



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA**

Raulyson Ferreira de Araújo

**NITRIFICAÇÃO DE EFLUENTES DE REATORES ANAERÓBIOS EM
FILTROS BIOLÓGICOS SUBMERSOS AERADOS**

**NATAL
2009**

Raulyson Ferreira de Araújo

**NITRIFICAÇÃO DE EFLUENTES DE REATORES ANAERÓBIOS EM
FILTROS BIOLÓGICOS SUBMERSOS AERADOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

Orientador: Prof. Dr. Cícero Onofre de Andrade Neto;
Co-orientador: Prof. Dr. Henio Normando de Souza Melo.

**NATAL
2009**

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE

Divisão de Serviços Técnicos

Catálogo da Publicação na Fonte. UFRN / Biblioteca Central Zila
Mamede

Araújo, Raulyson Ferreira de.

Nitrificação de efluentes de reatores anaeróbicos em filtros submersos aerados / Raulyson Ferreira de Araújo. – Natal, RN, 2009. 101f.

Orientador: Cícero Onofre de Andrade Neto.

Co-orientador: Henio Normando de Souza Melo.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária.

1. Esgoto sanitário – Dissertação. 2. Filtros biológicos – Dissertação. 3. Aeração – Dissertação. 4. Nitrificação – Dissertação. I. Andrade Neto, Cícero Onofre de. II. Melo, Henio Normando de Souza. III. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. IV. Título.

RN/UF/BCZM

CDU 628.2(043.3)

RAULYSON FERREIRA DE ARAÚJO

**NITRIFICAÇÃO DE EFLUENTES DE REATORES ANAERÓBIOS EM
FILTROS BIOLÓGICOS SUBMERSOS AERADOS**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária.

BANCA EXAMINADORA

Dr. Cícero Onofre de Andrade Neto – Orientador

Dr. Henio Normando de Souza Melo – Co-orientador

Dr. André Luis Calado Araújo – Examinador Interno

Dr. Mario Takayuki Kato – Examinador externo

Natal, 06 de novembro de 2009

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, por ter me oferecido a oportunidade de realização deste trabalho.

Meus pais e irmãs, sempre presentes em todos os momentos.

Aos professores do Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária/UFRN, em especial os professores Cícero Onofre de Andrade Neto, pela orientação, e ao professor Henio Normando de Souza Melo, pela co-orientação.

Aos colegas de mestrado pelas contribuições e experiências compartilhadas, principalmente a Tatiana Cardoso, que desenvolveu sua dissertação de mestrado no mesmo experimento por mim utilizado.

Agradeço a minha noiva Araceli Ratis pelo incentivo e apoio incondicionais durante todo o mestrado.

Aos profissionais e bolsistas do Laboratório de Engenharia Ambiental e Controle de Qualidade (LEACQ-UFRN).

Ao operador de sistemas Erivan (Bam) pela disposição e comprometimento com a pesquisa.

A CAPES pela bolsa concedida durante o mestrado e ao PROSAB pelo apoio financeiro.

A todos que de algum modo contribuíram direta ou indiretamente na composição deste trabalho.

RESUMO

Apesar de bom desempenho no tocante à remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, os reatores anaeróbios são incapazes de remover nitrogênio amoniacal dos esgotos, o que torna indispensável a inclusão de uma etapa de pós-tratamento para a remoção da amônia ou do nitrato, sempre que necessário. Neste trabalho é apresentado o desempenho de uma nova variante tecnológica, em que a unidade de nitrificação, precedida por unidades anaeróbias, é um filtro biológico submerso aerado, sem contínuas descargas de lodo em sua operação cotidiana. O sistema de oxigenação é muito simples e de baixo custo, constituído por mangueiras perfuradas e compressores. Os reatores anaeróbios são um decanto-digestor de duas câmaras em série (8,82 m³) e dois filtros anaeróbios em paralelo (cada um com 3,36 m³) preenchidos com tijolo cerâmico e peças plásticas cônicas. Os dois filtros aerados, em série, foram preenchidos com eletrodutos corrugados cortados. No estudo avaliou-se o comportamento do sistema com vazão de esgoto doméstico constante (10 m³/d) e diferentes condições de aeração, quais sejam: fase 01, quando se aplicou vazão de 0,01 m³ ar/min nos dois filtros aerados; fase 02, manteve-se a vazão inicial no segundo filtro aerado e aumentou a do primeiro para 0,05 m³ ar/min; por fim, na fase 03, a vazão do primeiro filtro aerado foi 0,10 m³ ar/min e a do segundo permaneceu ainda em 0,01 m³ ar/min. O filtro FA1 recebeu carga de 0,41 kg DQO/m³.d, 0,37 kg DQO/m³.d e 0,26 kg DQO/m³.d nas fases 01, 02 e 03, respectivamente. O FA2 recebeu cargas de 0,25 kg DQO/m³.d, 0,18 kg DQO/m³.d e 0,14 kg DQO/m³.d nas fases 01, 02 e 03, respectivamente. Durante a fase 01, foram observados os seguintes resultados: remoções de 98% de DBO_{total} e 92% de DQO_{total}, com efluente apresentando DBO_{total} média final de 9 mg/L e DQO_{total} média de 53 mg/L; remoção em torno de 93% de sólidos suspensos, com concentração média de 10 mg/L no efluente final; redução de 47% de amônia do FA2/FAN's, apresentando amônia no efluente final com média de 28 mg N-NH₃/L; os níveis de oxigênio dissolvido sempre mantiveram-se em torno de 2,0 mg/L. Durante a fase 02, foram verificados para DBO_{total} e sólidos suspensos remoções de 97% e 95%, respectivamente, com concentrações finais médias de 8 e 7 mg/L, respectivamente; o nitrogênio amoniacal foi removido em 60%, cuja concentração final foi de 16,3 mg N-NH₃/L, e o nitrato foi incrementado para uma concentração média final de 16,55 mg N-NO₃⁻/L. Por fim, a fase 03 proporcionou efluente com concentrações finais médias de 6 mg/L de DBO_{total} (remoção de 98%) e 23 mg/L de DQO_{total} (remoção de 95%). Nesta fase foi identificada a maior oxidação de nitrogênio amoniacal (86%), com efluente final apresentando concentração média de 6,1 mg N-NH₃/L, chegando a alcançar mínimo de 1,70 mg N-NH₃/L. Em alguns momentos, na fase 03, verificou-se um moderado processo de desnitrificação no último filtro aerado. A turbidez média no efluente final se mostrou da ordem de 1,5 NTU, comprovando a boa estabilidade física da biomassa. Portanto, os resultados demonstram o potencial dos filtros biológicos submersos, preenchidos com material de elevado índice de vazios (98%), e aerados com uso de mangueiras e compressor, na oxidação de matéria carbonácea e nitrogenada, gerando também um efluente com baixa concentração de sólidos.

PALAVRAS-CHAVE: Esgoto Sanitário, Filtros Biológicos, Aeração, Nitrificação.

ABSTRACT

Although the good performance in organic matter and suspended solids removal, the anaerobic reactors are unable to remove ammonia nitrogen from sewage, which makes indispensable to include a step of post-treatment for removal of ammonia or nitrate as necessary. This paper presents the performance of a new variant technology, where the nitrification unit, preceded by anaerobic units, is a submerged aerated biological filter, without continuous sludge discharge in their daily operation. The oxygenation system is very simple and inexpensive, consisting of perforated hoses and compressors. The anaerobic reactors are a septic tank with two chambers followed (8.82 m³) and two parallel anaerobic filters (36 m³ each) filled with ceramic bricks and conics plastic parts. Both followed aerated filters were filled with cut corrugated conduit. The study evaluated the behavior of the system with constant domestic sewage flow (10 m³/d) and different aeration conditions, are these: stage 01, when applied air flow of 0.01 m³ air/min in both aerated filter; stage 02, remained in the initial air flow rate in the second aerated filter and increased at the first to 0.05 m³ air/min; at last, at last, in stage 03, the air flow rate of first aerated filter was 0.10 m³ air/min and on the second remained at 0.01 m³ air/min. The filter FA1 received load of 0.41 kg COD/m³.d, 0.37 kg COD/m³.d and 0.26 kg COD/m³.d on phases 01, 02 and 03, respectively. The FA2 received loads of 0.25 kg COD/m³.d, 0.18 kg COD/m³.d and 0.14 kg COD/m³.d on phases 01, 02 and 03, respectively. During stage 01, were found the following results: 98% removals of BOD_{total} and 92% of COD_{total}, with effluent presenting 9 mg/L of BOD_{total} final average and 53 mg/L of COD_{total} average; suspended solids removals of 93%, with a mean concentration of 10 mg/L in the final effluent; 47% reduction of ammonia of FA2 to FAN 's, presenting average of 28 mg N-NH₃/L of ammonia in the effluent with; the dissolved oxygen levels always remained around 2.0 mg/L. During stage 02, were found removals of 97% and 95% to BOD_{total} and suspended solids, respectively, with average final concentrations of 8 and 7 mg/L, respectively; was removed 60% of ammonia, whose final concentration was 16.3 mg N-NH₃/L, and nitrate was increased to a final average concentration of 16.55 mg N-NO₃/L. Finally, the stage 03 provided 6 mg/L of DBO_{total} (98% removal) and 23 mg/L of COD_{total} (95% removal) of final effluent concentrations average. At this stage was identified the higher ammonia oxidation (86%), with final effluent showing average concentration of 6.1 mg N-NH₃/L, reaching a minimum of 1.70 mg N-NH₃/L. In some moments, during stage 03, there was a moderate denitrification process in the last aerated filter. The average turbidity in the effluent showed around 1.5 NTU, proving the good biomass physical stability. Therefore, the results demonstrate the submerged biological filters potential, filled with high void ratio material (98%), and aerated with hoses and compressor adoption, in the carbonaceous and nitrogenous matter oxidation, also generating an effluent with low concentration of solids.

KEY WORDS: Sewage, Biological Filters, Aeration, Nitrification.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2 1 Ciclo simplificado do Nitrogênio.....	19
Figura 3.1: Configuração original.....	38
Figura 3.2: Foto do sistema experimental.....	39
Figura 3.3: Decanto-digestor com filtro acoplado	40
Figura 3.4: Sistema modificado para nitrificação (1 ^o etapa).....	41
Figura 3.5: Sistema propondo a desnitrificação (2 ^a etapa - não realizada).....	42
Figura 3.6: Esquema de eficiências esperadas para reator.....	43
Figura 3.7: Compressor utilizado para fornecimento de ar.	45
Figura 3.8: Rotâmetro	45
Figura 3.9: Filtro regulador de pressão e cruzeta	46
Figura 3.10: Detalhamento da furação. Tubulações de distribuição no FA1 e de coleta no FA2.	48
Figura 3.11: Detalhamento da furação. Tubulações de coleta no FA1 e de distribuição no FA2.	48
Figura 3.12: Detalhes gerais dos filtros ascendente e descendente.....	48
Figura 3.13: Detalhe A (coleta superior de esgoto)	49
Figura 3.14: Detalhe B (coleta inferior de esgoto)	49
Figura 3.15: Tubulações superiores e inferiores.....	49
Figura 3.16: Verificação da distribuição de líquido através do uso de corante.	50
Figura 3.17: Mangueiras utilizadas na distribuição de ar.....	51
Figura 3.18: Pontos de medição	52
Figura 3.19: Desempenho da aeração com mangueiras de ¾", Q _e =15m ³ /d.....	52
Figura 3.20: Desempenho da aeração com mangueiras de ½", Q _e =15m ³ /d.....	53
Figura 3.21: Desempenho da aeração com mangueiras de ¾", Q _e =15m ³ /d.....	53
Figura 3.22: Desempenho da aeração com mangueiras de ½", Q _e =15m ³ /d.....	54
Figura 3.23: Desempenho da aeração com mangueiras de ½", Q _e =10m ³ /d.....	54
Figura 3.24: Decanto digestor.....	55
Figura 3.25: Limpeza dos filtros.....	56
Figura 3.26: Materiais de enchimento dos filtros	56
Figura 3.27: Cortes transversais destacando ponto de medição da perda de carga.....	60
Figura 3.28: Lodo na superfície do filtro aerado – FA1	61
Figura 3.29: Lodo com tonalidade marrom	61
Figura 3.30: Lodo depositado nas canaletas de coleta e distribuição.....	61
Figura 4.1: Boxs Plots de Alcalinidade e Ácidos Graxos Voláteis – FASE 01.	69
Figura 4.2: Box Plot de pH – FASE 01.....	70
Figura 4.3: Boxs Plots de DBO _{total} e DBO _{filtrada} geral e ampliado – FASE 01.	70
Figura 4.4: Boxs Plots de DQO _{total} e DQO _{filtrada} geral e ampliado – FASE 01.	71
Figura 4.5: Boxs Plots de Sólidos suspensos e suspensos voláteis geral e ampliado – FASE 01.	71
Figura 4.6: Boxs Plots de Turbidez geral e ampliado – FASE 01.	72
Figura 4.7: Box Plots de Amônia, Nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato geral e ampliado – FASE 01.	73
Figura 4.8: Box Plot de nitrito e nitrato geral – FASE 01.....	73
Figura 4.9: Boxs Plots de DBO _{total} e DBO _{filtrada} geral e ampliado – FASE 02.....	76
Figura 4.10: Boxs Plots de DQO _{total} e DQO _{filtrada} geral e ampliado – FASE 02.	76
Figura 4.11: Boxs Plots de Amônia, Nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato geral e ampliado – FASE 02.	76
Figura 4.12: Boxs Plots de Alcalinidade e Ácidos Graxos Voláteis – FASE 02.	77
Figura 4.13: Box Plot de pH – FASE 02.....	78

