimensionadas de acordo com dados da literatura visando promover a nitrificação e desnitrificação, e originalmente também a remoção biológica de fósforo. Esta configuração visou promover também a remoção do residual de sólidos em suspensão. A seguir são apresentados os volumes e respectivo fluxograma do sistema (figura 4.2) e detalhamento dos biofiltros (figura 4.3) e principais acessórios de controle operacional.

As dimensões e volume útil das câmaras foram de:

- 1) Câmara Anaeróbia: altura de 0,75 m, volume de 0,0132 m<sup>3</sup>
- 2) Câmara Aeróbia: altura de 1,75 m, volume de 0,030 m<sup>3</sup>;
- 3) Câmara Anóxica: altura de 1,5 m, volume de 0,0264 m<sup>3</sup>.

O volume total das câmaras é de 0,070 m<sup>3</sup>. A câmara anaeróbia está posicionada na base da coluna e recebe o efluente provindo do reator UASB. A injeção de ar é realizada mediante difusor posicionado a 0,75 m da base, o que delimita o início da câmara aeróbia. A zona aeróbia possui a função de remover matéria orgânica e promover a oxidação do nitrogênio amoniacal.



# Sistema Piloto Reator UASB - Filtro Biológico Aerado Submerso

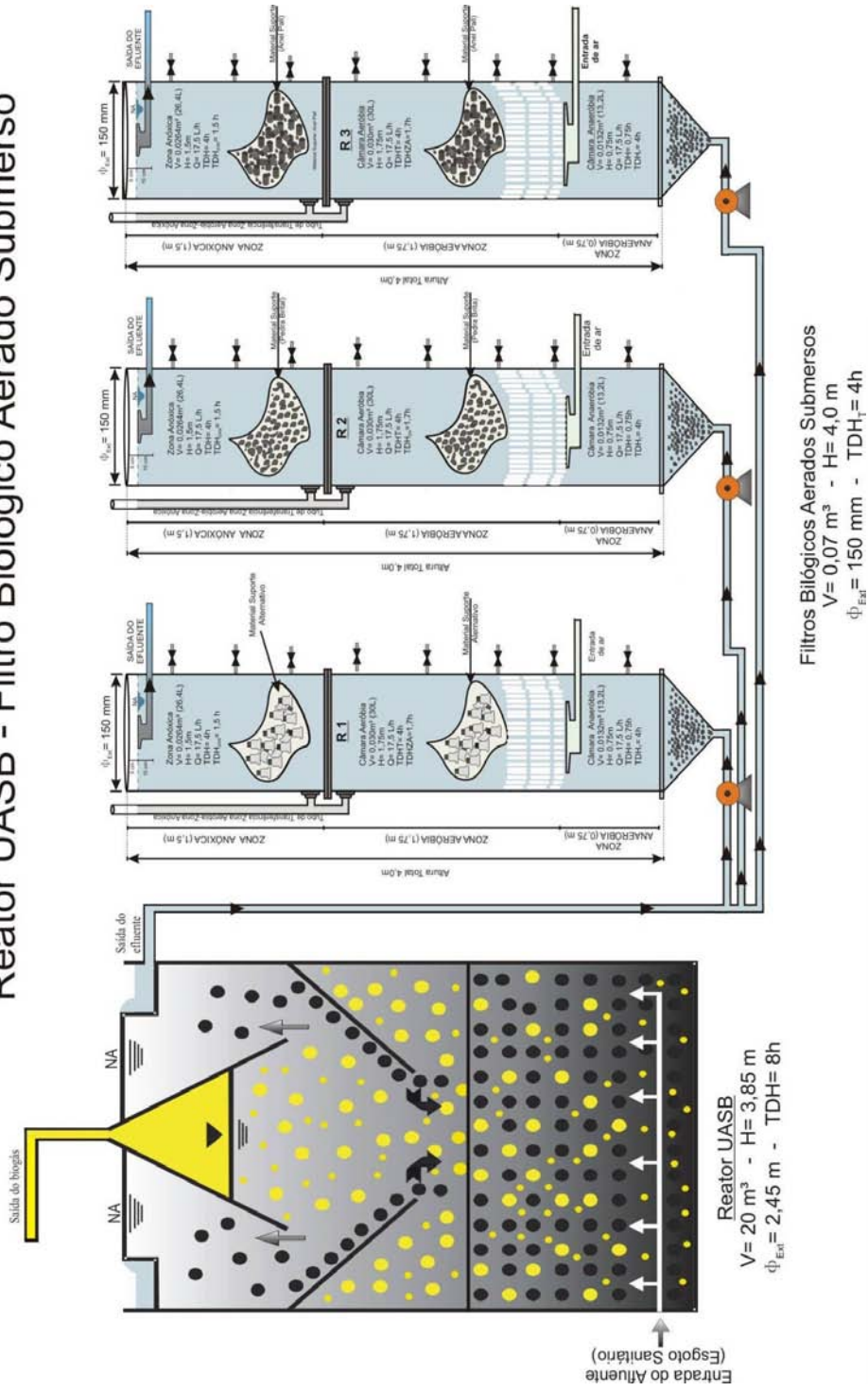
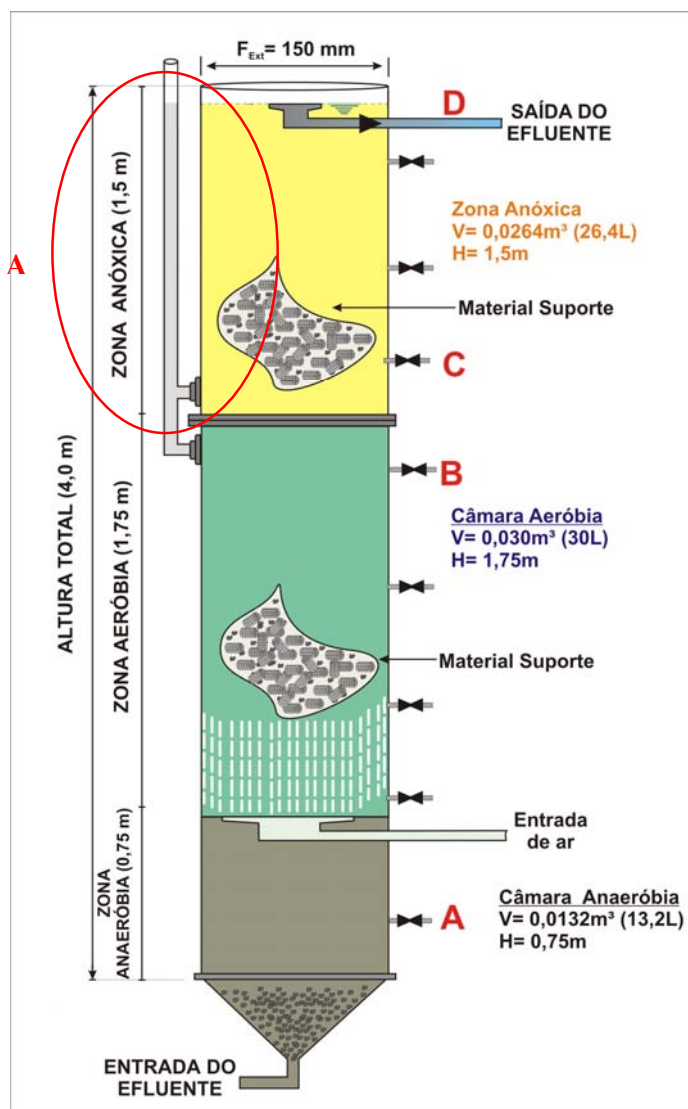


Figura 4.4 – Fluxograma do Sistema UASB – Biofiltros Aerados Submersos



**Figura 4.3 – Desenho esquemático do BAS Multi-Estágio, destacando-se os pontos de amostragem do efluente**

A passagem de oxigênio da câmara aeróbia para a câmara anóxica é prejudicial à desnitrificação. Neste caso, foi instalado um flange cego no limite superior da câmara aeróbia, separando-a fisicamente da câmara anóxica, e o efluente líquido é conduzido por tubulação externa para a câmara anóxica. Nesta tubulação há a saída das bolhas de ar por um tubo externo conforme detalhe A na figura 4.2.

#### 4.3.2.1 Sistema de aeração

A injeção de ar foi realizada através de um compressor de ar, marca Schultz, com 1/2hp de potência. O sistema de regulação da vazão para os biofiltros foi composto por válvula agulha na linha de alimentação de ar comprimido e por rotâmetros individuais, marca OMEL, modelo 1P5-0402V01, apresentando escala de 1 a 10 NL/min. Estimou-se consumo de ar entre 3 e 7NL/min para a degradação da matéria orgânica remanescente do reator UASB.

O ar foi distribuído no interior do biofiltro através de um difusor de bolhas finas, localizado a 0,75m da base do filtro, altura esta considerada como fim da zona anaeróbia e começo da aeróbia.



**Figura 4.3 - Válvula reguladora de pressão e rotâmetros para o controle da vazão de alimentação de ar dos BAS**

#### 4.3.2.2 Monitoramento das concentrações de oxigênio dissolvido

O monitoramento foi realizado basicamente em dois pontos de cada biofiltro, localizados no final da câmara aeróbia e final da câmara anóxica. Eventualmente, foram feitos monitoramentos em pontos adicionais, localizados no ponto médio da câmara aeróbia e na entrada da câmara anóxica. As medições foram realizadas utilizando-se um oxímetro digital, marca Yellow Springs, modelo 52.

### 4.3.2.3 Características dos materiais de recheio

Foram testados três materiais distintos no empacotamento dos BAS, sendo estes pedra britada n°4, tampas e gargalos de garrafas PET e anéis *Pall* de 1,5'', com características apresentadas na tabela 4.2 e figura 4.5. Os reatores foram plenamente preenchidos com os materiais de recheio. A área obtida para as tampas e gargalos de garrafas PET refere-se à soma das áreas do gargalo e das tampas.

**Tabela 4.2 - Características dos materiais de recheio empregados**

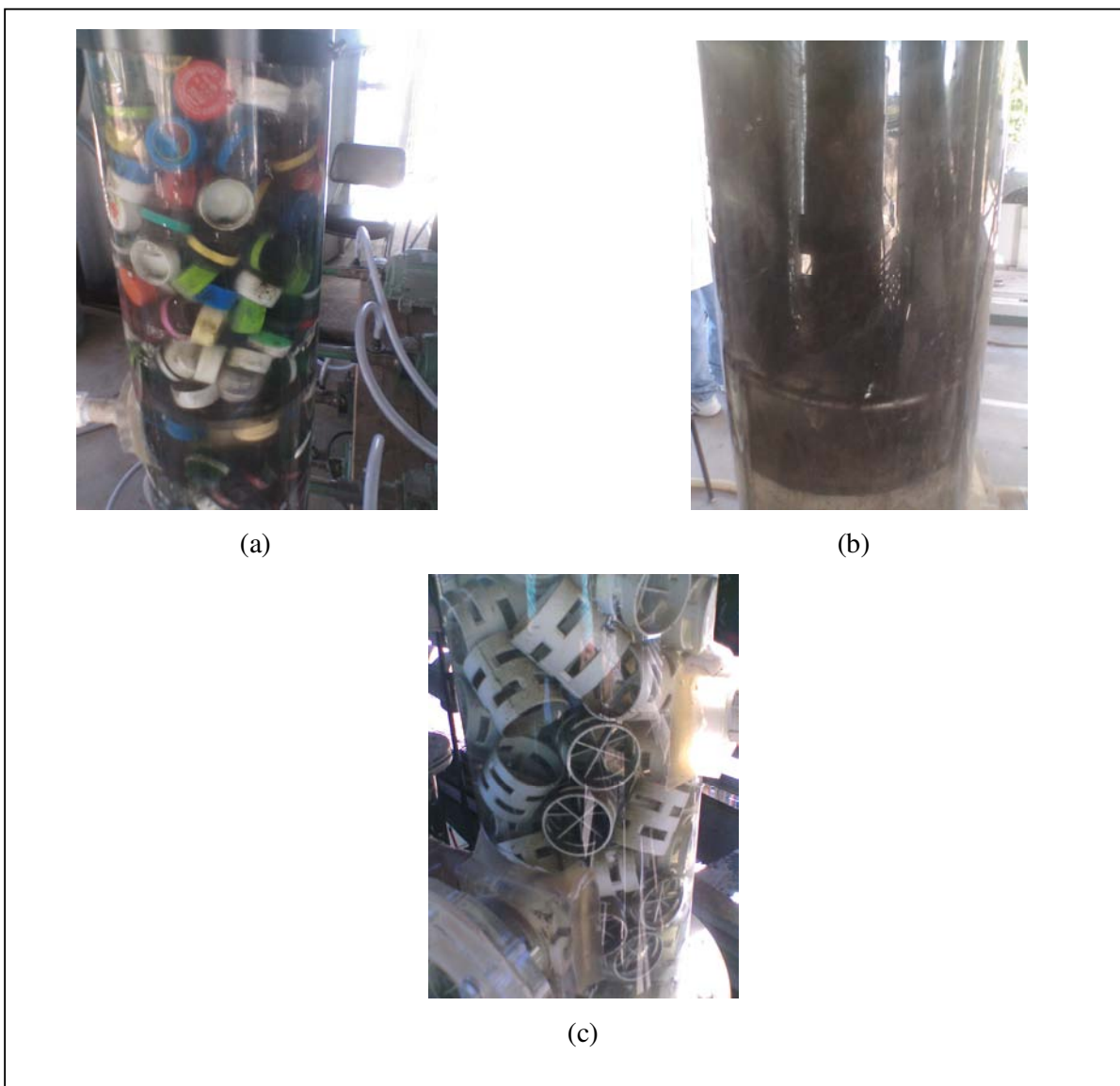
<b>Material</b>	<b>Massa Específica do Leito (kg/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Superfície específica (m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Índice de vazios (%)</b>
Pedra britada n°4	1650	50	50
Gargalos PET	270	165	70
Anel Pall (1,5'')	112	135*	95

\*SIEL - Sistemas Industriais de Exaustão Ltda

As áreas superficiais obtidas do preenchimento com os diferentes materiais são apresentadas na tabela 4.3, discretizadas por câmaras.

**Tabela 4.3 - Áreas obtidas a partir do preenchimento**

	<b>Material</b>	<b>Área (m<sup>2</sup>)</b>			
		<b>Total</b>	<b>Anaeróbia</b>	<b>Aeróbia</b>	<b>Anóxica</b>
BAS 1	Tampas	7,49	1,4	3,2	2,8
BAS 2	Brita n°4	3,5	0,7	1,5	1,3
BAS 3	Pall	11,9	2,2	5,1	4,5



**Figura 4.5 - Materiais de Recheio Empregados nos BAS 1, 2 e 3, representados em (a) Tampas e Gargalos de garrafas PET, (b) Brita nº4 e (c) Anéis Pall, respectivamente.**

#### 4.3.2.4 Período de partida e aclimação dos biofiltros

O período considerado como de partida e aclimação dos biofiltros compreendeu os meses de dezembro de 2007 a janeiro de 2008. Durante o período de aclimação, manteve-se um TDH total de 4,1h por torre.

#### 4.3.2.5 Fases e etapas avaliadas

O experimento foi dividido em duas fases: a 1ª fase compôs três etapas, com a finalidade de obtenção de nitrificação e remoção de carbono através da variação do TDH nos BAS (4, 8 e 12h), representadas pelas etapas 1, 2 e 3 na tabela 4.4; a 2ª fase do experimento foi composta por diversas estratégias visando a pré-desnitrificação (etapa 4), e pós-desnitrificação (etapas 5 a 6). Na 4ª etapa buscou-se a pré-desnitrificação com carbono presente no afluente dos BAS, aplicando-se recirculação entre as câmaras aeróbia e anaeróbia (1ª câmara do BAS), alterando-se sua denominação para câmara anaeróbia. Na 5ª etapa manteve-se a recirculação entre as câmaras, porém adicionou-se uma fonte externa de matéria orgânica (Acetato de Sódio) na base de cada BAS, suprimindo a falta de carbono no efluente do UASB. Na última etapa do experimento alterou-se o ponto de dosagem de carbono para a entrada da câmara anóxica. Para os CBR foram aplicados os TDH de 1,75; 3,5 e 5,7h, equivalendo aos tempos de detenção encontrados nas câmaras aeróbias dos BAS ao longo das etapas 1, 2 e 3.

**Tabela 4.4 - Condições Operacionais para os BAS**

Fase	Etapa	TDH (h)			Vazão (L/h)	Recirc	Fonte de Carbono
		Total	Aeróbia	Anóxica			
1	1	4,1	1,75	1,5	17,1	N	-
	2	8,2	3,5	3,1	8,6		
	3	12,3	5,25	4,6	5,7		
2	4						Interna
	5	12,3	5,25	4,6	5,7	S	Ext-Ana*
	6						Ext-PAn**

\* Dosagem de solução de acetato de sódio na alimentação dos BAS (entrada da câmara anaeróbia)

\*\* Dosagem de solução de acetato de sódio na entrada da câmara anóxica

#### 4.3.2.6 Recirculações

O sistema foi concebido para possibilitar recirculações entre a câmara aeróbia e anaeróbia. Nesta condição, a câmara originalmente anaeróbia se tornaria anóxica, devido à injeção nesta de  $\text{NO}_3\text{-N}$  provindo da câmara aeróbia (a partir da oxidação da amônia presente no efluente).

A recirculação foi aplicada a partir da 4ª etapa do experimento, visando a desnitrificação. Para a aplicação da recirculação, um balanço de massa necessita ser feito para

determinar (1) quanto nitrato é produzido na zona aeróbia; (2) qual será a razão de recirculação interna que necessitará ser atingida para que a concentração de nitrato efluente esperada seja encontrada. A massa de nitrato produzida na câmara aeróbia leva em conta a concentração de amônia afluente ao sistema e a demanda desta para crescimento celular, a vazão, e a concentração efluente de  $\text{NH}_3\text{-N}$ . O balanço de massa é apresentado a seguir (METCALF & EDDY, 2003):

$$QNO_x = N_e(Q + RI \cdot Q + R \cdot Q)$$

Onde:

$QNO_x$ = Nitrato produzido na câmara aeróbia, mg  $\text{NO}_3\text{-N}$ ;

$N_e$ = Nitrato efluente, mg/L.

$Q$ =Vazão

$RI$ = Razão de recirculação interna (Vazão de recirculação interna/Vazão afluente)

$R$ = Razão de recirculação de Lodos Ativados (Vazão de recirculação/Vazão afluente)

Adotou-se a concentração de 20 mg $\text{NO}_3\text{-N/L}$  a ser removida com eficiência de 75%, sendo esta concentração obtida para os BAS 1 e 3 durante as etapas experimentais. A razão de recirculação, neste caso, é de 3,0.

#### 4.3.2.7 Dosagem de fonte de carbono externa para desnitrificação

A massa de Acetato de Sódio, necessária para desnitrificação foi de aproximadamente 200g para um volume de armazenamento de 100L. Este volume foi suficiente para um período de 7 dias. Para o cálculo da massa de Acetato de Sódio, adotou-se uma relação Carbono: Nitrogênio de 1,46 citada por Constantin e Fick (1997) para o Ácido Acético como fonte de carbono. Esta relação é superior à teórica, pois considera uma pequena demanda para crescimento celular. Adicionalmente foi considerado um fator de segurança de 20%, para o consumo do oxigênio dissolvido e perdas ocasionais.



**Figura 4.6 - Detalhe de dosagem de acetato de sódio na entrada da câmara anóxica.**

#### 4.3.2.8 Pontos de dosagem

A dosagem de acetato foi testada na linha de alimentação que supre os três biofiltros, desta forma necessitando do acionamento das bombas de recirculação, bem como na entrada da câmara anóxica, no qual já havia um ponto de espera para esta dosagem (figura 4.6).

#### 4.3.2.9 Amostragem

Cada biofiltro possui ao todo 7 tomadas de amostras ao longo de sua extensão, com ½” de diâmetro, espaçadas 50 cm entre si e 25cm do fundo e do topo do reator. Para a pesquisa foram designados 4 pontos de amostragem ao longo de cada biofiltro: câmara anaeróbia, câmara aeróbia, início da câmara anóxica e efluente final do BAS. Foram monitorados o efluente do reator UASB e o Esgoto Bruto afluente à estação experimental. Os seguintes parâmetros foram analisados semanalmente: DQO total ( $DQO_t$ ), DQO decantada ( $DQO_{dec}$ ), DQO solúvel ( $DQO_{sol}$ ),  $DBO_5$ , Sólidos Suspensos (SS), NTK, Nitrogênio Amoniacal ( $NH_3-N$ ), Nitrito ( $NO_2-N$ ), Nitratos ( $NO_3-N$ ), ST, SVT, Fósforo total ( $P_t$ ), Ortofosfato ( $PO_4-P$ ), OD, alcalinidade total e temperatura. A tabela 4.5 apresenta as amostras coletadas, bem como os locais de coleta e parâmetros analisados.



A fim de verificar a disponibilidade de matéria orgânica biodegradável prontamente disponível à biomassa dos biofiltros, foi monitorada a DBO<sub>5</sub> solúvel efluente do reator UASB em parte do período total de operação dos biofiltros. Utilizou-se para tal, filtro em fibra de vidro com diâmetro de poro de 1,2 µm. Sendo o mesmo também utilizado para a análise dos sólidos dissolvidos em cada amostra.

**Tabela 4.5 - Parâmetros Analisados e Locais de Coleta**

Ponto	Amostra	Local de Coleta	Parâmetros Analisados
EB	Esgoto Bruto	Entrada da estação experimental	ST, SFT, SDT, SST, SSF, SSV, Alcalinidade, DBO <sub>5</sub> , DQO <sub>total</sub> , DQO <sub>dec</sub> e DQO <sub>sol</sub> , P <sub>t</sub> , PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , NH <sub>3</sub> , NTK
UASB	Efluente Reator UASB	Tanque pulmão que coleta o efluente do reator UASB para alimentação dos BAS e CBR	ST, SFT, SDT, SST, SSF, SSV, Alcalinidade, DBO <sub>5</sub> , DQO <sub>total</sub> , DQO <sub>dec</sub> e DQO <sub>sol</sub> , P <sub>t</sub> , PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , NH <sub>3</sub> , NTK
1A, 2A, 3 <sup>a</sup>	Câmara Anaeróbia	Ponto intermediário na câmara anaeróbia	ST, SFT, SVT
1B, 2B, 3B	Efluente da Câmara Aeróbia	Tomada de amostra ao final da câmara aeróbia	ST, SFT, SDT, SST, SSF, SSV, Alcalinidade, DBO <sub>5</sub> , DQO <sub>total</sub> , DQO <sub>dec</sub> e DQO <sub>sol</sub> , P <sub>t</sub> , PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , NH <sub>3</sub> , NTK, NO <sub>3</sub>
1C, 2C, 3C	Entrada da Câmara Anóxica	Base da Câmara Anóxica	ST, SFT, SVT
1D, 2D, 3D	Saída do BAS	Derivação na canalização do efluente final dos BAS	ST, SFT, SDT, SST, SSF, SSV, Alcalinidade, DBO <sub>5</sub> , DQO <sub>total</sub> , DQO <sub>dec</sub> e DQO <sub>sol</sub> , P <sub>t</sub> , PO <sub>4</sub> <sup>-</sup> , NH <sub>3</sub> , NTK, NO <sub>3</sub>

As análises foram realizadas no Laboratório de Tecnologias Ambientais do Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, segundo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005), conforme tabela 4.6. O monitoramento do parâmetro NO<sub>3</sub>-N no começo do experimento foi realizado através do método do salicinato de sódio, sendo após também realizado por cromatografia iônica.

**Tabela 4.6 - Métodos analíticos empregados nas análises físico-químicas**

<b>Parâmetro</b>	<b>Método Analítico</b>
pH	Potenciometria
Temperatura	Leitura em termômetro de mercúrio
DQO <sub>total</sub> , DQO <sub>dec</sub> , DQO <sub>solúvel</sub>	Refluxo com dicromato de potássio
DBO <sub>5</sub> e DBO <sub>5 solúvel</sub>	Manometria
Oxigênio Dissolvido	Eletrometria
Alcalinidade	Titulação potenciométrica com ácido sulfúrico
Nitrogênio total Kjeldahl	Digestão seguida de destilação e titulometria
Nitrato e Nitrito	Cromatografia Iônica
Fósforo Total	Digestão com Persulfato de Potássio seguida por espectrofotometria
Ortofosfato	Espectrofotometria
Nitrogênio Amoniacal	Destilação seguida de titulometria
Concentração de sólidos	Gravimetria

#### 4.3.2.10 Decantação de amostras

Para a análise dos parâmetros DQO decantada, NTK e NH<sub>3</sub>-N via digestão, destilação e titulometria e NO<sub>3</sub>-N via método do salicilato de sódio, as amostras foram previamente decantadas para a remoção dos sólidos suspensos, evitando a interferência destes na análise de nutrientes. Adotou-se um tempo de decantação de 1h para as amostras, equivalente ao tempo de decantação padronizado para a análise de Sólidos Suspensos Sedimentáveis, em proveta de 1L.

#### 4.3.3 Contactores biológicos rotatórios

Foram utilizados dois conjuntos de CBR sendo cada conjunto composto por dois estágios de CBR, operados em paralelo e em modo contínuo, sendo utilizado em cada sistema um tipo diferente de material suporte. Cada CBR apresenta um volume de 40L, confeccionados em chapa de aço inoxidável perfurada. O sistema opera com cerca de 40% de submersão e a alimentação era efetuada através de bomba helicoidal no primeiro estágio de cada conjunto, seguindo por gravidade para a unidade subsequente. O acionamento das unidades é obtido através de motor redutor controlado por um inversor de frequência para controle da velocidade rotacional, a qual era fixada em 2,0 rpm. A figura 4.7 apresenta o esquema das instalações dos CBR.



**Figura 4.7 – Sistemas de CBR utilizados na pesquisa: (a) CBR 1, preenchido com tampas e gargalos de garrafas PET; (b) CBR 2, preenchido com anéis Pall.**

#### 4.3.3.1 Período de partida e aclimação

Os CBR já estavam em operação contínua por um período de 2 anos quando do início do experimento de BAS, não necessitando de aclimação ao efluente.

#### 4.3.3.2 Regimes hidráulicos

Os regimes hidráulicos aplicados foram equivalentes aos encontrados na câmara aeróbia dos Biofiltros Aerados Submersos. Os tempos de detenção estão detalhados nas tabelas 4.7 e 4.8, com as respectivas cargas orgânicas por área de material suporte. Os CBR estão em operação por um período superior a dois anos, com paradas apenas para manutenção periódica de bombas ou eventuais desentupimentos.

**Tabela 4.7- Cargas Orgânicas e de Nitrogênio Amoniacal aplicadas ao CBR 1**

TDH (h)	Q (L/h)	Carga Orgânica		Carga N amoniacal
		gDQO/m <sup>2</sup> .d	G DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> .d	gN-NH <sub>3</sub> /m <sup>2</sup> .d
1,75	22,9	15,16	7,61	2,21
3,5	11,4	7,58	3,80	1,10
5,25	7,6	5,05	2,54	0,74

**Tabela 4.8- Cargas Orgânicas e de Nitrogênio Amoniacal aplicadas ao CBR 2**

TDH (h)	Q (L/h)	Carga Orgânica		Carga N amoniacal
		gDQO/m <sup>2</sup> .d	G DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> .d	gN-NH <sub>3</sub> /m <sup>2</sup> .d
1,75	22,9	11,83	5,94	1,72
3,5	11,4	5,91	2,97	0,86
5,25	7,6	3,94	1,98	0,57

#### 4.3.3.3 Materiais de recheio

No conjunto CBR 1, foram utilizados gargalos e tampas de garrafas PET como material de recheio, com área específica de  $165 \text{ m}^2/\text{m}^3$ . Este material foi escolhido devido à sua elevada relação área/volume, resistência à degradação nas condições de estudo, e disponibilidade no mercado brasileiro a partir de usinas de reciclagem a um custo baixo. A área aproximada de contato obtida foi de aproximadamente  $6,5 \text{ m}^2$ .

No conjunto CBR 2 foram utilizados anéis *Pall* (*Pall Rings*) de  $0,0254 \text{ m}$  (1 polegada), em Polipropileno, como material de recheio, sendo este um material com elevada área específica de aproximadamente  $205 \text{ m}^2/\text{m}^3$ , e elevado índice de vazios. Para o volume de  $0,0319 \text{ m}^3$  utilizado em cada CBR, obteve-se uma área aproximada de  $8,2 \text{ m}^2$ .

### **4.4 Testes estatísticos**

Os dados foram avaliados quanto à média aritmética, desvio-padrão, variância e coeficiente de variação. A normalidade foi verificada através do teste de Hartley (1970). Foi adotado o Delineamento Inteiramente Casualizado-DIC, para comparação entre os diferentes períodos de operação, utilizando-se o Teste de Tukey para a diferenciação estatística entre médias.

## **5 RESULTADOS E DISCUSSÃO**

### ***5.1 Introdução***

Os Biofiltros Aerados Submersos (BAS) experimentais tiveram sua partida na primeira semana de dezembro de 2007, sendo que o período de aclimação ao efluente se estendeu até janeiro/2008.

A análise da remoção de carbono orgânico e nitrificação compuseram a primeira fase do experimento, na qual houve a variação do regime hidráulico dos BAS e CBR em três etapas experimentais.

A segunda fase do experimento compreendeu as etapas 4 a 6, nas quais foram testadas diversas estratégias para possibilitar a desnitrificação, utilizando-se fonte interna de carbono (do afluente aos BAS ou de respiração endógena), ou através de fontes externas de carbono (Acetato de Sódio Trihidratado).

Este capítulo foi subdividido em comentários a respeito da remoção de DQO e Nitrificação (1ª Fase: 1ª, 2ª e 3ª Etapas), e Desnitrificação (2ª Fase: 4ª, 5ª e 6ª Etapas), sendo ao final do capítulo discutidas as eficiências de remoção de SS, Fósforo total, Ortofosfato, e relação  $DBO_5/DQO$  referente aos BAS.

### ***5.2 Características do esgoto bruto***

As características do esgoto bruto utilizado nos experimentos são apresentadas na tabela 5.1. O esgoto bruto foi caracterizado por valores elevados de DQO total, com grande contribuição da fração particulada. Esta fração apresentou boas propriedades de sedimentação, verificada através da avaliação comparativa dos valores de DQO total e decantada. Considerando-se os valores médios obtidos para DQO total e SS, o esgoto bruto pode ser classificado como forte pela classificação proposta em Jordão e Pessoa (2005).

O esgoto bruto apresentou também uma baixa concentração de DQO solúvel (109,0  $mgO_2/L$ ). Os valores, no entanto, estão abaixo dos valores típicos encontrados para esgotos domésticos, de 130 $mgO_2/L$  (WEF, 1992).

Para as frações de Fósforo (Total e Ortofosfato), o esgoto apresenta características de esgoto médio, com concentração média de 6,3  $mgP/L$  para Fósforo Total e 4,0  $mgPO_4-P/L$  para Ortofosfato.

**Tabela 5.1 - Características do Esgoto Bruto ao longo do experimento**

	<b>n*</b>	<b>Média</b>	<b>DP**</b>
Alcalinidade	49	202,6	57,9
pH	49	7,0	0,2
N-NH <sub>3</sub>	49	26,4	12,7
NTK	49	38,3	18,3
N-NO <sub>3</sub>	49	0,0	0,0
N-NO <sub>2</sub>	49	0,0	0,0
ST	39	979,2	631,4
SS	39	738,9	547,5
P <sub>t</sub>	39	6,3	3,0
PO <sub>4</sub> -P	39	4,0	1,8
DQO <sub>t</sub>	39	728,7	362,2
DQO <sub>dec</sub>	39	194,0	66,1
DQO <sub>part</sub>	39	479,8	235,0
DQO <sub>sol</sub>	39	109,6	58,1

n\*: número de análises;

DP\*\*: Desvio-padrão.

Para os parâmetros do grupo Nitrogênio, o esgoto afluente à Estação Experimental apresenta características de esgoto médio, com concentrações médias de Nitrogênio amoniacal de 22,7 mgN-NH<sub>3</sub>/L e NTK de 38,3 mgN/L.

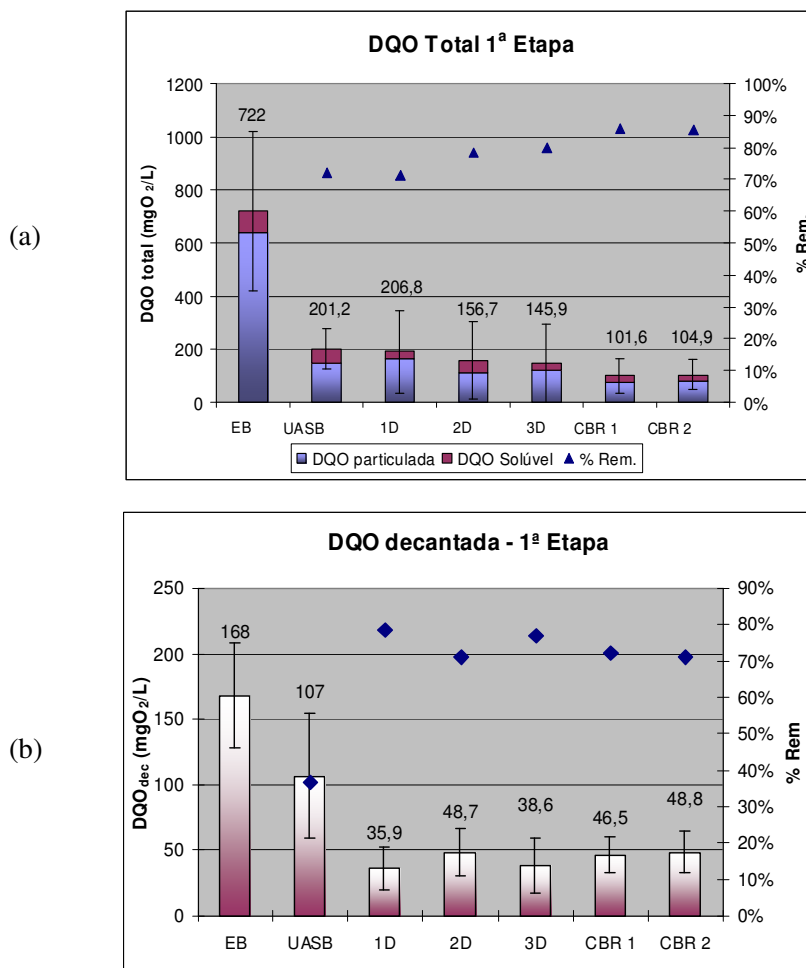
### **5.3 Remoção de matéria orgânica e nitrificação – 1ª Fase**

#### **5.3.1 DQO Total**

As figuras 5.1, 5.2 e 5.3 apresentam os dados de DQO total, particulada, solúvel e decantada para as etapas 1 a 3, bem como as eficiências totais obtidas para os sistemas experimentais. Nos gráficos pode-se verificar que o reator UASB apresentou boas eficiências de remoção de DQO total ao longo do período experimental, com valor médio de 75,2%. Esse desempenho foi associado às características do esgoto bruto, o qual apresentou uma parcela representativa de sua DQO na forma particulada, conforme tabela 5.1. Verifica-se para a 1ª etapa (figura 5.1), por exemplo, que a concentração de DQO do Esgoto Bruto representa 82% da DQO total e a DQO decantada 18% (de 728 mgO<sub>2</sub>/L para 194 mgO<sub>2</sub>/L). Este comportamento também é verificado nas etapas 2 e 3.

Os resultados de remoção de DQO total nos BAS para a 1ª etapa foram afetados diretamente por elevadas perdas de sólidos na saída da câmara anóxica, resultando em concentrações efluentes superiores às afluentes para os BAS, conforme figura 5.1(a). Ainda

sim as eficiências totais (em conjunto com o reator UASB) foram positivas devido ao bom desempenho do reator UASB, conforme figura 5.1(a). As eficiências de remoção dos BAS 1, 2 e 3 e CBR 1 e 2 não apresentaram diferença estatística entre si nesta etapa.



**Figura 5.1 – Comportamento do parâmetro DQO para os BAS e CBR na 1ª Etapa**

Legenda; Ponto 1D, 2D e 3D: Efluente dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente. CBR 1 e 2: efluente dos conjuntos de CBR 1 e 2 respectivamente

Em termos de DQO decantada, tanto os sistemas de CBR quanto os BAS apresentaram boas eficiências de remoção, obtendo concentrações inferiores a 50mgO<sub>2</sub>/L no 1º período experimental.

A 2ª etapa (figura 5.2), configurada pelo aumento do TDH de 4,1h para 8,2h, apresentou uma resposta positiva da implantação da rotina de remoção de lodo da câmara anóxica. Como resultado, concentrações de DQO total inferiores a 50mgO<sub>2</sub>/L foram obtidas para os BAS 1 e 3. Pode-se através desta análise, constatar que a câmara anóxica atuou de maneira eficiente na sedimentação da biomassa suspensa nos interstícios dos BAS. O BAS 2

continuou a apresentar perdas regulares de lodo, com concentrações efluentes de DQO total superiores às dos outros biofiltros, ainda que não significativa.

A 3ª etapa (figura 5.3), onde o TDH foi elevado de 8,2h para 12,3h, apresentou uma pequena melhora nas eficiências de remoção quando comparadas com as eficiências da 2ª etapa, sendo verificada diferença estatística entre as eficiências obtidas pelos BAS e CBR. As elevadas concentrações obtidas pelos CBR foram associadas à interferência da biomassa suspensa perdida pelos contactores, já que estes não possuíam decantadores secundários. Não foram observadas diferenças significativas entre as concentrações efluentes dos BAS em termos de DQO total e DQO decantada.

A análise estatística das concentrações efluentes de DQO decantada dos BAS e CBR (figuras 5.1(b), 5.2(b) e 5.3(b)) não apontam uma diferença significativa entre as três etapas avaliadas. Verifica-se desta forma que variações no TDH não influenciaram de forma determinante a eficiência dos sistemas relativamente a DQO.

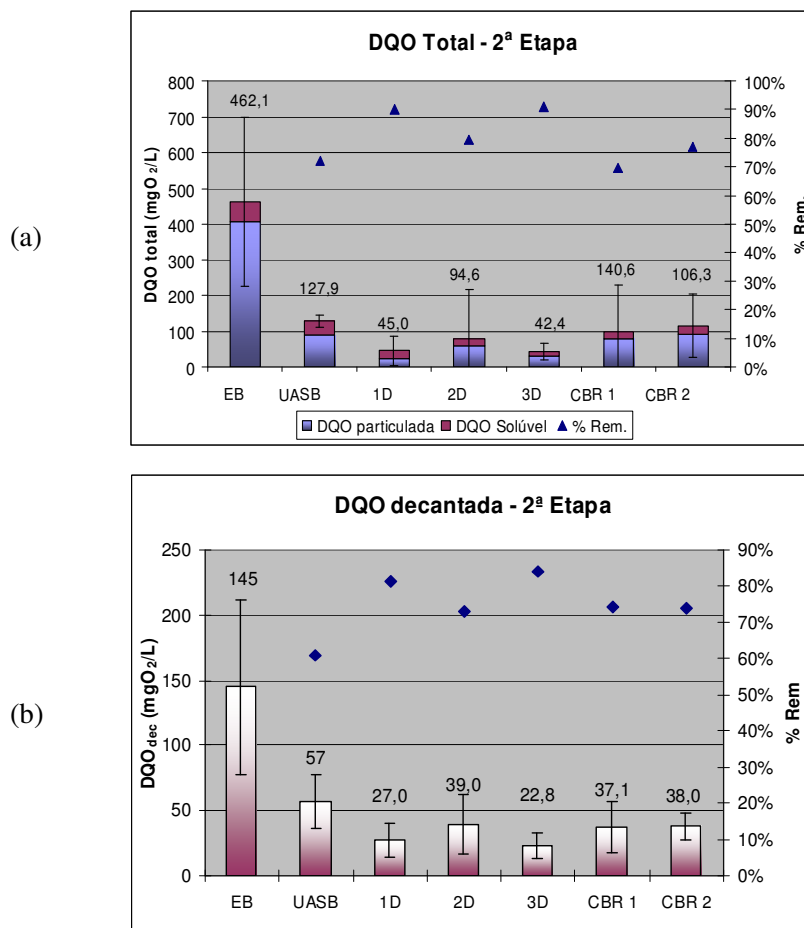
À exceção da 1ª etapa, os BAS apresentaram eficiências totais (UASB+BAS) de remoção de DQO total superiores a 90%. O fato de os conjuntos de CBR não apresentarem decantador secundário justifica as eficiências inferiores (70%) para este parâmetro. A compensação desta desvantagem pela decantação da amostras antes da análise aponta para eficiências superiores a 90% também para os conjuntos de CBR.

Hirakawa *et al* (2002) operando BAS como pós-tratamento de reator UASB obtiveram eficiências de remoção de DQO total entre 80% a 90% para o sistema UASB+BAS, corroborando com os valores de remoção de DQO total para os BAS 1 e 3 a partir da 2ª etapa do experimento.

Um comparativo entre os dados obtidos pelos BAS e a legislação ambiental vigente no Estado do Rio Grande do Sul (Res. CONSEMA 128/2006) aponta para um atendimento total dos padrões de emissão a partir da 2ª etapa do experimento, já que esta legislação estipula para a pior situação (vazão superior a 10.000m³/d) um valor limite de 150 mgO₂/L para DQO total. Os CBR atenderam o padrão sem decantação somente nas etapas 1 e 2. Em termos de DQO decantada tanto os sistemas de BAS quanto os conjuntos de CBR atenderam os padrões de lançamento nas três etapas analisadas.

A análise comparativa dos valores de DQO decantada para as unidades de BAS e CBR nas etapas 1 e 2 (figuras 5.1(b) e 5.2(b)) mostram melhores propriedades de sedimentação para os SS efluentes dos BAS 1 e 3 do que os contidos nos efluente dos conjuntos de CBR e do BAS 2. Este comportamento pode estar associado a características dos meios-suporte empregados, sendo discutido posteriormente ao final deste sub-item.



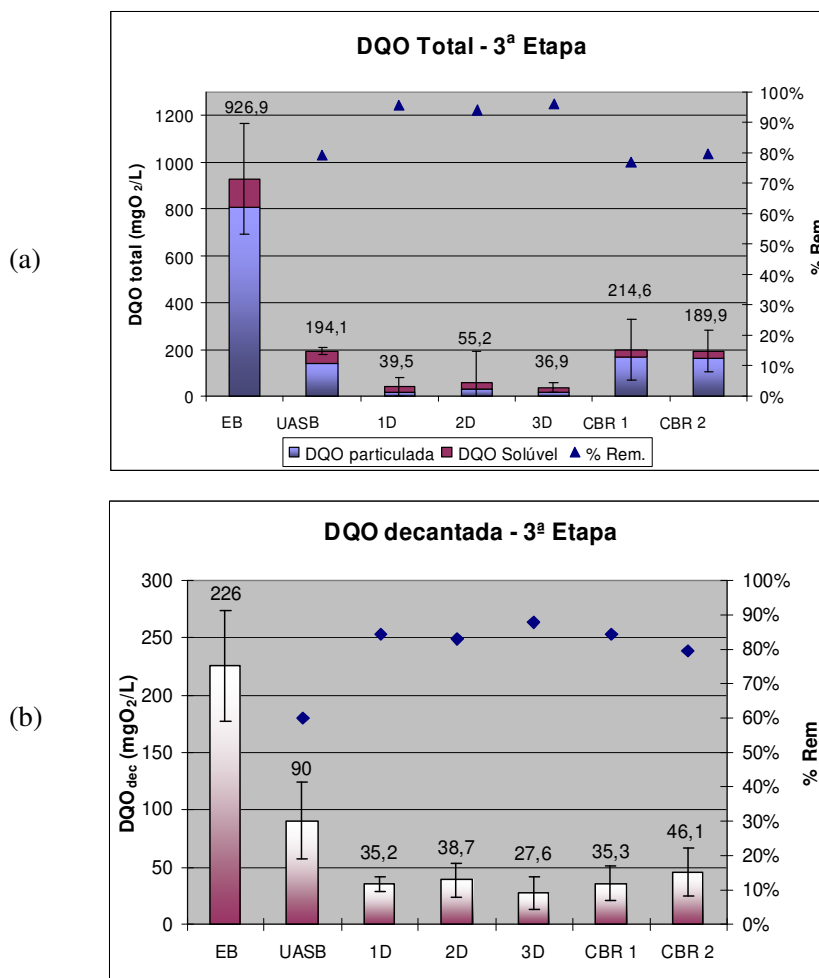


**Figura 5.2 – Comportamento do parâmetro DQO para os BAS e CBR na 2ª Etapa**

Legenda; Ponto 1D, 2D e 3D: Efluente dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente. CBR 1 e 2: efluente dos conjuntos de CBR 1 e 2 respectivamente

Se considerado os padrões de lançamento da NBR 13.969/97 (norma da ABNT que orienta a construção de sistemas de tratamento locais complementares para efluentes de tanques sépticos), mais restritiva, o máximo permitido para lançamento de DQO é de 75 mg O<sub>2</sub>/L. Neste caso os BAS 1 e 3 atenderiam os padrões de lançamento também a partir da 2ª etapa considerando-se a DQO total. Todos os BAS e CBR atenderiam aos padrões de emissão após sedimentação (DQO decantada).

A análise dos dados apresentados nas figuras 5.1 a 5.3 em termos de concentrações efluentes de DQO decantada e os padrões exigidos pela legislação ambiental permite observar que os padrões são atendidos com margem a partir da 1ª etapa, sugerindo que os BAS e CBR poderiam operar com um TDH menor do que os testados para a obtenção de resultados satisfatórios em termos de remoção de DQO Total.