Figura 4.14: Boxs Plots de Sólidos suspensos e suspensos voláteis geral e ampliado – FASE 02.	78
Figura 4.15: Boxs Plots de Turbidez e Sólidos suspensos geral e ampliado – FASE 02. .	79
Figura 4.16: Boxs Plots de DBO_{total} e $DBO_{filtrada}$ geral e ampliado – FASE 03.	81
Figura 4.17: Boxs Plots de DQO_{total} e $DQO_{filtrada}$ geral e ampliado – FASE 03.	81
Figura 4.18: Boxs Plots de Alcalinidade geral e ampliado – FASE 03.	82
Figura 4.19: Box Plot de pH – FASE 03.	82
Figura 4.20: Boxs Plots de Amônia, Nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato geral e ampliado – FASE 03.	83
Figura 4.21: Boxs Plots de Turbidez e Sólidos suspensos geral e ampliado – FASE 03. .	83
Figura 4.22: Aspecto visual do esgoto bruto, e do efluente dos filtros.	84
Figura 4.23: Sólidos suspensos totais nas três fases geral e ampliado.	85
Figura 4.24: Lodo aparentemente mineralizado.	85
Figura 4.25: DBO_{total} nas três fases geral e ampliado.	86
Figura 4.26: COT nas três fases ampliado.	87
Figura 4.27: Nitrogênio amoniacal nas três fases ampliado.	88
Figura 4.28: Nitrito e nitrato nas três fases ampliado.	89
Figura 4.29: Alcalinidade nas três fases ampliado.	90
Figura 4.30: pH nas três fases ampliado.	90

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Características do sistema em cada fase da pesquisa, com vazão, fluxo, volume efetivo e tempo de detenção hidráulica (TDH).	57
Tabela 2: Perdas de cargas (cm) verificadas nos filtros durante as três fases.	65
Tabela 3: Cargas afluentes aos filtros aerados em função das vazões de ar e das concentrações	66
Tabela 4: Valores médios, mínimos, máximos, coeficiente de variação e número de dados para os parâmetros em cada unidade do sistema na fase 01	68
Tabela 5: Eficiências médias de remoção de DBO_{total} e DQO_{total} no sistema na FASE 01.	70
Tabela 6: Valores médios, mínimos, máximos, coeficiente de variação e número de dados para os parâmetros em cada unidade do sistema na fase 02	74
Tabela 7: Eficiências médias de remoção de DBO_{total} e DQO_{total} no sistema na FASE 02.	75
Tabela 8: Valores médios, mínimos, máximos, coeficiente de variação e número de dados para os parâmetros em cada unidade do sistema na fase 03.	80
Tabela 9: Eficiências médias de remoção de DBO_{total} e DQO_{total} no sistema na FASE 03.	81

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Taxa de aeração indicada e calculada.....	44
Quadro 2: Dados para dimensionamento	47
Quadro 3: Resumo das análises realizadas e métodos analíticos utilizados.....	63

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	12
1.1 Justificativa.....	14
1.2 Objetivos	14
1.2.1 Objetivo Geral.....	14
1.2.2 Objetivos específicos	15
1.2.3 Hipóteses.....	15
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	16
2.1 Filtros anaeróbios e tanque séptico.....	16
2.1.1 Fluxos ascendentes e descendentes.....	17
2.2 Formas do nitrogênio	18
2.3 Remoção biológica de nitrogênio	18
2.3.1 Nitrificação	20
2.3.2 Desnitrificação	25
2.3.3 Novos conceitos e tecnologias na remoção biológica de nitrogênio.....	28
2.3.3.1 Processo SHARON (Nitrificação parcial)	28
2.3.3.2 Processo ANAMMOX.....	29
2.3.3.3 Processo CANON	30
2.3.3.4 Processo SND (Simultaneous Nitrification/Denitrification)	30
2.3.3.5 Processo OLAND.....	31
2.4 Tipos de sistemas com remoção biológica de nitrogênio	31
2.5 Lodos ativados	35
2.6 Material suporte.....	36
2.7 Partida do reator.....	37
3 MATERIAL E MÉTODOS	38
3.1 Descrição do sistema pré-existente	38
3.2 Reconfiguração do sistema.....	40
3.2.1 Dimensionamento do sistema de aeração.....	42
3.2.2 Fuometria das tubulações	46
3.2.3 Fuometria das mangueiras	50
3.2.4 Material suporte	55
3.3 Etapas desenvolvidas na pesquisa	57
3.4 Operação do Sistema.....	59
3.5 Metodologia de Coleta e Análise.....	62
3.6 Metodologia de tratamento dos dados	63
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	65
4.1 Acumulação de lodo.....	65
4.2 Cargas orgânicas volumétricas aplicadas	66
4.3 Qualidade dos efluentes.....	67
4.3.1 Resultados da Fase 01	67
4.3.2 Resultados da Fase 02.....	73
4.3.3 Resultados da Fase 03.....	79
4.4 Discussões gerais	84
4.4.1 Sólidos suspensos.....	84
4.4.2 DBO _{total}	86
4.4.3 COT	87
4.4.4 Nitrogênio amoniacal	87
4.4.5 Nitrito e nitrato	88
4.4.6 pH.....	90
5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	91
5.1 CONCLUSÕES	91

5.2 RECOMENDAÇÕES.....	92
REFERÊNCIAS	94

1 INTRODUÇÃO

Sabendo-se da íntima relação entre saneamento ambiental, saúde pública, qualidade de vida e desenvolvimento sócio-econômico, percebe-se claramente a extrema importância das ações de saneamento básico para prover a estruturação e sustentação da sociedade. Dentre estas ações, o tratamento de esgotos mostra-se como a mais importante ferramenta para promover a saúde pública e o desenvolvimento sustentável em face da realidade brasileira atual.

Dentre as tecnologias de tratamento, os processos anaeróbios apresentam-se bastante eficientes quando se trata da remoção de matéria orgânica, atingindo em alguns casos o padrão de lançamento adotado por alguns órgãos estaduais de controle ambiental para despejo em corpos receptores - 60 mg/L de DBO, como é o caso de São Paulo, Paraná e Minas Gerais. Concentração esta atingida por tanques sépticos seguidos de filtros anaeróbios, para pequenas populações, ou UASB seguido por filtros, para maiores populações (CHERNICHARO et al., 2001).

Apesar da baixa demanda de área, pouca geração de lodo e baixo gasto energético, os processos anaeróbios são capazes apenas de remover matéria orgânica de forma satisfatória, não removendo a matéria nitrogenada.

O nitrogênio amoniacal quando disposto em corpos receptores em concentrações inadequadas gera alguns inconvenientes como: mortandade de peixes em função de anaerobiose, ou toxicidade por amônia [f(pH, temperatura)]; modificações na qualidade e quantidade de peixes; consumo de oxigênio proveniente da demanda nitrogenada; eutrofização de corpos aquáticos; prejuízos de navegabilidade (macrófitas enraizadas prejudicam a navegação); maior dificuldade e elevação de custos em ETA's (como o aumento de consumo dos produtos químicos e do volume de água na lavagem dos filtros); impossibilita o reuso da água para alguns fins industriais e contaminação dos aquíferos subterrâneos por nitrato (resultado da oxidação da amônia durante sua percolação no solo).

Em termos de legislação nacional, a Resolução CONAMA Nº 357/05 apresentava-se bastante restritiva quanto a concentração máxima de nitrogênio amoniacal contido em efluentes, quando a limitava em 20 mg N/L no descarte. Entretanto, no dia 12/03/08, o Conselho optou por retirar da tabela de padrões de lançamento o quantitativo de nitrogênio amoniacal máximo que poderia estar contido nos efluentes. Sendo a partir de agora este valor definido em função das características locais e da capacidade suporte de cada corpo receptor, documentado pela Resolução CONAMA Nº 397/08. Apesar desta

flexibilidade no lançamento visando a universalização dos serviços de tratamento de esgotos, estudos buscando a redução dos níveis de nitrogênio amoniacal são válidos no sentido de garantir concentrações nos efluentes compatíveis com os valores de enquadramento dos corpos receptores ao longo de toda sua extensão.

Para padrões de lançamento, a CONAMA 357 recomenda também valores de pH entre 5 e 9, e temperatura inferior a 40 °C, sem variação de temperatura superior a 3°C (sem que comprometa os usos previstos para o corpo receptor).

Dentre as alternativas de pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios pesquisadas até o momento encontram-se sistemas aeróbios e anaeróbios, incluindo filtro anaeróbio, filtro biológico, lodos ativados, biofiltro aerado submerso (BAS), lagoa de maturação, aplicação no solo, dentre outros (CHERNICHARO et al., 2001); além de métodos tradicionais de remoção de nitrogênio das águas residuárias, incluindo a diluição das mesmas, pré-tratamento, stripping, cloração no “breakpoint” e troca iônica (METCALF e EDDY, 2002). No entanto, apesar de eficientes, estes processos tornam-se pouco atrativos devido a elevados custos com produtos químicos e riscos de liberação de compostos tóxicos no ambiente. Estes fatores são os principais responsáveis pela preferência na utilização de processos biológicos para remoção de nitrogênio.

Os reatores aerados mais utilizados no Brasil para pós-tratamento de reatores anaeróbios são os lodos ativados e biofiltros aerados submersos, surgindo mais modernamente os reatores biológicos de leito móvel com biofilme (MBBR). Neste trabalho apresenta-se como alternativa filtros aerados com leito fixo de material plástico com alto índice de vazios, denominados de “Filtros Aerados Rudimentares”, que de fato constitui uma nova tecnologia, porque tanto contém lodo em suspensão nos interstícios, como retém biomassa aderida ao material de enchimento. Sendo esta retenção característica dos biofiltros aerados submersos, mas distinguem-se bastante destes, pois a grande quantidade de lodo retido nos interstícios tem papel de destaque na biodegradação. Estes filtros distinguem-se também dos reatores MBBR, porque o leito é fixo e retém mais sólidos suspensos. O aspecto mais interessante desta nova tecnologia é a possibilidade de aerar todo o lodo retido em um filtro com alto índice de vazios (98%).

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar a eficiência dos filtros aerados submersos como pós-tratamento de um sistema composto de decanto-digestor e filtros anaeróbios, para tratamento de esgoto sanitário em nível terciário, que se apresenta como uma alternativa bastante promissora nas condições brasileiras, inclusive para remoção de nitrogênio amoniacal com baixo custo

1.1 Justificativa

Os reatores anaeróbios apresentam claras vantagens comparados a sistemas totalmente aeróbios, tais como: menor demanda de área; menor produção de lodo e mais estabilizado inclusive; além de produzir energia na forma de metano. Em contrapartida, os sistemas aeróbios, normalmente demandam maiores área e custo energético, gerando um maior volume de lodo passível de digestão.

A utilização de sistemas híbridos contemplando unidades anaeróbias precedendo as aeróbias ameniza as desvantagens dos dois processos, e ao mesmo tempo otimiza as vantagens de ambos. Por exemplo, esta associação reduz a demanda de área, diminui o custo energético e a produção de lodo. Estes fatores seriam elevados caso o sistema fosse completamente aeróbio. Além disto, o lodo gerado na unidade aeróbia pode ser digerido no reator anaeróbio precedente, onde o biogás gerado pode ainda ser utilizado para produção de energia elétrica ou desidratação do lodo aeróbio. Com isto evita-se a necessidade de unidades de digestão extras, que de acordo com Chernicharo (1997) representam 40 a 60% do custo operacional de sistemas aeróbios.

Outro importante fator que ratifica a indiscutível importância deste experimento que foi desenvolvido no âmbito do edital 5 do PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico), Rede 2 (Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção), é que, além da redução complementar da matéria orgânica carbonácea, possibilita o tratamento terciário com a remoção de nutrientes através da remoção biológica de nitrogênio em uma variante tecnológica sem precedentes com baixos custos de construção e manutenção, apresentando ainda simplicidade operacional. Com destaque para o simples e eficiente sistema de aeração constituído por componentes bastante simples: compressor e mangueiras perfuradas.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência de filtros biológicos aerados no pós-tratamento de reatores anaeróbios, contemplando a oxidação de nitrogênio amoniacal, em escala piloto, explorando uma nova alternativa tecnológica com elevado índice de vazios (98%), alto tempo de retenção celular (aproximadamente 9 meses) e simplicidade operacional.

1.2.2 Objetivos específicos

- Determinar a taxa de aeração adequada para se alcançar a nitrificação em filtros biológicos submersos;
- Verificar o tempo necessário de partida dos reatores aerados;
- Avaliar o desempenho do filtro aeróbio na oxidação da amônia efluente dos reatores anaeróbios;
- Observar o comportamento de filtros com sentidos de fluxo ascendente e descendente no tocante a nitrificação em filtros aeróbios contendo eletrodutos cortados;
- Verificar se o bom desempenho de eletrodutos cortados como meio suporte em filtros anaeróbios também ocorre em filtros aerados submersos;
- Encontrar a faixa de tempo de detenção hidráulica razoável ao funcionamento dos reatores aeróbios;
- Realizar monitoramento físico-químico relacionando os resultados com o desempenho do sistema em relação à remoção de material carbonáceo e nutrientes.

1.2.3 Hipóteses

- É possível promover a oxidação da amônia proveniente de filtros anaeróbios em filtros aeróbios submersos, preenchidos com eletrodutos corrugados cortados, com o uso de compressores;
- Eletrodutos cortados apresentarão a boa eficiência demonstrada em filtros anaeróbios quando utilizados em filtros aerados submersos;
- A taxa de aeração ideal para proporcionar a nitrificação no filtro aerado está no intervalo de vazão de ar delimitado por biofiltros aerados submersos que não contemplam nitrificação e sistemas de lodos ativados com nitrificação;
- O sistema entrará em regime de estabilidade no tocante a remoção de matéria orgânica e nitrificação em poucas semanas devido a baixa carga orgânica aplicada aos filtros biológicos.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Neste capítulo serão apresentados os principais processos que contemplam remoção biológica de nitrogênio de águas residuárias. Para facilitar a compreensão do trabalho introduzem-se conceitos, definições e resultados de alguns estudos relevantes descritos na literatura. Além disso, fala-se brevemente das demais unidades componentes do sistema.

Por se tratar de uma nova tecnologia a revisão bibliográfica foi delimitada por dois extremos: sistemas de lodos ativados (pelo fato de haver no reator em experimento a presença de biomassa em suspensão) e biofiltros aerados submersos (pela ocorrência de biofilme formado no material suporte). Ao final são apresentados resultados de experimentos aonde vem se constatando remoção biológica de nitrogênio amoniacal em outros reatores.

O reator em observação não pode se caracterizar um sistema de Lodos ativados modificado devido a presença de material suporte, nem um biofiltro aerado submerso por apresentar elevados índices de vazios que proporcionam o acúmulo de biomassa, já que seriam aplicados longos intervalos entre as descargas, se necessárias, no reator aerado.

São apresentados também novos processos onde se constata remoção biológica de nitrogênio, apesar de não observados nesta pesquisa, em razão das concentrações afluentes de amônia e níveis de oxigênio dissolvido.

2.1 Filtros anaeróbios e tanque séptico

Em clima tropical, o desempenho dos processos anaeróbios é favorecido devido ao fato das bactérias anaeróbias possuírem faixa ideal de atuação entre 20 e 55°C. Naturalmente, estes tipos de tratamento necessitam de pouca área para construção, proporcionando a diminuição no custo de instalação.

Os reatores anaeróbios podem ser divididos em dois grupos, a saber: reatores de lodo passivo em relação à fase líquida (lagoas anaeróbias e decanto-digestores), e reatores com lodo ativo em relação à fase líquida (UASB, filtros anaeróbios) (ANDRADE NETO, 1997). Sistema com lodo passivo é aquele em que o lodo decanta e a fase líquida não tem seu fluxo através do lodo, enquanto no lodo ativo a fase líquida flui pela biomassa presente no reator.

Nos filtros anaeróbios onde se apresenta fluxo por meio do lodo há uma maior eficiência na remoção de material dissolvido em detrimento aos reatores de lodo passivo. Segundo Gonçalves et al. (2001) pesquisas realizadas no âmbito do PROSAB, com filtros

anaeróbios utilizados para o pós-tratamento de efluentes de tanques sépticos e reatores UASB, revelaram que filtros com TDH da ordem de 4 a 10 horas são capazes de produzir efluentes com DBO que atendem aos padrões de lançamento estabelecidos pelos órgãos ambientais. Porém, na mesma referência citada, os autores recomendam utilizar TDH entre 5 e 10 horas.

Andrade Neto (2004) avaliando a eficiência de diferentes meio suporte para remoção de DQO e sólidos suspensos (SS) neste mesmo sistema experimental, alcançou concentrações médias de DQO da ordem de 123 mg/L e SS em torno de 21 mg/L no filtro anaeróbio preenchido com tijolo cerâmico e TDH de 10h 45min com vazão de 7,5 m³/d. No mesmo estudo o hidrobol como material de enchimento, também com vazão de 7,5 m³/d, apresentou concentrações médias de 102 mg/L e 20 mg/L para DQO e SS, respectivamente. Na experiência foi utilizado esgoto doméstico.

No tocante a sentido de fluxo, filtros anaeróbios descendentes afogados proporcionam eficiência de remoção semelhante a dos filtros ascendentes, no tocante a DQO e SS (ANDRADE NETO, 2004).

O decanto-digestor é um exemplo de reator de lodo passivo em relação a fase líquida e são bastante adequados para o tratamento de esgotos jovens que apresentam elevada concentração de material orgânico. Segundo Andrade Neto (2004), em clima quente decanto-digestores de câmaras em série, de médio porte, para anteceder filtros anaeróbios ou pequenas lagoas de estabilização, podem ser projetados para tempo de detenção hidráulica entre 6 e 12 horas com períodos de remoção do lodo a cada 6 meses.

No sistema em estudo, o tanque séptico funciona como o tratamento preliminar, removendo do esgoto afluyente aos filtros anaeróbios o lodo de esgoto (material de mais difícil biodegradação) permitindo apenas ao lodo biológico (matéria orgânica mais biodegradável) a passagem à unidade subsequente.

De acordo com Ávila (2005), no Brasil são empregadas várias técnicas de tratamento de esgotos, desde sofisticados sistemas até processos simples. Entre as tecnologias de baixo custo e pequenas vazões desenvolvidas nos últimos vinte anos, destacam-se: reatores anaeróbios de fluxo ascendente, tanques sépticos seguidos de filtros anaeróbios e formas de disposição controlada no solo.

2.1.1 Fluxos ascendentes e descendentes

Segundo Gonçalves et al. (2001) o fluxo de ar nos biofiltros aerados submersos (BAS) só é viável no sentido ascendente, devido ao estado de permanente imersão do meio

suporte. A corrente descendente de ar só é possível em meios granulares que não estejam submersos (caso dos filtros biológicos percoladores). Com o fluxo de ar sendo ascendente têm-se duas opções de trabalho associando-se as variáveis ar e líquido: co-corrente, onde os fluxos de ar e líquido são ascendentes; e o contra-corrente, com fluxo de líquido descendente e ar ascendente. Ainda de acordo com este autor, o fluxo co-corrente produz uma expansão do leito filtrante, permitindo uma retenção de sólidos suspensos melhor distribuída ao longo da altura do BAS, o que lhe confere, conseqüentemente, uma perda de carga menos acentuada e uma maior eficiência na remoção da parcela dissolvida da matéria orgânica dos esgotos. No tocante a este fluxo, o problema de curtos-circuitos dar-se-ia no caso de uma má distribuição do afluente no meio granular.

Uma desvantagem do fluxo contra-corrente, é a possibilidade de aprisionamento de bolhas de ar no seio do meio filtrante que podem quando do seu despreendimento elevar a concentração de sólidos suspensos voláteis no efluente.

2.2 Formas do nitrogênio

No ambiente o nitrogênio apresenta-se sob diferentes estados de oxidação, sendo: nitrogênio orgânico, amoniacal (não ionizada $N-NH_3$; ou íon amônio $N-NH_4^+$, dependendo do pH do meio), nitrito, nitrato e nitrogênio gasoso. Dependendo do seu estado de oxidação, pode, inclusive, causar danos ao meio ambiente, indo desde eutrofização a depleção dos níveis de oxigênio. A amônia livre é altamente tóxica aos peixes, e quando o pH encontra-se acima de 11 praticamente toda amônia encontra-se livre (NH_3).

Em reatores biológicos nos quais o pH é controlado em torno da neutralidade e a temperatura do meio líquido varia em torno de 20°C a 35°C, praticamente todo o nitrogênio amoniacal (99%) apresenta-se na forma ionizada ($N-NH_4^+$) (ARAÚJO Jr., 2006). Nos esgotos domésticos o nitrogênio constitui-se de aproximadamente 60 a 70% de nitrogênio amoniacal e 30 a 40% de nitrogênio orgânico (TCHOBANOGLIOUS et al., 2003; Crites e TCHOBANOGLIOUS, 1998 apud EPA 2009) .

De acordo com Jordão e Pessoa (2005), o nitrogênio orgânico presente no esgoto apresenta-se na forma de proteínas, aminoácidos e uréia. Devido à falta de oxigênio nos esgotos brutos domésticos, nitrato e nitrito não são observados.

2.3 Remoção biológica de nitrogênio

O processo de remoção biológica de nitrogênio nas águas residuárias se dá pelas etapas de amonificação, assimilação, nitrificação e desnitrificação.