**Figura 5.3 – Comportamento do parâmetro DQO para os BAS e CBR na 3ª Etapa**  
 Legenda; Ponto 1D, 2D e 3D: Efluente dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente. CBR 1 e 2: efluente dos conjuntos de CBR 1 e 2 respectivamente

Os bons resultados obtidos pelos BAS e CBR estão possivelmente relacionados ao baixo conteúdo de matéria orgânica biodegradável no efluente após tratamento pelo reator UASB, bem como às elevadas eficiências inerentes a sistemas aeróbios na remoção de matéria orgânica.

### 5.3.2 Carga orgânica volumétrica e remoção de matéria orgânica

#### 5.3.2.1 Cargas orgânicas volumétricas para BAS

A COV média aplicada ao reator UASB variou de 0,93 a 1,58 kgDQO/m<sup>3</sup>.d ao longo da 1ª fase, com média de 1,20±0,31 kgDQO/m<sup>3</sup>.d. Segundo Chernicharo *et al* (1997), as cargas orgânicas aplicadas a reatores tratando esgoto doméstico se situam entre 1,0 e 3,0

kgDQO<sub>t</sub>/m<sup>3</sup>.d. Desta forma as cargas orgânicas de operação do reator UASB empregado no experimento estão dentro da faixa usual de dimensionamento deste tipo de reator.

O reator UASB apresentou TDH de 12h nas 6 etapas experimentais, com valor médio de vazão de 1,5 m<sup>3</sup>/h. A velocidade ascensional situou-se em 0,3 m/h, abaixo da faixa de 0,5-0,7 m/h indicado por Jordão e Pessoa (2005) para vazões médias. A baixa velocidade ascensional provavelmente favoreceu uma maior retenção de sólidos pelo reator UASB, que por sua vez colaborou para melhores eficiências de remoção de DQO total por este reator. Metcalf & Eddy (2003) citam a velocidade ascensional como um parâmetro crítico de projeto. Gonçalves *et al* (1994a) mostraram uma deterioração da capacidade de remoção de SS quando a velocidade ascensional é elevada, variando de 70% para 0,75 a 0,9m/h a 51% para 3,4m/h. Os valores médios de COV para os BAS e UASB+BAS, e respectivas eficiências de remoção para as etapas do experimento são apresentados na tabela 5.2.

**Tabela 5.2 - Valores de COV aplicadas aos BAS na 1ª Fase**

Etapa	Carga orgânica (kgDQO <sub>t</sub> /m <sup>3</sup> .d)			Eficiências						
	UASB	BAS		UASB	BAS 1		BAS 2		BAS 3	
		Aeróbia	Total		BAS	Total*	BAS	Total	BAS	Total
1	0,93	2,77	1,19	72,1%	-2,8%	71,4%	21,8%	78,2%	27,5%	79,8%
2	1,10	0,87	0,37	72,3%	64,8%	90,3%	26,1%	79,5%	66,9%	90,8%
3	1,58	0,89	0,38	79,1%	79,7%	95,7%	71,5%	94,0%	81,0%	96,0%

\* UASB+BAS

Os BAS apresentaram cargas variando de 0,87 a 2,77 kgDQO<sub>t</sub>/m<sup>3</sup>.d com relação à câmara aeróbia e de 0,37 a 1,19 kgDQO<sub>t</sub>/m<sup>3</sup>.d para o volume total do BAS ao longo das três primeiras etapas do experimento.

As cargas orgânicas verificadas para a câmara aeróbia dos BAS estão dentro da faixa aplicada por Hirakawa *et al* (2002) no pós-tratamento de reatores UASB (0,74 a 4,02 kgDQO<sub>t</sub>/m<sup>3</sup>.dia).

A tabela 5.2 aponta baixas eficiências de remoção somente na 1ª etapa do experimento, as quais foram associadas a perdas de lodo acumulado na câmara anóxica dos BAS. O lodo era em sua maioria originário da câmara aeróbia, sedimentando na base da câmara anóxica devido à ausência da aeração e acumulado até a capacidade de retenção da câmara ser alcançada.

A implantação de um programa de remoção de lodo da câmara anaeróbia (semanal) e anóxica (quinzenal) ao final da 1ª Etapa do experimento contribuiu sensivelmente para o

aumento das eficiências de remoção pelos BAS, obtendo-se eficiências totais (UASB+BAS) superiores a 90% para os BAS 1 e 3, como verificado a partir da 2ª etapa na tabela 5.2.

Estes valores atendem os parâmetros para dimensionamento de sistemas combinados anaeróbio-aeróbio indicados por Gonçalves et al (2001), onde as eficiências de remoção esperadas são de 80 a 90 % para DQO.

A implantação da 3ª etapa não propiciou ganhos significativos em termos de eficiência de remoção total para os BAS 1 e 3. O BAS 2 apresentou eficiência de 71,5%, sendo superior às verificadas nas etapas anteriores (etapa 1 e 2) e sendo associada à melhora das características de sedimentação da biomassa intersticial deste BAS.

Os melhores desempenhos observados nos BAS 1 e 3 em comparação ao do BAS 2 quando considerada a DQO total efluente dos sistemas, pode estar associado ao maior índice de vazios dos materiais de recheio dos BAS 1 e 3 (75% e 95% para tampas e gargalos de garrafa PET e anéis *Pall* respectivamente). Esta característica interferiu na capacidade de retenção de sólidos na câmara anóxica dos BAS, a qual serviu como sedimentador da biomassa suspensa originada da câmara aeróbia. Neste caso, a menor eficiência de DQO total pelo BAS 2 foi provavelmente associada ao material suporte.

### 5.3.2.2 Cargas orgânicas volumétricas para os CBR

A tabela 5.3 apresenta as COV médias aplicadas e respectivas eficiências de remoção para as etapas avaliadas. A vazão aplicada nos CBR foi ajustada para a obtenção do mesmo TDH das câmaras aeróbias dos BAS. Elevadas eficiências totais (>90%) foram obtidas a partir da 1ª etapa, onde os sistemas foram operados com o menor TDH testado (1,75h).

As eficiências de remoção mostradas na tabela 5.3 foram calculadas com base na diferença entre a DQO total do afluente às unidades de CBR e a DQO decantada efluente, a fim de remover a interferência da biomassa suspensa presente no efluente dos CBR.

**Tabela 5.3 - Valores de COV aplicadas aos CBR na 1ª Fase**

Etapa	Carga Orgânica				Remoção de DQO*			
	UASB	CBR 1	CBR 2	CBR	CBR 1		CBR 2	
	kgDQOt/m <sup>3</sup> .d	gDQOt/m <sup>2</sup> .d	kgDQO/m <sup>3</sup> .d	kgDQO/m <sup>3</sup> .d	CBR	Total	CBR	Total
1	1,3	16,3	13,5	2,76	76,90%	93,60%	75,80%	93,20%
2	1,1	5,1	4,2	0,88	71,00%	92,00%	70,30%	91,80%
3	1,6	5,2	4,3	0,89	81,80%	96,20%	76,20%	95,00%

\* Com relação à DQO decantada

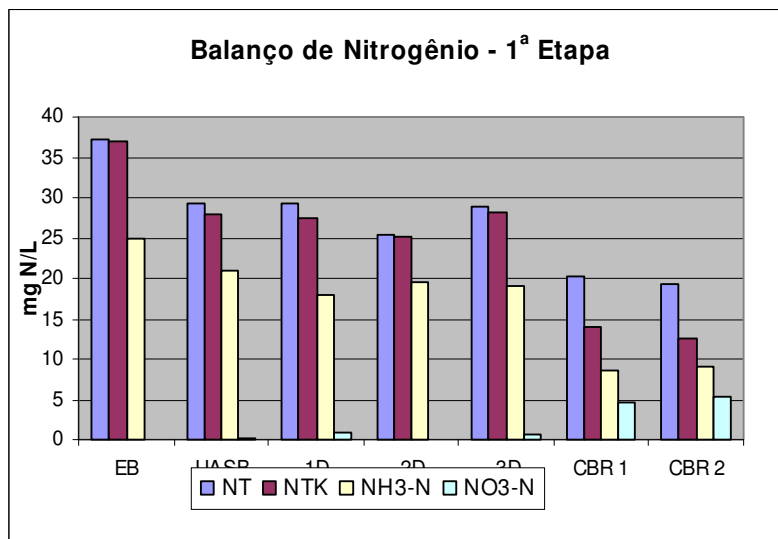
As eficiências obtidas foram às esperadas para sistemas combinados anaeróbio-aeróbio indicados por Gonçalves et al (2001), situando-se na faixa de 80 a 90 % para DQO. A análise estatística dos resultados não apontou diferença entre as etapas, obtendo-se eficiências elevadas a partir da 1ª etapa, demonstrando que TDH menores poderiam ser aplicados para a obtenção de boas eficiências de remoção de matéria orgânica.

### 5.3.3 Nitrificação em BAS e CBR

#### 5.3.3.1 Oxidação de nitrogênio amoniacal

As figuras 5.4 a 5.6 apresentam os balanços de Nitrogênio Total (NT) para o BAS e CBR ao longo das três primeiras etapas experimentais, sendo calculados a partir das concentrações médias dos parâmetros Nitrogênio Total (NTK+NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub>), NH<sub>4</sub>-N e NO<sub>2</sub>+NO<sub>3</sub> para os sistemas de BAS e CBR. Para os sistemas de BAS foram considerados os dados referentes ao efluente dos mesmos (ponto D: saída da câmara anóxica).

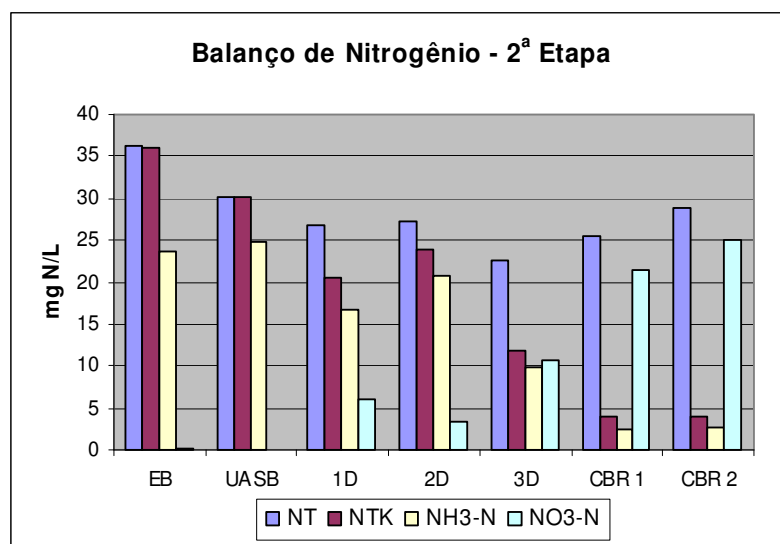
A avaliação do balanço de nitrogênio para a 1ª etapa (figura 5.4) mostra boa eficiência de remoção de NT pelo reator UASB (20,9%), sendo provavelmente associado à demanda para síntese celular e retenção de nitrogênio orgânico presente no SS do esgoto bruto no reator. Em relação ao reator UASB as eficiências de remoção de NT pelos BAS e CBR foram baixas, sendo associadas à síntese celular nestes sistemas. O melhor desempenho foi obtido pelo CBR 2, o qual apresentou eficiência conjunta com o reator UASB de 34% para NT.



**Figura 5.4 – Balanço de nitrogênio para 1ª etapa.**

Ponto 1D, 2D e 3D: Efluente dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente (saída da câmara anóxica); CBR 1 e 2: Efluente dos conjuntos de CBR 1 e 2 respectivamente.

A alteração do regime hidráulico na 2ª etapa propiciou uma melhora significativa nas eficiências de nitrificação dos CBR e um início de nitrificação para os BAS, conforme figura 5.5. O BAS 3 apresentou 37% de remoção de NT com relação ao esgoto bruto e 25% em relação ao reator UASB. A elevada remoção não foi associada à desnitrificação na câmara anóxica, já que não foram verificadas alterações nas concentrações de nitrato entre a saída da câmara aeróbia (9,2mgNO<sub>3</sub>-N/L) e anóxica (9,6mgNO<sub>3</sub>-N/L), o qual é o efluente do BAS. O reator UASB contribuiu com 16,5% de remoção de NT.

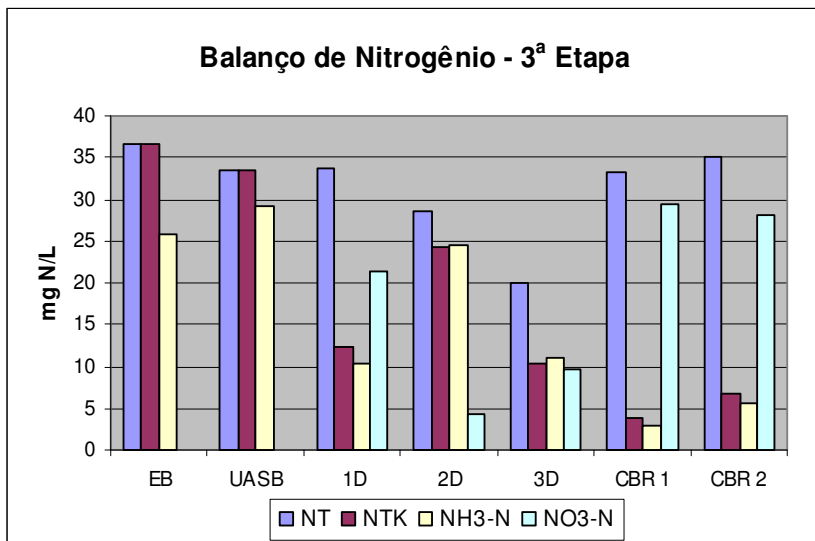


**Figura 5.5 – Balanço de Nitrogênio para 2ª etapa**

Ponto 1D, 2D e 3D: Efluente dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente (saída da câmara anóxica); CBR 1 e 2: Efluente dos conjuntos de CBR 1 e 2 respectivamente.

As eficiências de nitrificação apresentaram melhora significativa com a elevação do TDH de 8h para 12h na 3ª etapa (figura 5.6), sendo associada à alteração do regime hidráulico. Porém não houve interferência significativa na remoção de NT para a maioria dos sistemas. O BAS 3 novamente apresentou boas eficiências de remoção de NT, com 33% em relação ao reator UASB e 38,8% de remoção total (UASB+BAS), sendo significativas em relação ao esgoto bruto.

Os valores de remoção de NT observados para o BAS 3 na 2ª e 3ª etapas não foram associados à desnitrificação convencional ou *stripping* de nitrogênio amoniacal, já que não foram verificadas alterações significativas nas concentrações de nitrato entre as câmaras aeróbias e anóxicas ou nos valores de pH (6,5 a 7,5), necessitando-se de estudos complementares para a determinação dos reais fatores envolvidos.



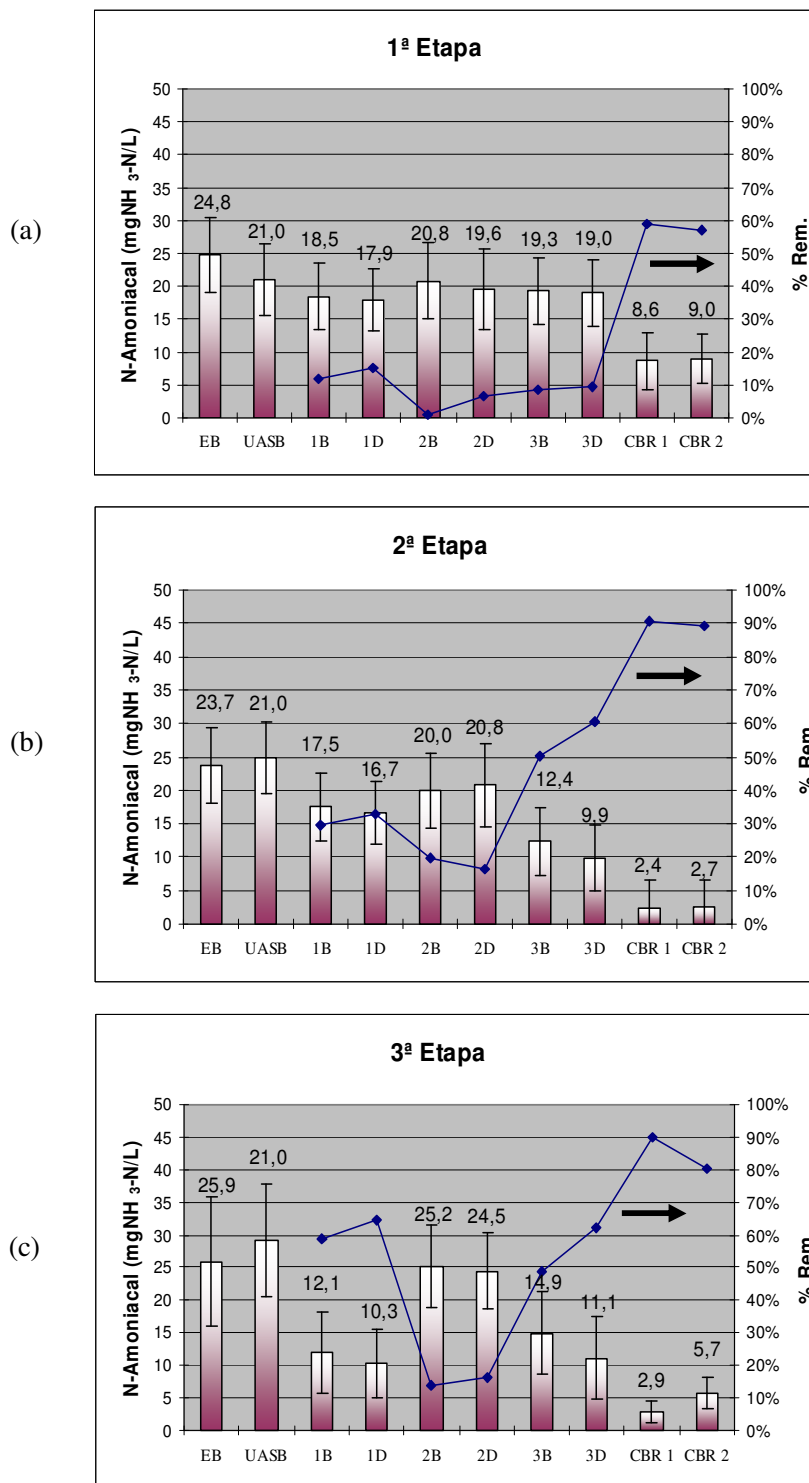
**Figura 5.6 – Balanço de Nitrogênio para 3ª etapa**

Pontos 1D, 2D e 3D: Efluente dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente (saída da câmara anóxica); CBR 1 e 2: Efluente dos conjuntos de CBR 1 e 2 respectivamente.

A análise dos balanços de nitrogênio nas figuras 5.4 a 5.6 permitem concluir que o atendimento da demanda nitrogenada nos BAS exigiu a aplicação de maiores TDH do que os aplicados para os conjuntos de CBR. Porém, a análise dos gráficos 5.8 (a), (b) e (c) aponta um aumento contínuo na eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal ao longo da 1ª etapa e início da 2ª etapa para os BAS 1 a 3, indicando que a obtenção do regime permanente de operação dos BAS em termos de nitrificação deu-se somente a partir da 2ª etapa do experimento, o que interferiu na avaliação dos resultados em termos da real influência do TDH sobre a nitrificação das primeiras duas etapas do experimento.

Ainda sim, a conclusão de que foram necessários TDH mais elevados nos BAS do que nos CBR é mantida já que, os BAS alcançaram eficiências de nitrificação razoáveis (BAS 1 ≈ 58,8% do NH<sub>3</sub> afluente) somente na 3ª etapa, na qual a biomassa nitrificante aparentemente já estava estabelecida.

A figura 5.7 apresenta as concentrações de nitrogênio amoniacal para as Etapas 1, 2 e 3. A análise dos gráficos das etapas 1 e 2 (figura 5.7(a) e (b)), permitem observar uma melhora em termos de nitrificação para a 2ª etapa em comparação com a 1ª etapa para todos os BAS. O aumento do TDH de 8,2h para 12,3h a partir da 3ª etapa possibilitou, no entanto, melhoras na eficiência somente para o BAS 1, sendo que para os BAS 2 e 3 as eficiências permaneceram inalteradas em relação a 2ª etapa do experimento. Este comportamento contraria o esperado, já que havia a tendência de melhora das eficiências de remoção para todos os BAS com a redução da carga hidráulica aplicada.



**Figura 5.7 - Concentrações de nitrogênio amoniacal para a 1ª Fase**

Pontos 1B, 2B e 3B: Saída da câmara aeróbia dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente. Pontos 1D, 2D e 3D: Efluente dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente (saída da câmara anóxica); CBR 1 e 2: Efluente dos conjuntos de CBR 1 e 2 respectivamente.



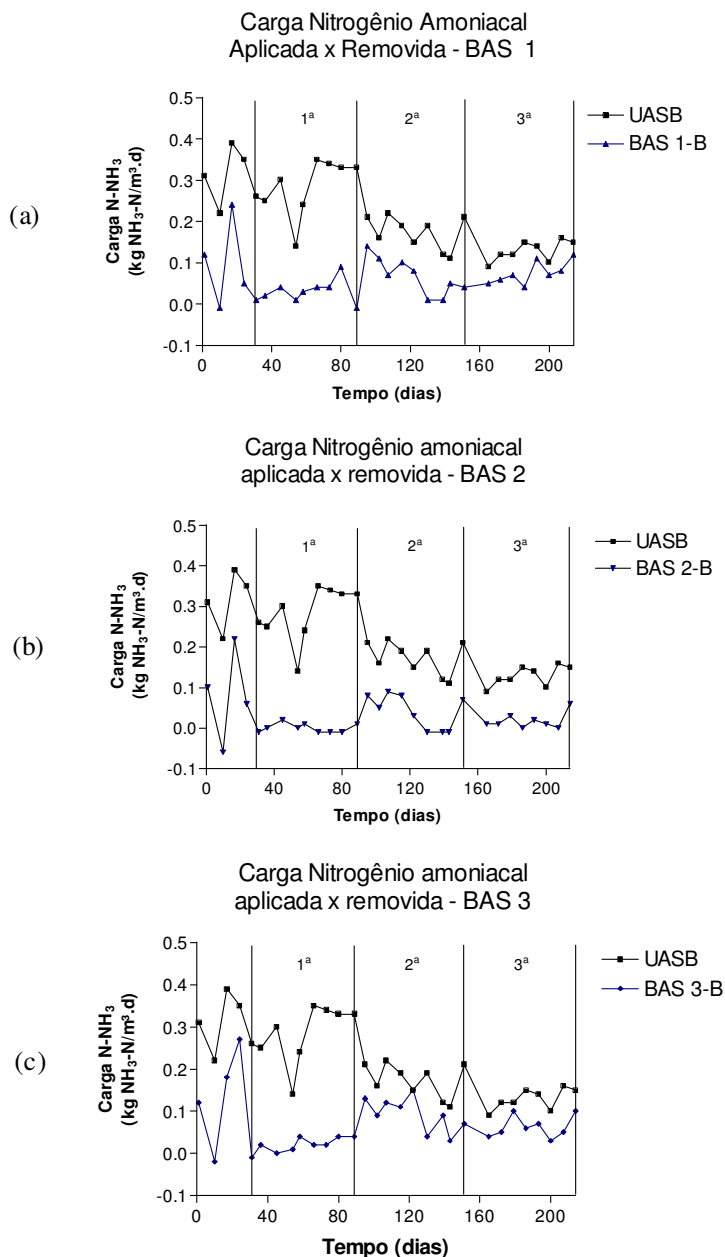
Verifica-se através da análise comparativa entre os pontos B e D dos BAS na figura 5.7 uma remoção adicional de nitrogênio amoniacal na câmara anóxica, ainda que baixa. Esta ocorreu devido à presença de OD na câmara anóxica, carreado pelo efluente da câmara aeróbia. Apesar de haver respiração endógena do lodo sedimentado na base da câmara anóxica, esta não foi capaz de consumir as elevadas concentrações mantidas nas câmaras aeróbias (4 a 7 mgO<sub>2</sub>/L), o que possibilitou o estabelecimento de um biofilme nitrificante nesta câmara.

Os conjuntos de CBR apresentaram uma resposta estável em termos de nitrificação ao longo das etapas experimentais. Um comparativo entre a 1<sup>a</sup> e 2<sup>a</sup> etapas para os CBR 1 e 2 apontam diferenças estatísticas em virtude da alteração do regime hidráulico dos mesmos. No entanto, não foram verificadas diferenças significativas no comparativo entre as etapas 2 e 3, já que a partir da 2<sup>a</sup> etapa os CBR atingiram eficiências próximas a 90% (figura 5.7(b) e (c)).

A legislação vigente no Estado do Rio Grande do Sul (Res. CONSEMA 128/2006), estipula como padrão de lançamento a concentração de 20 mg/L para nitrogênio amoniacal. Nesta condição, os BAS na 1<sup>a</sup> etapa estariam muito próximos ao limite de lançamento. A partir da 2<sup>a</sup> etapa, as concentrações efluentes afastaram-se dos limites estipulados. Os CBR atenderam os padrões de lançamento a partir da 1<sup>a</sup> etapa.

As figuras 5.8 e 5.9 apresentam graficamente a variação das cargas aplicadas e removidas para os BAS e CBR respectivamente ao longo da 1<sup>a</sup> fase. Os gráficos sugerem que o aumento da remoção de nitrogênio amoniacal ocorreu devido à redução da carga de nitrogênio amoniacal aplicada aos mesmos. Desta forma foi avaliada a existência de correlação entre as duas variáveis para todas as unidades estudadas (BAS e CBR).

Os dados de correlação entre carga aplicada e removida de nitrogênio amoniacal apresentadas na tabela 5.4 não apontam a existência de relação entre estas variáveis para os BAS, indicando que não houve interferência positiva ou negativa da carga aplicada de nitrogênio amoniacal sobre as taxas de remoção deste. A melhora nas eficiências de nitrificação nos biofiltros foi relacionada à redução da carga hidráulica, como posteriormente comprovado pela independência entre a relação C/N e a taxa de oxidação de nitrogênio amoniacal, conforme item 5.3.3.5 e tabela 5.6.



**Figura 5.8 – Carga aplicada e removida de nitrogênio amoniacal para os BAS referentes à câmara aeróbia- 1ª fase**

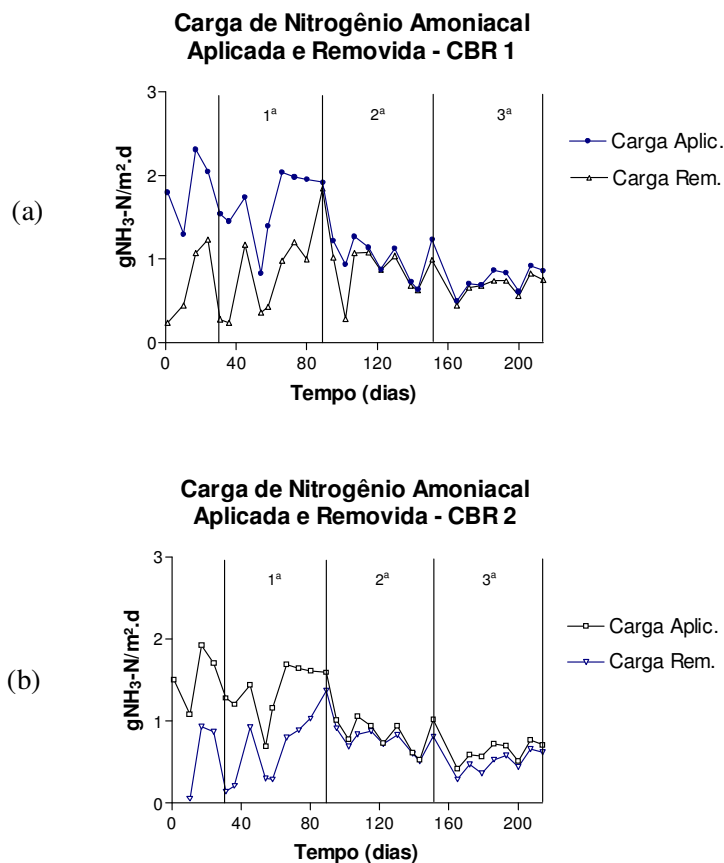
**Tabela 5.4 - Correlação entre Carga Aplicada e Removida de Nitrogênio Amoniacal – 1ª**

Etapa	TDH	Recirc.*	Fase				
			BAS 1	BAS 2	BAS 3	CBR 1	CBR 2
1	4,1	N	0,39	-0,26	0,16	0,73	0,76
2	8,2	N	0,10	0,75	0,18	0,95	0,94
3	12,3	N	0,42	0,16	0,40	0,97	0,93

\* Recirculação

O contrário é observado para as unidades de CBR, as quais apresentaram uma tendência de melhora nas correlações no sentido da 1ª para a 3ª etapas nas quais reduziram-se os TDH aplicados. O sinal positivo observado aponta para um comportamento no qual ocorre melhora nas eficiências de remoção conforme é aumentada a carga aplicada, indicando que os mesmos não sofreram inibição por cargas de nitrogênio amoniacal e operaram com boa margem de folga.

As melhores taxas de remoção de nitrogênio amoniacal associadas às maiores taxas de aplicação de nitrogênio amoniacal podem estar relacionadas à cinética de nitrificação que ocorre em biofilmes e ao menor TDH aplicado. Cecen & Gonenc (1994) em experimento realizado com efluentes apresentando elevadas concentrações de Nitrogênio Amoniacal apontam uma transição na ordem de reação conforme são aumentadas as concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente a ser tratado, sendo de primeira ordem para baixas concentrações ( $<1,0\text{mgNH}_3\text{-N/L}$ ) e passando gradualmente a reações de ordem zero em concentrações mais elevadas.



**Figura 5.9 - Carga aplicada e removida de nitrogênio amoniacal aos CBR na 1ª fase**

Um comparativo entre as figuras 5.8 e 5.9 demonstra que a alteração do regime hidráulico apresentou efeito mais positivo sobre os CBR, os quais apresentaram elevadas eficiências a partir da 2ª etapa ( $\geq 90\%$  de oxidação de  $\text{NH}_3\text{-N}$ ), enquanto que os BAS ainda apresentam grande variação nas eficiências neste mesmo período, vindo a apresentar resultados razoáveis (60% de oxidação do  $\text{NH}_3\text{-N}$  para o BAS 1) somente a partir da 3ª etapa.

### 5.3.3.2 Consumo de alcalinidade

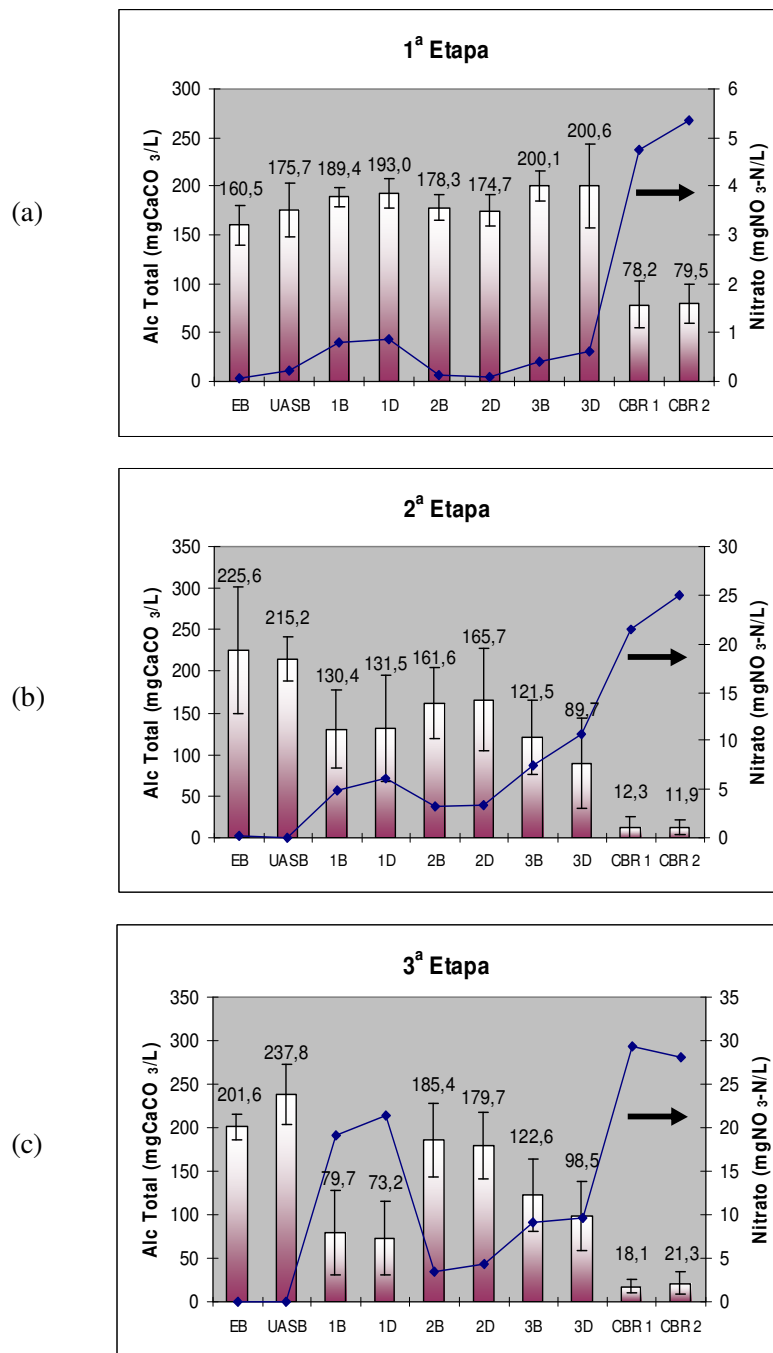
Estequiometricamente, a nitrificação consome 7,14 g de alcalinidade como  $\text{CaCO}_3$  do meio reacional para cada grama de nitrogênio amoniacal convertida a nitrato (METCALF & EDDY, 2003). A figura 5.10 apresenta as concentrações médias de alcalinidade e nitrato produzido para as Etapas 1 a 3.

Os BAS apresentaram baixo consumo de alcalinidade e conseqüentemente baixas taxas de nitrificação para a 1ª Etapa. Este comportamento foi atribuído às elevadas cargas hidráulicas aplicadas no período (figuras 5.10(a)), cujo TDH total de cada BAS foi de 4,1h e TDH da câmara aeróbia de 1,75h. A alteração do regime hidráulico na 2ª etapa possibilitou elevação nas concentrações de nitrato e no consumo de alcalinidade, ainda que não significativas em comparação à 1ª etapa.

A elevação do TDH de 8h para 12h na 3ª etapa possibilitou melhora na eficiência de nitrificação do BAS 1, o qual apresentou concentração média efluente de 19,1  $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$  para o período, conforme figura 5.10(c). Os BAS 2 e 3 apresentaram resultados similares ao da 2ª etapa, contrariando a tendência de incremento nas eficiências. Este comportamento, no entanto, não foi associado a cargas orgânicas elevadas, como descrito no item 5.3.3.5.

Ao contrário dos BAS, os CBR apresentaram nitrificação a partir da 1ª etapa do experimento, apresentando rápida resposta à mudança do regime hidráulico quando da implantação da 2ª etapa, conforme figura 5.10(b), sendo possível verificar um consumo quase total da alcalinidade afluente e concentrações de nitrato superiores a 20  $\text{mgNO}_3\text{-N/L}$  para ambos os sistemas de CBR.

A análise das concentrações efluentes de nitrogênio amoniacal para os CBR nas etapas 2 e 3 (figura 5.7(b) e (c)) e de alcalinidade verificadas nas figuras 5.10(b) e (c) apontam para uma limitação da nitrificação pela deficiência de alcalinidade no meio, já que não há alcalinidade presente no meio suficiente para a oxidação das concentrações residuais de nitrogênio amoniacal.



**Figura 5.10 - Concentração de Alcalinidade e Nitrato na 1ª fase do experimento**

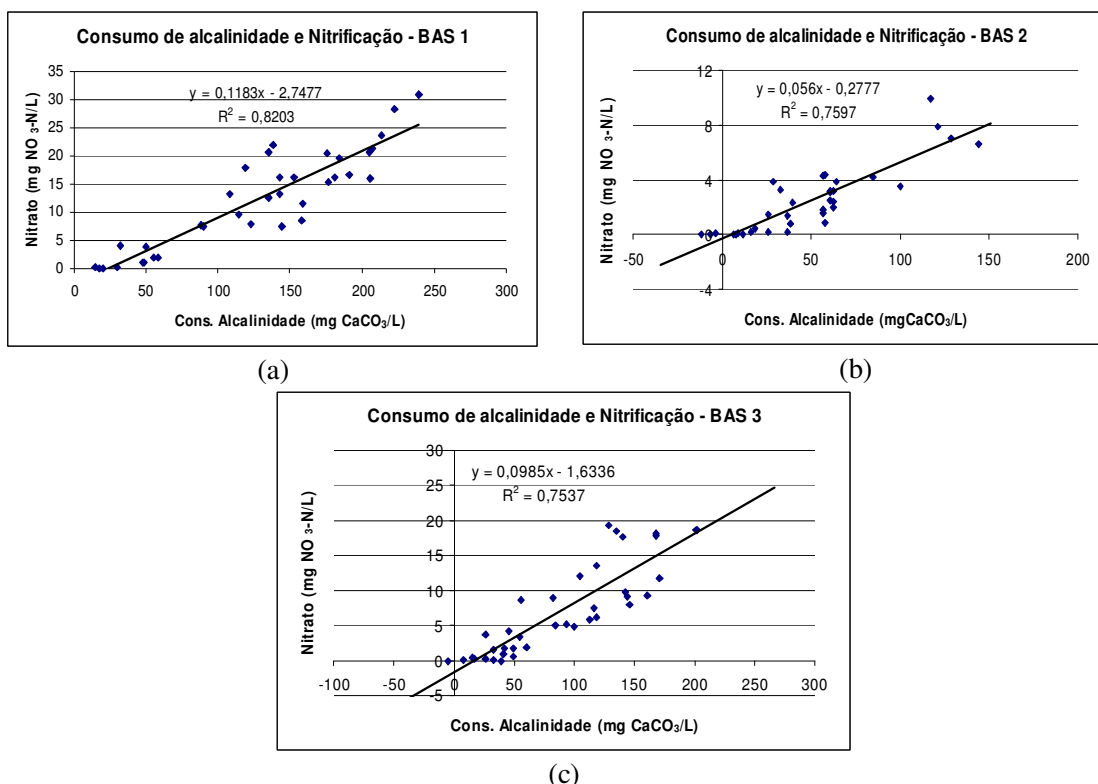
Pontos 1B, 2B e 3B: Saída da câmara aeróbia dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente. Pontos 1D, 2D e 3D: Efluente dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente (saída da câmara anóxica); CBR 1 e 2: Efluente dos conjuntos de CBR 1 e 2 respectivamente.

Chen *et al* (1989) operando biofiltros para nitrificação terciária mostraram redução das taxas de nitrificação quando a alcalinidade situou-se abaixo de 40 g/m<sup>3</sup>. Gujer e Boller (1986)

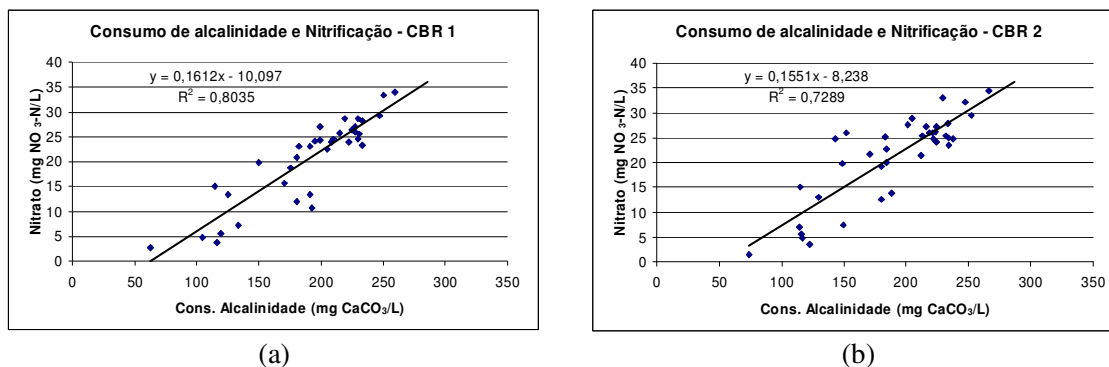
reportaram que uma concentração de alcalinidade mínima de 75 mg/L ( $\text{g}/\text{m}^3$  ou 1,5 meq/L) foi necessária para a manutenção de taxas máximas de nitrificação em biofiltros terciários. Segundo Chen *et al* (2006), considerando-se uma possível estratificação de alcalinidade e pH em um biofilme, é recomendada uma concentração de 200 mgCaCO<sub>3</sub>/L, especialmente para aplicações onde a taxa de troca de efluente é mínima.

A figura 5.11 apresenta as correlações lineares entre as concentrações de nitrato produzidas e o consumo de alcalinidade correspondente para as seis Etapas do experimento. Os gráficos permitem associar o consumo de alcalinidade verificado à nitrificação nos BAS.

Ao longo de todo o experimento (etapas 1 a 6) foi observado um consumo de 8,23 gCaCO<sub>3</sub>/gNO<sub>3</sub>-N consumida para os BAS, relação esta superior ao valor teórico (em torno de 7,14 gCaCO<sub>3</sub>/gNO<sub>3</sub>-N), bem como aos valores obtidos por Villaverde *et al* (1997), de 7,1 mgCaCO<sub>3</sub>/mgN em BAS para nitrificação terciária.



**Figura 5.11 – Correlação entre Nitrato produzido e Consumo de Alcalinidade para as Fases 1 e 2 do experimento para os BAS.**



**Figura 5.12 – Correlação entre Nitrato produzido e Consumo de Alcalinidade para as seis Etapas do experimento para os CBR.**

A figura 5.12 apresenta as correlações lineares para os dois sistemas de CBR. Nelas se verifica um melhor ajuste dos dados do CBR 1 à reta (figura 5.12(a)). O consumo estimado ao longo de todo o experimento foi de 7,4 gCaCO<sub>3</sub>/gNO<sub>3</sub>-N para CBR 1 e 7,6 gCaCO<sub>3</sub>/gNO<sub>3</sub>-N produzido para o CBR 2, valores mais próximos do estequiométrico e do verificado por Villaverde *et al* (1997) em biofiltros terciários.

### 5.3.3.3 Variação do pH e efeito sobre a nitrificação

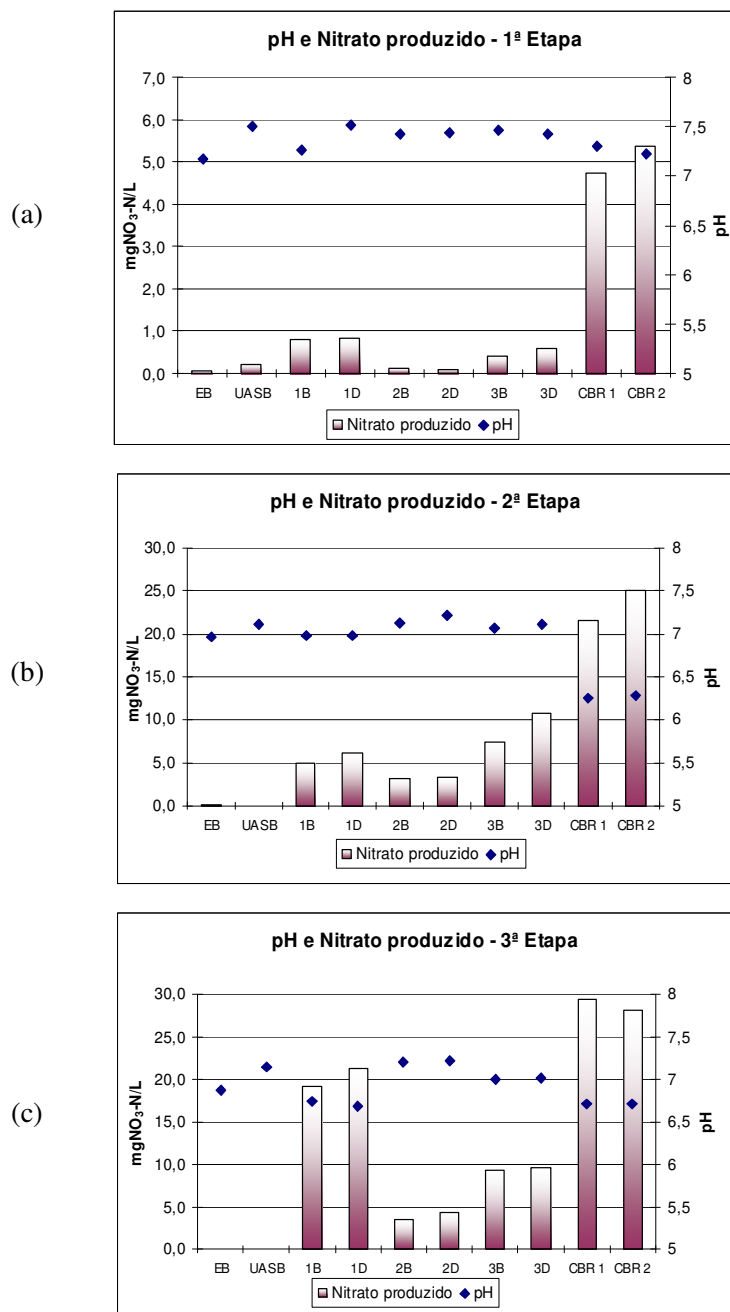
A figura 5.13 representa graficamente o comportamento do parâmetro pH ao longo da 1ª fase (etapas 1, 2 e 3), relacionando-o às concentrações de nitratos verificadas para os BAS e CBR. Como já comentado no item 5.3.3.1, a 1ª etapa não apresentou nitrificação significativa para os BAS, resultando em um comportamento praticamente constante no pH ao longo destes. Os CBR, no entanto, apresentaram quedas nos valores de pH como resultado da ocorrência de nitrificação (figura 5.13(a)).