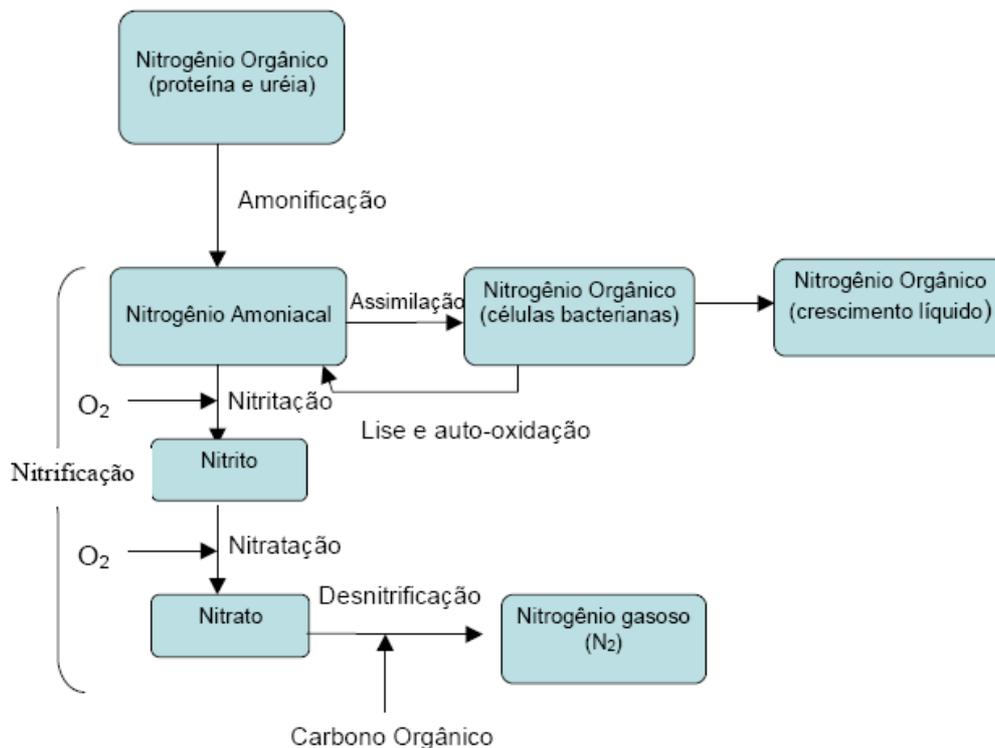
A amonificação consiste na conversão biológica de materiais orgânicos dissolvidos ou particulados presentes nas águas residuárias em nitrogênio amoniacal, pela ação de bactérias heterotróficas facultativas (ABUJAMRA, 2003). O nitrogênio chega ao esgoto sob duas formas: uréia, resultante da metabolização das proteínas e excretada na urina e, proteínas não assimiladas e excretadas nas fezes.

A assimilação é o processo inverso da amonificação, onde a amônia é incorporada à biomassa, aumentando o nitrogênio orgânico.

Embora uma parcela de nitrogênio amoniacal possa ser assimilada na síntese celular, sua importância na remoção de nitrogênio das águas residuárias é pequena. Tornando os processos de nitrificação e desnitrificação os principais responsáveis pela remoção dos compostos nitrogenados.

Em condições aeróbias a amônia oxida-se a nitrito e em seguida a nitrato. Na desnitrificação, em condições anóxicas (sem ou baixo oxigênio, mas com presença de nitrato) o nitrato torna-se o acceptor imediato de elétrons, sendo então convertido a nitrogênio gasoso.

Na Figura 2.1 são apresentadas as transformações biológicas sofridas pelo nitrogênio. Como se pode observar, na fase anaeróbia ocorre o processo de amonificação, justificando a elevada concentração de amônia em efluentes de reatores anaeróbios.



Fonte: Metcalf & Eddy (1991).

Figura 2.1 Ciclo simplificado do Nitrogênio

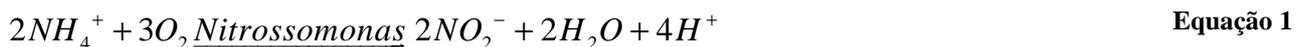
A remoção biológica de nitrogênio inclui a combinação de processos aeróbios e anaeróbios: oxidação bacteriana (nitrificação) de nitrogênio amoniacal a nitrito/nitrato; e a redução microbiológica (desnitrificação) de nitrito/nitrato a nitrogênio gasoso.

2.3.1 Nitrificação

A nitrificação consiste na oxidação da amônia (N-NH₄⁺) a nitrato (N-NO₃⁻) por meio de bactérias estritamente aeróbias, quimioautotróficas obrigatórias que não necessitam de substrato orgânico para seu crescimento, sendo a energia para o crescimento liberada da oxidação de compostos inorgânicos de nitrogênio, contemplando uma etapa intermediária sob a forma de nitrito (NO₂⁻). Esta etapa medianeira é executada pelas bactérias *Nitrossomonas*, de acordo com a Equação 1; a segunda e última etapa é realizada pela *Nitrobacter*, de acordo com a Equação 2 (METCALF & EDDY, 1995).

A intensidade da atividade nitrificante é controlada pelo organismo de crescimento mais lento, no caso, as *Nitrosomonas*. As bactérias do gênero *Nitrobacter* tem um crescimento mais acelerado, razão pela qual quase não se observa a presença de nitrito em sistemas de tratamento de esgotos (VON SPERLING, 2005). O processo de nitrificação pode ser realizado com biomassa em suspensão ou aderida em meio suporte.

A energia de síntese é oriunda da oxidação do íon amônio ou do nitrito (YANTARASRI et al., 1992 apud VICTORIA, 2006). Ambas as reações ocorrem tanto em sistemas de lodos ativados como em sistemas contendo biofilme fixo.



A nitrificação também pode ocorrer pela ação de bactéria que necessitam de fonte externa de carbono. Mesmo as bactérias autótrofas apresentando baixa velocidade de crescimento, são elas as que desempenham papel mais significativo na nitrificação, em detrimento das bactérias heterótrofas. Contudo, estas apresentam vantagens ecológicas quando comparadas às nitrificantes autotróficas (mais sensíveis a baixas concentrações de OD), haja vista poderem utilizar nitrato e oxigênio como acceptor de elétrons resultando em um aumento na taxa de crescimento (PATUREAU et al. ,1994; ZHAO et al. ,1999, apud GARBOSSA, 2006).

Segundo EPA (2009) a taxa máxima de crescimento específico das bactérias nitrificantes é de 10 a 20 vezes menor do que a taxa de crescimento máximo específico de bactérias heterotróficas responsáveis pela oxidação do carbono em compostos orgânicos.

De acordo com Focht e Chang (1975) apud Randall; Barnard; Stensel (1992), a nitrificação heterotrófica também seria possível com diversos gêneros de bactérias, fungos e actinomicetos; entretanto sua relevância seria discutível em termos de geração de nitrato pelos microorganismos heterotróficos, já que as taxas de nitrificação autotrófica seriam cerca de dez vezes maiores.

Segundo Jordão & Pessoa (2005) a concentração de nitrato em efluentes tratados pode variar, de acordo com o grau de tratamento, cerca de 20 mg/L em tratamento secundário e até quase zero em tratamento terciário.

As reações de nitrificação podem ser afetadas por diversos fatores ambientais, incluindo: temperatura, pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido, concentração de matéria orgânica e nitrogênio, tempo de retenção de sólidos, toxicidade, dentre outros. Algumas substâncias, como compostos de enxofre, fenóis e cianetos, tem efeito inibitório relativamente forte (HENZE et al., 1997).

De acordo com Randall et al. (1992) apud EPA (2009), a taxa de nitrificação diminui com concentrações de OD abaixo de 3,0 mg/L e pH abaixo de 7,0. Com suficiente OD e adequado pH a nitrificação se dá entre 10 a 20 dias a 10°C e de 4 a 7 dias sob temperatura de 20°C.

A temperatura para o processo de nitrificação ocorre na faixa de aproximadamente 4-45°C, sendo a temperatura ótima de 35°C - 42°C (EPA , 1993 apud Barbosa, 2006). Segundo Judkins et al. (1992) apud Victoria (1993) as bactérias nitrificantes tem taxa de crescimento ótima acima de 25°C.

Muitos estudos já foram realizados procurando-se determinar a influência do pH e do grau de aclimação sobre a taxa de nitrificação, verificando-se uma ampla faixa de pH ótimo, que varia entre 7,4 e 8,6 (SANTIAGO, 1997).

Surampalli et al. (1997) afirmam que a faixa de pH ótima para a atividade nitrificante é de 7,5 a 9,0. Metcalf & Eddy (1995), afirmam que o intervalo ótimo para o pH é de 7,5 a 8,6, mas em alguns sistemas bem aclimatados também se consegue nitrificação com menores valores de pH.

Lopes (2009), utilizando UASB seguido por filtro biológico aerado, ambos com 430 L e mesmas dimensões, alcançou remoção de nitrogênio amoniacal da ordem de 50% na

unidade aerada ao tratar esgoto doméstico da ETE Mangueira, em Recife-PE. O reator UASB recebeu inóculo, e assim como o filtro aerado funcionou com TDH de 8 horas. O filtro aerado não recebeu inóculo e foi preenchido com eletrodutos cortados. Sob estas condições de operação observou-se valores de pH em torno de 5,57. Outro filtro aerado (com metade do volume do acima citado), após um filtro anaeróbio (com mesmas características do UASB, volume e inóculo) apresentou pH mínimo de 5,13 e remoção de 19% de amônia. Os filtros aerados não receberam inóculo.

Nos estudos de Villaverde et al. (1997), o melhor crescimento das bactérias nitrificantes foi conseguido em um valor de pH 8.0, que coincide com o pH máximo da faixa ótima para atividade das bactérias nitrificantes. Ainda segundo o autor, nas variações abruptas de pH nos reatores aeróbios, cuja finalidade é a promoção do processo de nitrificação, observa-se que a nitrificação é retomada após curto espaço de tempo, indicando que o pH tem efeito inibitório e não tóxico.

Henze et al. (1997) relataram que o pH ótimo para a formação de nitrito e nitrato é maior que 7, apesar de mal definido, pois a faixa oscila entre 7 e 9. Além disso, as bactérias nitrificantes tem a habilidade de se adaptarem mesmo em pH fora da faixa ótima. De acordo com Szweringi et al. (1986) e Shammas (1986) a nitrificação é inibida quando os valores de pH são menores que 5,7.

De acordo com Villaverde (1997), dentro da faixa de pH delimitada por 5,0 e 9,0 o aumento de uma unidade de pH implica no aumento de 13% na eficiência de nitrificação.

A alcalinidade representa a quantidade de íons de carbonato, bicarbonato e hidróxidos presentes no esgoto capazes de reagir com íons hidroxila, representando a capacidade tampão do meio (resistência às variações do pH) (JORDÃO E PESSOA, 2005). Segundo Van Haandel (1999) é consumido 7,14 mg/L de alcalinidade expressa como CaCO_3 por mg/L de amônia como N-NH_3 oxidada (em decorrência da liberação de íons H^+) para a manutenção do pH entre 7,2 e 9,0, ideal para o processo de nitrificação (capacidade de tamponamento). Ainda de acordo com o autor a variação de pH depende acentuadamente do valor da alcalinidade quando esta se encontra inferior a 35 mg CaCO_3 /L. De acordo com Tchobanoglous et al. (2003) apud EPA (2009) para cada grama de amônia convertida para nitrato, são consumidos 4,56 g de OD, 0,16 g de novas células são formadas, e 0,08g de carbono inorgânico é utilizado na formação de novas células. Ao passo que na nitrificação houve consumo de alcalinidade, anterior a este processo ocorre a amonificação, onde segundo Van Haandel et al. (2009) há uma produção de alcalinidade

de 50 g por mol amônia amonificado. Ainda de acordo com este autor, após o consumo na nitrificação, em ocorrendo desnitrificação há a geração de mais 50 g CaCO_3 por mol N.

De acordo com HOFFMANN (2004) a produção de ácido leva o pH a baixos níveis no efluente final (em torno de 5,0) se o esgoto contiver baixa alcalinidade (200 – 250 mg CaCO_3/L). Segundo alguns autores (ATV Manual, 1997; Von Sperling, 1997) apud HOFFMANN (2004) é recomendado uma concentração de pelo menos 50 - 75 mg CaCO_3/L no efluente final.

De acordo com Von Sperling (2005) esgotos domésticos apresentam alcalinidade na faixa de 100 a 250 mg CaCO_3/L , tendo como típico o valor de 200 mg CaCO_3/L .

Bae et al. (2002) investigaram os fatores ambientais que afetariam o acúmulo de nitrito em reatores nitrificantes mistos (biomassa fixa e imobilizada). O trabalho dos pesquisadores conclui que as condições operacionais ótimas para a obtenção desse acúmulo foram em pH igual a 8, temperatura de 30°C e concentração de oxigênio dissolvido de 1,5 mg/L, com concentração inicial de nitrogênio amoniacal de 50 mg/L. .

Wu et al. (2006) observaram o acúmulo de nitrito em um sistema em escala piloto de pré-desnitrificação. Foram analisados diversos fatores para a obtenção dos parâmetros chave para a ocorrência do acúmulo de nitrito.

Os autores puderam concluir que o oxigênio dissolvido era o parâmetro chave para ocorrer o acúmulo de nitrito, pois quando esse foi mantido a 0,5 mg/L observou-se grande acúmulo de nitrito, entretanto quando o OD foi aumentado para 1,5 mg/L, praticamente não foram observadas concentrações significativas.

A concentração de oxigênio dissolvido tem um efeito significativo na velocidade de crescimento das bactérias nitrificantes e influencia a nitrificação nos sistemas de tratamento biológico de águas residuárias. A faixa de concentração de oxigênio dissolvido necessária para a nitrificação em sistemas de biomassa em suspensão é de 1,5-4,0 mg/L (METCALF e EDDY, 1995). De acordo com Surampalli et al. (1997), a velocidade máxima de nitrificação ocorre quando a concentração de oxigênio dissolvido assume valores acima de 2 mg/L. No entanto, se a concentração de OD for menor que 0,5 mg/L, a velocidade de nitrificação é drasticamente reduzida e o processo pode ser interrompido.

A concentração de organismos nitrificantes decresce à medida que a relação C/N cresce, provocando aumento na atividade dos microorganismos nitrificantes. Quando a nitrificação se dá em reatores com biofilme este fator tem sido o mais limitante. Van Loosdrecht et al. (2000) afirmam que a relação DQO/N nestes reatores deve se manter baixa (em torno de

1) para se garantir a máxima atividade dos microorganismos nitrificantes. Em seu estudo, para uma relação DQO/N = 5 a atividade nitrificante se tornou praticamente nula.

Tanto a remoção de matéria orgânica, quanto a nitrificação, podem ser obtidas em filtros percoladores operados a baixas cargas orgânicas (STENQUIST et al., 1974; PARKER e RICHARDS, 1986). Devido à competição entre as bactérias heterótrofas e as bactérias autótrofas, um satisfatório consumo da demanda nitrogenada só é alcançado após a demanda carbonácea ser significativamente reduzida.

BRUCE et al. (1975) apud METCALF e EDDY (2002) demonstraram que a DBO afluente deve ser menor de 30 mg/L para iniciar a nitrificação, e menor de 15 mg/L para obter a nitrificação completa.

Nos reatores de biomassa fixa, onde a transferência de massa e resistência de difusão são características inerentes do reator de nitrificação, o nível de oxigênio dissolvido deve ser relativamente maior. Para promoção da eficiente nitrificação, deve ser observada uma concentração mínima do OD na faixa de 4-5 mg/L, que é recomendada para assegurar a nitrificação em sistema de crescimento aderido (FANG, 1993 e CHARMOT, 1997 apud BARBOSA 2006). Estudos sugerem que a concentração de oxigênio dissolvido no líquido dever ser mantida em 70 % da concentração de saturação (METCALF & EDDY, 2003).

A EPA (1993) apud Von Sperling (2002) recomenda que o OD mínimo de 2,0 mg/L seja especificado, de forma a evitar problemas com os picos de amônia afluente em sistemas de lodos ativados.

De acordo com Miranda et al. (2001) são necessárias concentrações de oxigênio dissolvido em torno de 1,5 - 2,0mg/L para uma nitrificação consistente em sistemas de lodos ativados.

De acordo com Metcalf & Eddy (2003) apud Sousa (2008) um fator limitante que pode determinar a velocidade de conversão da biomassa, em processos aeróbios, é a velocidade de transferência de oxigênio. Entretanto, a disponibilidade de oxigênio para a biomassa depende da sua solubilidade no meio, da transferência de massa e da velocidade com que o oxigênio dissolvido é consumido pela biomassa. Para uma adequada operação com nitrificação recomenda-se uma concentração média de oxigênio acima de 2 mg/L para reatores aeróbios com biomassa imobilizada.

Gonçalves (2001) recomenda uma demanda de oxigênio de 25 a 40 m³ ar/ kgDBO_{removida} para o cálculo da taxa de aeração em biofiltros aerados submersos *sem nitrificação*.

Toprack (2007), preconiza uma vazão de ar suficiente para nitrificação de 75 a 115 m³ ar/kg DBO_{removida} no reator em sistemas de lodos ativados.

Nuvolari (2003), também para sistemas de lodos ativados, recomenda uma demanda de oxigênio de 3 kg O₂/ kgDBO_{removida} a fim de se garantir a nitrificação 100% do tempo.

Von Sperling et al. (2001), em sistemas de lodos ativados (LA), apresenta requisitos médios de oxigênio para nitrificação em função do NTK aplicado ao LA (3,8 – 4,3 kgO₂/ kgNTK) e em função do Nitrogênio disponível (4,6 kgO₂/ kgN disp.). Sendo o nitrogênio disponível a diferença entre o NTK afluente e o N incorporado ao lodo de excesso (10% do SSV produzido), no caso do biofiltro aerado submerso o lodo de excesso de que se trata no LA é equivalente a biomassa gerada nos interstícios do meio filtrante e no biofilme.

Jordão & Pessoa (1995), recomenda fazer uso de uma massa de oxigênio a ser fornecida igual ou superior a 3 vezes a carga de DBO aplicada quando for necessária a nitrificação do efluente e não se processa a desnitrificação biológica (3 kgO₂/ kgDBO_{aplicada}).

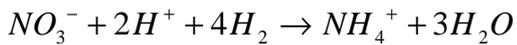
De acordo com Von Sperling (2005), consenso também entre todos os autores supracitados, no esgoto bruto o NTK representa o nitrogênio total afluente, uma vez que normalmente são desprezíveis as concentrações de nitrito e nitrato, decorrente da ausência de oxigênio. Assim, o NTK é o nitrogênio potencialmente oxidável a nitrato. O autor ora em citação, afirma que 1g de NTK requer 4,57g O₂ para conversão a nitrato. No entanto, como particularidade da cidade de Natal/RN, haverá a presença de nitrato no esgoto bruto decorrente da sua presença na água de abastecimento contaminada já desde a fonte de captação.

2.3.2 Desnitrificação

A redução biológica de nitrato pode ser assimilatória ou dissimilatória. Quando é assimilatória envolve a redução do nitrato a amônia no caminho inverso da nitrificação, que é utilizada para a síntese celular (AKUNNA et al., 1992; DRTIL, 1995 apud ISOLDI, 2005). Já a dissimilatória pode ser processada de duas maneiras: desnitrificação com produção de nitrogênio gasoso (Equação 3) e a redução de nitrato para íon amônia (Equação 4) (TIEDJE, 1988).



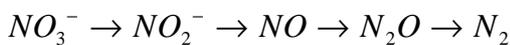
Equação 3



Equação 4

A desnitrificação utilizando compostos carbônicos como doadores de elétrons é a forma mais conhecida de remoção de nitrogênio. É a etapa biológica em que ocorre a efetiva remoção do nitrogênio inorgânico nas formas de nitrito e nitrato com sua conversão para formas mais reduzidas, como N_2O , NO e N_2 .

A desnitrificação pode ser dividida em duas etapas principais. Na primeira o nitrato é reduzido para nitrito e, na segunda, ocorre a redução do nitrito a nitrogênio gasoso, passando ainda por óxido nítrico e óxido nitroso, de acordo com a Equação 5 apresentada por Surampalli et al. (1997).



Equação 5

Na segunda maneira de redução dissimilatória o nitrato é convertido a nitrogênio amoniacal. Nesses processos dissimilatórios, o nitrogênio reduzido não é utilizado pelas células (TIEDJE, 1988).

A redução dissimilativa do nitrato conhecida como redução dissimilatória do nitrato a amônia (RDNA) passa pelas etapas, conforme ilustrado na Equação 6.



Equação 6

Em processos convencionais de tratamento de águas residuárias, a desnitrificação é processada por bactérias heterotróficas aeróbias facultativas, incluindo gêneros *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Hypomicrobium*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum*, *Vibrio*, *halobacterium* e *Methanomonas* (METCALF & EDDY, 2003).

A desnitrificação biológica produz alcalinidade e biomassa heterotrófica. Baseado na estequiometria das reações, a desnitrificação produz cerca de 3,57 mg/L de alcalinidade de $CaCO_3$ para cada mg de $NO_3^- - N$ consumido. Aproximadamente metade da alcalinidade consumida na nitrificação. A biomassa produzida pode ser estimada como 0,4g de sólidos suspensos voláteis para cada grama de DQO consumida (EPA, 2009)

A viabilidade da desnitrificação depende da presença de um doador de elétrons. Segundo Akunna et al.(1992) apud Isoldi (2005) o doador de elétrons pode ser obtido pela adição de uma fonte de carbono externa ou pelo uso do carbono que já existe no efluente a ser tratado. Esta adição torna-se necessária a partir do momento que a desnitrificação ocorre após tratamento secundário, onde há pouca DBO remanescente.

Foresti et al. (2006) destaca que devido a significativa remoção de matéria orgânica, os efluentes de reatores anaeróbios podem ter relação N/DQO e P/DQO muito alta para uma posterior remoção de nutrientes, fazendo-se necessário a adição de compostos orgânicos na etapa de desnitrificação e remoção de fósforo. Entretanto, esta deficiência abre a possibilidade de se utilizar doadores de elétrons alternativos, produzidos pelos próprios reatores anaeróbios, tais como: ácidos orgânicos, álcoois, metano, compostos reduzidos de enxofre, entre outros.

Apesar de oxigênio ser conhecido por inibir a desnitrificação, a mesma tem sido observada em lodos ativados e sistemas fixos de biofilme em que a concentração de OD no líquido é positiva (EPA, 2009).

Segundo Carvalho et al. (2002) apud Lima (2006) a relação DQO:NTK do afluente é uma variável importante em sistemas em que ocorre crescimento simultâneo das colônias nitrificantes e heterotróficas, nos quais os microorganismos competem pelo O₂. Uma alta relação DQO:NTK de 1,3:1 foi a que apresentou o melhor desempenho durante o trabalho de nitrificação no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio por meio de BAS.

As principais condições ambientais a serem atendidas são temperatura, pH, fonte de carbono com adequada relação C/N (carbono/nitrogênio), baixa concentração de substâncias tóxicas e ausência de OD.

O pH ótimo para que ocorra a desnitrificação está na faixa de 6,5 a 7,5 com uma queda de 70% na taxa de desnitrificação para um pH de 6,0 a 8,0 (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

Metcalf & Eddy (1995) coloca como faixa ótima para desnitrificação o intervalo do pH entre 7,0 e 8,0.

De acordo com Firestone & Stevenson (1982) apud Oliveira Netto (2007) as bactérias desnitrificantes apresentam melhor velocidade de crescimento em temperaturas próximas de 30°C. Estas bactérias são mais resistentes que as nitrificantes pelo fato de serem heterotróficas e as nitrificantes autotróficas.