A alteração do regime hidráulico na 2ª etapa propiciou rápida resposta dos CBR em termos de nitrificação, consumindo quase a totalidade da alcalinidade e ocasionando queda no pH para valores próximos a 6,3. O mesmo não foi observado para os BAS, os quais apresentaram instabilidade na nitrificação, não sendo verificadas alterações nos valores de pH.

A princípio os baixos valores de pH não influenciaram negativamente as eficiências de nitrificação dos CBR, já que praticamente todo o nitrogênio amoniacal fora convertido em nitrato, conforme figura 5.8(b).

Metcalf & Eddy (2003) apontam o intervalo de pH de 7,5 a 8,0 para a obtenção de taxas de nitrificação ótimas, apontando-se o intervalo de 7,0 a 7,2 para a obtenção de valores

razoáveis. Villaverde *et al* (1997) encontrou para a faixa entre 5,0-9,0 uma elevação de 13% na eficiência de nitrificação para cada unidade de pH elevada, trabalhando com concentrações iniciais de 100 mgNH<sub>3</sub>-N/L em BAS terciários.



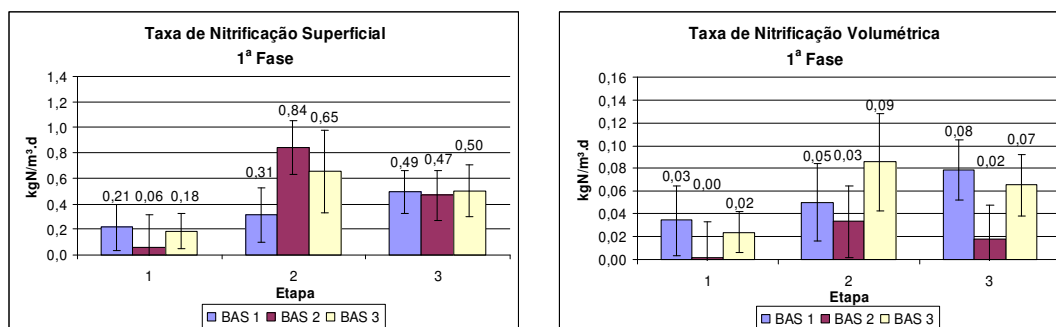
**Figura 5.13 – Valores de pH e Nitrato produzido para os BAS e CBR na 1ª Fase**  
Pontos 1B, 2B e 3B: Saída da câmara aeróbia dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente. Pontos 1D, 2D e 3D: Efluente dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente (saída da câmara anóxica); CBR 1 e 2: Efluente dos conjuntos de CBR 1 e 2 respectivamente.



Na 3ª etapa (figura 5.13(c)) os BAS 1 e 3 e CBR 1 e 2 apresentaram quedas de pH associadas ao consumo de alcalinidade pela nitrificação. O pH apresentou valor médio de 6,7 para os efluentes dos CBR 1 e 2, e para o BAS 1. Elevadas concentrações de nitrato foram obtidas nos CBR, com oxidação total do Nitrogênio Amoniaco a níveis residuais, não sendo verificados efeitos limitantes do pH sobre as taxas de nitrificação.

### 5.3.3.4 Taxas de nitrificação

A figura 5.14 apresenta os valores das taxas de nitrificação para os BAS, calculados com base no volume e área superficial da câmara aeróbia dos mesmos.



**Figura 5.14 - Taxas de nitrificação para BAS – 1ª Fase**

As maiores taxas de nitrificação volumétricas obtidas pelos BAS 1 e 3 nas 3 etapas foram associadas às elevadas áreas superficiais dos materiais-suporte presentes nestes biofiltros. As taxas de nitrificação obtidas pelo BAS 1 nas três primeiras etapas apresentam diferença estatística entre si, confirmando a interferência do TDH sobre a nitrificação neste biofiltro. Para o BAS 2, foi verificada diferença estatística somente entre as taxas obtidas nas etapas 1 e 2. O BAS 3 apresentou diferença estatística das 2 e 3ª etapas em relação à primeira, porém não entre estas duas etapas.

Para o BAS 1, a maior taxa obtida foi 0,49 gN/m².d (0,08 kgN/m³.d) na 3ª etapa, com cargas de nitrogênio amoniaco de 0,83 gN/m².d e orgânica de 5,54 gDQOt/m².d. Para o BAS 3 o melhor desempenho foi obtido também na 2ª etapa, com taxa de 0,65gN/m².d (0,09 kgN/m³.d).

O BAS 2 também apresentou seu melhor desempenho na 2ª etapa, com taxa de nitrificação de 0,84g/m².d (0,03 kgN/m³.d). Apesar de apresentar concentrações de nitrato inferiores às observadas para os outros biofiltros, o BAS 2 apresentou elevadas taxas de

nitrificação superficial devido à baixa superfície específica do material-suporte empregado ( $40\text{m}^2/\text{m}^3$ ).

Tshui *et al* (1993, apud Gonçalves *et al*, 2001), apontam taxas descritas na tabela 5.5 para biofiltros utilizados no tratamento terciário de esgotos domésticos, ilustrando também o efeito da superfície específica na nitrificação. Zhu e Chen (1999) avaliando o uso de biofiltros em sistemas de aquícultura para nitrificação terciária obtiveram taxa máxima de  $1,86\text{ g}/\text{m}^2.\text{d}$  empregando material suporte com área superficial de  $623\text{m}^2/\text{m}^3$ .

Um comparativo entre as taxas obtidas no presente estudo, onde a nitrificação ocorreu juntamente com a remoção carbonácea, com taxas obtidas em filtros terciários (tabela 5.5) mostra um elevado grau de interferência da oxidação da matéria orgânica sobre as taxas de nitrificação.

**Tabela 5.5 - Taxas volumétricas máximas de nitrificação em BF preenchidos com materiais granulares de superfícies específicas diferentes (Tshui *et al*. 1993, apud Gonçalves *et al*, 2001)**

Tipo de BF	Tipo de meio suporte	Superfície Específica do meio ( $\text{m}^2/\text{m}^3$ )	Taxa máx. de nitrificação ( $10^\circ\text{C}$ ) ( $\text{Kg N-NH}_4/\text{m}^3.\text{d}$ )
Ascendente	Estruturado fixo	240	0,4
Descendente	Granular fixo	1050	0,7
Ascendente	Granular flutuante	1450	1,5

As baixas taxas de nitrificação obtidas pelos BAS em comparação com os valores verificados na bibliografia podem também estar relacionadas à grande diferença de área superficial empregada pelos pesquisadores.

A figura 5.15 apresenta as taxas médias de nitrificação para os CBR 1 e 2. Ao contrário do observado para os BAS, as melhores taxas de nitrificação foram obtidas para a 2ª Etapa do experimento, sendo estas de  $0,91$  e  $0,74\text{gN}/\text{m}^2.\text{d}$  para os CBR 1 e 2.

Tawfik *et al* (2005), operando sistemas de CBR com um e dois estágios no pós-tratamento de esgotos domésticos (antecedido por reator UASB) obteve taxas de nitrificação de  $1,94\text{ gNH}_4\text{-N}/\text{m}^2.\text{d}$  para o sistema com dois estágios (equivalente ao sistema empregado na presente pesquisa) e  $0,98\text{ g NH}_4\text{-N}/\text{m}^2.\text{d}$  para o sistema com somente um estágio.

As taxas de nitrificação obtidas para os CBR 1 e 2 na 2ª Etapa se aproximam dos valores obtidos por Tawfik (2005) para sistema de CBR com apenas um estágio. Segundo La Cour Jansen & Henze (1990) apud Halling-Sorensen & Jorgensen (1994), as taxas de nitrificação esperadas para CBR tratando esgotos domésticos situam-se entre  $1,69$  e  $2,56\text{gN}/\text{m}^2.\text{d}$  a nível terciário.

Ainda sim, um comparativo entre as taxas superficiais de nitrificação obtidas pelos BAS e pelos CBR mostra taxas de nitrificação mais constantes dos últimos (CBR) ao longo de toda a 1ª fase.

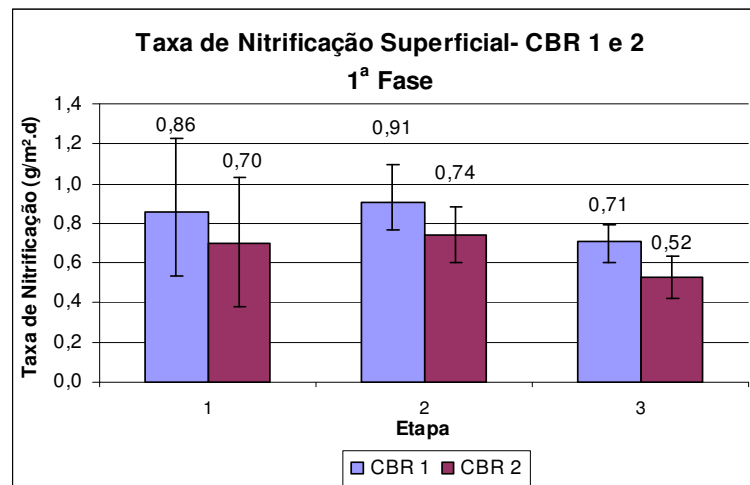


Figura 5.15 - Taxa de nitrificação obtida pelos conjuntos de CBR- 1ª Fase

### 5.3.3.5 Relação C/N, cargas orgânicas volumétricas aplicadas e influência sobre a nitrificação

Metcalf & Eddy (1991) expressam a relação C/N em função da DBO. Segundo estes autores, em reatores onde se deseja oxidação da matéria carbonácea e nitrificação a relação C/N deve ser maior que 5 e, em reatores onde se visa somente a nitrificação, esta relação deve ser menor que 3.

Van Loosdrecht *et al* (2000) expressam a relação C/N em função da DQO. Segundo estes, em reatores com biofilme visando nitrificação, a relação C/N deve se manter em torno de 1, garantindo assim a máxima atividade dos nitrificadores; para uma C/N maior que 5 a atividade cessaria. Na prática, os autores observaram que a sobreposição das bactérias heterotróficas sobre os organismos nitrificadores acaba por dificultar a nitrificação, interferindo na transferência de oxigênio e substrato para as camadas mais profundas. Teoricamente, ao se reduzir a relação C/N as camadas mais externas são eliminadas e a nitrificação retorna aos níveis anteriores. Domingues (2005) em experimento realizado com um sistema de FA-BAS, verificou que a nitrificação era favorecida sempre que a relação C/N alcançou valores inferiores a 3, obtendo-se nesta situação os melhores desempenhos em termos de nitrificação.

A determinação da relação C/N neste trabalho foi baseada na DQO. O objetivo foi facilitar o monitoramento e a operação do sistema, uma vez que a análise de DBO requerem um período de 5 dias para a obtenção de dados.

A tabela 5.6 apresenta os dados de monitoramento conforme as Cargas Orgânicas Volumétricas (COV) aplicadas aos BAS e as relações C/N para a 1ª fase do experimento.

**Tabela 5.6 - Relação C/N e Eficiência de Oxidação de Amônia para os BAS**

Etapa	COV* (kgDQO/m <sup>3</sup> .d)		Carga N-NH <sub>3</sub> * (kgNH <sub>3</sub> -N/m <sup>3</sup> .d)		Relação C/N**		Remoção NH <sub>3</sub> -N*		
	UASB	BAS	UASB	BAS	UASB	BAS	BAS 1	BAS 2	BAS 3
1	1,3	2,8	0,0	0,3	34,9	10,5	11,0%	1,0%	8,4%
2	1,10	0,87	0,04	0,17	28,44	5,33	38,6%	20,3%	53,5%
3	1,6	0,9	0,0	0,1	40,7	6,8	59,8%	13,4%	48,9%

\* Tendo como referência a câmara aeróbia dos BAS; \*\* Com base na DQO total

Contrariamente ao preconizado por Van Loosdrecht *et al* (2000), foi verificada uma resposta superior dos BAS em termos de remoção de nitrogênio amoniacal com valores de C/N bem superiores aos referidos pelos pesquisadores acima.

A tabela 5.6 mostra o papel importante do reator UASB na redução da relação C/N afluyente às unidades de BAS. No entanto as reduções não foram suficientes para alcançar a relação C/N citada como o limite para a ocorrência de nitrificação em biofilmes (em torno de 5).

Os BAS não apresentaram bons resultados em termos de oxidação de nitrogênio amoniacal na 1ª etapa. O baixo desempenho pode estar associado a elevadas cargas orgânicas aplicadas, podendo ser um indicativo da constatação apresentada por Van Loosdrecht *et al.* (2000) de que a relação C/N maior que 5 propicia a proliferação de bactérias heterotróficas, formando camadas “extras” de biofilme e assim dificultando o acesso de OD através do biofilme.

A tabela 5.7 apresenta os valores de correlação entre a taxa C/N e a taxa de remoção de nitrogênio amoniacal (em kgNH<sub>3</sub>-H/m<sup>3</sup>.d). A tabela mostra a inexistência de relação significativa (>95%) entre os valores de relação C/N e a taxa de remoção de nitrogênio amoniacal, discordando da hipótese levantada no parágrafo anterior e concluindo que a oxidação do nitrogênio amoniacal não está relacionada à relação C/N aplicada aos BAS nas etapas avaliadas, e sim à carga hidráulica aplicada aos mesmos. Os valores negativos indicam correlação inversa entre as variáveis.

**Tabela 5.7 - Correlação entre C/N e Carga de N-Amoniacal Removida para os BAS**

<b>Etapa</b>	<b>BAS 1</b>	<b>BAS 2</b>	<b>BAS 3</b>
1	0,04	0,00	0,07
2	-0,24	-0,58	-0,47
3	-0,58	-0,18	0,22

A tabela 5.8 apresenta os valores de relação C/N para os conjuntos de CBR. Como observado para os BAS, as elevadas relações C/N não interferiram na nitrificação. Os dados apresentados nas tabelas 5.8 e 5.9 dão indícios de que a eficiência de nitrificação e oxidação de amônia podem estar relacionadas ao regime hidráulico aplicado aos BAS e CBR. Também não foram verificadas diferenças significativas entre as eficiências de oxidação de Nitrogênio Amoniacal entre os CBR nas etapas 1 a 3.

**Tabela 5.8 - Relação C/N e Eficiência de Oxidação de Amônia para os CBR**

<b>Etapa</b>	<b>Carga Orgânica</b>			<b>Carga N-Amoniacal</b>			<b>Relação C/N</b>		<b>% Remoção NH<sub>3</sub>-N*</b>	
	<b>(kg DQOt/m<sup>3</sup>.d)</b>	<b>(gDQOt/m<sup>2</sup>.d)</b>	<b>(gDQOt/m<sup>2</sup>.d)</b>	<b>(kgNH<sub>3</sub>-N/m<sup>3</sup>.d)</b>	<b>(g NH<sub>3</sub>-N/m<sup>2</sup>.d)</b>	<b>(g NH<sub>3</sub>-N/m<sup>2</sup>.d)</b>	<b>UASB</b>	<b>CBR</b>	<b>CBR 1</b>	<b>CBR 2</b>
	UASB	CBR 1	CBR 2	UASB	CBR 1	CBR 2	UASB	CBR	CBR 1	CBR 2
1	1,3	16,27	13,49	0,04	1,66	1,38	34,9	10,5	58,9%	56,9%
2	1,1	5,09	4,22	0,04	1,02	0,85	28,44	5,33	90,4%	89,2%
3	1,6	5,22	4,33	0,04	0,79	0,65	37,0	6,7	93,6%	90,6%

**Tabela 5.9 - Correlação C/N x Taxa Remoção de NH<sub>3</sub>-N (kgNH<sub>3</sub>-N/m<sup>3</sup>.d)**

<b>Etapa</b>	<b>CBR 1</b>	<b>CBR 2</b>
1	-0,24	-0,73
2	-0,19	0,24
3	-0,20	-0,19

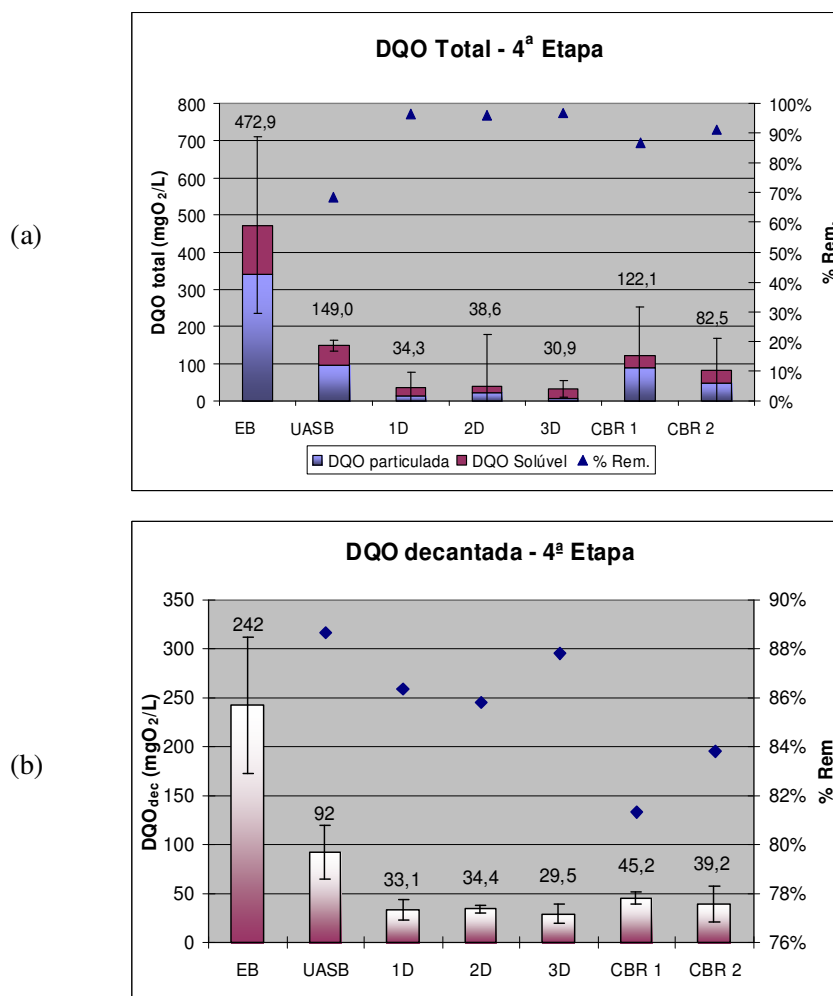
A tabela 5.9 apresenta valores de correlação entre as relações C/N e as cargas de Nitrogênio Amoniacal oxidadas pelos CBR. Verifica-se a inexistência de relação entre as duas variáveis, indicando que a eficiência de oxidação de NH<sub>3</sub>-N não sofreu interferência da relação C/N.

## **5.4 Remoção de nitrogênio – 2ª Fase**

### **5.4.1 DQO total**

As figuras 5.16 a 5.18 apresentam o comportamento da DQO total, particulada e solúvel para as etapas que compõem a 2ª fase. A 4ª etapa apresentou como diferencial a

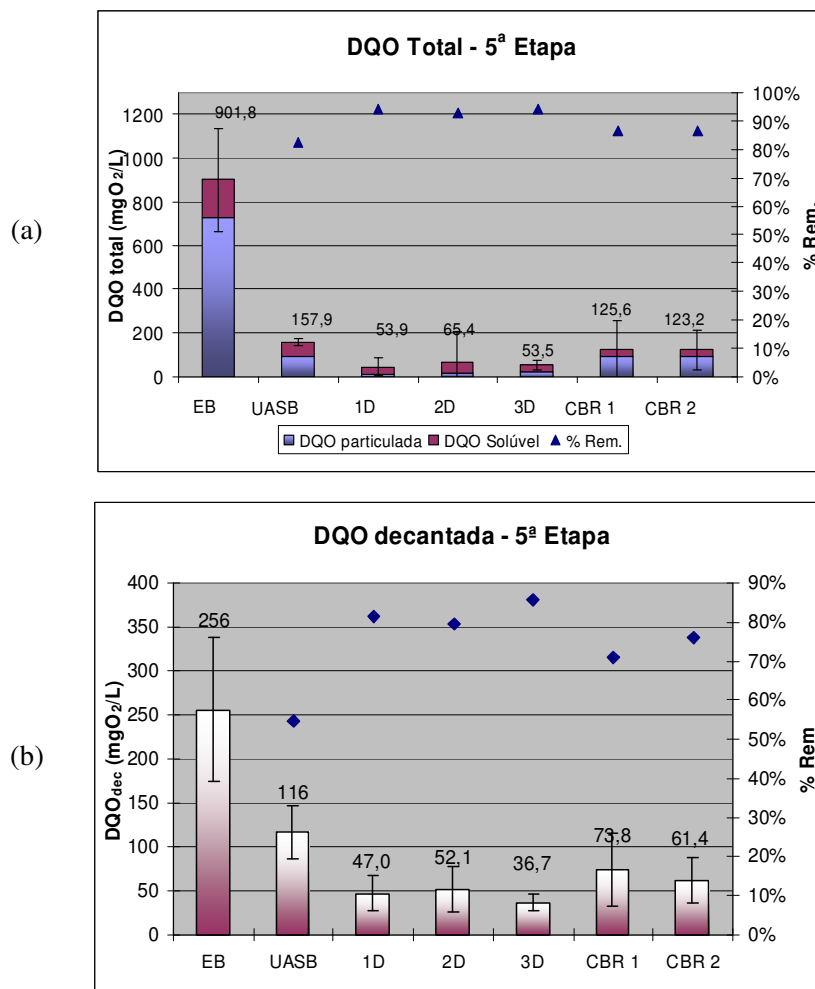
implantação da recirculação entre a câmara aeróbia e anaeróbia dos BAS visando a pré-desnitrificação, sem dosagem externa de carbono. As unidades de BAS bem como os conjuntos de CBR apresentaram resultados similares aos observados na 3ª etapa, com eficiências elevadas (>90%) de remoção de DQO total pelos BAS e CBR. Não foram observadas diferenças significativas entre os valores de DQO decantada obtidas pelos BAS e CBR.



**Figura 5.16 – Comportamento do parâmetro DQO para os BAS e CBR na 4ª etapa**

EB: Esgoto bruto; UASB: efluente do reator UASB; Pontos 1D, 2D e 3D: saída da câmara anóxica dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente.

Na 5ª etapa (figura 5.17) foi dosado DQO na forma de Acetato de Sódio na linha de alimentação dos BAS, visando a pré-desnitrificação. Esta carga de acetato, no entanto, não interferiu significativamente nas eficiências de remoção de DQO total obtidas pelos BAS em relação a 4ª etapa. A dosagem de Acetato não se estendeu aos CBR.



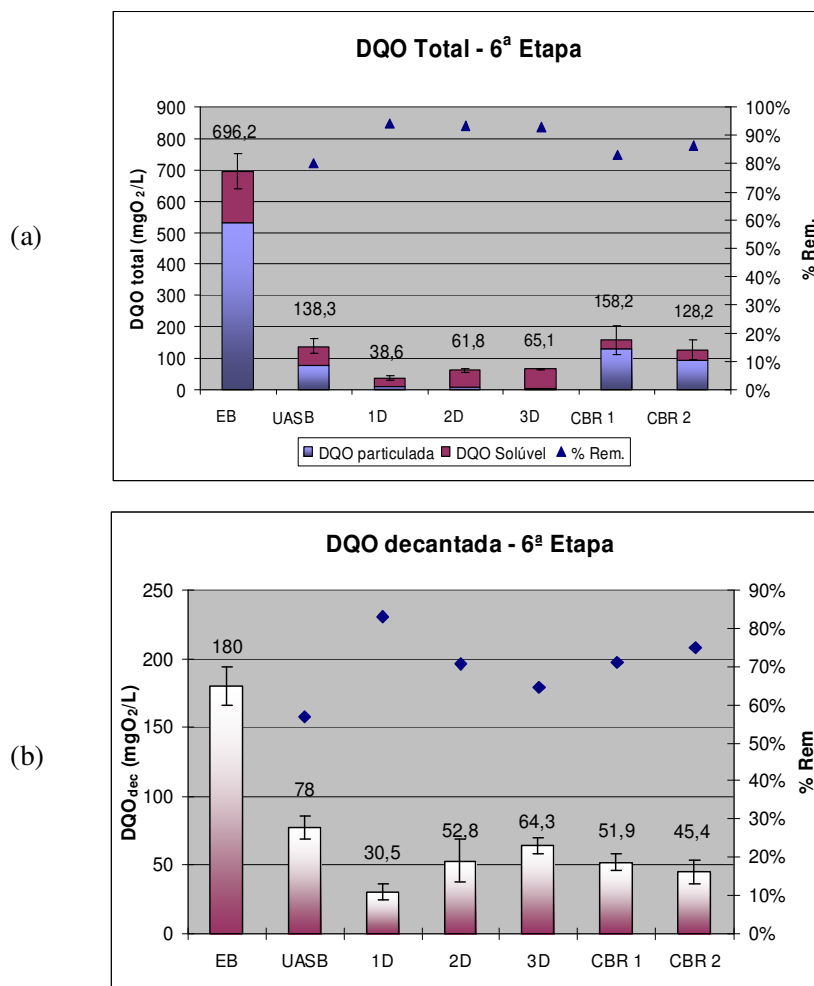
**Figura 5.17 - Comportamento do parâmetro DQO para os BAS e CBR na 5ª etapa**  
 EB: Esgoto bruto; UASB: efluente do reator UASB. Pontos 1D, 2D e 3D: saída da câmara anóxica dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente.

À exceção da 6ª etapa, na qual os dados de DQO total e decantada sofreram alterações devido à dosagem de acetato de sódio, não foram verificadas diferenças significativas entre estas variáveis, o que indica elevada eficiência de remoção de SS pela câmara anóxica.

Na 6ª etapa o BAS 1 apresentou o melhor desempenho entre os BAS, diferenciando-se estatisticamente dos BAS 2 e 3, bem como dos CBR. Verifica-se através da figura 5.18(a) que a maior parcela da DQO presente no efluente dos BAS 2 e 3 é representada pela parcela solúvel, correspondendo em parte ao Acetato de sódio adicionado à câmara anóxica e não consumido pelo processo de desnitrificação.

As figuras 5.16, 5.17 e 5.18 permitem observar a importância do decantador secundário para os sistemas de CBR 1 e 2, os quais apresentaram redução de 63% e 52% nos valores de DQO efluente ao longo da 6ª etapa após a passagem por uma etapa de decantação

de 1 hora.



**Figura 5.18 - Comportamento do parâmetro DQO para os BAS e CBR na 6ª etapa**  
 EB: Esgoto bruto; UASB: efluente do reator UASB. Pontos 1D, 2D e 3D: saída da câmara anóxica dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente.

#### 5.4.1.1 Cargas orgânicas volumétricas para BAS

As cargas orgânicas aplicadas por etapa e respectivas eficiências médias são apresentadas na tabela 5.10. Na 4ª etapa aplicou-se recirculação entre a câmara anaeróbia e aeróbia, visando a desnitrificação com carbono presente no efluente do reator UASB. Como observado nas etapas 2 e 3, os BAS e CBR continuaram a apresentar boas eficiências de remoção.



**Tabela 5.10 - Valores de COV aplicadas aos BAS -2ª Fase**

Etapa	Carga orgânica (kgDQO/m <sup>3</sup> .d)			Eficiências						
	UASB	BAS		UASB	BAS 1		BAS 2		BAS 3	
		Aeróbia	Total		BAS	Total*	BAS	Total	BAS	Total
4	0,81	0,68	0,29	68,5%	82,3%	96,3%	80,1%	95,8%	84,1%	96,7%
5	1,54	1,03	0,44	82,5%	72,2%	94,2%	66,3%	92,9%	72,5%	94,2%
6	1,19	0,63	0,27	80,1%	72,8%	94,3%	68,2%	93,3%	66,4%	93,0%

\* UASB+BAS

Na 5ª etapa utilizou-se fonte externa de carbono para promover a pré-desnitrificação do efluente. A carga de acetato de sódio de aproximadamente de 9,2 gDQO/BAS.d não resultou em alterações significativas nas eficiências de remoção dos BAS, conforme tabela 5.10. No entanto, a dosagem na base dos BAS ocasionou variações e queda na eficiência de nitrificação, motivo pelo qual a etapa foi encerrada.

Na 6ª etapa alterou-se o ponto de dosagem da fonte de carbono da base do BAS para a entrada da câmara anóxica. Através da tabela 5.10 verifica-se pequena redução na eficiência média de remoção do BAS 3, sendo associada ao excesso de Acetato de Sódio adicionado à câmara anóxica deste BAS e não consumido nesta.

#### 5.4.1.2 Cargas orgânicas volumétricas para os CBR

A tabela 5.11 apresenta os valores médios de cargas orgânicas superficiais aplicadas aos CBR 1 e 2. Como observado para os biofiltros, as cargas aplicadas não interferiram na eficiência de remoção de DQO dos CBR, com eficiências totais (em conjunto com o reator UASB) superiores a 90% nas três etapas. Não foram verificadas diferenças estatísticas entre as concentrações efluentes dos dois sistemas avaliados.

**Tabela 5.11 - Cargas Orgânicas aplicadas e eficiências de remoção para os CBR – 2ª Fase**

Etapa	Carga Orgânica				Remoção de DQO*			
	kg DQO/m <sup>3</sup> .d UASB	gDQO/m <sup>2</sup> .d		kgDQO/m <sup>3</sup> .d CBR	CBR 1		CBR 2	
		CBR 1	CBR 2		CBR	Total	CBR	Total
4	1,00	4,05	3,36	0,68	69,7%	90,4%	73,7%	91,7%
5	1,53	4,27	3,54	0,72	53,3%	91,8%	61,1%	93,2%
6	1,19	3,72	3,08	0,63	62,5%	92,5%	67,1%	93,5%

\* Com relação à DQO decantada

## 5.4.2 Nitrificação em BAS e CBR

### 5.4.2.1 Oxidação de nitrogênio amoniacal

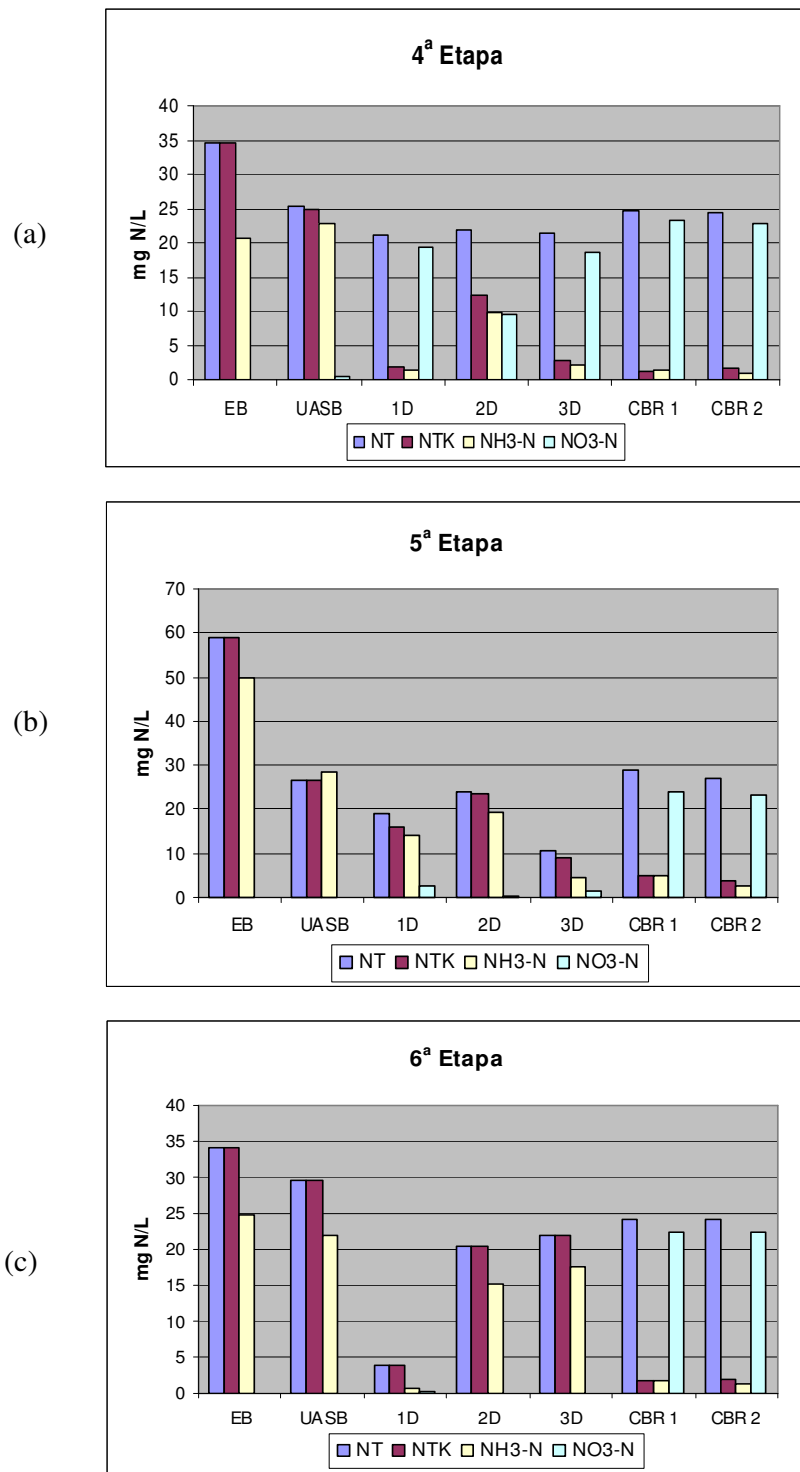
A figura 5.19 apresenta os balanços de Nitrogênio Total (NT) para o BAS e CBR, avaliados no efluente final das unidades experimentais (ponto “D” dos BAS e efluente final dos CBR). Através desta figura são verificadas elevadas eficiências de nitrificação para os BAS na 4ª Etapa, na qual a quase totalidade do nitrogênio amoniacal afluente ao BAS 1 e 3 foi oxidado. O BAS 2 também apresentou desempenho superior ao observado na 3ª Etapa. O aumento substancial na eficiência de nitrificação foi associado à aplicação de recirculação entre as câmaras aeróbia e anaeróbia.

O balanço de NT para a 5ª etapa mostra uma inibição do processo de nitrificação para os BAS, sendo associada a dificuldades de operação do sistema com dosagem externa de carbono na base dos BAS, sendo este fato detalhado no item 5.4.3. A figura 5.19(b) mostra uma boa eficiência de remoção de NT pelo reator UASB (26,9%), podendo estar associado à síntese biológica e à remoção de Nitrogênio Orgânico presente fração particulada da DQO afluente. As concentrações inferiores de nitrogênio amoniacal em relação aos valores de NTK para o reator UASB foram associados a erros analíticos e à precisão do método.

A mudança do ponto de dosagem do carbono orgânico propiciou o retorno da nitrificação estável aos BAS. No entanto, problemas operacionais envolvendo o suprimento de OD prejudicaram a nitrificação nos BAS 2 e 3, impossibilitando por consequência, a desnitrificação nestes biofiltros. Através da figura 5.19(c) pode-se observar eficiências de remoção de 88% em termos de NT pelo BAS 1, obtendo-se concentração média efluente de 4,1mgN/L.

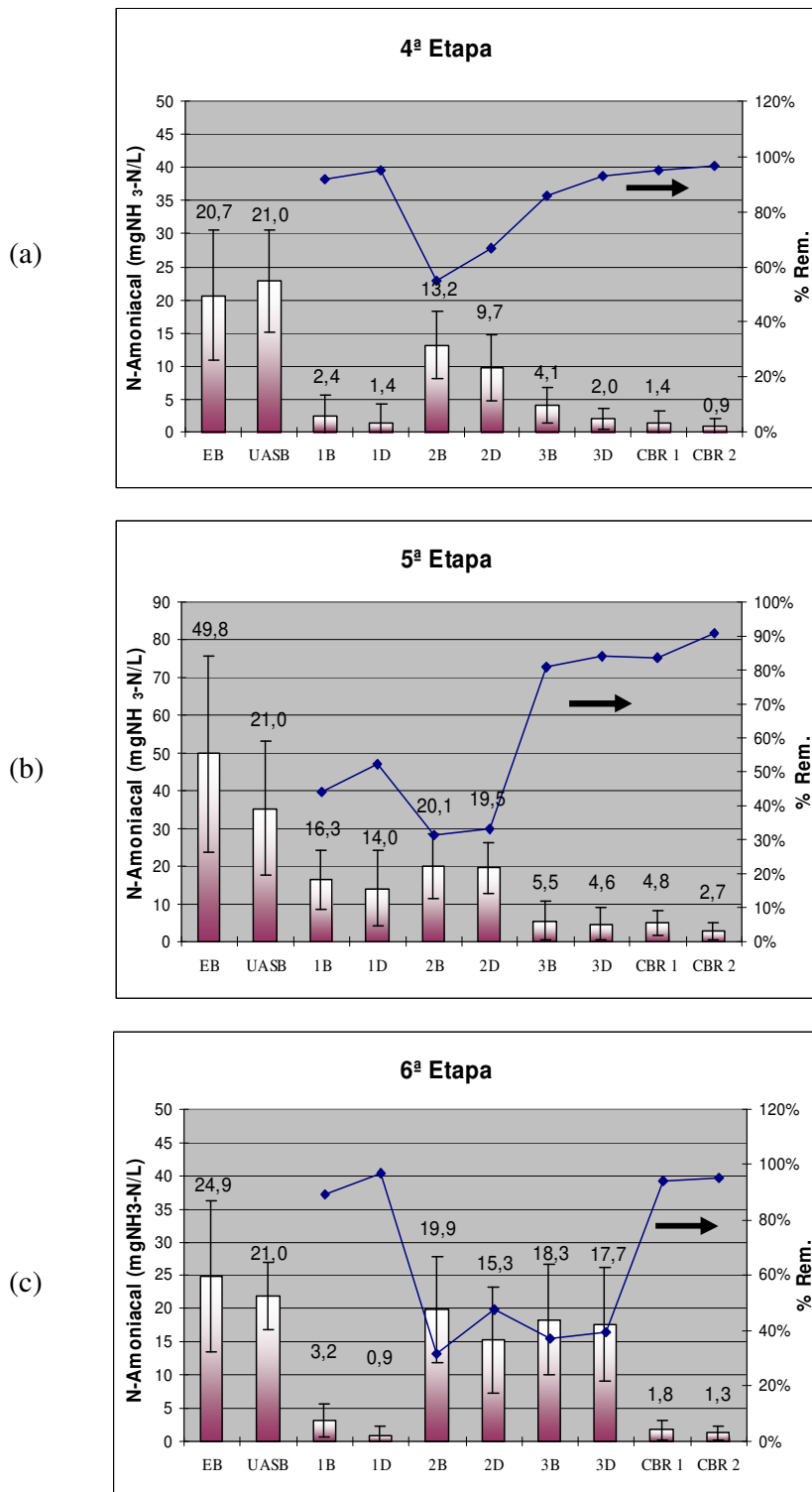
A figura 5.20 mostra graficamente o comportamento do parâmetro Nitrogênio amoniacal para as etapas que compõem a 2ª fase. A permanência de concentrações elevadas de nitrato, produzido na zona aeróbia, no efluente dos BAS (pontos B e D nos gráficos da figura 5.20) mostram que o carbono oriundo da respiração endógena do lodo sedimentado na base da câmara pós anóxica não foi suficiente para reduzir as concentrações de oxigênio a níveis anóxicos e ainda possibilitar a desnitrificação.

A figura 5.21 apresenta a variação temporal da carga de  $\text{NH}_3\text{-N}$  aplicada e removida para os BAS. A avaliação da figura confirma o bom desempenho dos BAS ao longo da 4ª etapa já observados na figura 5.20, com elevadas eficiências de remoção da carga aplicada.



**Figura 5.19 – Balanço das Espécies de Nitrogênio na 2ª Fase**

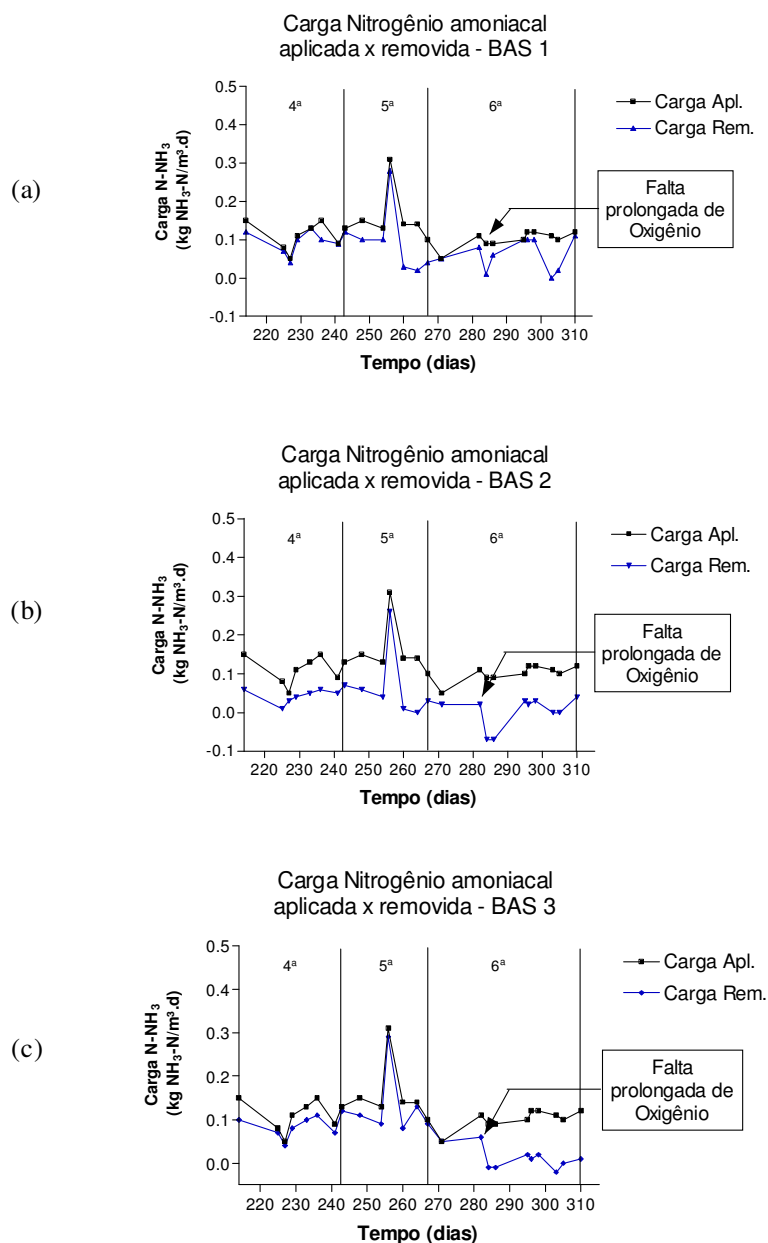
EB: Esgoto bruto; UASB: efluente do reator UASB Pontos 1D, 2D e 3D: Efluente dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente (saída da câmara anóxica); CBR 1 e 2: Efluente dos conjuntos de CBR 1 e 2 respectivamente.



**Figura 5.20 - Concentrações de Nitrogênio Amoniaco para a 2ª Fase**

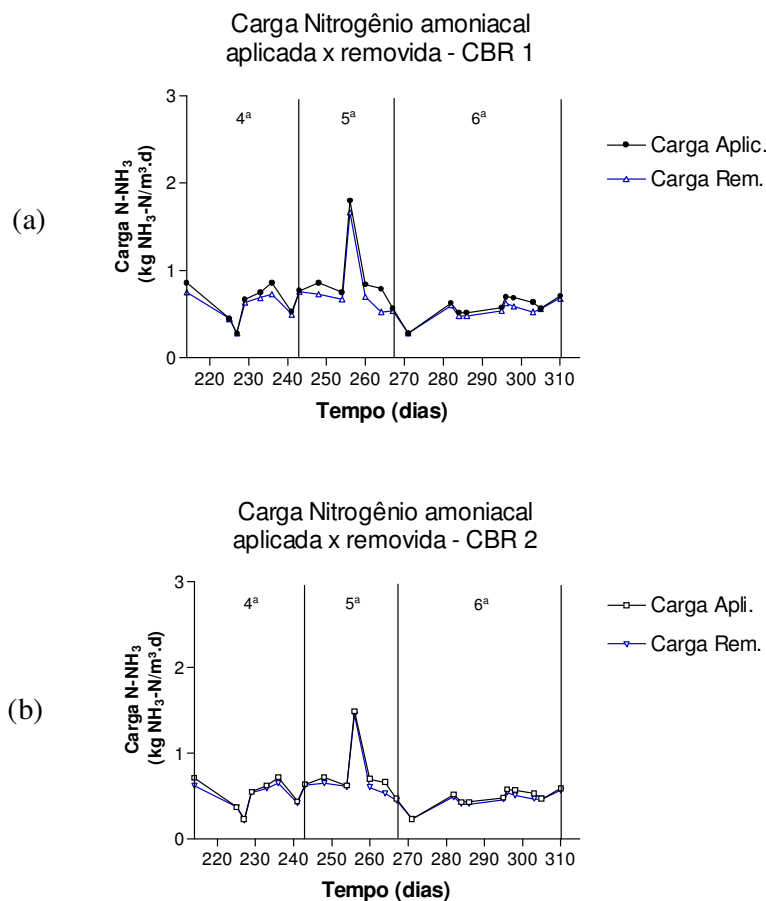
EB: Esgoto bruto; UASB: efluente do reator UASB; Pontos 1B, 2B e 3B: Saída da Câmara aeróbia dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente. Pontos 1D, 2D e 3D: efluente dos BAS (saída da câmara anóxica) dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente.