No tocante as concentrações de oxigênio, na cadeia respiratória este elemento é o preferencial acceptor de elétrons, portanto é necessário que baixos níveis de OD sejam

mantidos para que a biomassa utilize os íons nitrato e nitrito como aceptores. Van Haandel & Marais (1999) recomendam valores máximos de 0,2 a 0,3 mg OD/L. Ferreira (2000) aponta como nível máximo 1,0 mg/L, a partir do qual ocorre inibição mais intensa da desnitrificação.

Altas concentrações de substâncias tóxicas podem causar inibição do processo. Como já citado as bactérias nitrificantes são mais sensíveis que as desnitrificantes, portanto em havendo a nitrificação, provavelmente não haverá problema com a desnitrificação. As bactérias heterotróficas facultativas geralmente são menos sensíveis a substâncias tóxicas presentes no esgoto do que as bactérias autotróficas nitrificantes (METCALF e EDDY, 2003).

Alguns autores relatam que a melhor relação C/N encontra-se próxima a 1 (um) e explicam que o uso de uma relação abaixo do ideal leva ao acúmulo de nitrito, devido à falta de doador de elétrons, no caso a matéria orgânica, impedindo a completa desnitrificação (HER e HUANG, 1995). Em condições adequadas, as bactérias heterotróficas oxidam o material carbonáceo e paralelamente fazem a redução da forma nitrogenada existente, no caso o nitrato e às vezes o nitrito.

2.3.3 Novos conceitos e tecnologias na remoção biológica de nitrogênio

2.3.3.1 Processo SHARON (Nitrificação parcial)

A nitrificação parcial consiste na oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito (nitritação), sem a posterior oxidação a nitrato. A reação simplificada de nitritação é apresentada pela Equação 7.



Equação 7

Esse processo pode ser combinado à remoção de nitrogênio por meio de desnitrificação convencional, através da desnitrificação heterotrófica utilizando o nitrito como acceptor final de elétrons (VAN KEMPEN et al., 2001 apud HENRIQUE, 2008).

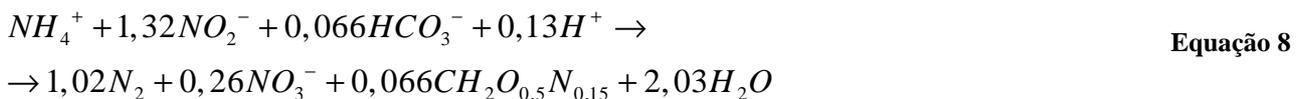
A partir desse conceito, o processo SHARON (*Single Reactor System for High Ammonia Removal Over Nitrite*) propõe a nitrificação parcial em um reator aeróbio de fluxo contínuo, sem retenção de biomassa, operando a uma temperatura acima de 26°C. De acordo com Garbossa (2003) aproveita-se o fato de, em altas temperaturas, as bactérias responsáveis pela nitritação terem crescimento mais lento que as nitritantes. Portanto, a operação com baixos tempos de retenção celular e altas temperaturas devem baixar consideravelmente a concentração de microorganismos nitratantes.

Quando se possui efluentes com elevadas concentrações de amônia o processo SHARON é uma excelente alternativa de nitrificação. Suas vantagens, comparadas ao método tradicional de nitrificação são: demanda 25% menos energia de aeração na etapa de nitrificação, 40% menos de adição de carbono na etapa de desnitrificação, 50% menor produção de lodo, processo simples e compacto com alta estabilidade (VAN KEMPEN et al., 2001 apud HENRIQUE, 2008).

2.3.3.2 Processo ANAMMOX

Mulder et al. (1995) descobriram o processo denominado ANAMMOX (Anaerobic Ammonium Oxidation) em um estudo, em escala de laboratório, utilizando um reator anaeróbio de leito fluidizado desnitrificante que tratava o efluente de um reator metanogênico. Foi observado o desaparecimento de grandes quantidades de nitrogênio amoniacal, enquanto o nitrato era consumido e o N₂ era produzido.

Quanto a estequiometria global de um processo ANAMMOX (Equação 8), Van Dongen (2001) apud Reginatto (2005) encontrou:



Essa reação requer nitrificação prévia, pois há necessidade de nitrito (NO₂⁻) comoceptor de elétrons.

O ANAMMOX é o processo realizado por microorganismos autótrofos que dispensa a adição de fonte externa de carbono. Esse processo combina parte do nitrogênio, na forma de nitrito, com o nitrogênio amoniacal restante e produz nitrogênio gasoso N₂. Isto permite redução significativa do consumo de oxigênio e da DQO na fase de desnitrificação (VERSTRAETE & PHILIPS, 1998; JETTEN et al., 1999).

O principal produto da oxidação anaeróbia da amônia é o nitrogênio gasoso (N₂), contudo cerca de 10% do nitrogênio afluente (nitrito e amônia) é convertido a nitrato (N-NO₃⁻) (SCHMIDT et al., 2003; KHIN & ANNACHHATRE, 2004 e MANIPURA et al., 2005 apud GÜELL, 2007).

Como observado, o processo ANAMMOX necessita ser precedido por uma etapa de nitrificação parcial. Por esta razão diversos pesquisadores aplicam a associação de reatores contemplando processos SHARON e ANAMMOX.

2.3.3.3 Processo CANON

O conceito do processo CANON (*Completely Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite*) consiste na combinação dos processos de nitrificação parcial e oxidação anaeróbia do nitrogênio na forma amoniacal (ANAMMOX) em um único reator aerado.

O processo ocorre sob condições limitadas de oxigênio ($5 \mu\text{mol.L}^{-1}$ ou $0,15 \text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$), de forma que bactérias nitrificantes aeróbias e microrganismos ANAMMOX passam a coexistir no mesmo ambiente. A oxidação do nitrito a nitrato é impedida pela baixa concentração de OD no meio e também devido à manutenção de uma elevada concentração de NH_4^+ . Depois, devido a falta de um acceptor de elétron, o nitrito é utilizado para oxidar a amônia remanescente. A cooperação entre estes dois diferentes grupos microbianos (ou seja, formam um consórcio microbiano) é de vital importância para o processo CANON. As bactérias nitrificantes oxidam a amônia a nitrito, consomem oxigênio e então criam o ambiente anóxico que o processo ANAMMOX necessita (SCHMIDT et al., 2003; KHIN & ANNACHHATRE, 2004 apud HENRIQUE, 2008).

As reações estequiométricas envolvidas no processo CANON são representadas pelas Equações 9, 10 e 11, seguintes:

Nitrificação Parcial



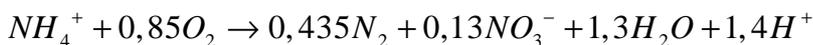
Equação 9

ANAMMOX



Equação 10

Reação Global



Equação 11

2.3.3.4 Processo SND (Simultaneous Nitrification/Denitrification)

O termo nitrificação e desnitrificação simultânea define um processo no qual duas reações separadas ocorrem concomitantemente no mesmo reator. Sendo assim, esse sistema elimina a necessidade de se ter tanques separados, como nos processos tradicionais de tratamento, reduzindo custos com implantação (SURMACZ-GÓRSKA; CICHON; CICHON; MIKSCH, 1997; POCHANA; KELLER, 1999, apud AUN, 2007).

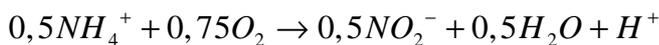
Este fenômeno foi relatado por diversos autores. A ocorrência do SND pode ter origem física ou biológica. A explicação física, e convencional, é a ocorrência de formação no reator de micro-sítios anóxicos, decorrentes da limitação da difusão do oxigênio para o

interior da biomassa ou controle no fornecimento de OD ao reator. As bactérias nitrificantes estariam em regiões com altas concentrações de OD e as desnitrificantes em zonas com baixas concentrações de OD. Segundo microbiologistas, o fato se deve a existência de bactérias desnitrificantes aeróbias, bem como de bactérias nitrificantes heterótrofas, responsáveis pela ocorrência simultânea dos processos de nitrificação e desnitrificação (MUNCH et al., 1996).

2.3.3.5 Processo OLAND

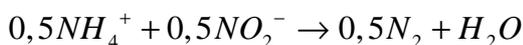
O processo OLAND (oxygen-limited nitrification and denitrification) baseia-se na remoção direta do nitrogênio em condições limites de oxigenação por meio da ação nitrificante e desnitrificante das bactérias do gênero *Nitrosomonas*. Segundo Kuai & Verstraete (1998) apud Iamamoto (2006), quando o oxigênio é fornecido de forma estequiométrica, a nitrificação ocorre até nitrito e devido à escassez de aceptores de elétrons, o nitrito formado é reduzido a N_2 para oxidar o restante do nitrogênio amoniacal. A estequiometria do processo é descrita a seguir nas Equações 12, 13 e 14:

Nitrificação



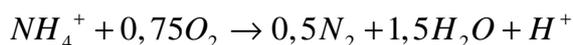
Equação 12

Desnitrificação



Equação 13

Reação Global



Equação 14

Em comparação ao processo convencional de nitrificação e desnitrificação, o processo OLAND fornece uma economia de 62% de oxigênio e por ser um processo totalmente autotrófico não requer adição de fonte externa de carbono orgânico. Entretanto, segundo Verstraete e Philips (1998) o controle de concentrações muito baixas de oxigênio dissolvido com o propósito de limitar a velocidade de respiração celular é muito difícil, principalmente em reatores de larga escala, o que gera uma dificuldade na implantação do processo.

2.4 Tipos de sistemas com remoção biológica de nitrogênio

Sistemas com remoção biológica de nitrogênio, juntamente com a redução de DBO, alcançam nitrificação e desnitrificação, em biorreatores secundários. Estes processos podem se dar em sistemas que usam uma combinação de crescimento aderido (biofilme)

e biomassa em suspensão, denominados sistemas híbridos, onde são otimizadas as características de todas as unidades componentes do sistema.

De acordo com Von Sperling (1996) os processos de tratamento aeróbio são divididos em processos com crescimento aderido e em suspensão. Nos processos com crescimento suspenso os organismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica são mantidos em suspensão no meio líquido (sem nenhuma estrutura de sustentação). Enquanto no processo com crescimento aderido os microrganismos responsáveis pela estabilização da matéria orgânica encontram-se aderidos em um meio suporte, podendo ser material natural (pedras, areia, solo) ou artificial (plástico, cerâmico).

Em termos de tratamento terciário os sistemas com crescimento aderido apresentam-se bastante promissores, por possibilitarem a obtenção de elevados tempos de retenção celular, reconhecidamente o fator mais importante na estabilidade e eficiência dos processos biológicos, em especial a atividade nitrificante.

Torres & Foresti (2000) apud Garbossa (2003) operaram um UASB seguido de reatores por bateladas sequenciais (SBR), em escala piloto, no tratamento de esgoto sanitário. O UASB foi operado com tempos de detenção hidráulica de 8 e 6h, vazão de 18 l/h e 29 l/h, respectivamente. O SBR foi operado com ciclos de duração de 4, 6, 12 e 24h. O sistema combinado apresentou eficiências de remoção de DQO e SST superiores a 84% e eficiência de remoção de N-NTK acima de 79%, para tempo mínimo de aeração de 4h no SBR.

Cybis et al. (2004) avaliaram a eficiência e a estabilidade do SRB na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa. O reator utilizado no experimento tinha volume de trabalho de 600 L e tratou 1200 L/d de esgoto bruto em três bateladas de oito horas. O reator possui forma cilíndrica com altura de 1,50m e 0,80m de diâmetro. A partir dos dados obtidos na pesquisa, observou-se que o reator seqüencial em batelada possibilitou a remoção média de nitrogênio total igual a 88 % no tratamento de esgoto doméstico com DQO média de 257 mg/L. A remoção de DQO foi de 90 %. A alcalinidade média total no efluente foi de 72 mg CaCO₃/L.

Chagas (2006) operando um FBAS (filtro biológico aerado submerso) precedido por um UASB, verificou o comportamento do processo de nitrificação no FBAS sob diferentes vazões e taxas de recirculação. Operando com vazão de 200 L/h e taxa de recirculação de 0,80 no regime 3 foram observados os melhores resultados, tendo o efluente final concentrações médias de 28 mg/L (DBO), 27 mg/L (SST) e 10mg/L (amônia), correspondendo a eficiências médias, respectivas de 76%, 79% e 75%. A alcalinidade do

esgoto afluyente ao FBAS ficou em torno de 195 mg CaCO₃/L (nos 3 regimes), ao passo que a concentração no efluente do FBAS nos 2 primeiros regimes (com menores taxas de recirculação (0,20 e 0,40) foram 158 e 146 mg CaCO₃/L, a concentração no regime 3 caiu para 34,9 mg CaCO₃/L, comprovando a nitrificação.

Callado & Foresti (2000) avaliaram o desempenho de um sistema composto por três reatores em batelada, sequenciais em escala de bancada tratando esgoto sintético. Os SBR tinham seção circular, com 15 cm de diâmetro e volume total de 16,5 L que operados em série, formavam sistema anaeróbio / aeróbio / anóxico. O sistema foi operado em ciclos de 12 h, com fornecimento de 8 L de substrato para cada batelada. A pesquisa perdurou por 54 dias e foi mantida sob temperatura de 28°C. O sistema apresentou eficiências de 90, 85 e 68%, respectivamente, em DQO, nitrogênio e fósforo, produzindo efluentes com concentrações de DQO menores que 60 mg/L, 4 mg/L para N-NTK.

Carvalho (2004) apud Godoy (2007) operou um biofiltro aerado submerso (BAS) buscando otimizar a eficiência na remoção de DQO, DBO₅, SST e na conversão de nitrogênio amoniacal. O BAS, em escala piloto, foi elaborado em tubos de PVC com volume útil de 190,6 L. Foi utilizado como meio suporte matrizes cúbicas de espuma de poliuretano. O experimento foi avaliado sob duas condições: a primeira com TDH de 6 horas por 55 dias e a segunda com TDH de 6, 4 e 12 horas por 125 dias. Apenas na fase II, operando com TDH de 6 horas, o BAS alcançou eficiências médias de remoção de DQOB, DBO₅ e SST de 75%, 85% e 85%, respectivamente. Apenas da fase II detectou-se conversão de nitrogênio amoniacal, com TDH de 12 horas, tendo eficiência média de 60%.

Os biofiltros aerados submersos constituem-se de tanques preenchidos com material granular através do qual fluem esgoto e ar. Neste sistema é realizada a remoção de compostos orgânicos solúveis e de partículas em suspensão presentes no esgoto. Além de servir como sustentação para os microorganismos, o material suporte serve como meio filtrante. Neste tipo de tecnologia são necessárias lavagens periódicas para eliminar o excesso de biomassa acumulada, reduzindo as perdas de carga hidráulica através do meio. Durante a lavagem, com a alimentação de esgoto interrompida ou não, são realizadas diversas descargas hidráulicas sequenciais de ar e água de lavagem (GONÇALVES *et. al.*, 2001).

Os primeiros biofiltros aerados surgiram no início dos anos 80, sendo concebidos para realizar a remoção de sólidos suspensos e a oxidação da matéria orgânica em esgotos domésticos. Suas principais vantagens são: a pequena ocupação de área, operação simples, o aspecto modular, simplificando extensões futuras, baixo impacto ambiental,

efetivo no tratamento de odores, e a eliminação da decantação secundária, suprimindo problemas de separação de lodo em unidades de clarificação (GONÇALVES et al., 2001).

Segundo Chernicharo (2001) os biofiltros aerados submersos classificam-se como reatores híbridos por terem em seu volume biomassa em suspensão e fixa. A diferença entre o reator aerado do experimento e o BAS são os curtos intervalos de descarga aplicados aos segundos.

De acordo com Motta (1995) apud Yendo (2003) esse tipo de tecnologia tem sido uma opção muito promissora para o tratamento em nível secundário de esgotos domésticos e de efluentes industriais, além de ser viável tanto para efluentes concentrados (DQO elevada) como para efluentes diluídos (DQO baixa).

Hirakawa et al. (2001) estudaram em escala piloto o BAS de fluxo descendente, com leito fixo com 32,7L de volume aparente, no pós-tratamento de reator UASB (604L) com esgoto sanitário e verificaram o conjunto com eficiência de 91% na remoção de DBO, com concentração na faixa de 6 a 17 mg/L. Ainda neste experimento observou-se que o BAS foi capaz de, durante um determinado tempo, promover a remoção de nitrogênio amoniacal, produzindo efluente com concentração de nitrogênio amoniacal inferior a 5 mg/L. A taxa de aplicação deste experimento foi de 4 kgDQO/ m³.dia.

Barbosa (2006) utilizando BAS como pós-tratamento de tanque séptico em escala de laboratório tratando esgoto sintético verificou eficiência de remoção na unidade aeróbia de 80%, 88% e 78% de DQO, COT e DBO, respectivamente. Além de uma eficiência de 84% na remoção de nitrogênio amoniacal. O tanque séptico operou com tempos de detenção hidráulica de 12, 15, 18, 21 e 24 horas e o BAS com TDH de 4 horas. Na atual pesquisa será aplicado inicialmente um TDH de 4,78h no reator aerado (considerando-se os índices de vazão para o cálculo do volume a ser dividido pela vazão).

Carvalho Jr. (2008) operou três filtros aeróbios submersos em série tratando efluente de reator UASB. Os filtros eram em PVC, com diâmetros de 53,7cm e 75cm, alturas de 2,10m , 2,00m e 1,45m. Tinham na sequência fluxos ascendente, descendente e ascendente e o meio suporte era constituído por anéis de poliestireno. O UASB, com 18m³ e 6m de altura operou com vazão de 1670 L/h. Os filtros operaram com vazões indo de 1L/h. O autor trabalhou com duas sequências alternando o fluxo do esgoto dentre os 3 reatores. Na fase 1, a concentração média afluente de NTK foi de 40,9 mg/L, e as concentrações médias efluentes foram 7,5; 5,3 e 4,6 mg/L para os reatores R1, R2 e R3, representando uma eficiência média total de 88%. Ainda nesta fase o autor apresenta

resultados de que em 75% das amostras analisadas, a eficiência total de conversão de NTK esteve entre 92,6 e 100%.

Vieira et al. (2003) apud Domingues (2005) desenvolveram um sistema combinado composto por reator anaeróbio horizontal de leito fixo (RAHLF) com 4 compartimentos, reator aeróbio radial de leito fixo (RARLF) e RAHLF com 1 compartimento. A conversão média de amônia foi de 95 %, com 2 mg N-Amon/L no efluente. A remoção média de nitrogênio foi de 96 %, 1,1 mg N-NO₃ efluente. A remoção média de DQO alcançada foi de 73 % (35 mg O₂/L no efluente) e de 85 % para SSV (4 mg SSV/L no efluente).

De acordo com Gonçalves (2001), para biofiltros aerados submersos convencionais como pós-tratamento de UASB é realizada lavagem de 3 em 3 dias a fim de controlar a colmatagem progressiva do leito (a frequência de lavagem depende da granulometria, das cargas aplicadas, das características dos esgotos e da natureza da biomassa).

2.5 Lodos ativados

O sistema de lodos ativados (LA) é um processo biológico aeróbio de tratamento de esgotos, neste tipo de processos podem ser incluídas a remoção de matéria orgânica e também de nutrientes com adequação do sistema convencional em diversas variantes, utilizando compartimentos anaeróbios, aeróbios e anóxicos. No entanto, o sistema de LA não se configura tecnologia universal, haja vista apresentar elevados custos de implantação, operação e demandar mão-de-obra sofisticada. Além de outros inconvenientes como: alta produção de lodo e possíveis problemas com ruídos e aerossóis.

Sousa et al. (1997) desenvolveram um experimento associando UASB (4L), e reatores seqüenciais em batelada aeróbios (3,6L) em escala piloto, utilizando esgoto sintético para simular esgoto doméstico. O reator UASB foi operado inicialmente com vazão média de 20,4 L.dia⁻¹ e tempo de detenção hidráulica (TDH) médio de 4,7 horas compreendendo uma carga orgânica volumétrica média de 2,25 kg/m³.dia. Durante a segunda fase, o reator UASB foi operado com TDH de 4 horas e uma vazão afluyente média de 24 l/d. Conseqüentemente as cargas orgânicas permaneceram na média de 2,53 kg/m.dia. O efluente do UASB era aerado durante 6 ciclos diários de 2 horas. O Sistema (UASB-SBRs) apresentou eficiência média na remoção de N-amoniaco e SSV, cerca de 90% e 96%, respectivamente.

Os sistemas de lodos ativados aplicados como pós-tratamento de reatores anaeróbios apresentam a idade de lodo dos sistemas convencionais (de 6 a 10 dias) Von Sperling et al. (2001).

2.6 Material suporte

No tocante ao material suporte dos filtros ele deve cumprir basicamente duas funções: servir de suporte para a fixação dos microorganismos e reter fisicamente os Sólidos Suspensos presentes no esgoto. Na escolha do material de enchimento deve-se buscar facilitar a agregação de microorganismos, dificultar a perda de sólidos biológicos proporcionando maior acúmulo de lodo ativo, permitindo concomitantemente a uniformização do escoamento no reator. Suportes com dimensões menores, de peso leve e formas com alta área superficial por unidade de volume de material proporcionam, em condições favoráveis, maior eficiência (KATO et al., 1999). Por outro lado, materiais com elevada superfície específica e reduzido índice de vazios prejudicam o tratamento uma vez que provocam colmatações localizadas e criam caminhos preferenciais favorecendo a rápida evolução da perda de carga e demandando maior freqüência na lavagem do biofiltro, apesar de dispor de uma maior área para formação de biofilme. Diversas propostas de reatores anaeróbios promovem a retenção de sólidos em seu interior. A utilização de meio suporte para imobilização da biomassa apresenta-se como excelente alternativa para aumentar o tempo de retenção da biomassa, desvinculando-o do tempo de detenção hidráulica. Criando assim condições de se operar um sistema de alta taxa, com elevado tempo de retenção celular e baixo tempo de detenção hidráulica.

Segundo Van Haandel & Marais (1999), devido ao baixo crescimento da biomassa nitrificante é necessário que seja mantido um alto tempo de retenção celular, a fim de permitir o desenvolvimento dos microorganismos responsáveis pela nitrificação.

Segundo Lazarova & Manem (1995) os processo de biomassa fixa oferecem muitas vantagens se comparados com tratamentos biológicos convencionais: entrada rápida em regime, alta taxa de remoção volumétrica, aumento da estabilidade de processo e compacidade dos reatores.

Outro papel importante do biofilme, segundo Bishop (1997) apud Godoy (2007) é a grande variedade da população microbiana que pode degradar diferentes substratos, bem como a presença de glicocálix ao redor dos microorganismos, que os protege da ação dos agentes tóxicos.

No entanto, de acordo com Gonçalves (2001) deve-se atentar para o cuidado com a homogeneidade da granulometria do material suporte, pois peças/materiais de tamanhos

variados podem gerar colmatação dos interstícios devido à acomodação de peças menores entre as maiores.

2.7 Partida do reator

Gonçalves et al. (1997) apresenta em seus resultados de biofiltro aerado submerso em escala piloto, tratando esgoto sanitário afluyente à ETE de Camburi, que a elevada carga inicial (em torno de 6,0 kg DQO / m³ leito.dia e 2 kg SS/m³.dia) mostrou-se prejudicial por prolongar o período de instabilidade do processo. Esta conclusão deveu-se ao fato do sistema apresentar regime permanente no tocante à remoção de matéria orgânica e nitrificação somente a partir do 60^o e 103^o dia de operação, respectivamente. Os melhores rendimentos de nitrificação foram observados no final do período de testes, quando a carga encontrava-se reduzida, a partir do 210^o dia de operação, quando o efluente tratado passou a apresentar concentrações inferiores a 10 mg NTK/L e 5 mg N-NH₄⁺/L. Ainda de acordo com o autor, além das cargas aplicadas (orgânica e hidráulica) o tipo de inóculo e a taxa de aeração também influenciam diretamente na duração do período de instabilidade do reator biológico. Estudos desenvolvidos por Diez (2005) colaboram para o fato de que em baixas cargas obtém-se maior eficiência no processo de nitrificação, quando em experimentos em escala piloto, utilizando reatores anaeróbios e aeróbios com biomassa fixa, alcançou-se uma eficiência de 91% quando era aplicada ao reator uma carga de 0,15 kgN/m³.d.