A 5ª etapa apresentou maior instabilidade na remoção de nitrogênio amoniacal pelos BAS 1 e 2, apontada pelo afastamento das linhas que representam as cargas aplicadas e as removidas. As eficiências de remoção foram retomadas a partir da 6ª etapa, na qual foi alterado o ponto de dosagem de acetato para a base da câmara anóxica. Problemas operacionais envolvendo o suprimento de OD afetaram a eficiência de oxidação do nitrogênio amoniacal, particularmente para os BAS 2 e 3, o que pode ser visualizado pela figura 5.21(c).



**Figura 5.21 - Cargas Aplicadas e Removidas de Nitrogênio Amoniacal para BAS na 2ª Fase**

A figura 5.22 apresenta graficamente o comportamento dos CBR em termos de carga aplicada e removida ao longo da 2ª fase do experimento. Os CBR apresentaram eficiências quase totais de oxidação de nitrogênio amoniacal (>90%), verificadas graficamente pela proximidade das linhas de aplicação e remoção.



**Figura 5.22 - Cargas Aplicadas e Removidas de Nitrogênio Amoniacal para BAS na 2ª Fase**

Foram traçadas correlações entre a carga aplicada e removida de NH<sub>3</sub>-N para a 2ª fase para as unidades de BAS e conjuntos de CBR, visando avaliar o grau de relação entre as variáveis. Os resultados são apresentados na tabela 5.12. Como verificado na 1ª Fase (Tabela 5.4), os CBR apresentaram boas correlações (>95%), indicando que a elevação das cargas de nitrogênio amoniacal aplicadas resulta em aumento na eficiência de remoção destas, sendo também sinal de que os CBR operam com margem de folga em termos de concentrações inibidoras de NH<sub>3</sub>-N para a nitrificação.

Quanto aos BAS observaram-se bons valores de correlação para as etapas 4 e 5, indicando um efeito positivo da recirculação sobre a remoção de nitrogênio amoniacal.

Apesar de a recirculação ser mantida na 6ª etapa, as correlações verificadas nas etapas 4 e 5 não se repetiram devido a problemas operacionais no suprimento de OD para os BAS, justificando a queda de 0,93 para 0,88 nos valores de correlação para o BAS 1 e as baixas correlações observadas para os BAS 2 e 3, os quais foram mais afetados pela falta de OD.

**Tabela 5.12 - Correlação entre Carga Aplicada e Removida de Nitrogênio Amoniacal para BAS e CBR**

Etapa	TDH	Recirc.	BAS 1	BAS 2	BAS 3	CBR 1	CBR 2
4	12	S	0,88	0,78	0,95	0,98	0,99
5	12*	S	0,93	0,95	0,96	0,98	0,99
6	12**	S	0,89	0,23	-0,28	0,96	0,98

\* dosagem de acetato na linha de alimentação dos BAS

\*\* dosagem na câmara anóxica dos BAS

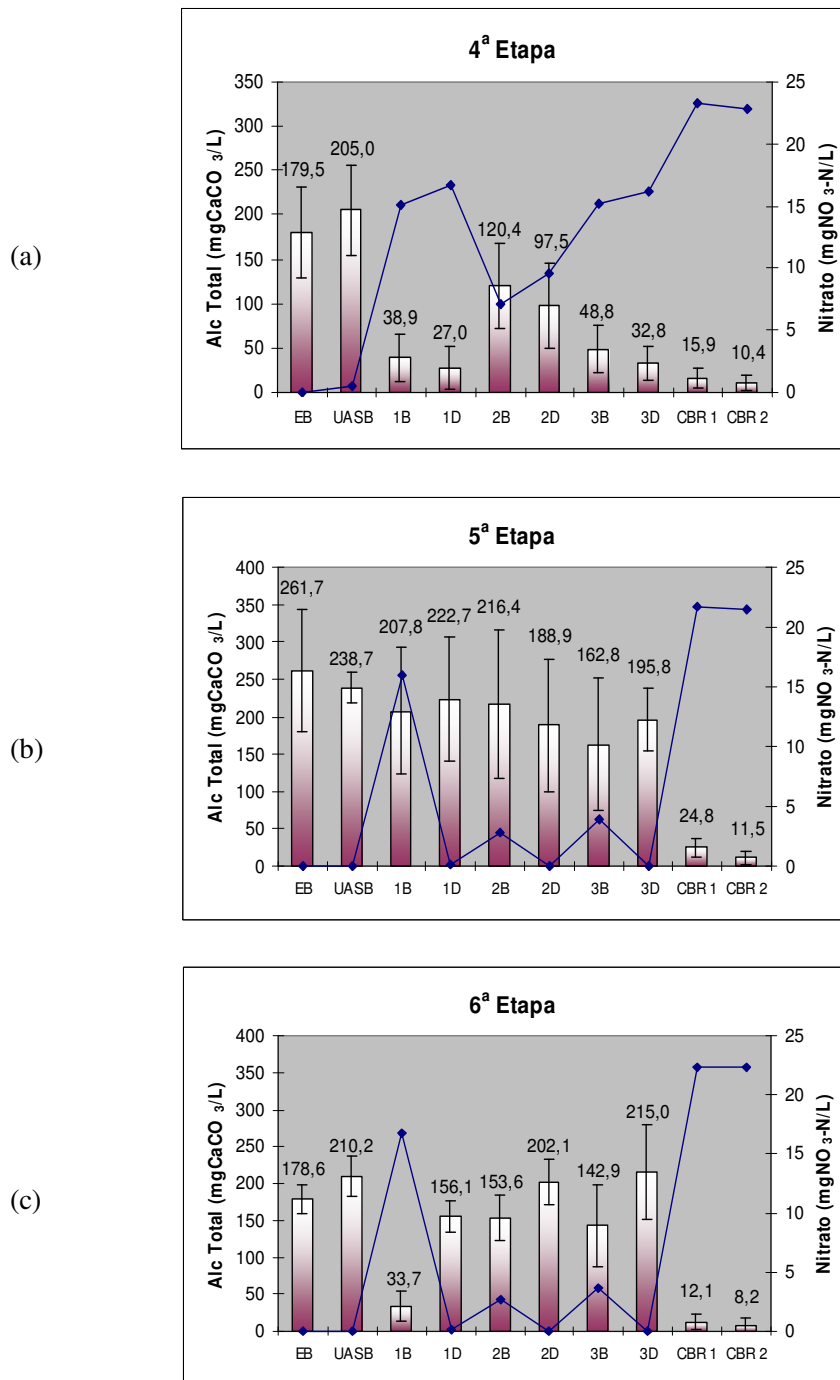
Um comparativo entre as modalidades de CBR e BAS mostra que os BAS apresentaram comportamento estável e elevadas eficiências de nitrificação somente após a aplicação de recirculação do efluente da câmara aeróbia para anaeróbia a partir da 4ª etapa, conforme figura 5.21, enquanto que os CBR não necessitaram da implantação de recirculação e de TDH inferiores.

#### 5.4.2.2 Consumo e produção de alcalinidade

Segundo Metcalf & Eddy (2003), a desnitrificação convencional produz, estequiometricamente, 3,57g de alcalinidade como  $\text{CaCO}_3$  para cada grama de nitrato reduzido, desta forma repondo aproximadamente metade da alcalinidade consumida na nitrificação (estequiometricamente 7,14  $\text{gCaCO}_3/\text{gNO}_3\text{-N}$  produzido)

A figura 5.23 apresenta as concentrações médias de alcalinidade ao longo das etapas da 2ª fase. Na 4ª etapa foi aplicada recirculação entre as câmaras aeróbia e anaeróbia, visando utilizar o carbono orgânico presente no efluente do reator UASB para a desnitrificação. Este processo não se concretizou devido às baixas concentrações de carbono biodegradável no afluente aos BAS e elevadas concentrações de OD nas linhas de recirculação, conforme detalhado no item 5.4.3.

A recirculação, no entanto, possibilitou um incremento na nitrificação, como já verificado anteriormente verificado pelo consumo quase total de alcalinidade nas câmaras aeróbias dos BAS 1 e 3 (figura 5.23(a)). Este efeito positivo foi associado ao aumento da mistura causada pela recirculação.



**Figura 5.23- Comportamento do Parâmetro Alcalinidade na 2ª Fase.**

Onde: EB: Esgoto bruto; UASB: efluente do reator UASB; Pontos 1B, 2B e 3B: Saída das Câmaras aeróbias dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente. Pontos 1D, 2D e 3D: saída das câmaras anóxicas dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente.

Na 5ª etapa foi iniciada a dosagem de carbono externo na forma de Acetato de Sódio Trihidratado na linha de alimentação dos BAS, mantendo-se a recirculação entre as câmaras



aeróbia e anaeróbia. Dificuldades relacionadas à operação dos sistemas com concentrações elevadas de OD nas câmaras aeróbias dos biofiltros, associados ao baixo TDH do efluente na câmara anaeróbia impossibilitaram o consumo do acetato dosado nesta câmara, vindo a interferir na oxidação do nitrogênio amoniacal e conseqüente baixo consumo de alcalinidade no período (figura 5.23(b)).

Devido às dificuldades apresentadas na etapa anterior, na 6ª etapa a dosagem de carbono orgânico foi alterada para a entrada da câmara anóxica dos BAS, buscando a pós-desnitrificação. A análise das concentrações neste período aponta para uma elevação na alcalinidade no efluente do BAS 1, associado à ocorrência de desnitrificação, estimada em 75 mgCaCO<sub>3</sub>/L (valor médio para a etapa), e em menor grau à adição de alcalinidade ao meio através da dosagem de acetato de sódio como fonte externa de carbono.

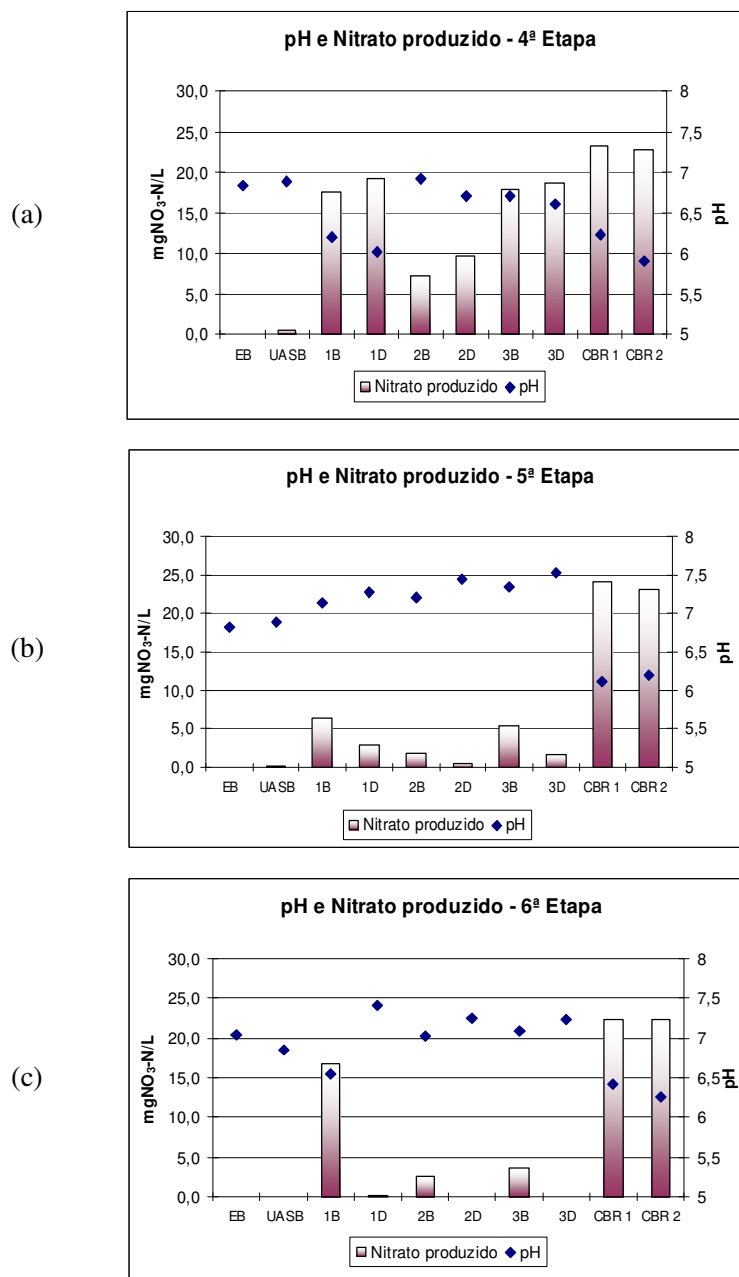
A adição de alcalinidade via acetato de sódio justificou em parte a elevação das concentrações na saída dos BAS 2 e 3 (ponto D) já que estes biofiltros não apresentaram desnitrificação na 6ª etapa.

#### 5.4.2.3 Variação do pH e efeito sobre a nitrificação

Os valores de pH para a 2ª fase do experimento são apresentados na figura 5.24. A análise dos valores mostra que os valores inferiores ao neutro (entre 6 e 7,0) não influenciaram de maneira adversa o processo de nitrificação, o que pode ser verificado para a 4ª etapa para o BAS 1 (figura 5.24 (a)), na qual valores de pH próximos a 6,0 na câmara aeróbia (ponto 1B) corresponderam a elevadas eficiências de nitrificação (18 mgNO<sub>3</sub>-N/L). O mesmo comportamento é verificado para os conjuntos de CBR 1 e 2.

A 5ª etapa apresentou valores de pH mais elevados para os BAS, sendo associados às baixas eficiências de nitrificação verificadas nesta etapa. Os conjuntos de CBR mantiveram comportamento verificado na 4ª etapa, com nitrificação elevada (>90%) mesmo a valores de pH próximos a 6,0.

Os valores de pH na 6ª etapa, caracterizada pela dosagem de acetato na câmara anóxica, mantiveram-se baixos somente para o BAS 1 (ponto 1B: saída da câmara aeróbia), associados à elevada nitrificação (C≈20 mgNO<sub>3</sub>-N/L). Nos BAS 2 e 3 o processo de nitrificação foi prejudicado devido de problemas no suprimento de OD. Os conjuntos de CBR mantiveram desempenho elevado (>90%).



**Figura 5.24 - Variação do pH em resposta à Nitrificação – 2ª Fase**

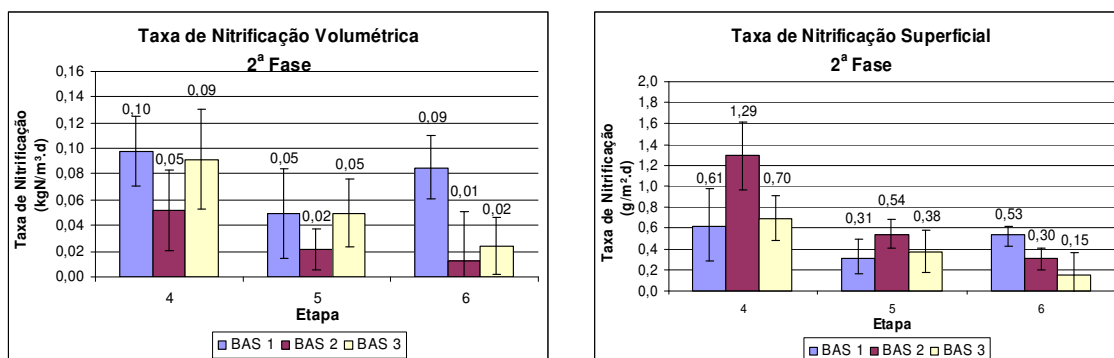
Onde: EB: Esgoto bruto; UASB: efluente do reator UASB; Pontos 1B, 2B e 3B: Saída das Câmaras aeróbias dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente. Pontos 1D, 2D e 3D: saída das câmaras anóxicas dos BAS 1, 2 e 3 respectivamente.

#### 5.4.2.4 Taxas de nitrificação

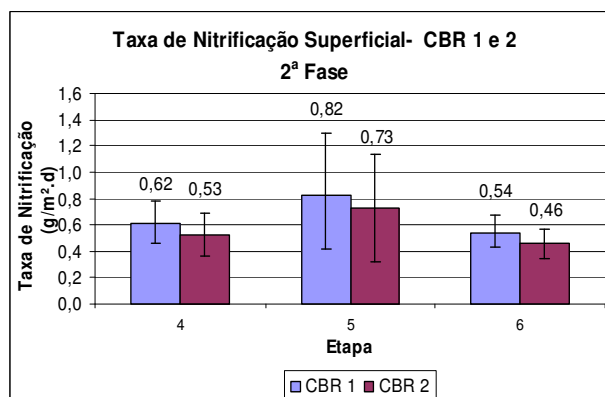
As figuras 5.25 e 5.26 apresentam as taxas de nitrificação obtidas para a 2ª fase do estudo. O efeito positivo da recirculação é verificado no comparativo entre as taxas de

nitrificação obtidas pelo BAS 1 na 3ª etapa (0,49 gN/m<sup>2</sup>.d) e na 4ª etapa (0,61gN/m<sup>3</sup>.d). O BAS 3 também apresentou elevação da taxa de nitrificação superficial de 0,50 gN/m<sup>2</sup>.d na 3ª etapa, para 0,70 gN/m<sup>2</sup>.d na 4ª Etapa. O BAS 2 apresentou na 4ª etapa a maior taxa de nitrificação de todo o experimento (1,29 gN/m<sup>2</sup>.d). Em termos de volume, no entanto, as maior taxa de nitrificação foi obtida pelo BAS 1 (0,10 kgN/m<sup>3</sup>.d), seguida pelo BAS 3 e BAS 2 (0,09 kgN/m<sup>3</sup>.d e 0,05 kgN/m<sup>3</sup>.d respectivamente).

Os BAS apresentaram na 5ª etapa taxas de nitrificação inferiores às observadas na 4ª etapa, devido a instabilidades na nitrificação, conforme figura 5.25(a). Na 6ª etapa do experimento BAS 1 apresentou as melhores taxas de nitrificação (0,59 g/m<sup>2</sup>.d ou 0,09 kgN/m<sup>3</sup>.d), sendo as baixas taxas obtidas pelos BAS 2 e 3 resultados de problemas operacionais. Nesta etapa, os CBR apresentaram baixas taxas de nitrificação, não sendo associados a cargas orgânicas elevadas e sim a uma queda nas concentrações afluentes de nitrogênio amoniacal.



**Figura 5.25 - Taxas de Nitrificação obtidas pelos BAS na 2ª Fase tendo como referência a câmara aeróbia**



**Figura 5.26 - Taxas de Nitrificação obtidas pelos CBR na 2ª Fase**

#### 5.4.2.5 Relação C/N, cargas orgânicas volumétricas e influência sobre a nitrificação

As tabelas 5.13 e 5.14 apresentam as relações C/N para os BAS e CBR na 2ª fase do experimento, associadas às respectivas eficiências médias de oxidação de nitrogênio amoniacal. Através desta tabela verifica-se uma melhora substancial na eficiência de oxidação de nitrogênio amoniacal na 4ª etapa, estando relacionado à recirculação aplicada ao sistema e não a variações na relação C/N afluente. Nesta etapa as eficiências oxidação de nitrogênio amoniacal foram superiores a 90% para os BAS 1 e 3 e 60% para o BAS 2.

A recirculação pode contribuir para o aumento da turbulência no interior da câmara aeróbia. Em um reator de crescimento em leito fixo, a transferência de substrato e produtos através do biofilme é um fator limitante na eficiência do reator. A turbulência poderia afetar a espessura da camada-limite junto ao biofilme e subsequentemente a taxa de transferência do substrato da solução para o interior do biofilme, desta forma podendo contribuir para o aumento da de nitrificação (CHEN *et al*, 2001).

Vieira e Melo (1999) reportaram que um biofilme formado em condições turbulentas permite uma operação mais estável. Desta forma, pode ser uma maneira de elevar a eficiência de nitrificação de um reator de crescimento aderido mantendo-se um fluxo turbulento.

A elevação da eficiência de nitrificação pode também estar relacionada ao aumento do número de passagens do efluente pela câmara aeróbia, ocasionado pela aplicação da recirculação nas elevadas taxas ( $R=3,0$ ) do experimento. Desta forma, o efluente apresentaria uma maior probabilidade de nitrificação ao passar repetidas vezes pela câmara aeróbia.

Na 5ª Etapa apresentou relação C/N de 7,79; já incluído o carbono adicionado para a desnitrificação. Nesta etapa foram verificadas instabilidades na eficiência nitrificação, conforme tabela 5.13. Este efeito foi associado ao baixo TDH presente na câmara anaeróbia (0,4 h) resultante das elevadas vazões de recirculação aplicadas e em parte as variações na eficiência de remoção de matéria orgânica pelo reator UASB, o que pode ter ocasionado, em conjunto com a dosagem constante de carbono altamente biodegradável, choques de carga sobre a biomassa nitrificante. Como consequência o carbono dosado não era consumido em tempo suficiente nesta câmara, vindo a inibir a nitrificação na câmara aeróbia.

A 6ª Etapa foi caracterizada pela dosagem de acetato na entrada da câmara anóxica. Diversos problemas operacionais envolvendo o suprimento de OD para os BAS ocasionaram efeitos adversos sobre a biomassa nitrificante, em particular para os BAS 2 e 3, sendo que somente o BAS 1 continuou a apresentar bons resultados, conforme tabela 5.13.

**Tabela 5.13 – Relação C/N e Eficiência de Oxidação de Nitrogênio Amoniacal para os BAS  
2ª Fase**

Etapa	COV* (kgDQOt/m <sup>3</sup> .d)		Carga N-NH <sub>3</sub> * (kgNH <sub>3</sub> -N/m <sup>3</sup> .d)		Relação C/N**		Remoção NH <sub>3</sub> -N*		
	UASB	BAS	UASB	BAS	UASB	BAS	BAS 1	BAS 2	BAS 3
4	1,0	0,69	0,04	0,11	28,0	6,54	90,6%	38,7%	80,8%
5	1,53	0,95	0,08	0,12	20,69	7,78	47,1%	24,2%	75,2%
6	1,19	0,63	0,04	0,11	27,60	5,83	66,5%	21,2%	17,9%

\* Tendo como referência a câmara aeróbia dos BAS

\*\* Com base na DQO total

A tabela 5.14 apresenta as relações C/N e as eficiências de remoção de NH<sub>3</sub>-N para os CBR. Como observado na 1ª fase do experimento, não houve interferência das relações C/N sobre as eficiências de oxidação de nitrogênio amoniacal.

**Tabela 5.14 - Relação C/N e Eficiência de Oxidação de Nitrogênio Amoniacal para os CBR –  
2ª Fase**

Etapa	Carga Orgânica			Carga N-Amoniacal			Relação C/N		% Remoção NH <sub>3</sub> -N*	
	(kg DQOt/m <sup>3</sup> .d)	(gDQOt/m <sup>2</sup> .d)		(kgNH <sub>3</sub> - N/m <sup>3</sup> .d)	(g NH <sub>3</sub> -N/m <sup>2</sup> .d)					
	UASB	CBR 1	CBR 2	UASB	CBR 1	CBR 2	UASB	CBR	CBR 1	CBR 2
4	1,0	4,05	3,36	0,04	0,65	0,54	28,02	6,54	95,2%	96,8%
5	1,53	4,27	3,54	0,08	0,72	0,60	20,69	5,90	90,3%	92,9%
6	1,19	3,72	3,08	0,04	0,64	0,53	27,60	5,83	94,5%	95,8%

A tabela 5.15 apresenta a correlação entre os valores de relação C/N e os valores de carga removida de Nitrogênio Amoniacal para BAS e CBR. Não foram observadas boas correlações entre as variáveis, tanto para os BAS como para os CBR, apontando independência entre o comportamento das duas variáveis.

**Tabela 5.15 - Correlação entre C/N e Carga Removida de Nitrogênio amoniacal (kgNH<sub>3</sub>-  
N/m<sup>3</sup>.d)**

Etapa	BAS 1	BAS 2	BAS 3	CBR 1	CBR 2
4	-0,38	-0,10	0,39	-0,64	-0,58
5	-0,96	-0,39	0,30	0,14	0,00
6	0,38	0,46	-0,34	-0,35	-0,23

Houve correlação significativa (>95%) somente na 5ª Etapa do experimento para o BAS 1, a qual apresenta sinal negativo, indicando comportamento inverso entre as variáveis. Desta forma o aumento da relação C/N interferiria negativamente na eficiência de remoção de NH<sub>3</sub>-N. A presença de boa correlação (>95%) negativa entre a relação C/N e a taxa na oxidação do nitrogênio amoniacal no BAS 1 na 5ª etapa (tabela 5.15) pode corroborar com a

hipótese de que as instabilidades na nitrificação observadas nos biofiltros nesta etapa podem estar relacionados a choques de carga ocasionados pela adição de fonte externa de carbono na base dos BAS.

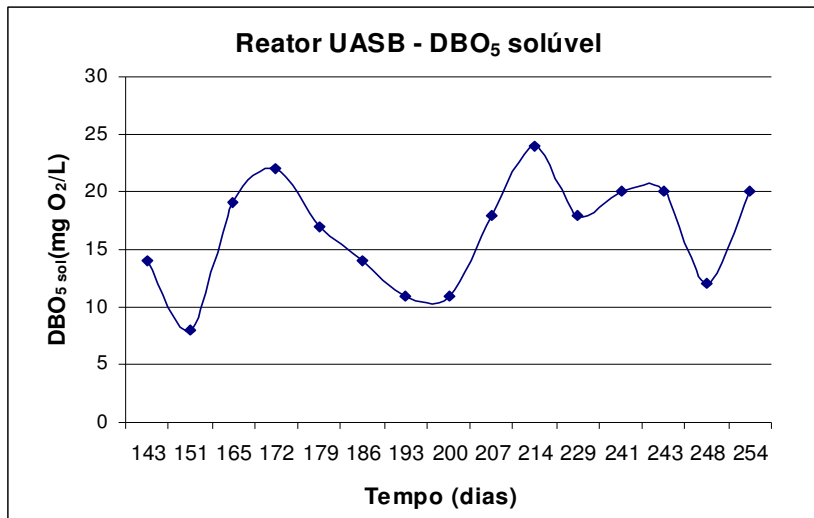
A independência das eficiências de oxidação de nitrogênio amoniacal em relação às cargas orgânicas aplicadas e relação C/N nas etapas 4 a 6 apontam o regime hidráulico como fator preponderante na nitrificação para o efluente avaliado, relevando a relação C/N um fator secundário.

### **5.4.3 Desnitrificação**

A 2ª fase do experimento foi composta por estratégias visando a desnitrificação, testadas nas 3 últimas etapas experimentais. A 4ª etapa visou a pré-desnitrificação aplicando a recirculação entre as câmaras aeróbia e anaeróbia, utilizando-se o carbono orgânico presente no afluente dos BAS.

Em um sistema de pré-desnitrificação as taxas de remoção dependem da vazão de recirculação e a presença de carbono facilmente biodegradável, o qual é requerido para a desnitrificação. Devido às elevadas concentrações de OD no efluente das câmaras aeróbias dos BAS (5-8 mgO<sub>2</sub>/L), uma carga elevada de oxigênio foi recirculada para a zona de desnitrificação, a qual pode ter consumido a matéria orgânica facilmente biodegradável contida no efluente do reator UASB. A partir da não-ocorrência de pré-desnitrificação foi avaliada a concentração de carbono biodegradável solúvel presente no afluente dos BAS através da DBO<sub>5</sub> solúvel.

A figura 5.27 apresenta os valores de DBO<sub>5</sub> solúvel presente no afluente dos BAS no período compreendido entre 143º e o 254º dias. Os dados observados na figura mostram baixos valores de DBO<sub>5</sub> solúvel, com média de 16,5 mO<sub>2</sub>/L e valores extremos de 9 a 24 mgO<sub>2</sub>/L, estando abaixo da relação requerida para desnitrificação.



**Figura 5.27 - Variação da concentração de DBO<sub>5</sub> solúvel no período de 143<sup>o</sup> ao 254<sup>o</sup> dias**

Pode-se, desta forma, associar a não-ocorrência da pré-desnitrificação na 4<sup>a</sup> etapa aos efeitos conjuntos das elevadas concentrações de OD observadas nas câmaras aeróbias dos BAS e à falta de carbono orgânico solúvel e biodegradável no afluente dos BAS. Como solução foi implementada a dosagem externa de carbono, sendo esta estratégia avaliada na etapa seguinte.

A 5<sup>a</sup> etapa foi realizada visando a pré-desnitrificação com dosagem externa de carbono na forma de acetato de sódio na linha de alimentação dos BAS. Segundo Halling-Sørensen & Jørgensen (1993), valores de relação C/N necessários para a completa desnitrificação variam de 1,5 a 5,0 sendo que relações no intervalo de 2 a 3 geralmente produzem uma desnitrificação completa (95% de remoção de nitrato).

A dosagem de acetato de sódio aplicada se baseou em uma concentração esperada de 20 mgNO<sub>3</sub>-N/L no efluente da câmara aeróbia, sendo esta concentração observada nos BAS 1 e 3 ao longo da 4<sup>a</sup> etapa, utilizando-se relação C/N de 1,46 mol/mol. Utilizando-se como fonte de carbono o Acido acético, esta relação molar equivaleria a 3,0 kgHAc/kgN removido.

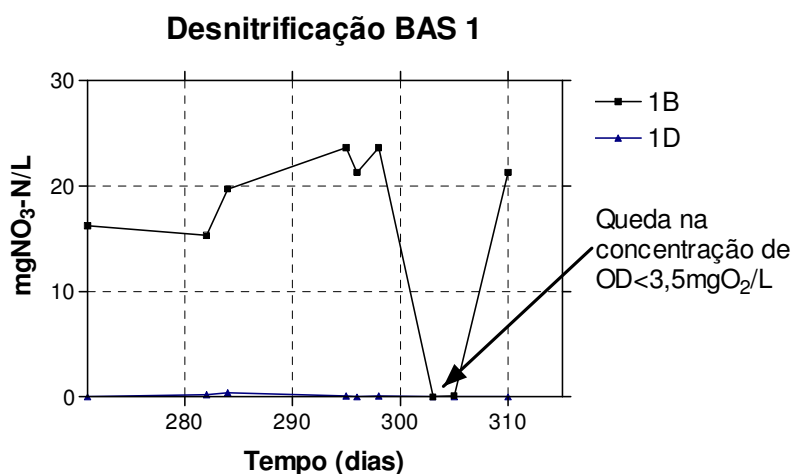
As elevadas taxas de recirculação aplicadas não possibilitaram o consumo da carga de carbono aplicada ainda na câmara anaeróbia, vindo desta forma a prejudicar a nitrificação na câmara aeróbia. Desta forma, após 5 amostragens nas quais se observou um comportamento instável de nitrificação nos BAS, esta etapa foi encerrada.

Na 6<sup>a</sup> etapa, a dosagem de acetato de sódio foi realizada na entrada da câmara anóxica, onde haveria a maior concentração possível de nitrato nos BAS. Foi mantida a dosagem de 3 kgHAc/kgN, conforme justificado anteriormente.

A eficiência de remoção de nitrato no BAS 1 foi de aproximadamente de 99%, obtendo-se concentrações médias efluentes de nitrato e DQO total de 0,1 mgNO<sub>3</sub>-N/L e 38,6 mgO<sub>2</sub>/L respectivamente. A carga de acetato dosada na entrada da câmara anóxica dos BAS 2 e 3 ocasionou a elevação das concentrações efluentes de DQO total destes biofiltros, causadas pela perda no efluente final dos BAS do acetato dosado não consumido.

A figura 5.28 apresenta as concentrações de nitrato na saída das câmaras aeróbia (ponto 1B) e anóxica (ponto 1D) do BAS 1 na 6ª etapa do experimento. As elevadas concentrações de nitrato na câmara aeróbia, com média de 20,1±3,3 mgNO<sub>3</sub>-N/L, contrastam com concentração média efluente de 0,1±0,1 mgNO<sub>3</sub>-N/L na saída da câmara anóxica.

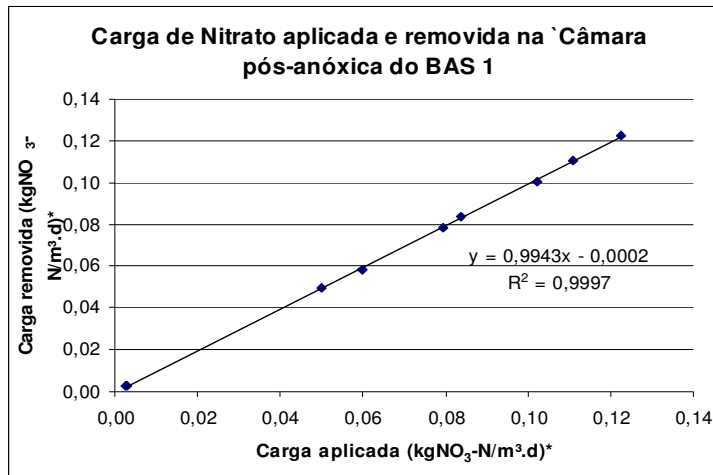
A figura 5.29 apresenta a correlação entre a taxa de carregamento de nitrato na câmara anóxica e a carga removida pelo BAS 1. Verifica-se nesta um elevado ajuste dos dados à reta ( $R^2=0,99$ ) devido à elevada eficiência de remoção do sistema.



**Figura 5.28 - Variação temporal de concentrações na câmara aeróbia e anóxica do BAS 1 ao longo da 6ª etapa.**

A biomassa que sedimentou na base da câmara anóxica provavelmente beneficiou a desnitrificação. A elevada concentração de sólidos presentes neste local propiciou uma biomassa em respiração endógena, na qual havia ainda presença de oxigênio dissolvido e nitrato provenientes da câmara aeróbia. A adição de acetato de sódio diretamente sob a biomassa concentrada na base da câmara propiciou o consumo do oxigênio dissolvido ainda presente e provavelmente favoreceu o desempenho elevado na remoção de nitrato.





**Figura 5.29 - Carga volumétrica de nitrato aplicada e removida na câmara anóxica. \*Volume da câmara anóxica: 30L**

O BAS 1 apresentou taxa média de desnitrificação de aproximadamente 0,1 kgNO<sub>3</sub>-N/m<sup>3</sup>.d com um TDH na câmara anóxica de 0,19d. A baixa taxa obtida deve-se em parte ao elevado volume da câmara anóxica, a qual foi originalmente dimensionada para propiciar a desnitrificação através da respiração endógena da biomassa. A adição de uma fonte externa de carbono propiciaria volumes menores no dimensionamento desta câmara, e por conseqüência, elevaria os valores das taxas de desnitrificação obtidas.

Rother *et al* (2002) obtiveram taxas de 1 kg NO<sub>3</sub>-N/L em um filtro terciário utilizando esgoto bruto como fonte de carbono. Os mesmos autores obtiveram taxas de 4 kgNO<sub>3</sub>-N/L substituindo o esgoto bruto por Etanol. Jeong *et al* (2006) obtiveram taxas de 4 kgNO<sub>3</sub>-N/L fazendo uso de BAS para a remoção terciária de Nitrogênio com dosagem externa de carbono na forma de metanol, apresentando um TDH de 0,24d, pouco superior ao observado nos BAS.

### **5.5 Remoção de lodo do sistema**

A remoção de lodo foi realizada em dois pontos, sendo eles na câmara anaeróbia e início da câmara anóxica. A remoção de lodo na câmara anaeróbia foi realizada com o objetivo de remover sólidos perdidos pelo reator UASB e acumulados nesta câmara. A remoção de lodo da câmara anóxica visou à melhora da qualidade do efluente final, já que esta câmara teve função adicional de decantação dos sólidos perdidos pela câmara aeróbia.

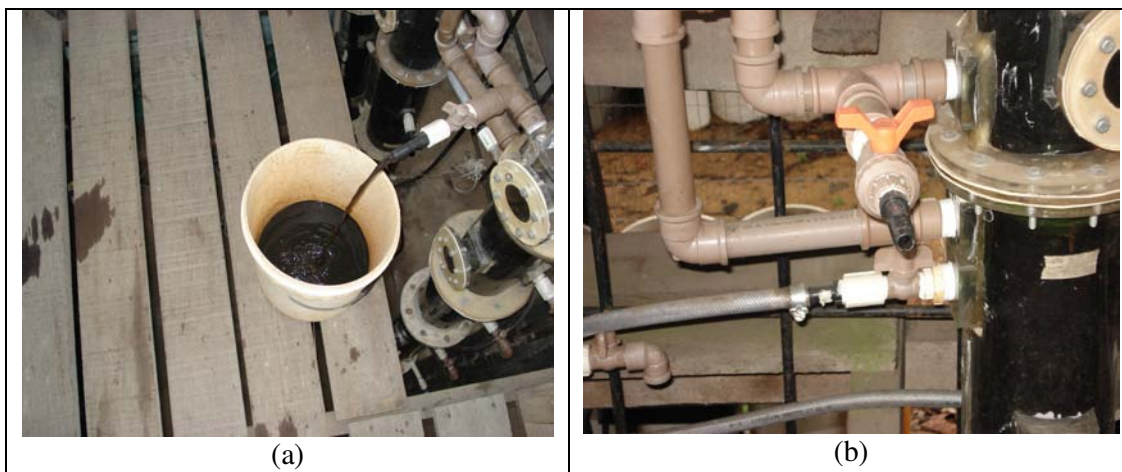
O volume de lodo removido da câmara anaeróbia foi de 12L, sendo esta alíquota correspondente ao volume da parte superior da câmara anaeróbia até o início da zona aeróbia, praticamente equivalente ao total da câmara anaeróbia (figura 5.30). A retirada aconteceu

somente a partir da segunda fase do experimento, momento no qual se observou uma crescente concentração de sólidos na câmara anaeróbia e aeróbia. A remoção de lodo da câmara anóxica aconteceu no mesmo momento, em virtude do decréscimo da qualidade do efluente final.

Após a primeira etapa de operação do sistema foi implementada uma rotina de remoção de lodo da câmara anóxica, para manutenção da qualidade do efluente final. A cada operação destas, era removido um volume correspondente ao volume da câmara (26 L). A figura 5.31 mostra o ponto de remoção e as características visuais do lodo removido.



**Figura 5.30 - Remoção de lodo da câmara anaeróbia (a) lodo sendo removido (b) Volume total de lodo removido neste ponto.**



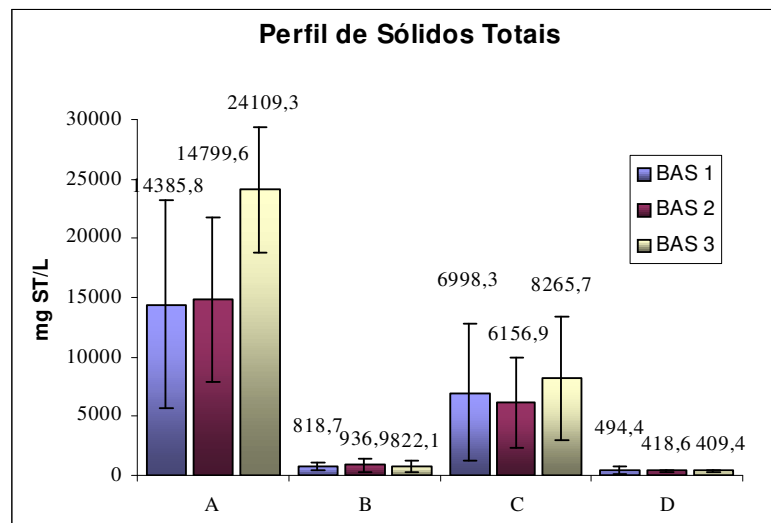
**Figura 5.31 – Remoção de lodo da câmara anóxica. (a) Remoção de lodo na base da câmara anóxica. (b) Detalhe do ponto de remoção de lodo.**

## 5.6 Perfil de sólidos totais

O perfil de concentrações médias de Sólidos Totais observados para os BAS é apresentado na figura 5.32. Nesta, destacam-se grandes concentrações de ST para os pontos A (câmara anaeróbia) e C (entrada da câmara anóxica) para todos os BAS.

Para o ponto “A”, o comportamento é justificado pelo efeito de acúmulo de sólidos perdidos pelo reator UASB, bem como de biomassa desprendida do meio suporte dos próprios BAS. Os sólidos retidos nesta câmara eram removidos semanalmente (12L).

As elevadas concentrações de lodo na base da câmara anóxica ocorreram pela baixa turbulência resultante do emprego de flange cego entre o final da câmara aeróbia e início da anóxica visando impedir a entrada de bolhas de ar nesta câmara. Desta forma foram propiciadas condições para a sedimentação de biomassa no local. O lodo desta câmara era removido a cada 15 dias, em virtude da baixa produção de sólidos pelos biofiltros, sendo a câmara totalmente esvaziada (26L) a cada limpeza. O ponto D representa a saída dos BAS, onde é possível observar valores de ST bem inferiores aos verificados no ponto C.



**Figura 5.32 – Perfil de Sólidos para os BAS ao longo de todo o período experimental. Pontos A: Câmara anaeróbia; B: câmara aeróbia, C: câmara anóxica, D: saída do BAS**

## 5.7 Carga de SS e eficiência de remoção

Para a primeira etapa do experimento, os BAS e CBR apresentaram valores médios negativos de remoção em relação ao reator UASB. Isto se deveu a perdas contínuas de sólidos no efluente dos biofiltros contidos na câmara anóxica dos BAS. Através da análise de sólidos

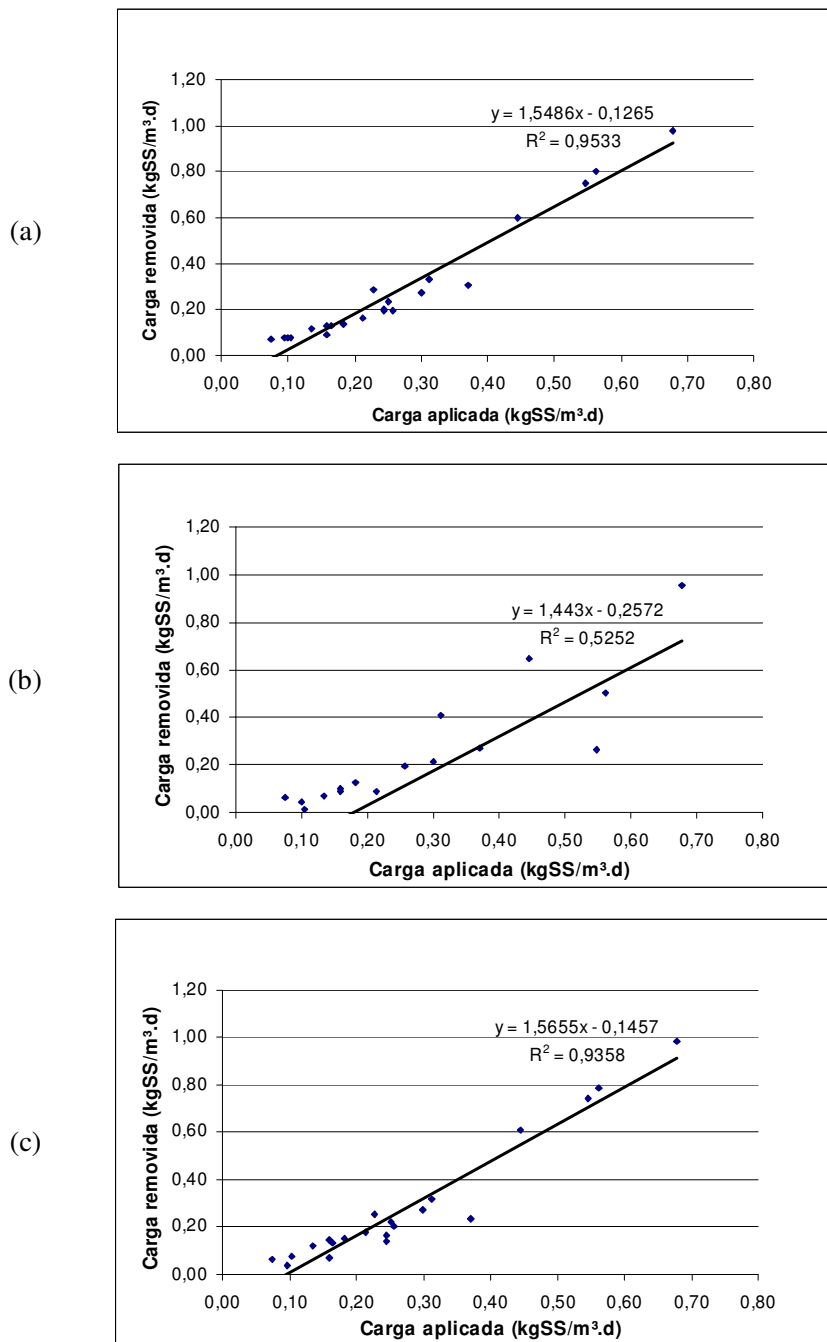
e acompanhamento visual do efluente a diversas alturas da câmara anóxica, verificou-se que esta estava atuando como um sedimentador. A remoção quinzenal de lodo a partir da 2ª etapa propiciou uma melhora sensível na qualidade final do efluente das unidades de BAS, como verificado na tabela 5.16 para esta etapa.

**Tabela 5.16 - Concentrações de SS para os Sistemas UASB+BAS e UASB+CBR**

Etapa	TAS* (m³/m².d)		Sólidos Suspensos		Eficiência de remoção	
			Média (mgSS/L)	DP	% BAS/ CBR	% Ef. Total**
1	23	EB	591,6	630,8	-	-
		UASB	96,4	54,9	-	84%
		BAS 1	403,1	634,9	-318%	32%
		BAS 2	128,7	82,0	-33%	78%
		BAS 3	67,0	72,1	31%	89%
		CBR 1	109,9	64,4	-14%	81%
		CBR 2	148,6	128,0	-54%	75%
2	12	EB	943,7	893,1	-	-
		UASB	214,0	97,2	-	77%
		BAS 1	25,3	12,7	88%	97%
		BAS 2	120,7	111,9	44%	87%
		BAS 3	28,0	13,5	87%	97%
		CBR 1	381,7	226,2	-78%	60%
		CBR 2	354,0	153,3	-65%	62%
3	8	EB	813,1	567,3	-	-
		UASB	93,0	51,3	-	89%
		BAS 1	17,3	12,7	81%	98%
		BAS 2	48,7	41,0	48%	94%
		BAS 3	18,7	22,9	80%	98%
		CBR 1	146,1	66,5	-57%	82%
		CBR 2	150,9	143,3	-62%	81%
4	8	EB	562,7	320,8	-	-
		UASB	107,0	25,1	-	81%
		BAS 1	14,7	12,5	86%	97%
		BAS 2	41,7	20,2	61%	93%
		BAS 3	29,7	14,2	72%	95%
		CBR 1	130,0	46,5	-21%	77%
		CBR 2	98,0	93,1	8%	83%
5	8	EB	931,5	387,5	-	-
		UASB	136,7	78,8	-	85%
		BAS 1	25,7	23,8	81%	97%
		BAS 2	28,3	17,0	79%	97%
		BAS 3	48,3	32,3	65%	95%
		CBR 1	160,0	86,6	-17%	83%
		CBR 2	136,0	87,3	0%	85%
6	8	EB	933,3	19,8	-	-
		UASB	117,0	49,8	-	87%
		BAS 1	21,3	7,4	82%	98%
		BAS 2	15,3	6,1	87%	98%
		BAS 3	40,0	6,9	66%	96%
		CBR 1	214,3	22,7	-83%	77%
		CBR 2	186,7	51,5	-60%	80%

\*Taxa de aplicação superficial; \*\* (UASB+BAS ou CBR)

A figura 5.33 apresenta as cargas aplicadas e removidas de SS para o BAS a partir da 2ª Etapa do experimento, nas quais já estava em operação a rotina de remoção de lodo. Não foram traçados gráficos para os CBR em virtude deste não apresentar decantador secundário.



**Figura 5.33 – Carga Aplicada de SS e Removida para os BAS após a implantação da rotina de remoção de lodo na câmara anóxica (2ª etapa). Legenda: (a) BAS 1, b) BAS 2, c) BAS 3.**

Em termos de remoção de SS, a análise dos gráficos na figura 5.33 apontam para um melhor ajuste à reta dos dados dos BAS 1 e 3. O menor ajuste dos dados obtidos para o BAS 2 foi associado à maior perda de SS no efluente deste biofiltro.

O fato de a câmara anóxica operar como um decantador secundário é uma das vantagens da conformação de BAS desenvolvida neste experimento, especificamente quando são empregados materiais com elevado índice de vazios, como os utilizados nos BAS 1 e 3. A biomassa sedimentada na câmara anóxica pode ter benefícios na retenção dos SS presentes no efluente da câmara aeróbia além do auxílio no consumo do OD em excesso e na desnitrificação. Tem-se como resultado um efluente com baixa concentração de SS, sem a necessidade de decantadores secundários, resultando em sensível economia de recursos. A utilização de materiais alternativos, como tampas e gargalos de garrafas PET, elevam ainda mais a economia obtida.

### **5.7.1 Taxa de aplicação superficial e efeito na remoção de SS**

Os BAS foram operados a uma Taxa de Aplicação Superficial (TAS) de 23 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d ao longo da 1ª Etapa, taxa esta próxima à de 20 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia, comumente verificada em BAS (BARBOSA, 2006). A avaliação da influência da TAS sobre a remoção de SS pelos BAS sofreu interferência na 1ª etapa pela perda de sólidos acumulados na câmara anóxica.

Aisse & Sobrinho (2000), operaram um sistema UASB+BAS no tratamento de esgoto sanitário, com o BAS sendo operado com TAS de 30 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.dia. Os pesquisadores obtiveram eficiência de remoção de 83% de SS e efluente com concentração média de 26 mgSS/l após decantação.

A redução da TAS de 23 para 12m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d na 2ª etapa do experimento e a implantação do programa de remoção de sólidos nos BAS ao mesmo tempo impossibilitou a interpretação clara do efeito da redução da TAS sobre a eficiência de remoção de sólidos pelo BAS e pela câmara anóxica. Foram observadas eficiências conjuntas com o reator UASB variando de 87% (BAS 2) a 97% (BAS 1 e 3), sem a presença de decantador secundário. As eficiências dos BAS com relação ao efluente do reator UASB na 2ª etapa foram de 88% e 87% para os BAS 1 e 3 respectivamente, com concentrações efluentes de 25,3 e 28mgSS/L respectivamente. No BAS 2 a concentração efluente foi de 120 mgSS/L e eficiência de 44% com relação ao reator UASB devido a perdas regulares de lodo.

Os resultados obtidos para a 2ª etapa são similares aos obtidos por Gálvez *et al* (2003), o qual operou um biofiltro com TAS muito inferiores às observadas para os BAS no

experimento em questão ( $0.35\text{--}1.59\text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ ), obtendo um efluente com concentração média de SS e eficiência similares ( $\text{SS}<35\text{ mg/L}$ ) e eficiência de remoção superior a 80%.

A redução da TAS de 12 para  $8\text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$  na 3ª etapa não interferiu significativamente na remoção de SS dos BAS e CBR. Desta forma, as elevadas eficiências de remoção de SS pelos BAS parecem estar associadas principalmente à rotina de remoção de lodos do que à TAS empregada nos BAS. As eficiências em relação ao reator UASB na 3ª etapa foram superiores a 80% para os BAS 1 e 3, à exceção do BAS 2 (44%), com eficiências totais (UASB+BAS) superiores a 90% para os BAS e a 80% para os CBR. Nesta fase foram obtidas concentrações médias efluentes de 17 e 18 mgSS/L para os BAS 1 e 3, respectivamente.

A 2ª fase (etapas 4 a 6) foi desenvolvida com uma TAS de  $8\text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ . O BAS 1 apresentou eficiências de remoção superiores a 80% em relação ao reator UASB ao longo de toda a 2ª fase. O BAS 3 apresentou uma queda gradual na eficiência de remoção de 80% na 3ª Etapa para 66% na 6ª etapa, sendo este comportamento não associado a nenhum fator observado na operação deste BAS. O BAS 2, ao contrário do BAS 3, apresentou elevação gradual na qualidade final do efluente, obtendo eficiências de 61%, 79% e 86% em relação ao reator UASB nas etapas 4, 5 e 6 respectivamente.

Os CBR obtiveram eficiências sempre negativas com relação ao reator UASB por não possuírem decantador secundário. Ainda sim, as remoções totais (em conjunto com o reator UASB) foram superiores a 70% em todas as etapas do experimento.

## **5.8 Oxigênio dissolvido**

A concentração de OD foi mantida elevada ( $>4,0\text{ mgO}_2/\text{L}$ ) ao longo de todo o experimento, visando não tornar este parâmetro limitante para o biofilme nitrificante. O monitoramento das concentrações de OD ao longo do experimento apontou concentrações variando de 4 a  $7\text{ mgO}_2/\text{L}$ . As variações se devem em parte a dificuldades no controle do OD no tratamento do efluente no experimento em questão, o qual era caracterizado por um conteúdo baixo de matéria orgânica biodegradável e a diluições quando em períodos chuvosos.

A operação de BAS com concentrações superiores a  $5\text{ mgO}_2/\text{l}$  para a nitrificação foi empregada por Rothier *et al* (2002) e Jeong *et al* (2006), visando o suprimento de OD em excesso para nitrificação. Rothier *et al* (2002) citam, no entanto, que as elevadas concentrações de OD podem vir a interferir significativamente na etapa de desnitrificação, a depender da carga orgânica presente no esgoto afluente.

Como mencionado por Rothier (2002), as elevadas concentrações de OD na câmara aeróbia (4-7mgO<sub>2</sub>/L) dos BAS no experimento em questão apresentaram reflexos negativos no desempenho das câmaras anóxica, sendo verificadas concentrações entre 1 e 2 mgO<sub>2</sub>/L no efluente final do BAS (ponto “D”) e assim impedindo o estabelecimento de condições anóxicas nesta câmara. Atribuiu-se à respiração endógena do lodo sedimentado na câmara anóxica a redução das concentrações observadas na saída da câmara aeróbia até os valores verificados no efluente dos BAS.

Concentrações de OD inferiores a 3,5 mgO<sub>2</sub>/L limitaram severamente a nitrificação nas câmaras aeróbias dos BAS. Este fato foi visualizado ao reduzirem-se as concentrações de OD nos BAS entre o 302º e o 306º dias. As concentrações observadas para este período situaram-se entre 3,2 mgO<sub>2</sub>/L e 3,4 mgO<sub>2</sub>/L, e inibiram o processo de nitrificação por completo.

A limitação da nitrificação pode estar associada às características do biofilme presente nos BAS. A não realização de retrolavagens pode ter resultado no desenvolvimento de um biofilme espesso, interferindo desta forma na taxa de transferência de OD e outros compostos para as camadas internas do biofilme.

A dinâmica dos reatores de crescimento em leito fixo é governada pelas taxas de transferência através da camada-limite existente junto à superfície do biofilme e através deste. Espessuras elevadas conduzem a menores taxas de transferência, e desta forma, são necessárias maiores concentrações de OD em solução para que se desenvolva um gradiente de concentrações, assim propiciando que oxigênio alcance a base do biofilme.

Condições limitantes de Oxigênio podem ser significativamente diferentes em processos de crescimento em leito fixo, já que a disponibilidade de oxigênio para o biofilme nitrificante está sujeito limitações pela difusão (Zhu & Chen, 2002). Os mesmos autores reportam que é mais importante manter uma concentração suficiente de OD em processo de crescimento em leito fixo do que em um processo de crescimento suspenso devido à natureza do transporte através do biofilme.

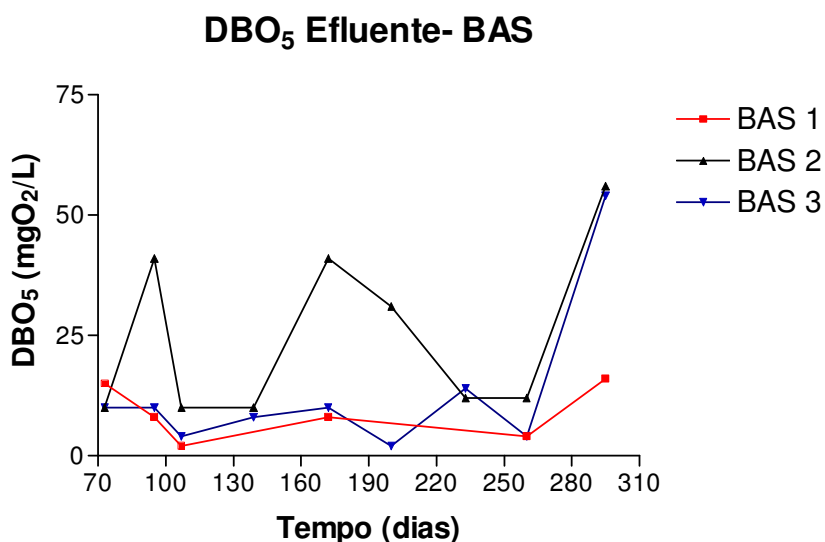
Chen et al (2006) apontam a concentração de 2,0mgO<sub>2</sub>/L como a mínima a ser mantida em biofiltros para nitrificação em sistemas de aquíicultura. Segundo estes autores, a partir de revisão bibliográfica, a faixa mínima de concentrações para se obter uma nitrificação confiável varia de 0,6 a 3,4 mgO<sub>2</sub>/L.



### 5.9 DBO<sub>5</sub> efluente e relação DBO<sub>5</sub>/DQO para BAS

Os valores de DBO<sub>5</sub> para o efluente dos BAS são apresentados na figura 5.34. A análise dos dados aponta para baixas concentrações efluentes de DBO<sub>5</sub> para os BAS 1 e 3, os quais apresentaram valores médios de  $4,2 \pm 4,05$  mgO<sub>2</sub>/L e  $7,7 \pm 4,05$  mgO<sub>2</sub>/L respectivamente. O BAS 2 apresentou concentração efluente de  $20,88 \pm 14,27$  mgO<sub>2</sub>/L, podendo estar associado a perdas de biomassa por este BAS. O cálculo das médias não considerou o valor correspondente ao 300º dia do experimento, o qual sofreu alteração devido à dosagem de acetato de sódio na câmara anóxica dos BAS.

O comparativo dos valores obtidos e o estabelecido como padrão mais restritivo pela Resolução CONSEMA nº 128/2006 do Estado do RS, de  $DBO_5 \leq 40$  mgO<sub>2</sub>/L para  $Q > 10.000$  m<sup>3</sup>/d, aponta para o atendimento pleno dos BAS mesmo para o BAS 2, o qual apresentou a maior concentração efluente, excluindo-se desta avaliação o último ponto do gráfico (300º dia).



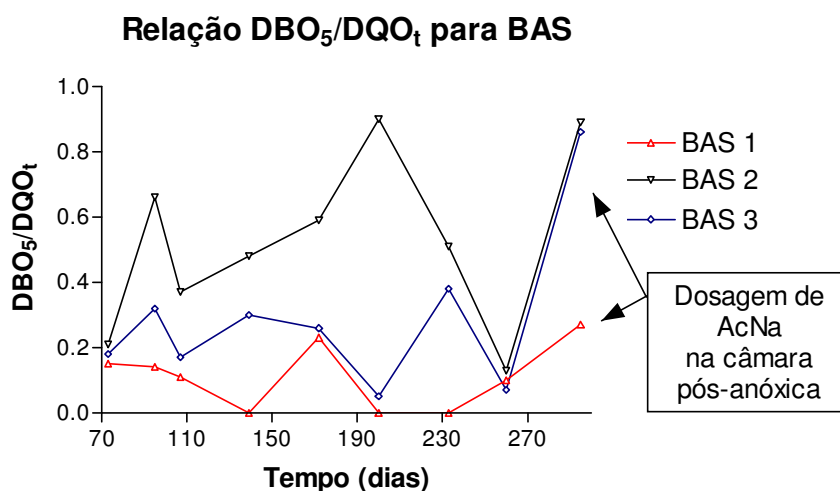
**Figura 5.34 - Representação Gráfica dos valores de DBO<sub>5</sub> para o efluente dos BAS.**

A figura 5.35 apresenta graficamente os valores de relação DBO<sub>5</sub>/DQO<sub>t</sub> para os BAS. Os valores da relação DBO<sub>5</sub>/DQO para BAS 1 e 3 foram sempre inferiores aos observados para o BAS 2.

A relação DBO<sub>5</sub>/DQO<sub>t</sub> efluente dos BAS apresentou valores mais elevados somente quando da adição de carbono externo (300º dia), sendo os valores dos BAS 2 e 3 mais elevados por estarem associados à não-ocorrência de desnitrificação nestes biofiltros, a qual

consumiria o carbono orgânico dosado, o que justifica os valores inferiores do BAS 1 para esta análise.

Os BAS 1, 2 e 3 apresentaram relações  $DBO_5/DQO_t$  de 0,11; 0,52 e 0,28 respectivamente, apontando para um efluente com baixo conteúdo biodegradável para os BAS 1 e 3. As maiores relações  $DBO_5/DQO$  para o efluente do BAS 2 podem estar associadas a maiores perdas de SS por este biofiltro.



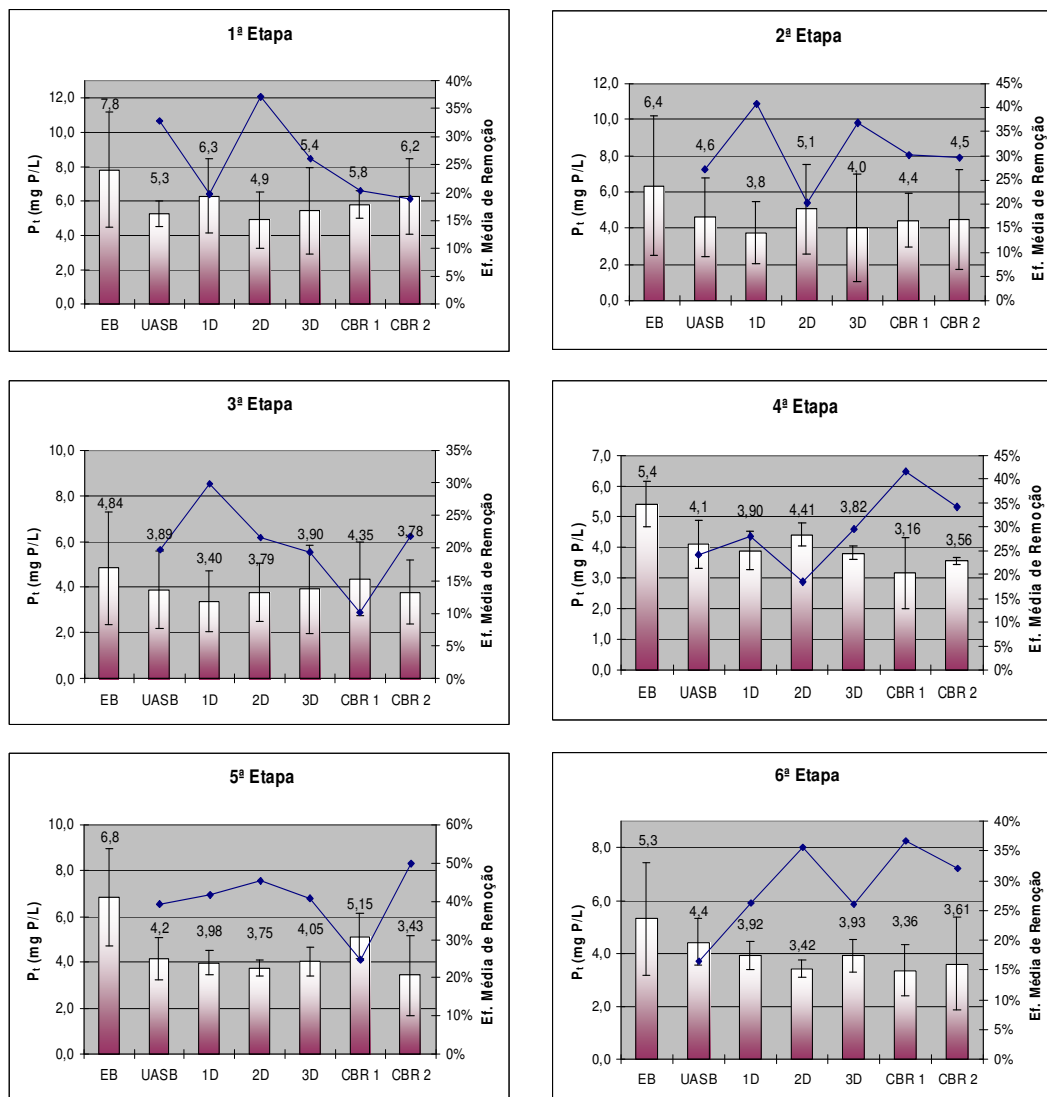
**Figura 5.35 – Relação  $DBO_5/DQO$  para os BAS**

O esgoto bruto apresentou para os pontos avaliados uma relação de 0,58; valor um pouco superior ao intervalo de 0,4 a 0,5 encontrado na literatura para esgoto sanitário. O reator UASB apresentou relação média de 0,61; sendo o aumento da relação para o reator UASB associado à solubilização da matéria orgânica particulada digerida pelo reator.

### **5.10 Fósforo total**

Os BAS e CBR apresentaram baixas eficiências de remoção em todas as etapas do Experimento, sendo associadas ao fato de os BAS e CBR não terem sido operados de forma a favorecer o desenvolvimento de Microrganismos Absorvedores de Fósforo (em inglês, PAO - *Phosphorus Absorbing Organisms*) em nenhuma das Etapas Experimentais.

A figura 5.36 apresenta graficamente o comportamento dos BAS e CBR cada etapa. As unidades de BAS e CBR apresentaram elevada variabilidade em termos de eficiência de remoção, provavelmente associados ao crescimento e morte do biofilme dos reatores.

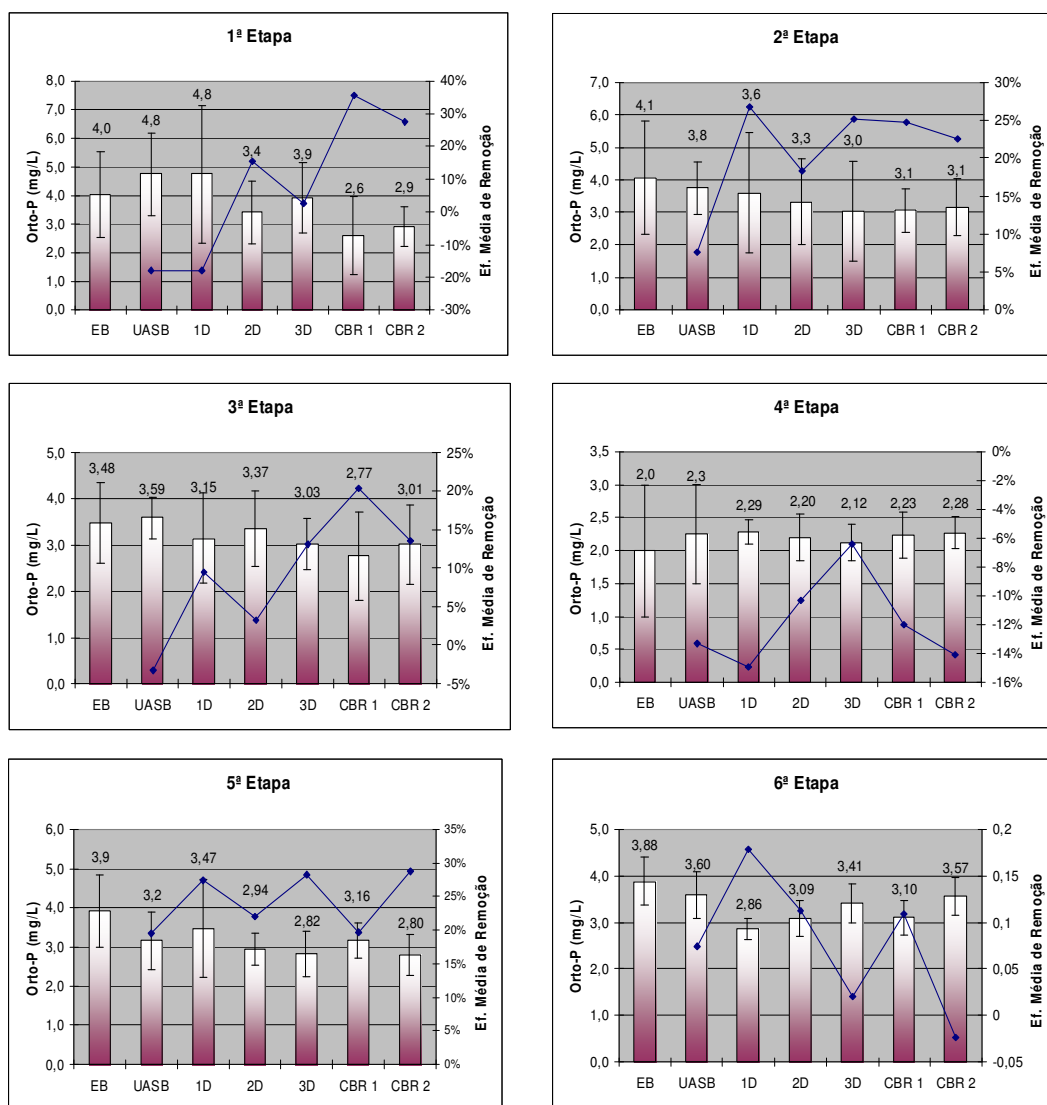


**Figura 5.36 - Concentrações médias de Fósforo Total e eficiências de remoção nas Etapas do Experimento**

O reator UASB apresentou eficiência média de remoção de 20,7% com relação ao Esgoto Bruto em todo o período experimental, com destaque para a 5ª etapa, na qual apresentou eficiência de 22%. Os BAS 1, 2 e 3 apresentaram eficiências em relação ao reator UASB de 2,0%, 2,1% e 5,1% respectivamente. Os CBR 1 e 2 apresentaram remoções de -3,7% e -3,1% respectivamente. As eficiências totais foram de 31,0% para o BAS 1, de 28,1% para o BAS 2 e 32,8% de para o BAS 3. Os CBR 1 e 2 apresentaram eficiências totais de 27,4% e 27,9% respectivamente.

## 5.11 Ortofosfato

A figura 5.37 apresenta graficamente o comportamento do parâmetro Fósforo total ao longo das Etapas do experimento. As remoções alteraram-se entre positivas e negativas, sendo este comportamento associado à própria dinâmica de crescimento e morte do biofilme, na qual o fósforo é absorvido e liberado quando da morte e crescimento do biofilme. Para todo o período experimental, os BAS apresentaram eficiência média de remoção de 13%, 17% e 18% com relação ao reator UASB. Os CBR, por sua vez, apresentaram eficiências de 24% e 22% frente ao reator UASB.



**Figura 5.37 – Concentrações médias e eficiências de remoção de Ortofosfato para BAS e CBR ao longo do experimento**

As eficiências totais de remoção (em conjunto com o reator UASB) foram de 13%, 16% e 18% para os BAS 1, 2 e 3 respectivamente. Os CBR apresentaram desempenho ligeiramente superior, com eficiências de 24% e 22% para os CBR 1 e 2 respectivamente. A eficiência média do reator UASB em todo o período experimental foi de -0,5%.

## **5.12 Parâmetros de projeto para biofiltros aerados submersos**

### 5.12.1 Carga orgânica volumétrica

#### Biofiltros Aerados Submersos

Na figura 5.38 compara-se a carga de DQO total aplicada aos três biofiltros com a carga removida por estes nas diferentes etapas do experimento.

Observa-se que não há sobrecarga em nenhum dos BAS testados, com a aplicação de cargas próximas a 5 kgDQO<sub>t</sub>/m<sup>3</sup>.d, já que a remoção de DQO total é diretamente proporcional à carga aplicada aos sistemas. Tem-se, então, que a remoção de DQO total para esta faixa de aplicação descargas pode ser ajustada por uma reação de primeira ordem.

As cargas orgânicas aplicadas na câmara aeróbia dos BAS variaram de 1,31 kgDQO<sub>t</sub>/m<sup>3</sup>.d a 3,81 kgDQO<sub>t</sub>/m<sup>3</sup>.d para a primeira etapa, 0,64 a 1,1 kg DQO<sub>t</sub>/m<sup>3</sup>.d para a segunda e de 0,45 a 1,6 kgDQO<sub>t</sub>/m<sup>3</sup>.d para a terceira etapa. Todas as taxas foram relacionadas ao volume da câmara aeróbia. A seguir são apresentadas as equações de ajuste para os BAS:

*BAS 1*

$$y = 0,86 * x - 0,15 \quad R^2=0,97$$

*BAS 2*

$$y = 0,89 * x - 0,25 \quad R^2=0,93$$

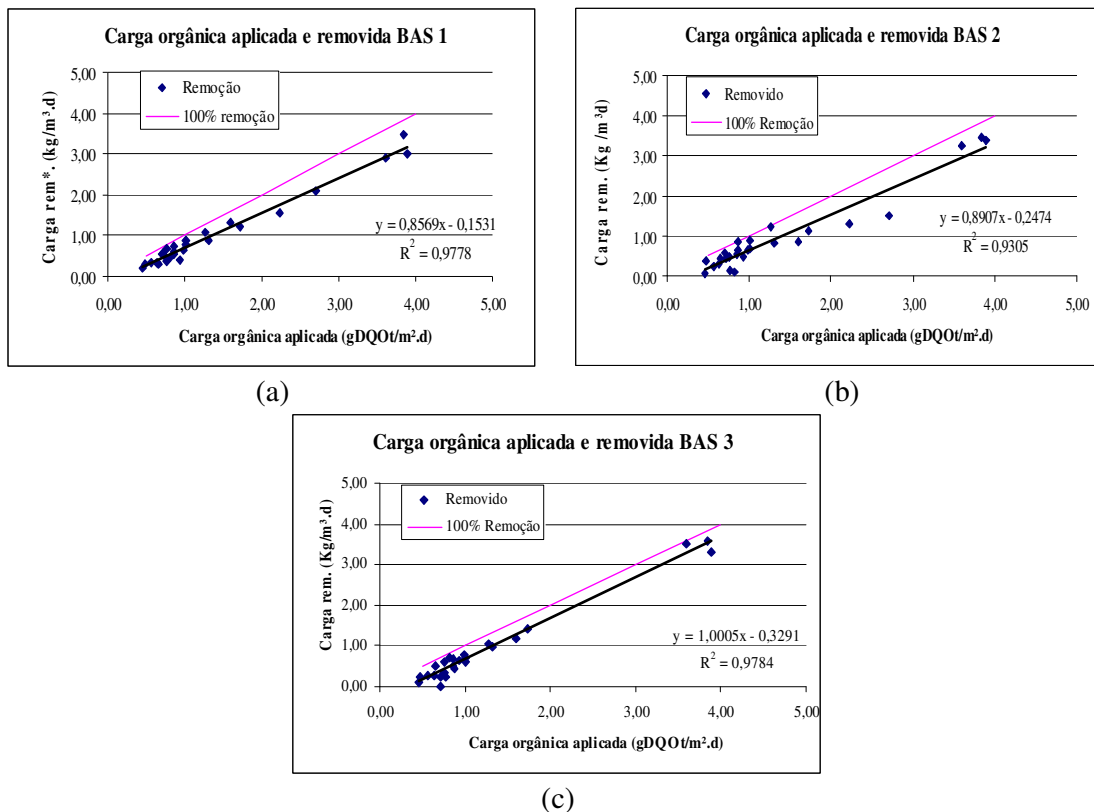
*BAS 3*

$$y = 1,0 * x - 0,33 \quad R^2=0,97$$

Onde:

y= carga removida, g (DQO<sub>t</sub>)/m<sup>3</sup>.d;

x= carga aplicada, em g DQO<sub>t</sub>/m<sup>3</sup>.d



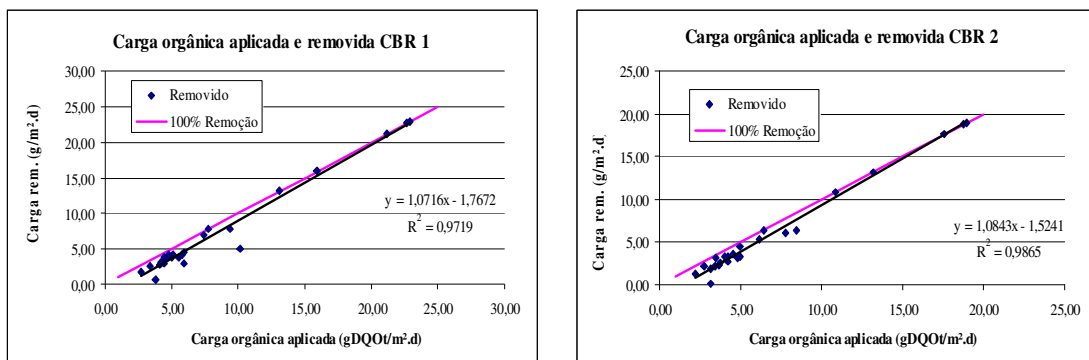
**Figura 5.38 - Carga orgânica aplicada e Removida para os BAS**

### Contadores Biológicos Rotatórios

Para o CBR 1, as cargas orgânicas situaram-se no intervalo de 4,95 a 22,90 gDQO<sub>t</sub>/m<sup>2</sup>.d para a primeira etapa, de 2,9 a 4,3 gDQO<sub>t</sub>/m<sup>2</sup>.d para a segunda e de 1,78 a 7,1 gDQO<sub>t</sub>/m<sup>2</sup>.d para terceira etapa. Para o CBR 2, as cargas variaram de 6,36 a 18,99 gDQO<sub>t</sub>/m<sup>2</sup>.d para a primeira etapa, de 2,30 a 3,6 gDQO<sub>t</sub>/m<sup>2</sup>.d para a segunda etapa e de 1,26 a 6,1 gDQO<sub>t</sub>/m<sup>2</sup>.d para a terceira etapa.

Na figura 5.39 se observa claramente que não há sobrecarga em nenhum dos CBR testados, já que pontos observados de remoção se aproximam da reta que representa a remoção total de DQO.

Tem-se, portanto, que a remoção de DQO total para esta faixa de aplicação de cargas pode ser ajustada por uma reação de primeira ordem, onde a velocidade de difusão da DQO será controlada pela velocidade de difusão da DQO solúvel no biofilme.



**Figura 5.39- Cargas Orgânicas Aplicadas e removidas para os CBR 1 e 2.**

As elevadas remoções obtidas pelos CBR são explicadas em parte pela baixa concentração da fração solúvel da DQO e DBO<sub>5</sub> do efluente do reator UASB.

*CBR 1*

$$y = 1,07 * x - 1,76 \quad R^2=0,97$$

*CBR 2*

$$y = 1,84 * x - 1,52 \quad R^2=0,98$$

Onde:

y= carga removida, g (DQO<sub>t</sub>-DQO<sub>dec</sub>)/m<sup>3</sup>.d;

x= carga aplicada, em g DQO<sub>t</sub>/m<sup>3</sup>.d

### 5.12.2 Nitrificação

#### Tempo de Detenção Hidráulico

Os BAS necessitaram de um TDH total de 12h (TDH aeróbia: 5,25h) e aplicação de recirculação com Q<sub>r</sub>/Q igual a 3 para obtenção de nitrificação estável e eficiência superior a 90% para os BAS 1 e 3 e eficiência superior a 60% para o BAS 2.

Os CBR obtiveram as melhores taxas de nitrificação com TDH de 3,5h, e taxa de aplicação de efluente igual a 42,8L/m<sup>2</sup>.d, com eficiências superiores a 90% e elevada estabilidade do processo.

### Materiais-Suporte

A tabela 5.17 apresenta as taxas de nitrificação obtidas para os BAS conforme material-suporte e o TDH aplicado aos biofiltros. Nesta são destacados os melhores desempenhos obtidos, tanto em termos de modulo como em termos de estabilidade do processo.

**Tabela 5.17-Taxas de nitrificação superficiais e volumétricas para os BAS**

Etapa	TDH (h)		Recirc.	BAS 1		BAS 2		BAS 3	
	Total	aeróbia		g/m <sup>2</sup> .d	kg/m <sup>3</sup> .d	g/m <sup>2</sup> .d	kg/m <sup>3</sup> .d	g/m <sup>2</sup> .d	Kg/m <sup>3</sup> .d
1	4	1,75	N	0,21	0,03	0,06	0,00	0,18	0,02
2	8	3,5	N	0,31	0,05	0,84	0,03	0,65	0,09
3	12	5,25	N	0,49	0,08	0,47	0,02	0,50	0,07
4	12	5,25	S	0,61	0,10	1,29	0,05	0,70	0,09
5	12	5,25	S	0,31	0,05	0,54	0,02	0,38	0,05
6	12	5,25	S	0,53	0,09	0,30	0,01	0,15	0,02

Materiais-suporte:

BAS 1: Tampas de gargalos de garrafa PET; BAS 2: Brita n<sup>o</sup>4; BAS 3: Anéis *Pall 1,5*''

Os CBR apresentaram as melhores taxas na 2<sup>a</sup> etapa, com TDH de 3,5h, conforme tabela 5.18. As elevadas taxas foram obtidas sem o auxílio de recirculação.

**Tabela 5.18-Taxas de nitrificação superficiais para os CBR**

Etapa	TDH (h)	CBR 1	CBR 2
		g/m <sup>2</sup> .d	g/m <sup>2</sup> .d
1	1,75	0,86	0,70
2	3,5	0,91	0,74
3	5,25	0,71	0,52
4	5,25	0,62	0,53
5	5,25	0,82	0,73
6	5,25	0,54	0,46

Materiais: CBR 1: Tampas e gargalos de garrafa PET; CBR 2: Anéis *Pall*

Dos materiais testados para os BAS, as Tampas e gargalos de garrafa PET foi o que apresentou os melhores resultados em termos de eficiência de nitrificação e em estabilidade do processo. Este material possui também um forte apelo social, por poder ser coletado em centrais de triagem, a um custo inferior ao de recheios plásticos comumente empregados em países desenvolvidos, como os anéis *Pall*.



### 5.12.3 Taxa de Aeração

A fim de evitar o desenvolvimento de condições limitantes de OD, aconselha-se a manutenção de concentrações acima de 4 mgO<sub>2</sub>/L. Concentrações abaixo de 3,5 mgO<sub>2</sub>/L limitaram o processo de nitrificação nos BAS.

Para a obtenção destas concentrações, a vazão de ar foi mantida em torno de 1,5NL/min. Com base na carga de DQO total removida nos BAS, obteve-se uma taxa de aeração de 2,3±0,7 Nm<sup>3</sup>/kgDQO total removida, incluindo-se a demanda de OD para nitrificação, desta forma evidenciando a baixo consumo de OD pelo efluente tratado.

### 5.12.4 Desnitrificação

O BAS 1 apresentou taxa de desnitrificação de 0,1 kg/m<sup>3</sup>.d de zona anóxica, utilizando-se como fonte de carbono externa Acetato de Sódio Trihidratado. O consumo deste sal, nas condições operacionais do BAS, foi de 10 gAcNa·3H<sub>2</sub>O/g NO<sub>3</sub>-N removido da solução. O incremento de vazão foi de 5% em relação à vazão afluyente.

Em termos de Acido Acético, a taxa seria de aproximadamente 3 kgHAc/kgNO<sub>3</sub>-N removido. A eficiência foi de aproximadamente 99%, com concentrações efluentes da ordem de 0,1±0,1 mgNO<sub>3</sub>-N/L.

## **5.13 Comentários Finais**

### Remoção de DQO

As elevadas eficiências obtidas pelo reator UASB possibilitaram eficiências totais de remoção (UASB+BAS) superiores a 90% para os BAS 1 e 3 e de 85% para o BAS 2 ao longo de todo o período experimental.

A implantação de uma rotina de remoção de lodo acumulado na câmara anóxica contribuiu para a redução da interferência de perda de lodo nos valores de DQO total.

Os CBR apresentaram eficiências de remoção de DQO total variando de 75 a 91% ao longo das 6 etapas experimentais. Estes valores foram inferiores aos obtidos nos BAS devido ao fato de os CBR não possuírem decantador secundário.

As eficiências de remoção de DQO decantada nos BAS e CBR não apresentaram diferenças estatísticas entre si ao longo das seis etapas experimentais. Os valores foram inferiores a 50mgO<sub>2</sub>/L para o período experimental, atendendo plenamente os padrões exigidos pela legislação ambiental.

Em termos de DBO<sub>5</sub>, os BAS 1 e 3 apresentaram os melhores resultados, com valores médios de 4,2±4,05 mgO<sub>2</sub>/L e 7,7±4,05 mgO<sub>2</sub>/L respectivamente. O BAS 2 apresentou concentração efluente de 20,88±14,27 mgO<sub>2</sub>/L, podendo estar associado à perdas de biomassa.

Os BAS 1, 2 e 3 apresentaram relações DBO<sub>5</sub>/DQO<sub>t</sub> de 0,11; 0,52 e 0,28 respectivamente ao longo de todo o período experimental, mostrando um elevado grau de mineralização do efluente já a partir da 1ª etapa do experimento para os BAS, o que permite concluir que, para a remoção de DQO somente, estes poderiam operar em TDH menores do que os testados no presente experimento.

### **Oxigênio Dissolvido**

A manutenção de níveis elevados de oxigênio dissolvido (4 a 7 mgO<sub>2</sub>/L) foi fator-chave no processo de nitrificação, já que valores inferiores a 3,5 limitaram severamente a nitrificação nos BAS. As elevadas concentrações de OD aliadas à baixa presença de matéria orgânica biodegradável no afluente dos BAS interferiram negativamente na pré-desnitrificação utilizando-se o com carbono interno afluente aos biofiltros.

## **Remoção de SS**

A implantação da rotina quinzenal de remoção de lodo da câmara anóxica contribuiu positivamente para a remoção de SS nos BAS. As eficiências foram superiores a 80% para os BAS 1 e 3 com relação ao reator UASB, seguidos pelo BAS 2, o qual obteve eficiências variando de 44% a 87% devido a perdas de lodo. As remoções totais (UASB+BAS) foram superiores a 90% para os BAS 1 e 3 e 85% para o BAS 2.

A conformação empregada de BAS, quando utilizados materiais com elevados índices de vazios (tampas e gargalos de garrafas PET e anéis *Pall*), possibilitou elevadas remoções de SS, tornando desnecessário uso o decantador secundário.

A remoção de SS nos CBR foi prejudicada pela presença de sólidos sedimentáveis e que justifica a necessidade do emprego de decantador secundário para esta tecnologia de tratamento.

## **Nitrificação**

O desenvolvimento da nitrificação e remoção carbonácea limitaram as taxas de nitrificação e exigiram elevados TDH para os BAS. A nitrificação dos CBR foi superior a 90% para TDH de 3,5h, enquanto que os BAS requereram 5,25h e a aplicação de recirculação para a obtenção de resultados similares.

### *Influência do Meio-Suporte*

A análise estatística das taxas de remoção de nitrificação volumétrica apontou diferença significativa entre os valores obtidos pelos BAS 1 e 3 e os valores obtidos pelo BAS 2 na 1ª e 3ª etapas. Os BAS 1 e 3 não apresentaram diferenças significativas entre si nas etapas 1 a 5 avaliadas. Em termos de eficiência de nitrificação e estabilidade do processo, o BAS 1, preenchido com tampas e gargalos de garrafa PET, apresentou os melhores resultados.

As taxas de nitrificação superficiais obtidas foram de 0,61gN/m<sup>2</sup>.d (0,1 kgN/m<sup>3</sup>.d) para o BAS 1 (preenchido com Tampas e gargalos de garrafa PET= 165 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>), de 1,29 g/Nm<sup>2</sup>.d (0,05kgN/m<sup>3</sup>.d) para o BAS 2 (pedra britada n.4= 40m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>), e de 0,70gN/m<sup>2</sup>.d (0,09 kgN/m<sup>3</sup>.d) para o BAS 3 (anéis Pall=135 m<sup>2</sup>/m<sup>3</sup>).

### Influência do TDH

As cargas hidráulicas necessárias para alcançar elevadas eficiências de nitrificação variaram entre os BAS e os CBR. Os BAS necessitaram de um TDH total de 12h (TDH aeróbia: 5,25h) e a aplicação de recirculação para a obtenção de nitrificação estável e eficiências superiores a 90%.

As cargas hidráulicas aplicadas aos BAS e CBR tiveram efeito predominante sobre a eficiência de oxidação do nitrogênio amoniacal, o que foi verificado através da inexistência de correlação entre a relação C/N e as taxas de oxidação de nitrogênio amoniacal. O atendimento da demanda nitrogenada exigiu maiores valores de TDH tanto para os BAS, como para os CBR. Os CBR apresentaram comportamento mais estável e melhores eficiências de nitrificação em relação aos BAS, com TDH inferior.

### Influência da relação C/N

As relações C/N observadas foram superiores ao limite citado por Van Loosdrecht et al. (2000) para a ocorrência de nitrificação ( $C/N \leq 5,0$ ). Os valores observados situaram-se entre 5,3 e 10,5 para os BAS e CBR.

Ao contrário do esperado, não foram verificadas interferências significativas da relação C/N sobre a eficiência de oxidação do nitrogênio amoniacal. Associou-se a ausência de correlação entre a relação C/N e a oxidação de nitrogênio amoniacal ao baixo grau de matéria orgânica biodegradável presente no afluente dos BAS e CBR.

### Influência da recirculação

A aplicação de recirculação possibilitou as mais elevadas eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal e maior estabilidade no processo de nitrificação para os BAS. Os efeitos sobre a nitrificação foram associados ao aumento da velocidade ascensional e turbulência.

### Influência do pH

Valores de pH abaixo do neutro não influenciaram de maneira adversa o processo de nitrificação para o BAS. Da mesma maneira, os CBR 1 e 2 operaram com pH próximo a 6

após a 2ª etapa do experimento, obtendo-se nitrificação quase total do nitrogênio amoniacal do afluente ( $\text{NH}_3\text{-N} < 5,0 \text{mg/L}$ ).

### Consumo de Alcalinidade

A análise das concentrações efluentes de nitrogênio amoniacal e de alcalinidade na 1ª fase apontam limitação do processo de nitrificação por deficiência de alcalinidade no meio. Ao longo do experimento foi observado um consumo de  $8,23 \text{ gCaCO}_3/\text{gNO}_3\text{-N}$  consumida para o BAS 1, o qual apresentou os melhores resultados em termos de nitrificação. Os CBR 1 e 2 apresentaram consumos de  $7,4 \text{ gCaCO}_3/\text{gNO}_3\text{-N}$  para CBR 1 e de  $7,6 \text{ gCaCO}_3/\text{gNO}_3\text{-N}$  respectivamente.

### **Desnitrificação**

O carbono oriundo da respiração endógena do lodo sedimentado na base da câmara anóxica não foi suficiente para suprir a demanda para a desnitrificação e para o consumo das elevadas concentrações de OD presentes no efluente da câmara aeróbia.

A aplicação da recirculação entre as câmaras aeróbia e anaeróbia, visando a pré-desnitrificação utilizando o carbono presente no afluente, não obteve sucesso. A falha foi associada às baixas concentrações de carbono biodegradável no efluente do reator UASB ( $\text{DBO}_{5\text{-solúvel}}: 16,5 \text{mgO}_2/\text{L}$ ) e as elevadas cargas de OD recirculadas, não permitindo o estabelecimento de condições anóxicas e consumindo o já baixo carbono orgânico presente no efluente do reator UASB.

As baixas concentrações no afluente dos BAS foram atribuídas em parte à existência do reator UASB como unidade antecedente aos biofiltros, já que este reator consome uma parcela importante de carbono presente no efluente. Pode-se concluir como desaconselhável a o emprego do reator UASB como unidade antecedente de BAS visando-se a remoção biológica de nitrogênio.

A adição de carbono na linha de alimentação dos BAS (5ª etapa) para atender a demanda carbonácea para a pré-desnitrificação ocasionou instabilidades no processo de nitrificação.

A dosagem na câmara anóxica (6ª etapa) possibilitou a ocorrência de pós-desnitrificação no BAS 1, com eficiência de 99%. O uso de Acetato de Sódio Trihidratado como fonte de carbono propiciou elevada eficiência no processo, possuindo fácil manejo. O

BAS 1 apresentou taxa de desnitrificação de  $0,1\text{kgN/m}^3\cdot\text{d}$ . O consumo de Acetato de Sódio, nas condições operacionais do BAS na 6ª etapa, foi de  $10\text{gAcNa}\cdot 3\text{H}_2\text{O/g NO}_3\text{-N}$  removido, provando a relação C/N de 1,46 (mol/mol) ser válida para a desnitrificação.

A oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrato demonstrou ser a etapa crítica do processo biológico e remoção de nitrogênio total. Foram necessárias 3 etapas para o estabelecimento de nitrificação a níveis razoáveis (>50%), sendo obtida elevada nitrificação somente na 4ª etapa do processo.

## 6 Conclusões

As unidades de BAS apresentaram elevado desempenho na remoção de matéria orgânica. A remoção de DQO pelas unidades de BAS e CBR foi superior a 90% em toda a faixa de TDH avaliados (4,1 a 12,3 h), indicando que poderiam ser empregados TDH inferiores ao testados no experimento caso fosse visada somente a remoção carbonácea. Valores inferiores a 50 mgO<sub>2</sub>/L em termos de DQO decantada foram obtidas em todas as etapas do experimento.

A conformação empregada de BAS, quando utilizados materiais com elevados índices de vazios (tampas e gargalos de garrafas PET e anéis *Pall*), possibilitou elevadas remoções de SS, tornando desnecessário uso o decantador secundário. Concentrações inferiores a 30 mgSS/L para o BAS 1 e 44 mgSS/L para o BAS 3 foram obtidas em 80% do experimento.

A nitrificação e remoção carbonácea consorciadas limitaram as taxas de nitrificação a valores inferiores aos observados em biofiltros para nitrificação terciária e exigiram elevados TDH para os BAS. Os mesmos necessitaram de um TDH de 12,3h (TDH<sub>aeróbia</sub>=5,2h) e recirculação para a obtenção de eficiências de oxidação de NH<sub>3</sub> estáveis superiores a 90%. Em termos de eficiência de nitrificação e estabilidade do processo, o BAS 1, preenchido com tampas e gargalos de garrafa PET ( $A_{sup}=165\text{m}^2/\text{m}^3$ ), apresentou os melhores resultados. As cargas hidráulicas aplicadas aos BAS e CBR tiveram efeito predominante sobre a eficiência de oxidação do nitrogênio amoniacal, exigindo maiores valores de TDH tanto para os BAS, como para os CBR.

Não foram verificadas interferências significativas de elevadas relações C/N (>5,0) sobre a eficiência de oxidação do nitrogênio amoniacal, sendo associado às baixas concentrações de matéria orgânica solúvel biodegradável no afluente dos BAS e CBR. Valores de pH abaixo do neutro também não influenciaram de maneira adversa o processo de nitrificação para o BAS e CBR.

Em termos de alcalinidade foi verificada uma provável limitação do processo de nitrificação ao longo da 1ª fase do experimento, associada às baixas concentrações em termos de alcalinidade (<40mgCaCO<sub>3</sub>/L) e nitrogênio amoniacal verificadas no meio reacional.

A manutenção de níveis elevados de oxigênio dissolvido (4 a 7 mgO<sub>2</sub>/L) foi fator-chave no processo de nitrificação, já que valores inferiores a 3,5 limitaram severamente a nitrificação nos BAS.

A aplicação da recirculação entre as câmaras aeróbia e anaeróbia, visando a pré-desnitrificação utilizando o carbono presente no afluente, não obteve sucesso devido às baixas concentrações de  $\text{DBO}_{5\text{-solúvel}}$ : (16,5  $\text{mgO}_2/\text{L}$ ) e ao elevado OD na linha de recirculação. As baixas concentrações no afluente dos BAS foram atribuídas em parte à existência do reator UASB. A aplicação de recirculação ( $R=3,0$ ) possibilitou, no entanto, as mais elevadas eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal e maior estabilidade no processo de nitrificação para os BAS. Os efeitos sobre a nitrificação foram associados ao aumento da velocidade ascensional e turbulência.

A adição de fonte externa de carbono na base dos BAS (5ª etapa) visando a pré-desnitrificação, ocasionou instabilidades no desempenho da nitrificação na câmara aeróbia. As instabilidades foram associadas às elevadas velocidades ascensionais e baixos TDH na câmara anaeróbia. Já a dosagem na câmara anóxica (6ª etapa) possibilitou a ocorrência de pós-desnitrificação no BAS 1, com eficiência de 99% e uma taxa de 0,1  $\text{kgN}/\text{m}^3.\text{d}$ . O uso de Acetato de Sódio Trihidratado em uma relação C/N de 1,46 (mol/mol) como fonte de carbono propiciou elevada eficiência no processo, possuindo fácil manejo.



## 7 Recomendações

Com base nas avaliações dos resultados obtidos no decorrer deste trabalho é possível indicar algumas sugestões para trabalhos futuros:

- Maiores estudos sobre a influência de parâmetros hidrodinâmicos sobre a nitrificação em reatores com material-suporte;
- Estudos a respeito de espessura e composição do biofilme;
- Estudos a respeito de remoção de fósforo com a conformação desenvolvida no experimento em questão;
- Estudos a respeito da otimização das taxas e nitrificação em sistemas combinados com remoção de matéria orgânica;
- Estudos cinéticos aprofundados a respeito das melhores fontes de carbono para a conformação de BAS desenvolvida neste trabalho;
- Realizar novo estudo hidrodinâmico para avaliar o comportamento do sistema antes e após a formação do biofilme;
- Avaliar o efeito do pH em uma ampla faixa, sobre diversas concentrações de Nitrogênio Amoniacal e espessuras de biofilme;
- Avaliação da produção de sólidos pelo BAS;
- Implantação de controle automatizado do controle de OD e potencial redox para os biofiltros.

## 8 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

AHN, Y.H. Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review. **Process Biochemistry**, v.41, p1709-1721, 2006.

AISSE, M.M.; SOBRINHO, P.A. Avaliação do sistema reator UASB e filtro biológico aerado submerso para o tratamento de esgoto sanitário. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**: Coletânea de Trabalhos Técnicos. Carlos Augusto Lemos Chernicharo (Coordenador). Belo Horizonte, p. 119-34, 2000.

AISSE, M. M., LOBATO, M. B., BONA, A., GARBOSSA, L. H. P., SOBRINHO, P.A. **Avaliação do Sistema Reator UASB e Filtro Biológico Aerado Submerso para o Tratamento de Esgoto Sanitário**. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Alegre. Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro : ABES, 2000.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th. Ed. Washington, D.C.: American Public Health Association. 2005.

ANDRADE, t.; MOTTA E SILVA, H.P.; GONÇALVES, R.F. Uso simultâneo de um biofiltro aerado submerso para o tratamento secundário de esgoto sanitário e para biodesodorização de ar atmosférico contendo gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**: Coletânea de Trabalhos Técnicos. Carlos Augusto Lemos Chernicharo (Coordenador). Belo Horizonte, p.119-34, 2000.

BARBOSA, S.A. **Avaliação de biofiltro aerado submerso no pós-tratamento de efluente de tanque séptico**. 2006. 207 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.

BISHOP, P.L. Biofilm structure and kinetics. **Water Science and Technology**, v. 36, p.287-294, 1997.

BOF, V. S ; CASTRO, M. S. M. ; GONÇALVES, R. F. ETE UASB + Biofiltro Aerado Submerso:Desempenho operacional com retorno do lodo aeróbio para o UASB. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20, Rio de Janeiro, 1999. **Anais**. Rio de Janeiro, ABES, 1999. p.487-97.

CECEN, F.; GONENC, I.E. Nitrogen removal characteristics of nitrification and denitrification fillters, **Water. Science and Technology**. v.29, p.409– 416, 1994.

CHANDRAVATHANAM, S., Murthy, D.V.S, Studies in nitrification of municipal sewage in an up flow biofilter. **Bioprocess Engineering** . v.21, 1999.

CHEN, S.; LING, J.; BLANCHETON, J.P. Nitrification kinetics of biofilm as affected by water quality factors. **Aquacultural engineering**. v.34, p.179-197, 2006.

CHEN, G.H., OZAKI, H., TERASHIMA, Y.. Modelling of the simultaneous removal of organic substances and nitrogen in a biofilm. **Water Science and Technology**. v.21, p.791–804, 1989

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA/UFMG. v.5, 246 p,1997.

CHERNICARO, C.A.L. (Coord.). Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, 2001. Cap.4. p. 171-271.

CONSEMA- CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO SUL- Resolução N°128/2006. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul.

CONSTANTIN, H. FICK, M. influence of c-sources on the denitrification rate of a high-nitrate concentrated industrial wastewater. **Water Research**. v. 31, n. 3, p. 583-589, 1997.

DE-BASHAN, L.E.; BASHAN.Y. Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997-2003). **Water Research**, v. 38, p.4222-4246, 2004.

DOMINGUES, L.M. **Sistema combinado filtro anaeróbio - biofiltro aerado submerso: avaliação da partida e da nitrificação de esgoto sanitário**. 2005. 166 f. Dissertação (Mestrado). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Campinas, 2005.

FDZ-POLANCO, F.; MÉNDEZ, E.; VILLAVARDE, S. Study of nitrifying biofilms in submerged biofilters by experimental design methods. **Water Science and Technology**, v.38, p. 227-233, 1995.

FLECK, E. **Sistema integrado por filtro anaeróbico, filtro biológico de baixa taxa e banhado construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário**. 2003. 169 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia), Programa de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2003.

GÁLVEZ, J.M.; GÓMEZ,M.A.; HONTORIA, E.; GOZÁLEZ-LÓPEZ, L. Influence of hydraulic loading and air flow rate on urban wastewater nitrogen removal with a submerged fixed-film reactor. **Journal of Hazardous Materials**, v. 101, p. 219–229, 2003.

GONÇALVES, R.F.; ARAÚJO, V.L.; CHERNICHARO, C.A. Tratamento secundário de esgoto doméstico sanitário através da associação em série de reatores UASB e biofiltros aerados submersos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 19, Foz do Iguaçu, 1997. **Anais**. Rio de Janeiro, ABES, 1997. p. 450-61.

GONÇALVES, R.F., CHARLIER, A.C., SAMMUT, F.. Primary fermentation of soluble and particulate organic matter for waste water treatment. **Water Science and Technology**. v.30, n.6, p.53–62, 1994 (a).

GONÇALVES, R.F.; CHERNICHARO, C.A.; ANDRADE NETO, C.O. de; SOBRINHO, P.A.; KATO, M. T.; COSTA, R. H. R.; AISSE, M.M.; ZAIAT, M. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores de biofilme. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Carlos Augusto Lemos Chernicharo (Coordenador). Belo Horizonte, p. 171-278, 2001.

GONÇALVES, R.F.; LE GRAND, L.; ROGALLA, F. Biological phosphorus uptake in submerged biofilters with nitrogen removal. **Water Science and Technology**. v.29, p.135-143, 1994(b).

GONÇALVES, R.F.; ROGALLA, F. Biological phosphorus removal in fixed films reactors. **Water Science and Technology**, v.25, p. 165-174, 1992.

GUIOT S.R.; PAUSS A.; CONSTERNO, J.W. A structured model of the anaerobic granule consortium. **Water Science and Technology**,v.25, n.7, p.1-10, 1992

GUJER, W., BOLLER, M., Design of a nitrifying tertiary trickling filter based on theoretical concepts. **Water Research**, v.20, p.1353–1362, 1986.

HAGOPIAN, D.S.; RILEY, J.G. A closer look at the bacteriology of nitrification. **Aquacultural Engineering**, v.18, p.223-244, 1998.

HALL-STOODLEY, L.; STOODLEY, P. Developmental regulation of microbial biofilms. **Current Opinion in Biotechnology**. v.13, n.3, p.228-233, 2002.

HALLING-SØRENSEN, B.; JØRGENSEN, S.E. **The removal of nitrogen compounds from wastewater**. Amsterdam: Elsevier, 1993.

HAMODA, M.F.; ZEIDAN, M.O.; AL-HADDAD, A.A. biological nitrification kinetics in a fixed-film reactor. **Bioresource Technology**. v.8, p.41-48, 1996.

HE, S.B.; XUE, G.; KONG, H.N. The performance of BAF using natural zeolite as filter media under conditions of low temperature and ammonium shock load. **Journal of Hazardous Materials**, <<doi:10.1016/j.jhazmat.2006.09.024>>, 2006.

HELMER, C.; KUNST, S. Simultaneous nitrification/denitrification an aerobic biofilm system. **Water Science and Technology**. v.37, n.4-5, p.183-187, 1998.

HEIJNEN, J.J.; VANTRIET, K. Mass-transfer, mixing and heat-transfer phenomena in low viscosity bubble column reactors. **Chemical Engineering Journal and The Biochemical Engineering Journal**. v.28, n.: 2, p. B21-B42, 1984 .

HIRAKAWA, C.; PIVELI, R.P.; SOBRINHO, P.A. Biofiltro aerado submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB – estudo em escala piloto com esgoto sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.7, n.1-2, p.82-94, 2002.

JANNING, K.F.; HARREMOES, P.; NIELSEN, M. Evaluating and modeling the kinetics in a full scale submerged denitrification filter. **Water Science and Technology**, v.32, n.8, p.115-123, 1995.

JANSEN, J. la Cour; JEPSEN, S.-E.; DAHLGREN LAURSEN, K. Carbon utilization in denitrifying biofilters. **Water Science and Technology**. v. 29, n.10-11, p.101-109, 1993.

JEONG, J.; HIDAKA T.; TSUNO, H.; ODA, T. Development of biological filter as tertiary treatment for effective nitrogen removal: Biological filter for tertiary treatment. **Water Research**, v.40, p.1127 – 1136, 2006.

JEPSEN, S-E.; JANSEN, J. la Cour. Biological filters for post-denitrification. **Water Science and Technology**, v.27, n.5-6, p.369-379, 1993.

JORDAO, E. P. ; PESSOA, C. A. . Tratamento de Esgotos Domésticos. 4. ed. Belo Horizonte: Segrac Editora, 2005. v. 1. 906 p

KAPOOR, A.; DINARO, O.; KUIPER, A.; Biological oxidation of ferrous ions under acidic conditions using rotating biological contactor. **Journal of Environmental Engineering and Science**, v.3, n. 4., p.311-318, 2004.

KANTARDJIEFF, A.; JONES, J.P. Practical experiences with aerobic biofilters in TMP (Thermomechanical Pulping), sulfite and fine paper mills in Canada. **Water Science and Technology**. v.35, n.2-3, p.227-234, 1997.

KUGAPRASATHAM, S., NAGAOKA, H., OHGAKI, S. Effect of short-term and long-term changes in hydraulic conditions on nitrifying biofilm. **Water Science Technology**, v.23, p.1487–1494, 1991.

LOOSDRECHT, M.C.M. van; EIKELBOOM, D.; GJALTEMA, A.; MULDER, A.; TIJHUIS, L.; HEIJNEN, J.J. Biofilm Structures. **Water Science and Technology**, v. 32, n. 8, p. 35-43, 1995.

LACAMP, B.; HANSEN, F.; PENILLARD, P.; ROGALLA, F. Wastewater nutrient Removal with advanced biofilm reactors. **Water Science and Technology**, v. 37, n. 5-6, p. 263-276, 1993.

LEE,J.; KIM, J.; LEE, C.; YUN, Z.; CHOI, E. Biological phosphorus and nitrogen removal with biological aerated filter using denitrifying phosphorus accumulating organism. **Water Science and Technology**, v.52, n.10-11, p. 569-578, 2005.

LESSARD, P.; LE BIHAN, Y. F Fixed film processes. **The Handbook of Water and Wastewater Microbiology**. Duncan Mara e Nigel Horan (Ed.) Academic Press, 2003.

LOW, E.W.; CHASE, H.A. Reducing production of excess biomass during wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v.33, n.5, p. 1119-1132, 1999.

MAHMOUD, N. et al. Solids removal in upflow anaerobic reactors, a review. **Bioresource Technology**, v. 90, p.1–9, 2003.

MANN, A.T.; MENDOZA-ESPINOSA, L.; STEPHENSON, T. Performance of floating and sunken media biological aerated filters under unsteady state conditions. **Water Research**. v.33, n. 4, p. 1108-1113, 1999.

MEANEY, B.J.; STRICKLAND, J.E.T. Operating experiences with submerged filters for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, v. 29, n.10-11, p. 119-125, 1994.

METCALF & EDDY INC. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. Ed.4. New York, EUA: McGraw-Hill Company, 2003. 1824 p.

MOORE, R., QUARMBY, J.; STEPHENSON, T. The effects of media size on the performance of biological aerated filters. **Water Research**, v.35, n.10, p. 2514-2522, 2001.

NICOLELLA, C.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; HEIJNEN, J.J. Mass transfer and reaction in a biofilm airlift suspension reactor. **Chemical Engineering Science**. v. 53, n. 15, p. 2743–2753, 1998.

NICOLELLA, C.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; HEIJNEN, J.J. Wastewater treatment with particulate biofilm reactors. **Journal of Biotechnology**. v. 80, p.1–33, 2000 (a).

NICOLELLA, C.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; HEIJNEN, J.J. Particle-based biofilm reactor technology. **Tibtech**. v.18, jul, 2000 (b).

OHASHI, A.; DE SILVA, D.G.V.; MOBARRY, B.; MANEM, J.A.; STAHL, D.A.; RITTAMNN, B.E. Influence of substrate C/N ratio on the structure of multi-species biofilms consisting of nitrifiers and heterotrophs. **Water Science and Technology**. v.32, n.8, p.75-84, 1995.

PATWARDHAN, A. W. Rotating Biological Contactors: A Review. **Ind. Eng. Chem. Res.**, v.42, p.2035-2051, 2003.

PEREIRA SANTOS, A.S. **Avaliação de Desempenho de um Filtro Biológico Percolador em Diferentes Meios Suporte Plásticos**. 2005. 81 F. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), COPPE, UFRJ, Rio de Janeiro, 2005.

RODGERS, M.; LAMBE, A.; XIAO, L. Carbon and nitrogen removal using a novel horizontal flow biofilm system. **Process Biochemistry**. v.41, p.2270-2275, 2006.

ROTHER, E.; CORNEL, P.; ANTE, A.; KLEINERT, P.; BRAMBACH, R. Comparison of combined and separated biological aerated filter (BAF) performance for pre-denitrification/nitrification of municipal wastewater. **Water Science and Technology**, v.46, p. 149-158, 2002.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto**. Ministério das Cidades. Brasília, 2006.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **The biological aerated filter**: A promising biological process. EPA, jul. 1983. Disponível em: <http://tinyurl.com/yu96v3>. Acessado em: 28 jan. 2007.

VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; EIKELBOOM, D.; GJALTEMA, A.; MULDER, A.; TIJHUIS, L. HEIJNEN. Biofilm structures. **Water Science and Technology**. v.32, p.35,-43, 1995.

VAN LOOSDRECHT, M.C.M.; VAN BENTHUM, W.A.J.; HEIJNEN, J.J. Integration of nitrification and denitrification in biofilm airlift suspension reactors. **Water Science and Technology**, v. 41, n. 4-5, p. 97-103, 2000.

VIEIRA, S.M.M. Anaerobic treatment of domestic wastewater in Brazil: research and full-scale experience. **Advanced Water Pollution Control**, n.5, pp.185-186, 1988.

VIEIRA, M.J., MELO, L.F., Intrinsic kinetics of biofilms formed under turbulent flow and low substrate concentration. **Bioprocess Engineering**. v.20, n.4, p.369–375, 1999.

VILLAVERDE, S.; GARCIA-ENCINA, P.A.; FDZ-POLANCO, F. Influence of pH over nitrifying biofilm activity in submerged biofilters. **Water Research**. v.31, p.1180-1186, 1997.

VON SPERLING, M. **Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**, vol 2. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, Belo Horizonte, 1996.

WANG, C.; LI, J.; WANG, B.; ZHANG, G. Development of an empirical model for domestic wastewater treatment by biological aerated filter. **Process Biochemistry**. v.41, p. 778-782, 2006.

WEF- Water Environmental Federation (1992). Design of Municipal Wastewater Treatment Plant. Manual of Practice nº 8, Alexandria, VA.

WESTERMAN P.W.; BICUDO, J.R.; KANTARDJIEFF, A. Upflow biological aerated filters for the treatment of flushed swine manure. **Bioresource Technology**. v.74, p.181-190, 2000.

WIEGNANT, W.M. Experiences and potential of anaerobic wastewater treatment in tropical regions. **Water Science and Technology**. v.44, n.8, p.107–113 , 2001

ZHANG, T.C., FU, Y.C., BISHOP, P.L. Competition for substrate and space in biofilms. **Water Environment Research**. .v.67, p.992–1003, 1995.

ZHU, S.; CHEN, S. The impact of temperature on nitrification rate in fixed film biofilters. **Aquacultural Engineering**, v.26, p. 221-237, 2002.

ZHU,S.; CHEN, S. Effects of organic carbon on nitrification rate in fixed film biofilters . **Aquacultural Engineering**, v. 25, p.1-11, 2001.

## **9 ANEXOS**



***Anexo A******Resultados do monitoramento dos parâmetros avaliados***

## Monitoramento do Esgoto Bruto

Data	Alc	pH	NH3a	NTK	NO <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	ST	SS	SDT	Pt	PO <sub>4</sub> -P	DQOt	DQOdec	DQOsol
17/12/2007	333,1	7,0	21,8	33,1	0,059	0,0	726					380,5		
26/12/2007	102,7	7,0	19,4	40,4	0,032	0,0	543					517,3		
2/1/2008	157,0	6,9	18,8	30,5	0,021	0,0	1244	918	381	6,8	4,6	439,0		
9/1/2008	166,1	6,9	18,6	28,9	0,001	0,0	401	658	532	2,6	6,3	750,7		
16/1/2008	149,4	7,3	22,1	41,8	0,019	0,0	1164	605	1959	5,3	5,9	542,7		
21/1/2008	201,6	7,2	13,4	38,6	0,040	0,0	566	259	307	3,5	2,7	1141,9	182,9	182,9
30/1/2008	150,4	7,3	24,1	28,8	0,058	0,0	520	480	482	12,9	3,4	347,0	220,6	184,0
8/2/2008	210,2	6,9	15,6	31,1	0,014	0,0	718	343	375	4,4	2,2	358,5	180,8	74,4
12/2/2008	186,2	6,9	20,2	29,9	0,036	0,0	2567	2005	562	10,2	3,8	422,0	102,1	51,6
20/2/2008	278,4	7,4	30,5	53,6	0,059	0,0	917	474	443	5,4	4,1	402,3	209,8	76,5
27/2/2008	174,7	7,5	29,5	38,8	0,080	0,0	849	359	490	4,0	6,8	403,4	148,7	65,5
5/3/2008	177,6	7,2	30,5	40,2	0,061	0,0	690	246	644	8,2	10,2	397,0	158,5	22,6
14/3/2008	226,6	6,9	23,1	35,7	0,072	0,0	573	234	339	9,6	3,0	384,0	156,4	110,4
20/3/2008	159,4	6,5	29,2	31,8	0,232	0,0	431	572	359	7,0	6,6	428,1	130,5	77,7
27/3/2008	182,4	7,0	22,6	38,5	0,010	0,0	734	1034	477	14,9	6,7	386,9	304,0	104,4
1/4/2008	196,8	7,0	25,5	25,2	0,050	0,0	789	275	714	11,2	5,0	431,4	243,5	102,2
9/4/2008	205,4	6,9	28,9	34,3	0,049	0,0	817	323	494	8,8	2,8	390,0	196,3	66,8
16/4/2008	184,3	7,0	19,6	22,8	0,154	0,0	551	831	320	4,6	5,4	429,9	139,3	13,4
24/4/2008	237,9	6,8	27,5	65,5	0,164	0,0	3124	2724	400	10,7	5,2	399,5	168,7	51,2
3/5/2008	169,9	7,1	15,7	31,4	0,092	0,0	463	725	338	4,9	2,0	322,8	82,8	29,2
7/5/2008	192,0	7,1	19,9	25,7	0,031	0,0	604	268	336	2,4	2,0	352,0	136,3	41,7
15/5/2008	392,6	6,8	28,8	46,5	0,077	0,0	2688	1460	1228	1,8	6,0	453,3	45,7	73,1
29/5/2008	136,3	6,8	14,2	26,4	0,083	0,0	1120	580	540	8,4	1,6	395,4	126,0	51,0
5/6/2008	222,7	6,9	23,4	36,9	0,141	0,0	1072	706	366	4,9	3,0	392,2	257,5	106,1
12/6/2008	201,6	6,7	23,9	27,4	0,009	0,0	2254	1915	339	2,4	5,4	338,4	198,9	43,2
19/6/2008	191,0	6,9	26,1	34,5	0,027	0,0	1427	1015	412	1,8	3,5	407,1	250,1	135,6
26/6/2008	182,4	6,76	26,0	15,7	0,089	0,0	734	353	381	7,6	3,0	396,0	223,4	158,9
3/7/2008	190,0	6,92	19,9	39,0	0,140	0,0	1211	794	417	8,5	3,5	421,3	144,6	91,2
10/7/2008	214,1	6,8	30,3	62,2	0,000	0,0	1104	767	337	4,9	3,2	420,6	212,6	121,5
17/7/2008	209,8	7,11	32,0	40,6	0,002	0,0	739	142	597	3,7	2,8	425,2	293,7	175,3
28/7/2008	126,7	7	11,8	28,3	0,174	0,0	1151	933	218	4,9	1,0	448,1	320,4	202,2
5/8/2008	211,2	6,86	19,7	38,3	0,079	0,0	342	386	386	5,7	2,9	396,9	188,3	110,9
13/8/2008	194,9	6,79	24,4	34,4	0,000	0,0	704	369	335	5,7	2,1	432,6	218,1	83,0
15/8/2008	176,6	6,9	26,7	36,4	0,000	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-
20/8/2008	171,8	7,01	31,4	59,1	0,051	0,0	939	775	311	5,1	3,2	909,6	293,7	175,3
26/8/2008	178,6	6,85	22,1	31,0	0,021	0,0	-	-	597	4,9	3,1	607,4	185,8	89,3
28/8/2008	319,7	7,16	29,7	33,6	0,000	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-
1/9/2008	291,8	6,97	58,7	3,4	0,000	0,0	783	937	-	8,7	4,6	1005,8	191,6	188,4
5/9/2008	346,6	7,01	88,1	108,4	0,003	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-
8/9/2008	309,1	7,04	50,3	41,2	0,000	0,0	1079	861	512	8,6	4,9	1084,2	352,4	230,4
12/9/2008	143,0	6,94	7,8	108,9	0,001	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-
23/9/2008	207,4	6,65	30,5	48,8	0,154	0,0	772	-	437	4,5	3,7	635,0	178,7	130,2
25/9/2008	175,7	6,92	23,0	32,2	0,000	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-
6/10/2008	180,5	6,9	26,4	33,6	0,000	0,0	574	912	463	5,4	4,4	716,3	201,0	175,3
7/10/2008	169,9	6,65	50,1	28,2	0,000	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-
9/10/2008	185,3	6,9	22,4	33,5	0,000	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-
14/10/2008	157,4	6,9	23,9	28,1	0,100	0,0	1022	151	-	5,7	4,2	668,9	170,9	184,4
16/10/2008	168,0	6,9	17,5	24,5	0,000	0,0	-	-	-	-	-	-	-	-
21/10/2008	188,2	7,01	22,2	28,2	0,000	0,0	462	951	425	5,6	3,2	764,7	170,9	164,2

## Alcalinidade

Etapa	Dias	Data	1B	1D	2B	2D	3B	3D	UASB	EB	CBR 1	CBR 2
0	1	17/12/07	119,0	64,3	123,8	31,7	131,5	90,2	149,8	333,1	61,4	75,2
0	10	26/12/07	132,9	129,6	176,6	163,2	159,4	148,8	131,5	102,7	41,3	56,6
0	17	02/01/08	107,4	113,3	142,1	145,9	148,8	167,0	173,0	157,0	36,3	22,8
0	24	09/01/08	155,9	179,5	193,9	182,4	163,2	158,4	186,6	166,1	68,2	86,9
0	31	16/01/08	137,1	147,8	161,3	157,4	158,4	154,6	146,9	149,4	53,2	65,8
0	36	21/01/08	184,1	229,4	201,6	201,6	196,8	182,4	211,2	201,6	102,2	112,1
<b>Média</b>	-	-	139,4	144,0	166,6	147,0	159,7	150,2	166,5	185,0	60,4	69,9
<b>DP</b>	-	-	27,4	56,7	30,1	59,8	21,5	31,6	29,4	79,2	23,7	30,0
1	45	30/01/08	166,1	179,5	190,1	193,0	188,2	188,2	183,4	150,4	120,8	109,3
1	54	08/02/08	175,5	200,6	189,1	192,0	188,2	187,2	195,8	210,2	76,1	80,3
1	58	12/02/08	134,2	154,6	174,7	171,8	165,1	154,6	182,4	186,2	66,2	60,0
1	66	20/02/08	173,1	184,3	184,3	217,9	194,9	196,8	220,8	278,4	46,7	50,3
1	73	27/02/08	142,6	153,6	201,6	204,5	165,1	166,1	197,8	174,7	93,5	83,3
1	80	05/03/08	142,7	141,1	184,3	183,4	168,0	160,3	200,6	177,6	64,3	83,8
1	89	14/03/08	189,6	216,0	201,6	188,2	178,6	169,9	219,8	226,6	79,7	89,3
<b>Média</b>	-	-	160,5	175,7	189,4	193,0	178,3	174,7	200,1	200,6	78,2	79,5
<b>DP</b>	-	-	20,8	27,3	9,7	14,8	12,4	16,0	15,5	42,3	23,8	19,4
2	95	20/03/08	46,4	43,2	121,9	115,2	64,3	60,5	182,4	159,4	1,9	2,9
2	102	27/03/08	67,5	67,2	163,2	148,8	81,6	73,9	225,6	182,4	32,6	10,6
2	107	01/04/08	113,5	132,5	132,5	89,3	107,5	71,0	253,4	196,8	3,8	13,4
2	115	09/04/08	89,4	55,7	104,6	203,5	91,2	63,4	233,3	205,4	5,8	3,8
2	122	16/04/08	87,6	160,3	153,6	201,6	94,1	25,0	210,2	184,3	4,8	5,8
2	130	24/04/08	187,1	203,5	213,1	214,1	186,2	171,8	201,6	237,9	10,6	13,4
2	139	03/05/08	172,0	166,1	165,1	135,4	69,1	48,0	204,5	169,9	20,2	16,3
2	143	07/05/08	83,1	29,8	140,2	84,5	126,7	93,1	172,8	192,0	1,9	1,9
2	151	15/05/08	180,3	172,8	221,8	231,4	175,7	155,5	230,4	392,6	39,4	28,8
<b>Média</b>	-	-	130,4	131,5	161,6	165,7	121,5	89,7	215,2	225,6	12,3	11,9
<b>DP</b>	-	-	47,4	64,6	42,6	61,5	44,3	54,9	26,3	76,6	13,4	9,2
3	165	29/05/08	41,7	50,9	134,4	129,6	77,8	86,4	160,3	136,3	10,6	11,5
3	172	05/06/08	107,7	109,4	204,5	208,3	143,0	129,6	242,9	222,7	18,2	18,2
3	179	12/06/08	84,6	83,0	169,9	169,0	66,2	46,1	227,5	201,6	27,8	44,2
3	186	19/06/08	156,4	135,4	233,3	221,8	160,3	85,4	244,8	191,0	25,9	25,9
3	193	26/06/08	28,4	13,4	186,2	170,9	110,4	78,7	250,6	182,4	21,1	26,9
3	200	03/07/08	39,4	37,4	146,9	140,2	139,2	141,1	165,1	190,1	9,6	13,4
3	207	10/07/08	108,7	87,8	235,2	219,8	168,0	145,0	261,1	214,1	10,6	13,4
3	214	17/07/08	33,1	46,1	121,9	127,7	71,0	63,4	272,6	209,3	13,4	6,7
<b>Média</b>	-	-	79,7	73,2	185,4	179,7	122,6	98,5	237,8	201,6	18,1	21,3
<b>DP</b>	-	-	48,2	43,0	42,6	38,0	41,2	39,8	35,1	14,6	7,3	12,4
4	225	28/07/08	8,9	3,8	115,2	97,0	15,4	15,4	144,0	126,7	1,9	1,0
4	227	30/07/08	25,9	23,0	52,8	35,5	29,8	23,0	134,4	97,0	20,2	19,2
4	229	01/08/08	55,8	39,4	146,9	120,0	78,7	50,9	246,7	203,5	13,4	13,4
4	233	05/08/08	52,3	35,5	173,8	149,8	87,4	66,2	258,2	211,2	28,8	24,0
4	236	08/08/08	83,0	71,0	169,0	147,8	57,6	34,6	225,6	246,7	30,7	4,8
4	241	13/08/08	12,8	2,9	64,3	33,6	37,4	24,0	188,2	194,9	5,8	3,8
4	243	15/08/08	33,6	13,4	121,0	98,9	35,5	15,4	238,1	176,6	10,6	6,7
<b>Média</b>	-	-	38,9	27,0	120,4	97,5	48,8	32,8	205,0	179,5	15,9	10,4
<b>DP</b>	-	-	26,4	24,1	47,7	47,8	26,6	19,3	50,1	51,5	11,1	8,6
5	248	20/08/08	188,9	192,0	239,0	156,5	203,5	198,7	204,5	171,8	24,0	25,0
5	254	26/08/08	306,0	310,1	334,1	59,5	272,6	261,1	232,3	178,6	32,6	10,6
5	256	28/08/08	115,2	103,7	109,4	203,5	70,1	192,0	253,4	319,7	6,7	1,0
5	260	01/09/08	284,2	290,9	281,3	300,5	197,8	183,4	253,4	291,8	20,2	8,6
5	264	05/09/08	144,8	217,0	118,1	224,6	70,1	144,0	249,6	346,6	40,3	12,5
5	267	08/09/08	118,6	166,1	139,2	188,2	42,2	136,3	309,1	309,1	23,0	22,1
<b>Média</b>	-	-	192,9	213,3	203,5	188,8	142,7	185,9	250,4	269,6	24,5	13,3
<b>DP</b>	-	-	83,7	77,6	94,5	79,7	94,1	44,9	34,4	75,3	11,4	8,9
6	271	12/09/08	45,3	133,4	97,0	150,7	41,3	141,1	159,4	143,0	34,6	29,8
6	282	23/09/08	55,1	162,2	156,5	197,8	100,8	171,8	214,1	207,4	5,8	1,9
6	284	25/09/08	55,8	172,8	176,6	220,8	188,2	236,2	237,1	175,7	6,7	2,9
6	295	06/10/08	10,5	127,7	126,7	168,0	138,2	163,2	187,2	180,5	11,5	2,9
6	296	07/10/08	43,6	157,4	170,9	217,9	188,2	329,3	227,5	169,9	4,8	2,9
6	298	09/10/08	11,4	188,2	162,2	229,4	164,2	216,0	224,6	185,3	14,4	11,5
6	303	14/10/08	167,20	200,64	206,4	204,48	207,36	246,72	219,84	157,44	11,52	6,72
6	305	16/10/08	165,39	206,40	187,2	205,44	199,68	223,68	206,4	168	10,56	11,52
6	310	21/10/08	14,2	150,7	185,3	230,4	179,5	247,7	221,8	188,2	6,7	5,8
<b>Média</b>	-	-	33,7	156,1	153,6	202,1	142,9	215,0	210,2	178,6	12,1	8,2
<b>DP</b>	-	-	20,8	21,2	31,2	31,5	54,8	64,0	27,4	19,6	10,5	10,1

## pH

Etapa	Dias	Data	1B	1D	2B	2D	3B	3D	UASB	EB	CBR 1	CBR 2
0	1	17/12/07	7,1	6,9	7,2	6,9	7,2	7,2	6,7	7,0	7,2	7,5
0	10	26/12/07	7,5	7,7	7,6	7,7	7,6	7,6	7,1	7,0	7,2	7,3
0	17	02/01/08	7,5	7,6	8,2	7,4	8,0	7,5	7,3	6,9	6,7	6,8
0	24	09/01/08	7,3	7,3	7,7	7,6	7,7	7,6	7,6	6,9	7,1	7,3
0	31	16/01/08	8,1	8,1	8,1	7,8	7,7	8,1	7,7	7,3	7,3	7,4
0	36	21/01/08	7,4	7,3	7,5	7,6	7,5	7,6	7,2	7,2	7,5	7,6
Média	-	-	7,5	7,5	7,7	7,5	7,6	7,6	7,3	7,0	7,2	7,3
DP	-	-	0,3	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,3	0,3
1	45	30/01/08	7,5	7,8	8,1	7,7	7,9	7,6	7,5	7,3	7,2	7,1
1	54	08/02/08	7,2	7,2	7,2	7,3	7,4	7,2	7,6	6,9	7,3	7,2
1	58	12/02/08	7,1	7,5	7,1	7,1	7,1	7,2	7,5	6,9	7,3	7,0
1	66	20/02/08	7,3	7,6	7,4	7,5	7,3	7,6	7,3	7,4	7,5	7,3
1	73	27/02/08	7,5	7,7	7,6	7,5	7,6	7,6	7,6	7,5	7,4	7,4
1	80	05/03/08	7,4	7,5	7,4	7,6	7,4	7,5	7,3	7,2	7,0	7,3
1	89	14/03/08	7,0	7,3	7,2	7,3	7,3	7,3	7,0	6,9	7,3	7,3
Média	-	-	7,3	7,5	7,4	7,4	7,4	7,4	7,4	7,2	7,3	7,2
DP	-	-	0,2	0,2	0,3	0,2	0,3	0,2	0,2	0,3	0,2	0,1
2	95	20/03/08	6,3	6,5	6,6	6,9	6,1	6,3	7,0	6,5	5,1	5,1
2	102	27/03/08	7,1	6,9	7,4	7,4	7,0	6,9	7,1	7,0	6,9	6,4
2	107	01/04/08	7,2	7,3	7,2	7,1	7,1	7,4	7,1	7,0	5,5	6,4
2	115	09/04/08	6,6	6,6	7,0	7,3	6,6	6,8	6,8	6,9	5,8	5,7
2	122	16/04/08	6,9	7,1	7,1	7,3	6,9	6,8	7,2	7,0	6,2	6,2
2	130	24/04/08	6,8	6,9	6,7	7,0	6,9	7,0	7,3	6,8	6,1	6,4
2	139	03/05/08	7,1	7,2	7,7	7,7	7,4	7,3	7,2	7,1	7,2	6,7
2	143	07/05/08	6,9	6,7	7,2	7,0	7,2	7,1	7,1	7,1	5,8	5,8
2	151	15/05/08	7,4	7,1	7,0	7,1	7,5	7,1	7,2	6,8	7,2	6,8
Média	-	-	7,0	7,0	7,1	7,2	7,1	7,1	7,1	7,0	6,3	6,3
DP	-	-	0,3	0,3	0,3	0,2	0,3	0,2	0,2	0,1	0,7	0,4
3	165	29/05/08	6,4	6,8	6,8	6,9	6,9	7,6	7,0	6,8	6,3	6,5
3	172	05/06/08	7,1	7,1	7,3	7,3	7,2	7,3	7,1	6,9	6,8	6,8
3	179	12/06/08	6,6	6,4	6,9	6,8	6,5	6,4	7,1	6,7	6,9	7,1
3	186	19/06/08	7,2	7,0	7,1	7,2	7,1	6,9	7,2	6,9	7,0	7,1
3	193	26/06/08	6,4	6,1	7,3	7,4	7,0	7,0	7,3	6,8	6,8	6,8
3	200	03/07/08	6,6	6,6	7,2	7,2	7,1	7,4	7,2	6,9	6,6	6,6
3	207	10/07/08	7,1	6,9	7,5	7,4	7,2	7,2	7,0	6,8	6,3	6,3
3	214	17/07/08	6,3	6,8	7,2	7,2	7,0	7,1	7,1	7,1	6,6	6,3
Média	-	-	6,7	6,7	7,2	7,2	7,0	7,0	7,1	6,9	6,7	6,7
DP	-	-	0,4	0,4	0,2	0,2	0,2	0,3	0,1	0,1	0,2	0,3
4	225	28/07/08	5,8	5,5	7,1	6,8	6,3	6,2	7,0	7,0	5,4	5,3
4	227	30/07/08	6,6	6,3	7,0	6,4	6,7	6,7	7,1	6,8	6,0	5,7
4	229	01/08/08	6,2	6,3	7,0	7,0	6,9	6,8	6,9	6,9	6,9	6,9
4	233	05/08/08	5,8	5,3	6,6	6,4	6,7	6,7	6,7	6,8	6,0	5,7
4	236	08/08/08	6,7	7,0	7,1	7,0	6,8	6,4	6,9	6,8	6,8	6,3
4	241	13/08/08	5,8	5,3	6,6	6,4	6,7	6,7	6,7	6,8	6,0	5,7
4	243	15/08/08	6,2	5,9	7,1	6,9	6,6	6,0	6,9	7,0	6,8	6,0
Média	-	-	6,2	5,9	6,9	6,7	6,7	6,5	6,9	6,9	6,3	5,9
DP	-	-	0,4	0,6	0,2	0,3	0,2	0,3	0,2	0,1	0,6	0,5
5	248	20/08/08	6,2	5,9	7,1	6,9	6,6	7,1	7,1	6,8	5,1	5,1
5	254	26/08/08	7,6	7,5	7,6	7,6	7,4	7,5	6,8	6,9	6,9	6,4
5	256	28/08/08	6,8	6,9	6,7	7,3	7,4	7,9	6,6	7,2	5,5	6,4
5	260	01/09/08	7,1	7,4	7,2	7,4	7,3	7,4	7,0	6,7	5,8	5,7
5	264	05/09/08	7,1	7,3	7,1	7,4	7,3	7,6	7,0	6,9	6,2	6,2
5	267	08/09/08	7,1	7,2	7,3	7,6	7,2	7,3	7,0	6,8	6,1	6,4
Média	-	-	7,0	7,0	7,2	7,4	7,2	7,5	6,9	6,9	5,9	6,0
DP	-	-	0,5	0,6	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	0,2	0,6	0,5
6	271	12/09/08	6,8	7,5	7,2	7,3	7,1	7,3	7,1	6,7	7,2	6,7
6	282	23/09/08	6,6	7,4	7,1	7,4	7,2	7,3	7,0	6,8	5,8	5,8
6	284	25/09/08	6,6	7,6	7,1	7,2	7,1	7,3	7,1	7,0	7,2	6,8
6	295	06/10/08	6,7	7,3	7,1	7,4	7,0	7,4	7,0	6,8	6,3	6,5
6	296	07/10/08	6,2	7,4	6,6	7,3	7,1	7,2	7,1	6,8	6,0	5,7
6	298	09/10/08	6,2	7,4	7,1	6,9	7,1	7,3	7,1	7,0	5,8	5,7
6	310	21/10/08	6,8	7,3	7,0	7,2	7,1	6,9	7,0	6,9	6,7	6,7
Média	-	-	6,5	7,4	7,0	7,2	7,1	7,2	7,1	6,8	6,4	6,3
DP	-	-	0,3	0,1	0,2	0,2	0,1	0,2	0,1	0,1	0,6	0,5

## Nitrogênio Total Kjeldahl

Etapa	Dias	Data	1B	1D	2B	2D	3B	3D	UASB	EB	CBR 1	CBR 2
0	1	17/12/07	21,0	14,0	25,8	6,2	25,8	12,4	31,4	33,1	14,0	13,1
0	10	26/12/07	30,8	18,1	73,4	21,8	21,4	12,1	25,8	40,4	8,2	12,2
0	17	02/01/08	20,6	8,8	20,1	19,2	26,6	26,1	45,5	30,5	5,2	2,2
0	24	09/01/08	24,7	22,2	21,3	22,2	27,5	19,2	17,8	28,9	8,3	9,5
0	31	16/01/08	18,2	18,5	26,2	36,9	23,0	29,1	27,0	41,8	14,3	21,4
0	36	21/01/08	28,3	26,9	27,4	26,9	25,3	23,3	32,2	38,6	19,9	19,9
<b>Média</b>	-	-	23,9	18,1	32,4	22,2	24,9	20,4	30,0	35,6	11,6	13,0
<b>DP</b>	-	-	4,9	6,3	20,3	10,1	2,3	7,1	9,2	5,4	5,4	7,0
1	45	30/01/08	19,2	17,3	31,8	26,0	15,9	30,2	26,2	28,8	10,2	7,6
1	54	08/02/08	44,2	31,4	35,3	25,3	24,8	24,1	25,3	31,1	7,7	8,9
1	58	12/02/08	17,1	20,9	27,2	21,4	22,4	19,0	23,8	29,9	15,9	16,9
1	66	20/02/08	29,2	25,1	66,7	31,4	32,2	27,3	25,3	53,6	18,3	14,7
1	73	27/02/08	25,5	25,5	40,9	21,0	33,1	39,0	31,2	38,8	24,0	18,7
1	80	05/03/08	33,1	22,7	36,6	23,2	32,8	32,8	32,8	40,2	11,1	10,5
1	89	14/03/08	55,0	48,8	47,1	27,8	35,2	24,3	30,2	35,7	11,1	10,5
<b>Média</b>	-	-	31,9	27,4	40,8	25,2	28,1	28,1	27,8	36,9	14,0	12,5
<b>DP</b>	-	-	13,6	10,4	13,1	3,7	7,1	6,6	3,5	8,6	5,7	4,2
2	95	20/03/08	11,3	13,7	23,4	19,7	18,1	11,3	31,5	31,8	3,5	2,5
2	102	27/03/08	19,4	11,0	26,3	22,7	23,9	11,5	31,6	38,5	8,4	4,7
2	107	01/04/08	37,4	25,0	26,9	16,9	44,1	13,0	38,9	25,2	9,2	6,0
2	115	09/04/08	17,9	15,0	20,4	25,8	14,0	9,8	32,1	34,3	1,5	2,6
2	122	16/04/08	13,2	19,1	22,6	22,6	11,5	2,0	15,2	22,8	0,2	0,4
2	130	24/04/08	17,2	29,4	33,6	29,4	31,2	24,3	33,0	65,5	3,9	4,5
2	139	03/05/08	24,3	20,8	27,2	19,6	8,3	1,5	27,2	31,4	1,3	4,7
2	143	07/05/08	15,5	6,6	21,7	13,5	11,7	11,2	21,1	25,7	4,4	3,2
2	151	15/05/08	30,3	28,6	43,5	39,3	24,1	21,6	43,8	46,5	7,2	6,1
<b>Média</b>	-	-	22,3	20,7	28,0	23,9	20,7	11,9	30,2	35,9	4,0	3,9
<b>DP</b>	-	-	8,9	8,1	8,2	8,6	13,1	8,8	9,9	15,3	3,3	2,0
3	165	29/05/08	9,4	9,0	21,1	18,9	12,9	12,4	22,6	26,4	2,0	4,4
3	172	05/06/08	18,9	16,4	30,7	20,4	21,4	0,5	33,4	36,9	0,2	6,0
3	179	12/06/08	12,2	7,7	32,6	18,9	3,0	0,7	29,2	27,4	0,4	3,8
3	186	19/06/08	25,6	21,8	39,9	33,7	26,3	11,7	37,0	34,5	9,5	6,6
3	193	26/06/08	9,8	5,6	28,7	27,7	15,0	11,3	35,8	15,7	2,0	14,1
3	200	03/07/08	10,2	8,4	23,4	21,4	22,4	20,6	27,8	39,0	5,6	7,0
3	207	10/07/08	21,1	19,1	31,6	35,2	28,3	19,1	31,1	62,2	5,1	5,8
3	214	17/07/08	9,9	7,3	23,4	12,2	13,2	8,6	39,5	40,6	4,6	4,8
<b>Média</b>	-	-	15,4	12,4	30,1	24,2	18,5	10,4	33,4	36,6	3,9	6,9
<b>DP</b>	-	-	6,4	6,6	5,7	8,3	8,8	7,9	4,3	14,1	3,3	3,4
4	225	28/07/08	1,3	0,5	4,5	15,0	2,5	0,5	19,0	28,3	1,1	2,5
4	227	30/07/08	2,0	0,5	5,1	3,1	1,5	0,0	11,8	17,9	0,9	0,5
4	229	01/08/08	3,2	0,7	17,2	14,7	8,3	4,2	24,3	28,5	2,6	1,3
4	233	05/08/08	6,1	1,2	19,6	15,2	11,0	6,6	31,2	38,3	3,2	2,4
4	236	08/08/08	0,5	8,2	23,4	21,1	9,0	4,6	35,0	59,1	0,0	2,8
4	241	13/08/08	0,0	0,3	9,0	5,1	5,9	2,6	20,8	34,4	0,0	1,2
4	243	15/08/08	3,1	1,5	16,0	12,2	2,5	0,3	32,0	36,4	0,9	1,2
<b>Média</b>	-	-	2,3	1,9	13,5	12,3	5,8	2,7	24,9	34,7	1,3	1,7
<b>DP</b>	-	-	2,1	2,8	7,4	6,3	3,7	2,6	8,3	12,7	1,2	0,9
5	248	20/08/08	0,5	8,2	23,4	21,1	1,9	1,0	35,0	59,1	7,5	7,6
5	254	26/08/08	19,1	15,0	25,2	22,6	10,9	9,9	32,0	33,6	4,2	3,7
5	256	28/08/08	1,6	1,9	30,0	21,9	11,7	9,7	3,2	3,4	3,9	2,3
5	260	01/09/08	31,1	31,6	51,2	32,1	13,9	12,4	36,6	108,4	6,4	3,3
5	264	05/09/08	26,5	23,1	32,4	29,2	11,3	11,8	33,1	41,2	8,6	9,7
5	267	08/09/08	0,5	9,0	15,4	11,9	3,2	1,7	27,6	108,9	1,5	0,7
<b>Média</b>	-	-	13,2	14,8	29,6	23,1	8,8	7,8	27,9	59,1	5,4	4,5
<b>DP</b>	-	-	14,1	10,9	12,1	7,0	5,0	5,1	12,5	42,4	2,6	3,4
6	271	12/09/08	11,7	9,1	23,4	21,1	13,5	0,1	0,0	0,0	13,4	13,0
6	282	23/09/08	11,7	7,1	22,7	21,2	14,4	11,2	35,4	48,8	1,7	2,3
6	284	25/09/08	9,0	6,8	25,1	23,2	25,1	25,9	29,5	32,2	1,9	2,1
6	295	06/10/08	1,5	2,5	16,3	15,1	19,8	18,3	24,0	33,6	4,8	1,7
6	296	07/10/08	4,9	1,0	23,2	19,3	21,7	27,4	26,4	28,2	2,2	1,5
6	298	09/10/08	3,2	3,9	25,4	21,2	26,6	24,9	32,8	33,5	0,2	2,8
6	310	21/10/08	1,5	1,7	25,4	22,4	24,9	23,7	29,2	28,2	0,0	0,7
<b>Média</b>	-	-	6,2	4,6	23,1	20,5	20,9	18,8	25,3	29,2	3,5	3,5
<b>DP</b>	-	-	4,5	3,1	3,2	2,7	5,3	9,9	11,8	14,6	4,7	4,3

## Nitrogênio Amoniacal

Etapa	Dias	Data	1B	1D	2B	2D	3B	3D	UASB	EB	CBR 1	CBR 2
0	1	17/12/07	13,7	7,0	15,1	5,4	13,8	7,5	22,4	21,8	19,4	22,7
0	10	26/12/07	16,6	9,7	20,3	13,4	17,6	13,9	16,1	19,4	10,6	15,4
0	17	02/01/08	11,1	6,5	12,9	12,5	15,5	13,9	28,6	18,8	15,4	14,8
0	24	09/01/08	21,7	22,0	21,3	19,4	6,0	19,2	25,4	18,6	10,2	12,4
0	31	16/01/08	18,4	16,7	20,1	19,9	19,6	17,4	19,1	22,1	15,7	17,0
0	36	21/01/08	16,8	17,3	18,0	18,0	16,8	17,0	18,0	13,4	15,1	14,8
<b>Média</b>	-	-	16,4	13,2	17,9	14,8	14,9	14,8	21,6	19,0	14,4	16,2
<b>DP</b>	-	-	3,7	6,4	3,3	5,5	4,8	4,1	4,8	3,1	3,5	3,5
1	45	30/01/08	18,5	19,7	20,4	21,5	21,8	22,7	21,5	24,1	7,0	7,7
1	54	08/02/08	9,4	11,0	10,1	9,6	9,4	8,9	10,3	15,6	5,9	5,9
1	58	12/02/08	15,4	13,0	16,9	12,3	14,2	17,6	17,3	20,2	12,0	13,0
1	66	20/02/08	22,2	20,2	25,8	25,8	24,1	23,4	25,3	30,5	13,2	13,4
1	73	27/02/08	21,5	19,6	25,0	25,0	23,4	22,7	24,6	29,5	9,7	11,3
1	80	05/03/08	17,8	16,8	24,8	21,7	21,2	19,2	24,1	30,5	11,7	8,8
1	89	14/03/08	24,8	24,8	22,8	21,2	20,7	18,8	23,8	23,1	1,0	3,3
<b>Média</b>	-	-	18,5	17,9	20,8	19,6	19,3	19,0	21,0	24,8	8,6	9,0
<b>DP</b>	-	-	5,1	4,7	5,7	6,2	5,4	5,0	5,4	5,7	4,3	3,8
2	95	20/03/08	9,7	12,0	18,9	19,7	11,0	12,0	30,2	29,2	5,0	3,0
2	102	27/03/08	7,6	6,7	15,7	15,5	10,5	8,6	23,3	22,6	16,2	2,6
2	107	01/04/08	21,8	22,3	18,8	14,4	14,7	11,0	31,6	25,5	5,1	6,4
2	115	09/04/08	14,0	10,8	16,7	24,8	11,5	7,1	28,2	28,9	1,5	2,0
2	122	16/04/08	10,3	16,4	18,2	22,1	0,5	0,5	21,8	19,6	0,2	0,2
2	130	24/04/08	27,0	25,0	28,7	27,2	22,8	21,8	28,0	27,5	2,2	3,2
2	139	03/05/08	16,7	16,4	19,6	15,5	5,4	2,2	18,2	15,7	1,2	0,2
2	143	07/05/08	8,2	2,8	16,8	8,4	10,7	7,4	15,8	19,9	0,3	0,5
2	151	15/05/08	25,0	23,2	20,9	33,1	20,9	19,1	30,6	28,8	6,1	6,4
<b>Média</b>	-	-	17,5	16,7	20,0	20,8	12,4	9,9	24,9	23,7	2,4	2,7
<b>DP</b>	-	-	7,3	7,9	4,1	8,5	8,0	8,1	6,3	5,3	2,3	2,7
3	165	29/05/08	6,7	8,0	16,9	19,6	9,9	10,9	18,6	14,2	2,0	5,7
3	172	05/06/08	13,9	12,9	24,4	26,4	15,7	13,4	26,4	23,4	1,7	5,2
3	179	12/06/08	9,7	8,0	19,4	18,2	4,1	0,5	25,7	23,9	0,2	9,5
3	186	19/06/08	22,8	19,5	32,7	31,2	20,0	9,4	32,2	26,1	4,6	8,4
3	193	26/06/08	7,1	4,7	27,5	25,3	15,2	10,5	31,4	26,0	3,9	5,4
3	200	03/07/08	7,1	6,4	20,6	20,1	16,2	17,7	22,8	19,9	2,0	2,9
3	207	10/07/08	17,3	13,8	33,6	32,1	23,4	19,1	34,4	30,3	3,6	4,6
3	214	17/07/08	6,4	7,2	18,1	18,1	9,7	6,9	32,0	32,0	4,1	4,1
<b>Média</b>	-	-	12,1	10,3	25,2	24,5	14,9	11,1	29,3	25,9	2,9	5,7
<b>DP</b>	-	-	6,2	5,3	6,3	5,9	6,4	6,4	4,3	4,2	1,6	2,3
4	225	28/07/08	0,5	0,0	15,2	15,2	1,8	1,3	16,8	11,8	0,0	0,0
4	227	30/07/08	0,8	0,3	4,4	2,3	0,8	0,5	10,2	3,3	0,0	0,3
4	229	01/08/08	2,3	0,3	16,1	12,0	6,7	3,1	24,8	27,4	1,0	0,8
4	233	05/08/08	0,2	1,0	15,8	14,4	5,1	3,4	27,8	19,7	2,2	1,5
4	236	08/08/08	9,5	8,0	18,8	8,2	8,2	4,1	32,1	31,4	5,1	3,1
4	241	13/08/08	0,8	0,0	7,7	4,4	4,4	1,8	19,5	24,4	1,0	0,8
4	243	15/08/08	2,8	0,5	14,5	11,4	2,0	0,0	28,7	26,7	0,5	0,3
<b>Média</b>	-	-	2,4	1,4	13,2	9,7	4,1	2,0	22,9	20,7	1,4	0,9
<b>DP</b>	-	-	3,3	2,9	5,2	4,9	2,8	1,5	7,7	9,9	1,8	1,1
5	248	20/08/08	9,5	8,0	18,8	20,6	8,2	4,1	32,1	31,4	5,1	3,1
5	254	26/08/08	14,5	12,5	20,1	19,1	8,6	6,9	28,0	26,0	3,1	0,5
5	256	28/08/08	5,9	3,1	9,5	15,9	3,8	1,0	-	29,7	4,9	1,8
5	260	01/09/08	24,4	27,4	28,6	27,1	12,9	10,4	31,3	58,7	5,2	4,5
5	264	05/09/08	24,2	20,5	28,8	25,1	1,7	4,9	29,5	88,1	9,8	5,9
5	267	08/09/08	12,7	6,6	13,7	10,3	0,5	0,0	21,2	50,3	1,0	1,0
<b>Média</b>	-	-	15,2	13,0	19,9	19,7	6,0	4,6	28,4	47,4	4,8	2,8
<b>DP</b>	-	-	7,6	9,2	7,8	6,2	4,8	3,8	16,1	23,8	2,9	2,1
6	271	12/09/08	0,2	0,2	5,4	3,9	0,2	0,2	10,3	7,8	0,0	0,0
6	282	23/09/08	6,6	3,9	18,6	12,7	10,3	7,8	23,4	30,5	1,0	1,5
6	284	25/09/08	6,3	1,0	35,6	3,9	21,0	22,0	19,3	23,0	1,5	0,7
6	295	06/10/08	0,5	0,2	14,4	10,7	17,1	16,4	21,5	26,4	1,5	1,0
6	296	07/10/08	3,5	0,5	22,0	19,8	23,0	24,9	25,9	50,1	2,5	1,7
6	298	09/10/08	3,2	0,5	19,7	19,0	20,7	18,2	25,6	22,4	3,7	2,7
6	310	21/10/08	1,7	0,2	18,2	19,7	23,4	20,9	26,4	22,2	1,2	1,0
<b>Média</b>	-	-	3,2	0,9	19,1	12,8	16,5	15,8	21,8	26,1	1,6	1,2
<b>DP</b>	-	-	2,6	1,3	9,1	7,0	8,5	8,8	5,7	12,7	1,2	0,9

## Nitrato

Etapa	Dias	Data	1B	1D	2B	2D	3B	3D	UASB	EB	CBR 1	CBR 2
0	1	17/12/07	1,9	5,7	0,3	1,0	0,4	1,5	0,2	0,1	6,5	7,2
0	10	26/12/07	0,8	0,0	0,0	0,0	0,2	0,2	0,1	0,0	5,8	5,1
0	17	02/01/08	3,3	4,6	0,2	0,3	0,3	0,3	0,1	0,0	6,2	5,3
0	24	09/01/08	0,8	1,9	0,2	0,5	0,8	1,2	0,1	0,0	6,5	7,0
0	31	16/01/08	0,2	0,5	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	7,3	6,0
0	36	21/01/08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,1	0,0	4,9	5,9
Média	-	-	1,2	2,1	0,1	0,3	0,3	0,6	0,1	0,0	6,2	6,1
DP	-	-	1,2	2,5	0,1	0,4	0,3	0,6	0,0	0,0	0,8	0,8
1	45	30/01/08	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	2,6	1,5
1	54	08/02/08	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,2	0,0	5,6	5,5
1	58	12/02/08	1,1	1,2	0,0	0,0	0,3	0,5	0,6	0,0	3,8	3,6
1	66	20/02/08	1,0	1,4	0,2	0,1	0,3	0,5	0,2	0,1	6,0	7,2
1	73	27/02/08	2,0	2,3	0,1	0,2	1,6	2,3	0,4	0,1	4,8	7,0
1	80	05/03/08	1,9	1,5	0,2	0,1	0,1	0,5	0,1	0,1	2,9	4,8
1	89	14/03/08	0,2	0,2	0,4	0,2	0,9	0,9	0,1	0,1	7,3	7,5
Média	-	-	0,9	1,0	0,1	0,1	0,5	0,7	0,2	0,1	4,7	5,3
DP	-	-	0,9	0,9	0,2	0,1	0,6	0,8	0,2	0,0	1,7	2,2
2	95	20/03/08	4,2	5,6	3,2	4,7	6,1	6,9	0,1	0,2	11,9	12,6
2	102	27/03/08	8,6	9,7	2,4	3,6	9,1	9,0	0,0	0,0	10,7	13,7
2	107	01/04/08	3,4	3,0	7,9	10,9	7,9	9,4	0,0	0,1	11,3	14,1
2	115	09/04/08	7,5	11,4	7,0	0,3	9,8	9,0	0,1	0,0	26,0	32,9
2	122	16/04/08	7,8	2,5	1,5	4,7	7,5	18,1	0,1	0,0	22,4	28,9
2	130	24/04/08	0,2	0,5	0,0	0,0	0,5	1,2	0,0	0,2	13,4	13,7
2	139	03/05/08	4,1	5,9	2,3	3,8	18,6	23,8	0,7	0,1	38,4	35,8
2	143	07/05/08	7,4	15,7	3,3	3,5	4,2	7,0	0,2	0,1	15,8	21,7
2	151	15/05/08	3,9	3,8	0,1	0,1	3,3	6,4	0,1	0,0	23,2	27,7
Média	-	-	4,9	6,1	3,2	3,3	7,4	10,7	0,2	0,1	21,5	25,0
DP	-	-	2,8	5,5	3,2	3,9	5,9	7,7	0,2	0,1	9,2	8,8
3	165	29/05/08	17,9	17,2	1,4	3,9	9,0	7,1	0,0	0,1	19,9	19,7
3	172	05/06/08	12,6	13,8	0,8	0,3	4,8	1,1	0,1	0,1	26,3	27,1
3	179	12/06/08	16,1	17,1	0,9	3,1	9,3	11,1	0,0	0,0	27,1	25,1
3	186	19/06/08	7,7	12,0	0,0	0,3	5,0	12,0	0,0	0,0	28,7	25,9
3	193	26/06/08	28,5	29,1	3,9	3,8	17,7	13,3	0,0	0,0	28,6	26,2
3	200	03/07/08	21,7	25,2	4,6	6,1	3,7	3,9	0,0	0,0	27,5	26,0
3	207	10/07/08	16,2	20,1	0,2	1,0	5,2	6,2	0,0	0,0	33,5	32,1
3	214	17/07/08	31,0	29,0	14,4	15,5	18,7	19,5	0,1	0,0	34,0	34,3
Média	-	-	19,1	20,9	3,5	4,3	9,2	9,6	0,0	0,0	29,4	28,1
DP	-	-	8,4	7,0	5,1	5,4	6,4	6,3	0,0	0,0	3,1	3,6
4	225	28/07/08	20,8	24,0	3,9	5,2	19,4	19,8	0,0	0,2	25,2	24,8
4	227	30/07/08	13,3	14,5	9,9	13,1	12,1	13,2	0,1	3,6	15,1	15,0
4	229	01/08/08	16,7	17,5	3,5	7,0	17,9	20,6	0,1	0,0	28,3	27,9
4	233	05/08/08	16,1	19,2	4,2	6,6	11,8	14,9	0,0	0,1	24,6	23,6
4	236	08/08/08	13,2	16,3	4,3	6,6	18,2	18,7	0,0	0,0	24,1	26,1
4	241	13/08/08	20,5	20,8	13,6	18,3	23,9	18,7	0,1	0,0	23,1	22,7
4	243	15/08/08	20,7	22,3	9,9	13,2	18,7	22,3	0,0	0,0	26,9	25,3
Média	-	-	17,3	19,2	7,0	10,0	17,4	18,3	0,0	0,6	23,9	23,6
DP	-	-	3,4	3,4	4,0	4,9	4,3	3,2	0,1	1,3	4,3	4,2
5	248	20/08/08	22,6	24,2	4,7	2,5	21,9	22,0	0,0	0,1	20,9	19,1
5	254	26/08/08	1,0	2,0	0,0	0,0	3,0	3,7	0,2	0,0	24,3	24,8
5	256	28/08/08	22,0	10,0	6,6	2,6	0,4	0,4	0,0	0,0	29,3	29,5
5	260	01/09/08	3,4	0,5	1,5	0,2	8,7	0,3	0,1	0,0	23,3	18,3
5	264	05/09/08	1,0	1,6	0,0	0,0	3,0	3,7	0,2	0,0	24,3	24,8
5	267	08/09/08	4,8	0,0	1,4	0,0	11,7	0,3	0,1	0,0	18,9	17,7
Média	-	-	9,1	6,4	2,4	0,9	8,1	5,0	0,1	0,0	23,5	22,4
DP	-	-	10,3	9,5	2,7	1,3	7,9	8,5	0,1	0,0	3,6	4,7
6	271	12/09/08	9,6	0,0	2,0	0,0	13,5	0,1	0,0	0,0	13,4	13,0
6	282	23/09/08	11,5	0,3	4,4	0,0	5,9	0,0	0,0	0,0	24,0	21,5
6	284	25/09/08	16,2	0,0	2,5	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	25,5	25,0
6	295	06/10/08	15,3	0,2	3,1	0,0	0,6	0,0	0,3	0,2	18,8	19,9
6	296	07/10/08	19,7	0,4	1,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	24,0	24,0
6	298	09/10/08	23,6	0,1	3,2	0,0	1,9	0,0	0,0	0,0	24,4	25,4
6	310	21/10/08	21,3	0,0	1,4	0,0	1,7	0,0	0,0	0,0	25,8	27,2
Média	-	-	16,7	0,1	2,6	0,0	3,6	0,0	0,0	0,0	22,3	22,3
DP	-	-	5,1	0,2	1,0	0,0	4,7	0,0	0,1	0,1	4,5	4,8

## DQO total

Etapa	Dias	Data	1B	1D	2B	2D	3B	3D	UASB	EB	CBR 1	CBR 2
0	1	17/12/07	-	48,5	-	96,4	-	88,4	121,9	369,0	72,2	69,3
0	10	26/12/07	-	41,7	-	65,1	-	44,4	192,9	539,0	54,8	85,3
0	17	02/01/08	-	35,0	-	47,3	-	48,2	80,1	750,7	29,6	279,5
0	24	09/01/08	-	73,8	-	285,7	-	56,1	156,5	490,0	129,0	186,1
0	31	16/01/08	-	43,4	-	31,5	-	41,7	253,7	1141,9	139,6	88,8
0	36	21/01/08	-	46,2	-	461,6	-	43,0	205,0	1029,9	46,7	116,8
<b>Média</b>	-	-	-	48,1	-	164,6	-	53,6	168,3	720,1	78,6	137,6
<b>DP</b>	-	-	-	13,4	-	172,6	-	17,8	62,2	311,1	45,3	80,8
1	45	30/01/08	44,3	187,3	44,3	187,3	117,5	67,6	197,3	1734,9	200,5	67,1
1	54	08/02/08	411,9	347,8	411,9	347,8	230,9	344,8	162,5	311,4	35,4	32,6
1	58	12/02/08	378,7	42,1	378,7	42,1	393,3	42,1	280,5	422,0	23,5	75,9
1	66	20/02/08	408,2	61,7	408,2	61,7	169,0	83,9	283,8	604,6	86,2	69,0
1	73	27/02/08	80,6	65,5	279,1	46,6	299,8	54,2	95,7	686,6	85,7	177,1
1	80	05/03/08	364,4	363,2	372,2	366,8	382,5	382,5	262,6	958,5	110,9	143,6
1	89	14/03/08	434,9	379,7	412,2	49,1	388,9	46,0	125,8	337,4	168,7	168,7
<b>Média</b>	-	-	303,3	206,8	329,5	157,4	283,1	145,9	201,2	722,2	101,6	104,9
<b>DP</b>	-	-	166,4	154,3	134,1	145,8	113,0	149,8	76,6	500,6	65,0	57,1
2	95	20/03/08	400,8	59,0	408,2	62,1	449,2	31,1	93,2	1071,8	307,6	174,0
2	102	27/03/08	384,4	39,9	386,9	9,2	432,9	24,6	147,4	1504,5	270,2	254,8
2	107	01/04/08	405,8	36,1	386,6	27,1	433,8	24,1	126,3	195,4	42,1	54,1
2	115	09/04/08	424,8	128,5	428,8	20,6	429,4	88,4	143,9	395,7	85,3	180,9
2	122	16/04/08	13,4	13,4	433,9	44,9	430,5	24,8	110,7	281,5	99,2	268,2
2	130	24/04/08	383,2	54,2	135,6	96,4	386,8	48,2	111,5	527,2	69,3	75,3
2	139	03/05/08	382,1	6,6	255,1	20,7	376,5	26,4	119,5	936,5	70,0	75,0
2	143	07/05/08	392,3	27,8	265,7	47,3	386,2	41,7	147,5	445,2	80,7	47,3
2	151	15/05/08	429,7	48,5	451,7	285,7	427,5	43,0	136,2	453,3	245,9	97,8
<b>Média</b>	-	-	347,3	45,0	336,8	77,5	410,1	42,4	127,9	462,1	98,9	114,1
<b>DP</b>	-	-	148,5	40,7	119,6	95,5	25,5	22,6	15,0	237,3	67,2	81,2
3	165	29/05/08	410,7	31,5	432,9	31,5	422,4	21,7	142,3	939,4	187,9	145,5
3	172	05/06/08	380,5	35,0	382,4	69,0	389,2	38,1	186,4	638,6	242,1	251,3
3	179	12/06/08	387,3	23,8	404,5	46,5	391,6	14,1	276,8	1691,9	114,6	101,6
3	186	19/06/08	277,1	43,4	460,8	46,6	429,4	46,6	349,7	725,8	294,6	348,6
3	193	26/06/08	342,6	46,2	398,0	88,1	343,6	59,1	165,4	472,5	123,5	266,8
3	200	03/07/08	344,8	40,9	396,2	34,6	390,5	40,9	100,6	1100,4	141,5	91,2
3	207	10/07/08	377,7	59,8	329,1	74,4	316,4	42,1	124,4	924,0	278,7	168,5
3	214	17/07/08	370,4	27,4	385,1	27,4	370,1	17,5	155,6	935,1	172,1	119,5
<b>Média</b>	-	-	354,3	39,5	393,7	55,2	375,8	36,9	194,1	926,9	195,3	192,5
<b>DP</b>	-	-	38,2	12,2	38,8	22,3	36,8	16,0	88,5	397,0	75,4	98,1
4	225	28/07/08	374,3	26,6	402,1	55,3	392,2	26,6	154,3	448,1	150,2	90,5
4	233	05/08/08	304,6	43,0	384,0	23,7	391,7	36,6	188,3	538,1	101,2	88,3
4	241	13/08/08	419,0	33,2	341,3	36,7	340,1	29,6	104,3	432,6	115,0	68,7
<b>Média</b>	-	-	366,0	34,3	375,8	38,6	374,7	30,9	149,0	472,9	122,1	82,5
<b>DP</b>	-	-	57,7	8,3	31,2	15,9	29,9	5,1	42,3	57,0	25,3	12,0
5	248	20/08/08	406,8	20,8	385,1	27,4	388,4	17,5	155,6	909,6	172,1	132,6
5	254	26/08/08	332,3	75,0	416,6	53,6	339,5	67,9	142,9	607,4	121,5	71,5
5	260	01/09/08	426,3	38,3	421,5	95,8	411,9	60,7	204,3	1005,8	127,7	156,5
5	267	08/09/08	427,1	40,7	430,3	84,7	115,2	67,8	128,8	1084,2	81,3	132,1
<b>Média</b>	-	-	398,1	43,7	413,4	65,4	313,7	53,5	157,9	901,8	125,6	123,2
<b>DP</b>	-	-	44,9	22,7	19,7	31,0	135,7	24,2	32,8	208,8	37,1	36,3
6	282	23/09/08	395,6	59,2	424,0	68,9	403,4	68,9	107,6	635,0	188,3	117,3
6	295	06/10/08	412,7	34,2	422,3	63,1	412,7	63,1	156,1	716,3	204,2	168,9
6	303	09/10/08	416,7	36,0	433,9	52,8	413,7	66,3	130,4	668,9	137,1	130,4
6	310	21/10/08	364,5	24,9	418,9	62,3	62,3	62,3	159,1	764,7	103,0	96,2
<b>Média</b>	-	-	397,4	38,6	424,8	61,8	323,0	65,1	138,3	696,2	158,2	128,2
<b>DP</b>	-	-	23,7	14,6	6,5	6,6	173,9	3,1	24,2	56,5	46,6	30,6



## DQO decantada

Etapa	Dias	Data	1B	1D	2B	2D	3B	3D	UASB	EB	CBR 1	CBR 2
0	1	17/12/07	53,0	36,8	85,4	82,2	65,9	56,2	76,1	191,6	0,0	0,0
0	10	26/12/07	74,6	28,0	71,5	31,1	62,2	31,1	98,8	225,1	0,0	0,0
0	17	02/01/08	58,7	55,5	49,1	52,3	42,7	58,7	61,8	79,2	0,0	0,0
0	24	09/01/08	65,0	56,0	68,1	52,9	49,9	34,8	101,7	461,6	0,0	0,0
0	31	16/01/08	31,4	34,4	40,3	34,4	64,2	22,4	76,1	89,1	0,0	0,0
0	36	21/01/08	81,3	37,7	90,0	75,5	58,1	34,8	111,3	287,1	0,0	0,0
<b>Média</b>	-	-	60,7	41,4	67,4	54,7	57,2	39,7	87,6	222,3	0,0	0,0
<b>DP</b>	-	-	17,7	11,6	19,6	20,8	9,1	14,5	19,0	141,8	0,0	0,0
1	45	30/01/08	44,3	44,3	117,5	77,6	64,3	84,2	167,4	220,6	54,1	45,2
1	54	08/02/08	50,1	31,9	68,4	62,3	89,6	38,0	165,6	180,8	44,3	77,2
1	58	12/02/08	26,3	23,2	29,5	35,8	20,0	29,5	73,7	102,1	24,1	57,3
1	66	20/02/08	65,4	35,8	72,8	58,0	43,2	32,1	98,7	209,8	35,7	46,1
1	73	27/02/08	31,5	69,3	35,3	35,3	23,9	23,9	65,5	148,7	45,6	34,7
1	80	05/03/08	49,8	25,7	25,7	28,7	7,5	28,7	49,8	158,5	57,0	50,3
1	89	14/03/08	36,8	21,5	73,6	42,9	21,5	33,7	125,8	156,4	64,4	30,7
<b>Média</b>	-	-	43,5	35,9	60,4	48,7	38,6	38,6	106,6	168,1	46,5	48,8
<b>DP</b>	-	-	13,2	16,7	32,8	17,7	29,2	20,6	47,6	40,0	13,6	15,4
2	95	20/03/08	43,5	43,5	49,7	34,2	52,8	43,5	74,6	130,5	77,7	37,3
2	102	27/03/08	21,5	24,6	46,1	33,8	58,3	36,8	73,7	304,0	36,8	12,3
2	107	01/04/08	45,1	30,1	33,1	27,1	63,1	24,1	69,1	243,5	24,1	45,1
2	115	09/04/08	48,3	42,1	51,4	39,1	32,9	23,6	76,1	196,3	42,1	48,3
2	122	16/04/08	13,4	13,4	39,1	13,4	62,0	13,4	39,1	139,3	36,3	42,0
2	130	24/04/08	57,2	42,2	90,4	63,3	75,3	21,1	54,2	168,7	24,1	33,1
2	139	03/05/08	51,8	12,2	102,6	17,9	17,9	9,4	51,8	82,8	15,1	20,7
2	143	07/05/08	33,4	16,7	19,5	36,2	44,5	36,2	25,0	136,3	75,1	47,3
2	151	15/05/08	75,9	32,0	92,3	75,9	40,2	32,0	81,4	45,7	43,0	29,3
<b>Média</b>	-	-	46,4	27,0	61,2	39,0	48,0	22,8	56,7	144,7	37,1	38,0
<b>DP</b>	-	-	19,5	12,9	33,3	23,1	19,9	9,5	20,3	66,7	19,7	10,5
3	165	29/05/08	77,1	11,9	44,5	28,2	28,2	28,2	44,5	126,0	227,0	139,0
3	172	05/06/08	56,7	35,0	65,9	28,8	75,2	35,0	56,7	257,5	47,4	56,7
3	179	12/06/08	43,2	27,0	4,3	30,3	46,5	17,3	53,0	198,9	17,3	40,0
3	186	19/06/08	62,5	33,9	164,2	65,7	94,3	24,4	151,5	250,1	59,3	78,4
3	193	26/06/08	59,1	46,2	59,1	30,1	33,3	49,4	84,8	223,4	20,4	59,1
3	200	03/07/08	53,4	34,6	84,9	34,6	81,7	37,7	100,6	144,6	34,6	44,0
3	207	10/07/08	50,9	39,2	68,6	53,9	62,7	21,6	80,3	212,6	27,4	30,4
3	214	17/07/08	27,4	30,7	60,3	27,4	106,3	7,7	106,3	293,7	40,5	14,2
<b>Média</b>	-	-	50,5	35,2	72,5	38,7	71,4	27,6	90,5	225,8	35,3	46,1
<b>DP</b>	-	-	11,9	6,1	47,6	15,0	25,9	14,0	33,6	47,8	15,1	20,9
4	225	28/07/08	36,2	26,6	26,6	29,8	154,3	33,0	122,4	320,4	52,2	58,5
4	233	05/08/08	26,9	36,6	4,3	36,6	39,8	36,6	85,0	188,3	43,0	36,6
4	241	13/08/08	40,3	47,4	19,0	36,7	54,5	19,0	68,7	218,1	40,3	22,5
<b>Média</b>	-	-	34,5	36,9	16,6	34,4	82,9	29,5	92,1	242,3	45,2	39,2
<b>DP</b>	-	-	6,9	10,4	11,3	4,0	62,3	9,3	27,5	69,2	6,2	18,2
5	248	20/08/08	27,4	27,4	76,7	27,4	106,3	30,7	106,3	293,7	40,5	34,0
5	254	26/08/08	92,9	64,3	78,6	35,7	57,2	50,0	110,8	185,8	121,5	71,5
5	260	01/09/08	38,3	31,9	99,0	60,7	41,5	28,7	146,9	191,6	95,8	92,6
5	267	08/09/08	67,8	64,4	74,5	84,7	61,0	37,3	101,6	352,4	37,3	47,4
<b>Média</b>	-	-	56,6	47,0	82,2	52,1	66,5	36,7	116,4	255,9	73,8	61,4
<b>DP</b>	-	-	29,6	20,1	11,3	25,9	27,8	9,6	20,7	81,2	41,6	26,0
6	282	23/09/08	36,6	33,4	36,6	36,6	10,8	59,2	78,6	178,7	46,3	33,4
6	295	06/10/08	34,2	31,0	59,9	69,5	56,7	72,7	69,5	201,0	59,9	50,2
6	303	09/10/08	36,0	36,0	42,7	42,7	39,3	63,0	73,1	170,9	52,8	46,1
6	310	21/10/08	24,9	21,5	28,3	62,3	24,9	62,3	89,4	170,9	48,7	52,1
<b>Média</b>	-	-	32,9	30,5	41,9	52,8	32,9	64,3	77,6	180,4	51,9	45,4
<b>DP</b>	-	-	5,4	6,3	13,4	15,6	19,7	5,8	8,7	14,2	6,0	8,4

## DQO solúvel

Etapa	Dias	Data	1B	1D	2B	2D	3B	3D	UASB	EB	CBR 1	CBR 2
0	1	17/12/07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0	10	26/12/07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0	17	02/01/08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0	24	09/01/08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0	31	16/01/08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0	36	21/01/08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Média</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>DP</b>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1	45	30/01/08	41,0	37,7	84,2	100,9	94,2	37,7	147,4	184,0	34,6	31,4
1	54	08/02/08	53,2	38,0	62,3	22,8	28,9	19,7	80,5	74,4	27,4	30,4
1	58	12/02/08	23,2	23,2	29,5	26,3	23,2	13,7	80,0	51,6	27,1	37,3
1	66	20/02/08	32,1	28,4	32,1	32,1	65,4	32,1	28,4	76,5	27,4	24,1
1	73	27/02/08	27,7	46,6	12,6	16,4	16,4	8,8	20,2	65,5	14,4	11,0
1	80	05/03/08	16,6	13,6	16,6	22,6	28,7	4,5	7,5	22,6	25,7	14,7
1	89	14/03/08	88,9	9,2	42,9	85,9	73,6	67,5	18,4	110,4	27,4	24,1
<b>Média</b>	-	-	40,4	28,1	40,0	43,9	47,2	26,3	54,6	83,6	26,3	24,7
<b>DP</b>	-	-	24,5	13,7	25,6	34,4	30,1	21,8	50,6	51,6	6,0	9,4
2	95	20/03/08	43,5	31,1	40,4	31,1	34,2	28,0	43,5	77,7	77,7	37,3
2	102	27/03/08	27,6	12,3	36,8	24,6	30,7	12,3	67,5	104,4	73,7	33,8
2	107	01/04/08	27,1	12,0	27,1	18,0	21,0	9,0	30,1	102,2	24,1	18,0
2	115	09/04/08	36,0	26,7	23,6	14,4	26,7	23,6	48,3	66,8	39,1	42,1
2	122	16/04/08	27,7	13,4	16,2	10,5	30,5	10,5	53,4	13,4	1,9	4,8
2	130	24/04/08	42,2	39,2	81,3	21,1	30,1	21,1	48,2	51,2	33,1	39,2
2	139	03/05/08	15,1	6,6	9,4	15,1	12,2	6,6	17,9	29,2	17,9	6,6
2	143	07/05/08	2,8	5,6	5,6	5,6	13,9	2,8	13,9	41,7	8,3	16,7
2	151	15/05/08	59,4	59,4	59,4	53,9	29,3	18,3	53,9	73,1	21,0	26,5
<b>Média</b>	-	-	30,0	23,3	31,8	19,8	23,4	13,1	38,0	54,0	20,8	22,0
<b>DP</b>	-	-	18,4	20,0	28,1	15,9	7,8	7,9	17,1	29,7	13,0	14,7
3	165	29/05/08	34,8	2,2	5,4	5,4	18,5	2,2	34,8	51,0	8,7	5,4
3	172	05/06/08	35,0	35,0	25,8	10,3	35,0	7,2	41,2	106,1	19,6	35,0
3	179	12/06/08	30,3	17,3	33,5	23,8	14,1	14,1	53,0	43,2	10,8	20,5
3	186	19/06/08	40,3	30,7	72,1	40,3	49,8	14,8	65,7	135,6	33,9	45,0
3	193	26/06/08	55,8	33,3	17,2	33,3	20,4	39,7	59,1	158,9	36,5	30,1
3	200	03/07/08	31,4	22,0	25,2	37,7	18,9	34,6	59,7	91,2	34,6	31,4
3	207	10/07/08	21,6	39,2	42,1	36,2	42,1	42,1	50,9	121,5	27,4	30,4
3	214	17/07/08	11,0	1,1	34,0	1,1	34,0	4,4	63,6	175,3	27,4	24,1
<b>Média</b>	-	-	32,2	25,5	35,7	26,1	30,6	22,4	56,2	118,8	27,2	30,9
<b>DP</b>	-	-	14,1	13,2	17,9	15,1	13,2	15,9	8,4	44,2	9,2	7,9
4	225	28/07/08	36,2	29,8	58,5	26,6	52,2	29,8	61,7	202,2	49,0	45,8
4	233	05/08/08	26,9	20,4	59,2	23,7	43,0	23,7	46,3	110,9	36,6	43,0
4	241	13/08/08	22,5	19,0	26,1	1,2	19,0	19,0	51,0	83,0	15,4	15,4
<b>Média</b>	-	-	28,5	23,1	47,9	17,2	38,1	24,1	53,0	132,0	33,7	34,7
<b>DP</b>	-	-	7,0	5,9	18,9	13,9	17,1	5,4	7,9	62,4	17,0	16,8
5	248	20/08/08	17,5	14,2	34,0	27,4	34,0	20,8	66,8	175,3	11,0	24,1
5	254	26/08/08	42,9	25,0	71,5	60,7	60,7	21,4	78,6	89,3	67,9	35,7
5	260	01/09/08	38,3	28,7	92,6	31,9	35,1	28,7	79,8	188,4	35,1	31,9
5	267	08/09/08	33,9	54,2	40,7	71,2	30,5	54,2	33,9	230,4	27,1	37,3
<b>Média</b>	-	-	33,2	30,6	59,7	47,8	40,1	31,3	64,8	170,9	35,3	32,3
<b>DP</b>	-	-	11,0	16,9	27,4	21,5	13,9	15,7	21,4	59,2	24,0	5,9
6	282	23/09/08	39,8	23,7	46,3	46,3	26,9	49,5	59,2	130,2	46,3	43,0
6	295	06/10/08	27,8	27,8	43,8	66,3	47,0	69,5	63,1	175,3	40,6	43,8
6	303	09/10/08	29,2	32,6	39,3	56,2	15,7	63,0	66,3	184,4	15,7	32,6
6	310	21/10/08	18,1	21,5	14,7	52,1	18,1	62,3	55,5	164,2	14,7	18,1
<b>Média</b>	-	-	28,7	26,4	36,0	55,2	26,9	61,1	61,0	163,5	29,3	34,4
<b>DP</b>	-	-	8,9	4,9	14,5	8,4	14,2	8,4	4,7	23,7	16,5	12,0

## Ortofosfato

Etapa	Dias	Data	1B	1D	2B	2D	3B	3D	UASB	EB	CBR 1	CBR 2
0	1	09/01/08	3,2	4,3	4,4	5,3	2,9	3,1	3,0	6,3	4,1	3,6
0	10	16/01/08	2,6	3,2	4,3	3,5	2,8	3,3	6,9	5,9	5,6	4,8
0	17	21/01/08	3,5	2,9	4,9	3,9	3,5	3,2	4,1	2,7	1,8	2,5
Média	-	-	3,1	3,5	4,5	4,3	3,1	3,2	4,7	5,0	3,8	3,6
DP	-	-	0,4	0,8	0,3	1,0	0,4	0,1	2,0	2,0	1,9	1,2
1	45	30/01/08	4,0	4,2	4,0	4,9	4,3	4,2	3,1	3,4	0,6	2,0
1	54	08/02/08	5,1	4,8	4,9	4,1	4,1	3,6	4,1	2,2	1,9	2,3
1	58	12/02/08	3,3	2,8	3,5	3,5	3,4	3,1	3,4	3,8	2,0	3,3
1	66	20/02/08	1,6	2,7	2,2	1,4	1,7	2,3	5,9	4,1	3,1	3,0
1	73	27/02/08	7,2	5,3	6,5	3,0	5,0	6,3	7,2	6,8	5,0	3,3
1	80	05/03/08	3,2	3,8	3,4	3,3	3,5	3,7	5,3	5,0	3,1	4,0
1	89	14/03/08	10,1	9,7	4,2	3,6	3,3	4,3	4,3	3,0	2,4	2,5
Média	-	-	4,9	4,8	4,1	3,4	3,6	3,9	4,8	4,0	2,6	2,9
DP	-	-	2,9	2,4	1,3	1,1	1,0	1,2	1,4	1,5	1,4	0,7
2	95	20/03/08	2,9	6,9	2,9	3,6	3,7	2,4	5,4	6,6	3,3	2,8
2	102	27/03/08	3,1	2,4	3,3	2,9	4,4	5,7	8,3	6,7	4,1	3,9
2	107	01/04/08	3,6	3,5	4,4	5,0	5,1	5,0	5,3	5,0	2,3	2,3
2	115	09/04/08	3,0	2,4	2,9	4,8	2,8	3,0	3,7	2,8	3,1	2,6
2	122	16/04/08	4,3	2,5	6,7	4,4	3,7	1,2	3,6	5,4	3,7	3,6
2	130	24/04/08	3,8	4,2	4,7	3,6	4,9	5,2	4,0	5,2	3,9	4,9
2	139	03/05/08	3,5	3,5	2,3	2,1	1,6	1,7	2,6	2,0	2,7	2,9
2	143	07/05/08	1,2	2,2	2,5	2,1	2,9	2,7	3,4	2,0	2,3	2,6
2	151	15/05/08	1,0	2,5	4,8	1,3	4,1	2,6	3,8	6,0	3,5	3,2
Média	-	-	2,9	3,0	4,1	3,3	3,6	3,0	3,8	4,1	3,1	3,1
DP	-	-	1,3	0,8	1,6	1,5	1,2	1,5	0,8	1,7	0,7	0,9
3	165	29/05/08	2,3	3,4	2,0	2,8	2,7	2,6	2,6	1,6	2,9	2,6
3	172	05/06/08	2,0	1,4	2,2	3,2	1,9	2,1	3,0	3,0	1,7	1,4
3	179	12/06/08	3,0	3,5	3,2	3,6	2,9	3,0	3,4	5,4	2,9	3,3
3	186	19/06/08	3,2	3,4	3,3	4,5	2,7	3,2	3,8	3,5	1,4	2,4
3	193	26/06/08	2,4	2,7	3,2	3,2	2,7	3,3	4,0	3,0	3,0	3,0
3	200	03/07/08	3,3	4,6	2,9	4,2	3,4	3,9	3,3	3,5	3,9	3,9
3	207	10/07/08	2,7	3,2	2,3	3,0	3,0	3,1	4,2	3,2	3,8	3,9
3	214	17/07/08	3,1	3,3	2,6	2,0	1,8	2,6	3,4	2,8	2,7	3,2
Média	-	-	2,8	3,2	2,8	3,4	2,6	3,0	3,6	3,5	2,8	3,0
DP	-	-	0,5	1,0	0,5	0,8	0,6	0,6	0,4	0,9	1,0	0,9
4	225	28/07/08	1,6	2,1	1,6	1,9	1,8	2,0	1,5	1,0	1,9	2,1
4	233	05/08/08	2,2	2,3	2,2	2,6	2,0	2,0	3,0	2,9	2,6	2,6
4	241	13/08/08	2,1	2,5	2,0	2,1	2,1	2,4	2,2	2,1	2,2	2,1
Média	-	-	1,9	2,3	1,9	2,2	2,0	2,1	2,3	2,0	2,2	2,3
DP	-	-	0,4	0,2	0,3	0,4	0,2	0,3	0,8	1,0	0,4	0,2
5	248	20/08/08	4,4	2,4	2,3	2,3	2,6	2,1	2,5	3,2	2,6	2,3
5	254	26/08/08	3,2	2,6	3,2	2,3	2,9	2,6	2,6	3,1	3,0	2,5
5	260	01/09/08	3,7	3,9	5,3	4,4	2,8	3,4	4,0	4,6	3,6	3,5
5	267	08/09/08	3,2	2,5	3,2	3,2	3,5	3,2	3,5	4,9	3,5	2,9
Média	-	-	3,6	2,9	3,5	3,1	2,9	2,8	3,2	3,9	3,2	2,8
DP	-	-	0,6	0,7	1,3	1,0	0,4	0,6	0,7	0,9	0,4	0,5
6	282	23/09/08	3,4	2,6	3,1	2,9	3,0	3,7	3,8	3,7	3,2	3,5
6	295	06/10/08	2,8	2,8	3,5	2,9	3,2	3,9	3,2	4,4	2,6	3,2
6	298	14/10/08	3,2	2,9	3,2	3,7	3,5	2,9	4,2	4,2	3,5	4,2
6	310	21/10/08	3,8	3,1	3,5	2,9	2,9	3,2	3,1	3,2	3,1	3,4
Média	-	-	3,3	2,9	3,3	3,1	3,2	3,4	3,6	3,9	3,1	3,6
DP	-	-	0,4	0,2	0,2	0,4	0,3	0,4	0,5	0,5	0,4	0,4

## Fósforo Total

Etapa	Dias	Data	1B	1D	2B	2D	3B	3D	UASB	EB	CBR 1	CBR 2
0	1	09/01/08	7,8	8,7	9,0	9,2	10,9	7,7	5,2	7,5	9,5	9,6
0	10	16/01/08	4,5	4,9	7,5	4,9	4,7	4,5	4,1	5,3	5,1	5,3
0	17	21/01/08	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	3,6	3,5	4,8	4,4
Média	-	-	4,1	4,6	5,5	4,7	5,2	4,1	4,3	5,5	6,5	6,5
DP	-	-	3,8	4,3	4,8	4,5	5,4	3,8	0,8	2,0	2,6	2,8
1	45	30/01/08	4,0	4,2	4,0	4,9	4,3	5,7	3,1	12,9	5,6	6,2
1	54	08/02/08	12,4	8,0	9,3	5,3	7,1	4,6	4,1	4,4	5,5	5,2
1	58	12/02/08	3,7	3,5	4,9	3,9	5,1	5,1	3,4	10,2	4,4	4,8
1	66	20/02/08	8,1	6,0	9,3	2,0	4,2	6,4	5,9	5,4	5,9	8,4
1	73	27/02/08	7,5	5,8	7,5	6,3	7,9	5,2	7,2	4,0	6,9	3,8
1	80	05/03/08	8,7	6,8	12,8	6,9	10,5	4,3	5,3	8,2	6,4	10,0
1	89	14/03/08	12,5	9,7	14,0	5,1	10,9	5,5	4,3	9,6	5,9	5,3
Média	-	-	8,1	6,3	8,8	4,9	7,1	5,3	4,8	7,8	5,8	6,2
DP	-	-	3,5	2,2	3,7	1,6	2,8	0,7	1,4	3,4	0,8	2,2
2	95	20/03/08	9,7	5,7	14,4	4,9	14,5	6,4	6,0	7,0	5,8	6,0
2	102	27/03/08	6,4	6,9	14,9	6,4	11,5	3,6	5,9	14,9	2,6	7,8
2	107	01/04/08	8,3	4,9	5,9	6,8	20,6	6,1	8,1	11,2	5,4	8,8
2	115	09/04/08	9,5	3,6	8,4	8,3	10,3	1,2	6,5	8,8	5,8	7,6
2	122	16/04/08	8,1	2,7	6,7	4,4	13,7	1,2	4,3	4,6	3,7	3,6
2	130	24/04/08	11,4	6,4	15,6	7,6	7,8	7,6	8,2	10,7	4,3	3,9
2	139	03/05/08	4,4	5,0	10,2	2,6	2,3	2,3	3,6	4,9	4,0	3,7
2	143	07/05/08	4,8	2,1	5,3	2,8	3,8	7,6	3,2	2,4	1,8	2,7
2	151	15/05/08	4,3	1,7	4,1	3,0	6,9	2,1	1,4	5,8	6,0	0,9
Média	-	-	7,3	3,8	8,0	5,1	9,3	4,0	5,1	6,9	4,4	4,5
DP	-	-	2,8	1,7	3,9	2,5	6,3	3,0	2,6	3,3	1,5	2,8
3	165	29/05/08	9,3	4,1	11,6	3,8	12,1	3,2	6,2	8,4	4,2	3,1
3	172	05/06/08	4,4	5,0	10,2	2,6	2,3	2,3	3,6	4,9	4,0	3,7
3	179	12/06/08	4,8	2,1	5,3	2,8	3,8	7,6	3,2	2,4	1,8	3,4
3	186	19/06/08	4,3	1,7	4,1	3,0	6,9	2,1	1,4	1,8	5,7	0,9
3	193	26/06/08	7,8	4,3	15,7	5,8	8,7	4,2	6,1	7,6	4,8	5,0
3	200	03/07/08	5,2	4,7	9,6	5,3	8,1	5,0	7,7	8,5	2,6	4,2
3	207	10/07/08	3,9	3,6	9,1	3,9	4,9	3,3	4,6	4,9	5,8	5,1
3	214	17/07/08	3,9	2,5	4,6	3,2	4,2	2,8	3,5	3,7	5,8	4,1
Média	-	-	4,9	3,4	8,3	3,8	5,5	3,9	4,3	4,8	4,3	3,8
DP	-	-	1,4	1,3	4,1	1,3	2,4	1,9	2,1	2,5	1,6	1,4
4	225	28/07/08	4,2	3,2	4,9	4,2	3,6	3,6	4,2	4,6	3,7	3,6
4	233	05/08/08	5,3	4,3	4,9	4,9	4,5	4,0	4,4	6,0	4,0	3,7
4	241	13/08/08	4,5	4,2	4,2	4,2	5,3	3,9	4,7	5,7	1,8	3,4
Média	-	-	4,7	3,9	4,7	4,4	4,5	3,8	4,4	5,4	3,2	3,6
DP	-	-	0,6	0,6	0,4	0,4	0,9	0,2	0,2	0,8	1,2	0,1
5	248	20/08/08	4,0	3,4	4,6	4,4	4,5	3,7	3,4	5,1	5,7	0,9
5	254	26/08/08	4,2	4,6	5,9	4,9	4,3	4,9	4,2	4,9	5,8	5,1
5	260	01/09/08	4,5	3,7	7,3	5,4	3,9	3,4	3,5	8,7	5,5	4,1
5	267	08/09/08	5,8	4,3	7,3	6,5	4,5	4,5	5,4	8,6	3,7	3,6
Média	-	-	4,6	4,0	6,3	5,3	4,3	4,1	4,2	6,8	5,1	3,4
DP	-	-	0,8	0,5	1,3	0,9	0,3	0,7	0,9	2,1	1,0	1,8
6	282	23/09/08	5,3	4,8	4,9	4,3	6,2	5,6	4,8	4,5	4,0	3,7
6	295	06/10/08	5,3	5,5	4,9	4,8	5,7	5,3	5,9	5,4	4,0	3,7
6	298	14/10/08	5,2	5,1	5,3	5,5	5,9	5,0	5,5	5,7	1,8	3,4
6	310	21/10/08	5,7	4,2	5,8	4,1	4,8	4,1	5,4	5,6	3,7	3,7
Média	-	-	5,4	4,9	5,2	4,7	5,6	5,0	5,4	5,3	3,4	3,6
DP	-	-	0,2	0,5	0,4	0,6	0,6	0,6	0,5	0,6	1,0	0,1

## Sólidos Totais

DATA	1A	1B	1C	1D	2A	2B	2C	2D	3A	3B	3C	3D	UASB	EB	CBR	
															1	2
17/12/07	5387	668	6644	488	2696	572	309	324	13937	1529	9704	429	372	1480	631	181
26/12/07	22476	1325	9918	343	13318	1741	9365	172	8142	658	6982	353	181	226	536	305
2/1/08	17296	734	10897	523	22584	416	11105	450	20767	190	14565	394	305	543	813	712
9/1/08	24849	1366	24691	459	985	769	16042	384	28880	581	22821	572	471	1244	701	671
16/1/08	18415	1191	19557	474	19313	285	9845	358	24506	402	12920	368	414	401	554	471
21/1/08	12484	1016	12112	407	13915	639	14527	419	19262	493	14932	417	313	1164	440	414
30/1/08	10636	588	7035	404	10285	948	6712	531	15839	419	6835	459	520	962	472	313
8/2/08	12428	986	10048	569	17674	656	5323	497	14531	449	6666	435	526	718	481	857
12/2/08	16158	1030	6035	2092	14911	389	6637	281	13300	365	10660	465	314	2567	674	498
20/2/08	10716	661	8298	448	14320	1070	8958	425	15865	472	9633	450	427	917	506	428
27/2/08	12665	693	8204	562	15912	608	5982	373	15414	670	9629	395	381	849	645	420
5/3/08	10939	738	6360	561	18955	824	6588	479	17761	1906	13584	402	379	890	529	552
14/3/08	17146	1545	10181	580	23582	949	10346	355	17700	741	13742	354	360	1473	420	424
20/3/08	20396	1155	12365	577	16892	1081	9416	721	23078	1574	17172	441	370	931	941	868
27/3/08	11159	681	4100	412	14413	682	1014	591	18081	955	12411	409	414	1034	576	556
1/4/08	21384	740	10399	534	12614	535	3974	423	14543	1145	11230	631	360	789	555	520
9/4/08	11518	1298	13071	333	9476	1288	1454	503	9810	1432	11200	515	445	817	102	904
16/4/08	14121	880	8534	359	11668	1538	5847	439	8971	1531	7311	311	410	1151	590	570
24/4/08	9172	606	8314	331	7216	1045	5579	448	9790	466	6645	217	555	3124	396	652
3/5/08	5258	704	404	375	13627	1430	8130	280	8389	737	422	381	402	1063	800	619
7/5/08	8372	552	637	386	11131	531	5870	511	3241	521	312	431	432	604	661	399
15/5/08	7109	800	358	537	10854	1736	5905	759	18650	539	835	382	684	2688	693	887
29/5/08	23482	751	12123	340	31951	1402	6545	411	25387	970	4899	361	253	1120	107	404
5/6/08	6283	797	7946	493	20226	1425	9471	435	20600	1045	5857	389	399	1072	706	775
12/6/08	8285	624	414	470	8935	944	1640	365	9500	575	1464	381	355	2254	537	605
19/6/08	14727	500	1169	387	9743	3066	3466	360	15022	1630	5051	471	489	1427	616	767
26/6/08	2922	618	8750	517	18937	960	8355	341	14992	931	6701	365	386	734	635	512
3/7/08	17789	763	3285	415	30040	577	4860	361	11668	607	5507	332	309	1211	571	442
10/7/08	9636	1431	796	390	20964	410	2953	377	22099	406	4358	416	392	1104	501	432
17/7/08	14478	539	1704	468	15748	778	4394	436	18232	1053	7040	443	435	739	655	632
28/7/08	14404	400	658	337	22496	736	3428	247	8330	702	10058	346	214	1151	388	384
5/8/08	9340	573	747	427	3019	603	477	400	16264	723	2409	402	422	772	564	493
13/8/08	53210	343	465	342	9307	445	418	342	19934	482	438	360	301	704	428	471
18/8/08	8192	466	588	360	8316	495	497	342	12157	526	6689	399	304	462	418	353
26/8/08	14478	539	1724	468	15480	778	4400	436	18232	1053	7041	443	435	939	655	1292
8/9/08	11127	638	2553	447	10176	864	2380	429	14270	714	2542	216	358	783	482	496
25/9/08	40829	376	1660	375	5891	404	1995	410	7245	404	5935	410	367	1079	524	449
6/10/08	11030	390	672	342	4234	393	2126	458	15210	462	3423	384	389	574	640	547
21/10/08	6404	418	1428	458	11123	371	1828	401	14166	346	538	422	389	1022	540	555
MÉDIA	14115	722	4880	488	14246	908	4757	429	14796	805	6613	401	399	1143	602	578
DP	9787,2	294,3	4299,6	299,2	6657,3	536,8	2869,9	108,8	4908	417,9	4345,9	75,2	88,6	622,8	162,9	205,4

## Monitoramento de Oxigênio Dissolvido para os BAS

Dia	Data	Vazao (mL/min)				BAS 1			BAS 2			BAS 3					
		Ideal	BAS 1	BAS 2	BAS 3	1B	Temp	1D	Temp	2B	Temp	2D	Temp	3B	Temp	3D	Temp
45	30/1/2008	285	281	310	304	6,9	20	3	18,8	6,2	19,3	3,7	18,7	5,8	20,1	1,6	18,7
54	8/2/2008	285	310	321	311	7,5	21	2,5	19,1	5,8	22,8	1,3	21,1	6,2	21,8	1,1	21,1
58	12/2/2008	285	306	311	304	5,7	20,4	2,6	18,9	7,3	21,3	1,3	20,3	6,4	20,1	1,4	20,3
66	20/2/2008	285	290	295	288	6,3	18,7	1,9	17,1	6,3	20,6	1,5	19,1	5,9	21,1	2,1	19,1
73	27/2/2008	285	292	287	295	4,8	18,2	3,5	18,5	6,2	19,3	2,8	18,3	6,7	20,3	2,8	18,3
80	5/3/2008	285	293	289	278	6,1	20,2	2,2	19	5,5	21,5	3,4	19,1	6,4	20,3	1,7	19,1
89	14/3/2008	285	286	297	280	6,4	19,3	3	19,8	6,5	20,4	2,8	19,2	5,9	19,7	1,8	19,2
95	20/3/2008	145	170	176	176	4,1	19,7	2,5	16,9	5,9	19,7	1,8	18,1	4,8	20,4	1,6	18,1
102	27/3/2008	145	161	187	167	5,8	17,5	2,6	17,6	4,8	20,5	1,1	17,7	6,1	20,5	2,1	17,7
107	1/4/2008	145	151	161	144	5,7	20,4	1,9	16	6,2	22,5	2	19,8	5,7	22,5	2	19,8
115	9/4/2008	145	157	155	134	8,7	17,7	3,5	18,5	6,5	16	1,6	22	6,1	16	1,9	21,8
122	16/4/2008	145	151	143	140	5,5	18,7	2,2	19	5,8	22,8	1,2	14,6	6,3	22,8	1,5	15,6
130	24/4/2008	145	157	151	160	6,1	17,9	1,4	1,4	5,1	18,2	1,7	22	5,8	18,2	1,7	21,1
139	3/5/2008	145	153	168	164	7,6	18,3	3	18,8	6,7	19,7	2	18,2	6,2	19,7	2	17,9
143	7/5/2008	145	157	176	140	8,4	17,5	2,5	16,9	5,5	15	2,2	17,7	6,3	15	2,2	18,6
151	15/5/2008	145	146	154	143	5,9	20	2,6	17,6	6,6	17,6	1,5	13,4	6,5	17,6	1,5	14,5
165	29/5/2008	100	113	110	120	6,7	18,1	5,9	16	6,5	16	0,9	16,4	6,7	16	1,9	17,2
172	5/6/2008	100	121	135	100	5,4	15,5	2,1	18,5	5,8	22,8	1,1	21,1	5,5	22,8	1,1	20,9
179	12/6/2008	100	116	110	123	7,4	14	2,2	19	5,1	18,2	2,2	17,7	5,7	18,2	2,8	17,7
186	19/6/2008	100	116	124	125	6,5	17,8	1,4	1,4	6,7	19,7	1,5	18,3	6,5	19,7	1,5	18,8
193	26/6/2008	100	118	120	118	8	18,1	3,5	16	5,5	17,2	0,9	16,4	5,7	17,5	1,9	16,4
200	3/7/2008	100	117	120	117	6,9	17,3	1,8	17,1	6,6	17,6	1,1	18,6	6,6	17,6	1,1	18,6
205	8/7/2008	100	125	115	120	3,9	19	6,5	18	4,4	19	2,7	18,9	5,1	18,7	1,6	18,7
207	10/7/2008	100	125	120	100	5,2	17,6	3,6	17,2	4,7	17,7	2,4	17,1	6,3	17,5	2,1	17
212	15/7/2008	100	117	168	112	4,8	18,2	6,1	18,1	5,2	18	2,3	17,2	5,4	18,8	1,6	17,5
214	17/7/2008	100	110	62	125	9,1	17	7,3	17,3	6,1	16,6	4,6	15,8	6,8	16,4	2,5	15,7
218	21/7/2008	100	140	85	110	6,4	19,3	3,5	18,5	8,1	19,6	3,7	18,7	7,6	19	3	18,3
219	22/7/2008	100	100	80	100	4,1	19,7	2,2	19	6,8	20,1	1,3	19	5	19,1	1,4	18,7
221	24/7/2008	100	100	122	100	2,8	17,5	1,4	1,4	4,8	17,5	1,3	16,5	5,3	16,5	1,5	15,8
226	29/7/2008	100	100	125	90	5,7	16	5,4	16	7,3	16,7	4,3	16,3	7,1	16,5	2,7	16,1
228	31/7/2008	100	95	95	110	8,7	17,7	7,1	17,1	6,3	17,9	2,8	16,8	7,8	16,8	3,8	16,3
233	5/8/2008	100	80	110	130	5,5	18,7	6,5	18	6,2	19,3	3,4	18,9	6,5	14,6	3,6	13,6
235	7/8/2008	100	98	94	100	6	17,9	3,6	17,2	5,5	17,8	2,8	17,1	5,7	17,1	3,5	16,6
242	14/8/2008	100	110	85	90	7,5	18,3	6,1	18,1	6,5	18,6	3,4	18,1	6,7	18,2	5	17,4
247	19/8/2008	100	122	115	100	8,6	17,5	7,3	17,3	5,9	18,1	3,5	17,7	6,7	17,7	3,7	17,4
249	21/8/2008	100	95	150	120	4,9	20	2,1	19,7	4,8	20,5	2	19,8	5,9	19,2	2	19,4
256	28/8/2008	100	95	80	100	7,5	21	1,4	21	6,2	22,5	1,6	22	7,3	21,4	2	21
263	4/9/2008	100	110	110	110	4,5	15,5	1,2	14,5	6,5	16	1,2	14,6	7,3	15,6	1,5	14,7
268	9/9/2008	100	110	100	120	4,7	22,6	1,5	21,6	5,8	22,8	1,7	22	4,6	22,3	1,4	21,6
269	10/9/2008	100	120	95	100	6,5	19,2	1,3	18,3	5,1	18,2	2	18,2	6,7	18,2	1,3	18,1
271	12/9/2008	100	100	100	123	7,3	18,8	1,6	17,5	6,7	19,7	2,2	17,7	6,5	18	2	17,7
274	15/9/2008	100	100	100	90	5,7	14,9	1,2	13,3	5,5	15	1,5	13,4	5,3	14,5	1,1	13,7
277	18/9/2008	100	110	130	100	5,9	16,9	1,1	15,6	6,6	17,6	0,9	16,4	4,9	17,8	1,1	16,1
278	19/9/2008	100	100	110	120	6,8	18,5	1	17,8	5,3	19,2	1,1	18,6	6,3	18,8	1,1	18
281	22/9/2008	100	120	120	115	6,1	19,2	0	20,1	6,5	20,5	0	19,4	3,9	19,5	0	18,8
282	23/9/2008	100	100	125	100	5,9	18,7	0	22,6	4,1	22,5	0	21,7	4,3	20,5	0,2	19,4
284	25/9/2008	100	100	110	120	7	18,7	0,1	19,2	6,2	18	0	17,1	5,7	19,1	0,3	18,9
285	26/9/2008	100	110	110	100	6,1	18,5	0	18,8	7	18,2	0	17,4	6,2	18,7	0,1	17,4
288	29/9/2008	100	100	130	115	0,2	18,5	0	19,1	0,2	19,7	0,3	18,5	0,1	18,9	0	18,1
289	30/9/2008	100	110	110	100	5,7	16,9	0	18,5	6,1	18,1	0,1	17,6	5	17,6	0	16,9
290	1/10/2008	100	100	110	100	4,7	18,5	0	18,8	5,2	17,6	0,1	18,5	4,2	20,1	0	19,3
291	2/10/2008	100	100	130	120	5,3	18,8	0	19,3	5	19,3	0	18,8	5,9	18,4	0	17,3
292	3/10/2008	100	70	100	110	4,9	19,7	0	21	4,7	20,1	0	19	5,2	20,5	0	19,6
295	6/10/2008	100	100	100	100	6	22,6	0	18,5	5	17,9	0	16,8	6,5	21,5	0	20,4
296	7/10/2008	100	100	110	90	5,8	19,2	0	18,8	6,2	17,6	0	16,3	5,6	18,6	0	17,8
297	8/10/2008	100	100	110	120	7	18,8	0	19,1	6,5	21,1	0	20,4	6,2	18	0	16,9
298	9/10/2008	100	90	125	110	6,8	19,2	0	18,7	6,2	19,3	0	17,7	6	20,2	0	19,3
299	10/10/2008	100	110	100	110	5,1	18,8	0	19	5,5	19,7	0	18,5	5,6	18,5	0	17,2
303	14/10/2008	100	100	110	130	3,1	18,1	0	18,6	3	19,1	0	17,5	2,5	18,4	0	17,8
305	16/10/2008	100	100	100	110	2,7	20	0	20	2,8	20	0	20	2,4	19,6	0	20
310	21/10/2008	100	90	110	100	6,1	21	0	21	5,5	21	0	21	6,9	20,6	0	21

## Sólidos Suspensos

\	Dias	Data	1B	1D	2B	2D	3B	3D	UASB	EB	CBR 1	CBR 2
0	17	02/01/08	104,0	65,0	311,0	165,0	21,0	104,0	918,0	386,0	386,0	22,8
0	24	09/01/08	43,0	413,0	16,0	231,0	183,0	127,0	658,0	317,0	139,0	86,9
0	31	16/01/08	140,0	436,0	239,0	129,0	62,0	42,0	605,0	107,0	212,0	65,8
0	36	21/01/08	56,0	258,0	262,0	83,0	80,0	10,0	259,0	92,0	107,0	112,1
<b>Média</b>	-	-	85,7	293,0	207,0	152,0	86,5	70,8	610,0	225,5	211,0	71,9
<b>DP</b>	-	-	44,7	171,3	130,8	62,4	68,9	54,1	271,0	148,3	124,7	37,8
1	45	30/01/08	272,0	108,0	643,0	229,0	30,0	11,0	79,0	480,0	48,0	97,0
1	54	08/02/08	651,0	48,0	267,0	198,0	86,0	72,0	12,0	343,0	40,0	375,0
1	58	12/02/08	686,0	1773,0	97,0	12,0	12,0	154,0	84,0	2005,0	160,0	123,0
1	66	20/02/08	264,0	10,0	716,0	199,0	46,0	5,0	103,0	474,0	124,0	76,0
1	73	27/02/08	251,0	199,0	239,0	113,0	268,0	18,0	190,0	359,0	218,0	95,0
1	80	05/03/08	342,0	92,0	478,0	96,0	1526,0	180,0	75,0	246,0	111,0	270,0
1	89	14/03/08	1264,0	592,0	644,0	54,0	334,0	29,0	132,0	234,0	68,0	4,0
<b>Média</b>	-	-	532,9	403,1	440,6	128,7	328,9	67,0	96,4	591,6	109,9	148,6
<b>DP</b>	-	-	371,5	634,9	241,0	82,0	542,5	72,1	54,9	630,8	64,4	128,0
2	95	20/03/08	665,0	14,0	659,0	104,0	1032,0	36,0	83,0	572,0	84,0	290,0
2	102	27/03/08	304,0	17,0	216,0	185,0	328,0	26,0	83,0	1034,0	184,0	96,0
2	107	01/04/08	434,0	46,0	74,0	21,0	725,0	51,0	159,0	275,0	338,0	261,0
2	115	09/04/08	953,0	39,0	1035,0	300,0	1142,0	39,0	84,0	323,0	684,0	640,0
2	122	16/04/08	726,0	13,0	1300,0	117,0	1370,0	20,0	287,0	831,0	387,0	359,0
2	130	24/04/08	459,0	13,0	799,0	20,0	235,0	11,0	346,0	2724,0	104,0	391,0
2	139	03/05/08	376,0	23,0	1118,0	6,0	121,0	19,0	227,0	725,0	594,0	418,0
2	143	07/05/08	220,0	24,0	247,0	189,0	209,0	27,0	279,0	268,0	472,0	218,0
2	151	15/05/08	149,0	19,0	1129,0	192,0	62,0	29,0	116,0	1460,0	93,0	191,0
<b>Média</b>	-	-	473,9	25,3	814,6	120,7	552,0	28,0	214,0	943,7	381,7	354,0
<b>DP</b>	-	-	281,2	12,7	473,6	111,9	530,9	13,5	97,2	893,1	226,2	153,3
3	165	29/05/08	379,0	10,0	1141,0	80,0	592,0	30,0	49,0	580,0	672,0	140,0
3	172	05/06/08	388,0	7,0	1111,0	136,0	742,0	13,0	128,0	706,0	105,0	376,0
3	179	12/06/08	293,0	36,0	638,0	37,0	234,0	7,0	81,0	1915,0	142,0	79,0
3	186	19/06/08	128,0	31,0	2688,0	52,0	1297,0	70,0	189,0	1015,0	187,0	327,0
3	193	26/06/08	201,0	3,0	618,0	7,0	1024,0	6,0	38,0	353,0	268,0	73,0
3	200	03/07/08	399,0	8,0	225,0	34,0	288,0	7,0	69,0	794,0	95,0	40,0
3	207	10/07/08	1105,0	22,0	83,0	30,0	68,0	14,0	93,0	767,0	71,0	17,0
3	214	17/07/08	461,0	14,0	398,0	45,0	679,0	14,0	53,0	142,0	155,0	144,0
<b>Média</b>	-	-	425,0	17,3	823,0	48,7	618,9	18,7	93,0	813,1	146,1	150,9
<b>DP</b>	-	-	321,9	12,7	887,2	41,0	447,9	22,9	51,3	567,3	66,5	143,3
4	225	28/07/08	139,0	15,0	547,0	30,0	439,0	45,0	81,0	933,0	79,0	20,0
4	233	05/08/08	220,0	27,0	285,0	65,0	326,0	17,0	109,0	386,0	170,0	73,0
4	241	13/08/08	21,0	2,0	135,0	30,0	150,0	27,0	131,0	369,0	141,0	201,0
<b>Média</b>	-	-	126,7	14,7	322,3	41,7	305,0	29,7	107,0	562,7	130,0	98,0
<b>DP</b>	-	-	100,1	12,5	208,5	20,2	145,6	14,2	25,1	320,8	46,5	93,1
5	248	20/08/08	82,0	10,0	139,0	29,0	237,0	53,0	51,0	151,0	76,0	45,0
5	254	26/08/08	461,0	14,0	398,0	45,0	679,0	14,0	153,0	775,0	155,0	144,0
5	267	08/09/08	214,0	53,0	454,0	11,0	694,0	78,0	206,0	861,0	249,0	219,0
<b>Média</b>	-	-	252,3	25,7	330,3	28,3	536,7	48,3	136,7	595,7	160,0	136,0
<b>DP</b>	-	-	192,4	23,8	168,0	17,0	259,6	32,3	78,8	387,5	86,6	87,3
6	284	25/09/08	56,0	13,0	423,0	10,0	675,0	44,0	159,0	937,0	221,0	154,0
6	295	06/10/08	67,0	24,0	382,0	14,0	732,0	44,0	130,0	912,0	233,0	246,0
6	310	21/10/08	145,0	27,0	448,0	22,0	700,0	32,0	62,0	951,0	189,0	160,0
<b>Média</b>	-	-	89,3	21,3	417,7	15,3	702,3	40,0	117,0	933,3	214,3	186,7
<b>DP</b>	-	-	48,5	7,4	33,3	6,1	28,6	6,9	49,8	19,8	22,7	51,5

***Anexo B******Tabela para dosagem de carbono orgânico na forma de Acetato de Sódio Trihidratado***



Massa de Acetato de Sódio Trihidratado para diferentes Concentrações de Nitrato ( $\text{NO}_3^-$ -N) formadas

As cargas foram calculadas com base na vazão da 3ª Etapa ( $Q=0,1\text{L/min}$ )

N- $\text{NO}_3$ (mg/L)	Carga N- $\text{NO}_3$ g/d	Demanda C (g/d)	Massa $\text{CH}_3\text{COO}\cdot\text{Na}$ $3\text{H}_2\text{O}$	20% excesso	Massa/100L
2	0,3	0,4	2,3	2,8	19,5
4	0,6	0,8	4,6	5,6	38,9
6	0,9	1,2	7,0	8,3	58,4
8	1,2	1,6	9,3	11,1	77,9
10	1,4	2,0	11,6	13,9	97,3
12	1,7	2,5	13,9	16,7	116,8
14	2,0	2,9	16,2	19,5	136,3
16	2,3	3,3	18,5	22,2	155,7
18	2,6	3,7	20,9	25,0	175,2
20	2,9	4,1	23,2	27,8	194,7
22	3,2	4,5	25,5	30,6	214,1
24	3,5	4,9	27,8	33,4	233,6

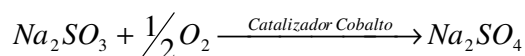
**Relação C/N adotada= 1,46 (mol C/ mol N)**

***Anexo C******Testes de Aeração***

## Metodologia para Teste de Aeração

### Procedimento (Modificado de Eckenfelder, 1970)

- 1- Preencher uma caixa d'água com volume máximo de 150L com água de torneira;
- 2- Estando o tanque preenchido no nível apropriado de água, adicionar os reagentes de desoxigenação (Sulfito de sódio e Cloreto de Cobalto). A relação estequiométrica é a seguinte:



A partir desta relação, 7,9 ppm de  $Na_2SO_4$  são necessários para cada 1 ppm de OD. Baseada no OD da água de teste, a quantidade de sulfito de sódio pôde ser estimada, com 10 a 20% de excesso. Uma massa suficiente de cloreto de cobalto foi também adicionada, visando obter uma concentração mínima de cobalto de 1,5 ppm no tanque de aeração.

- 3 – Dissolver é pré-misturar os reagentes, e a seguir foram bombear para cada BAS.
- 4- Iniciar o teste de aeração, na vazão de ar comprimido pré-determinada, coletando-se amostras de água em intervalos mais intensos no início do experimento (2 em 2 minutos), sendo posteriormente espaçados de 5 minutos.
- 5-O déficit de oxigênio ( $C_s - C$ ) pode ser graficado por tempo, sendo o valor de  $K_L a$  obtido a partir da seguinte equação:

$$\frac{dC}{dt} = K_L a (C_s^* - C)$$

Onde:

$C^*$ : concentração aparente de saturação.

- 6- O coeficiente de transferência de massa corrigido para a temperatura de 20°C pode ser calculado de acordo com a seguinte equação:

$$K_L a_{(T)} = K_L a_{(20^\circ C)} 1,024^{(T-20)}$$

## Resultados

### Testes de Aeração- Vazão 3NL

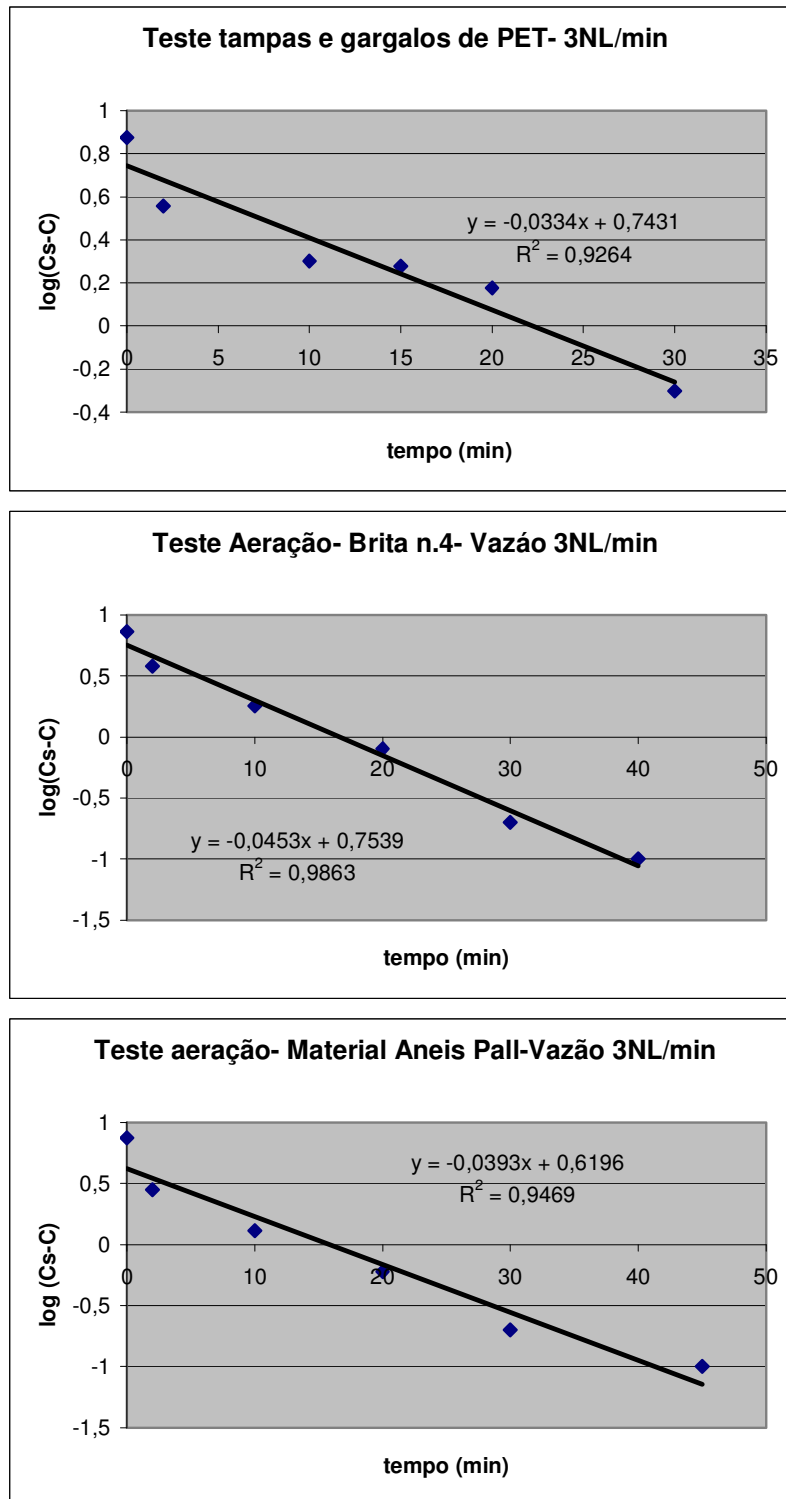
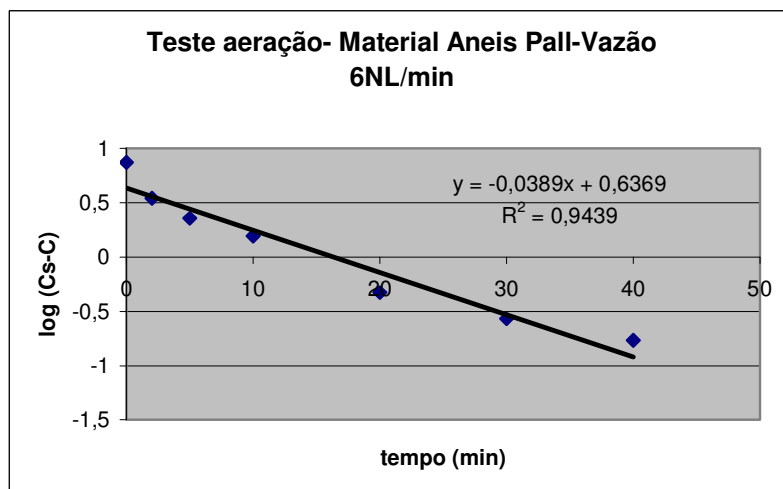
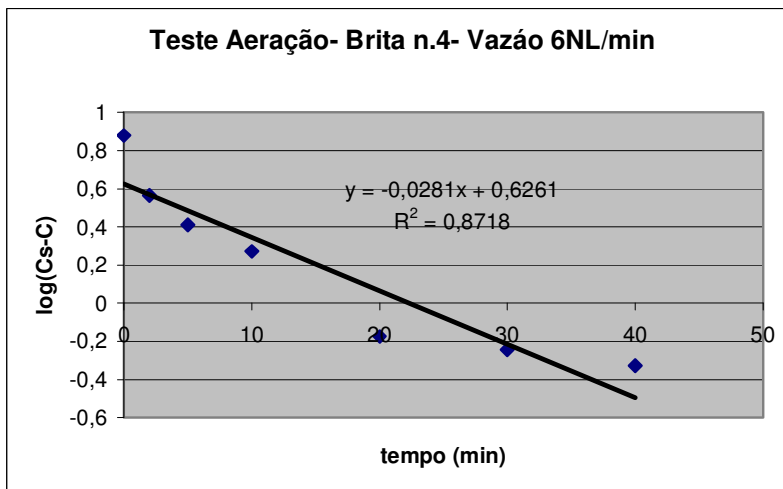
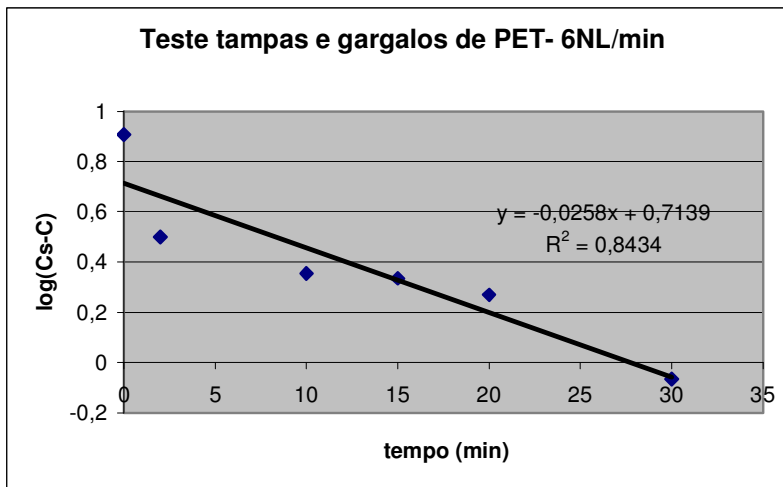
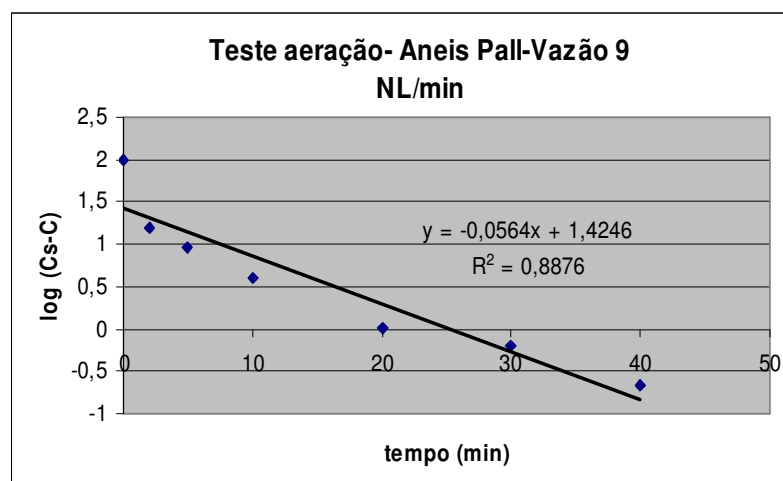
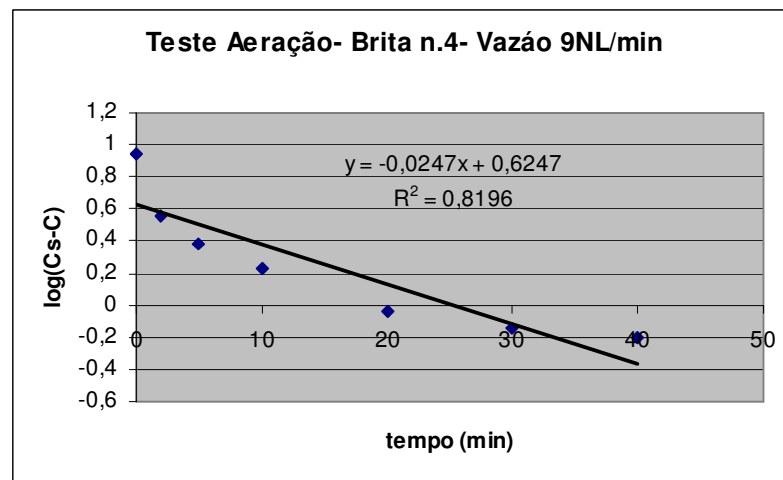
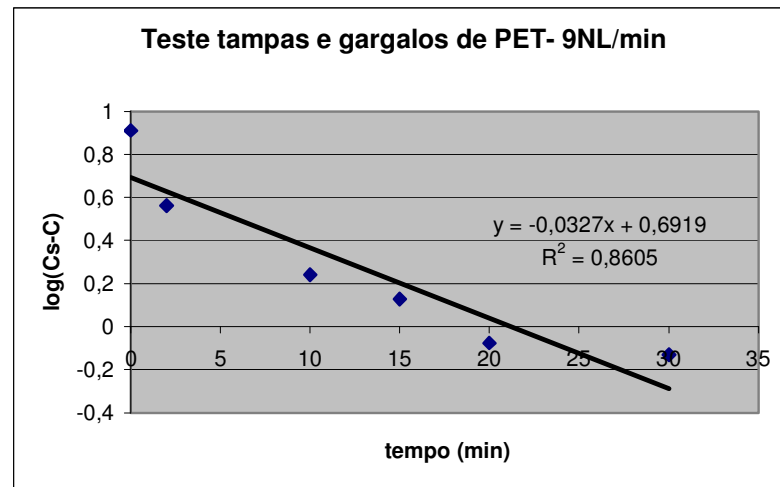


Figura C.1 – Testes de Aeração para Vazão de 3NL/min (T: 23,2°C)



**Figura X – Testes de Aeração para Vazão de 6NL/min (T: 22,1°C)**



**Figura X – Testes de Aeração para Vazão de 9NL/min (T: 23°C)**

Os valores de  $K_{La}$  a 20°C são descritos na tabela X.

**Tabela X - Valores de  $K_{La}$  a 20°C para as vazões de ar testadas**

	3	6	9
BAS 1	-0,0309	-0,02391	-0,03031
BAS 2	-0,0431	-0,01912	-0,0235
BAS 3	-0,0366	-0,03623	-0,05253

***Anexo D******Estimativa da Demanda de Oxigênio***



### Cálculo da Demanda de OD e Estimativa da Vazão de Ar Comprimido Necessária

A massa de oxigênio necessária é obtida a partir da seguinte relação:

$$mO_2 (kgO_2 / h) = ((C_{in} - C_{out}) \cdot Q + 4,57 \cdot (C_{NH_3=N-in} - C_{NH_3=N-out}) \cdot Q) \times 1/1000$$

Onde:

$C_{in}$  e  $C_{out}$ =Concentração de DQO afluente e efluente ao sistema,  $mgO_2/L$ ;

$C_{NH_3-N-in}$  e  $C_{NH_3-N-out}$ = Concentração de Nitrogênio Amoniacal no afluente e efluente ao sistema,  $mgNH_3-N/L$ ;

4,57= Fator,  $kg O_2$  consumido por  $kg$  de Nitrogênio amoniacal oxidado,  $(kgO_2 / kgNH_3N)$ .

Estimou-se uma eficiência de transferência de variando entre 5% (pior situação) a 10% melhor situação. As vazões de projeto variaram de 0,02  $m^3/h$  (0,408  $m^3/d$ ) a 0,04  $m^3/h$  (1,0  $m^3/d$ ), correspondendo a TDH de 4,1 a 1,66h nos BAS. As estimativas de consumo de OD foram baseadas em um consumo de  $DBO_5$  de 80  $mgO_2/L$  e 30  $mgNH_3-N/L$ .

O cálculo de vazão de  $O_2$  considerou uma percentagem volumétrica de 21% de  $O_2$  no ar atmosférico e uma fração mássica de 23%. Como o experimento se situou próximo ao nível do mar, as estimativas da vazão de ar consideraram uma pressão atmosférica de 101,325kPa ou 1 atm, sendo as vazões corrigidas às CNTP pela fórmula de Arrhenius. A tabela abaixo apresenta os valores estimados de vazão de ar para as diferentes vazões de efluente do reator UASB aplicadas aos BAS.

**Tabela – Vazões de ar comprimido para as vazões de projeto dos BAS**

Q M <sup>3</sup> /h	Dem. O <sub>2</sub> kgO <sub>2</sub> /h	Dem. Ar* kg/h	NL**/min	
			Ef. 5%	Ef. 10%
0,02	0,00	0,02	4,67	2,33
0,03	0,01	0,03	8,00	4,00
0,04	0,01	0,04	10,66	5,33

\*21% O<sub>2</sub>; \*\*CNTP