McInnes (1987) apud Gonçalves (1997), pesquisando a combinação de um BF (descendente) anóxico e um aerado (descendente) para remoção de nitrogênio, verificou que, nos primeiros 60 dias de operação, o efluente tratado apresentou qualidade apenas razoável: 36 mgSS/L e 36 mg O₂/L (DBO₅). As condições de carregamento orgânico foram extremamente leves durante a partida, com a carga volumétrica de DBO₅ mantida em torno de 1,4 kgDBO/m³.dia, para viabilizar o desenvolvimento das colônias autotróficas nitrificadoras no biofilme.

3 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo é descrita a metodologia utilizada para a adequação dos reatores existentes para a nova pesquisa, o desenvolvimento das unidades de aeração e da furometria aplicada às tubulações e às mangueiras, a origem e vazão do esgoto utilizado, o material de enchimento dos filtros e os métodos de coleta, bem como análise e tratamento dos dados obtidos.

3.1 Descrição do sistema pré-existente

O sistema, antes do início da pesquisa, era composto por um tanque mantenedor do nível de esgoto (TM), a fim de garantir a alimentação constante ao sistema, um decantodigestor prismático retangular com duas câmaras em série, seguido por um pequeno filtro de fluxo ascendente preenchido com Brita nº4 (Sistema RN) e quatro filtros anaeróbios de fluxo descendente afogados, como visto na Figura 3.1. Este sistema (Figura 3.2) recebia, e permaneceu recebendo ao longo de toda esta pesquisa, esgoto de características essencialmente domésticas, proveniente das Residências Universitárias I e II, do Departamento de Educação Física, do Restaurante e do Pouso Universitário (dormitório para estudantes) da Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN. Situado no campo experimental de tratamento de esgotos do PROSAB, inserido no espaço físico da Estação de Tratamento de Esgotos do Campus Central da UFRN, em Natal/RN. O sistema foi construído especificamente para pesquisas sobre tratamento de esgotos e até então avaliava o desempenho de diferentes meios suportes em filtros anaeróbios sob diferentes condições operacionais.

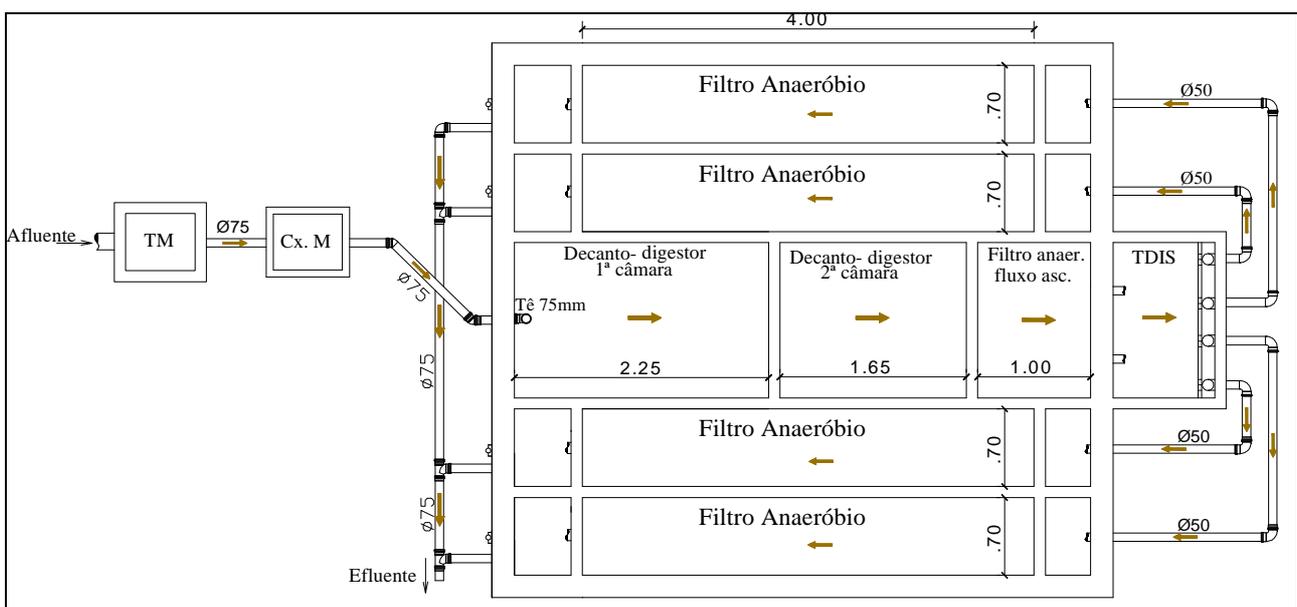


Figura 3.1: Configuração original

(TM=tanque mantenedor de nível; Cx.M=caixa para aferição de vazão; TDIS=tanque divisor de vazão).

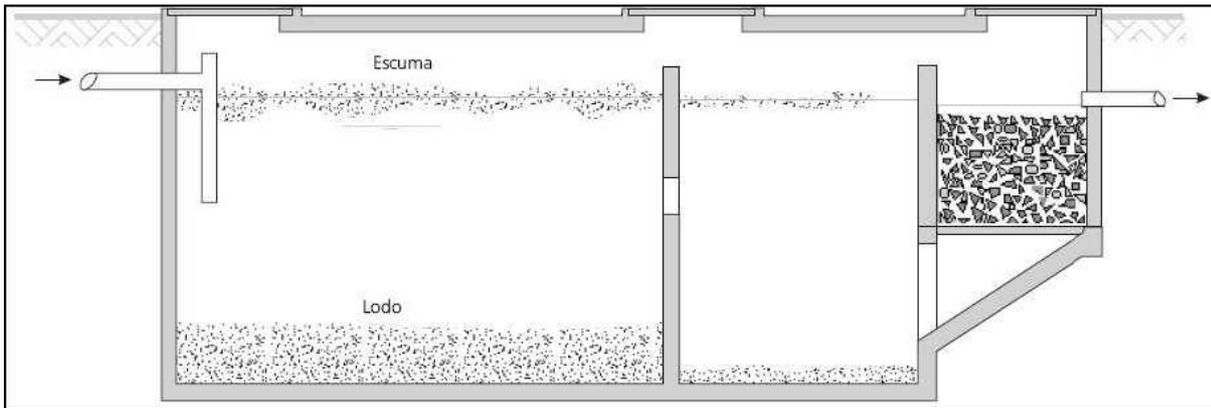


Figura 3.2: Foto do sistema experimental

A associação de decanto-digestor, filtros anaeróbios e filtros aerados submersos em série constitui-se em uma variante tecnológica bastante promissora, pois a unidade inicial (decanto-digestor) resiste às variações quali e quantitativas do afluente, além de remover os sólidos sedimentáveis, permitindo a passagem de um lodo mais biodegradável para as unidades subsequentes (filtros biológicos), onde será removida a parcela dissolvida da matéria orgânica. No entanto, filtros anaeróbios, ao passo que produzem um efluente bastante clarificado e com baixa concentração de matéria orgânica, inclusive dissolvida, apresentam elevado teor de sais minerais e amônia.

O decanto-digestor prismático retangular possui duas câmaras em série, e volume total de 8,82 m³, sendo a primeira com 2,25 m de comprimento, 1,40 m de largura e 1,20 m de profundidade, construída em alvenaria de tijolos cerâmicos revestida e impermeabilizada com argamassa de cimento e areia, contendo um pouco de cola e açúcar. As câmaras são separadas por uma fenda horizontal de 0,15 m de altura situada a 0,80 m da laje de fundo do tanque formando duas câmaras em série.

Acoplado à segunda câmara existe um pequeno filtro de pedras, com fluxo ascendente (0,82 m³ com brita nº4 e altura de 0,60m), cuja principal função é propiciar um incremento na remoção de sólidos suspensos (ANDRADE NETO, 1997). Na Figura 3.3 é apresentado o desenho esquemático do Sistema RN.



Fonte: Andrade Neto *et. al.* (1999)

Figura 3.3: Decanto-digestor com filtro acoplado

Quatro filtros anaeróbios ladeiam o decanto-digestor. Cada filtro possui 4,00 de comprimento, 0,70m de largura e profundidade média de 1,20m, perfazendo um volume útil de 3,36m³. Ao final de cada filtro existe um compartimento de 0,72m³, que tem várias finalidades, a saber: remoção do lodo em excesso nos filtros através do esgotamento sem remoção do meio suporte; tratamento complementar; e (proporciona) operação do filtro afogado.

No decorrer da pesquisa apenas dois filtros biológicos sofreram mudanças nas condições de oxigênio e sentido de fluxo, além de arranjos nas tubulações para se obter sequências de fluxo do esgoto desejadas. O afluente sempre foi o mesmo, essencialmente doméstico.

3.2 Reconfiguração do sistema

A pesquisa tendo como objetivo principal a nitrificação biológica em filtros biológicos afogados sob diferentes fluxos (ascendentes e descendentes) demandou alterações físicas no sistema, de forma a proporcionar tanto os dois fluxos, como viabilizar o processo de nitrificação através da oxigenação dos filtros.

A pesquisa foi, inicialmente dividida em duas etapas: na primeira, através da aeração de dois filtros (um ascendente e outro descendente, em série), buscava-se a nitrificação; em um segundo momento seria interrompida a aeração no último filtro, que receberia o efluente aerado do anterior e uma parcela de esgoto do Sistema RN. Com isto, pretendia-se viabilizar, nesta zona anóxica (o último filtro) a desnitrificação na qual as bactérias teriam o carbono proveniente do Sistema RN e o nitrato oriundo do filtro submerso aerado comoceptor final de elétrons, convertendo nitrato a nitrogênio gasoso.

A parte do efluente a ser encaminhado para a zona anóxica seria oriundo do sistema RN em detrimento dos filtros anaeróbios. Embora os filtros apresentem melhores vantagens operacionais, devido ao menor teor de sólidos suspensos, a matéria orgânica apresenta-

se mais estabilizada, dificultando a assimilação do carbono pelas desnitrificantes. Por esta razão, o efluente mais adequado seria do sistema RN. Entretanto, por razões operacionais (vazamentos nos filtros) e curto prazo, a segunda fase ficará como recomendação. Ver *layout* da primeira etapa na Figura 3.4 e da segunda na Figura 3.5.

Na primeira etapa os filtros anaeróbios descendentes (FAN1 e FAN2) funcionaram com tijolo cerâmico e hidrobol, respectivamente. Os filtros FA1 e FA2 foram preenchidos com eletrodutos cortados de 3/4" de diâmetro e comprimento de 2,00 cm, pois de acordo com Andrade Neto (2004) este material em filtros anaeróbios apresentou melhor eficiência de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, da ordem de 40 a 70% da DQO após reator primário e próximas de 90% quando alimentado com esgoto bruto em detrimento de outros meios suporte, como brita N°4 e tijolos cerâmicos. A utilização deste material tem por objetivo otimizar o funcionamento das unidades em teste, já que os conduítes apresentam alto índice de vazios, grande superfície específica e rugosidade, permitindo boas condições de fluxo e favorecendo a formação de biofilme. Os filtros são representados nos esquemas mostrados no decorrer do trabalho. Na saída do sistema RN há um ponto de coleta, denominado DDF (decanto-digestor com filtro anaeróbio acoplado).

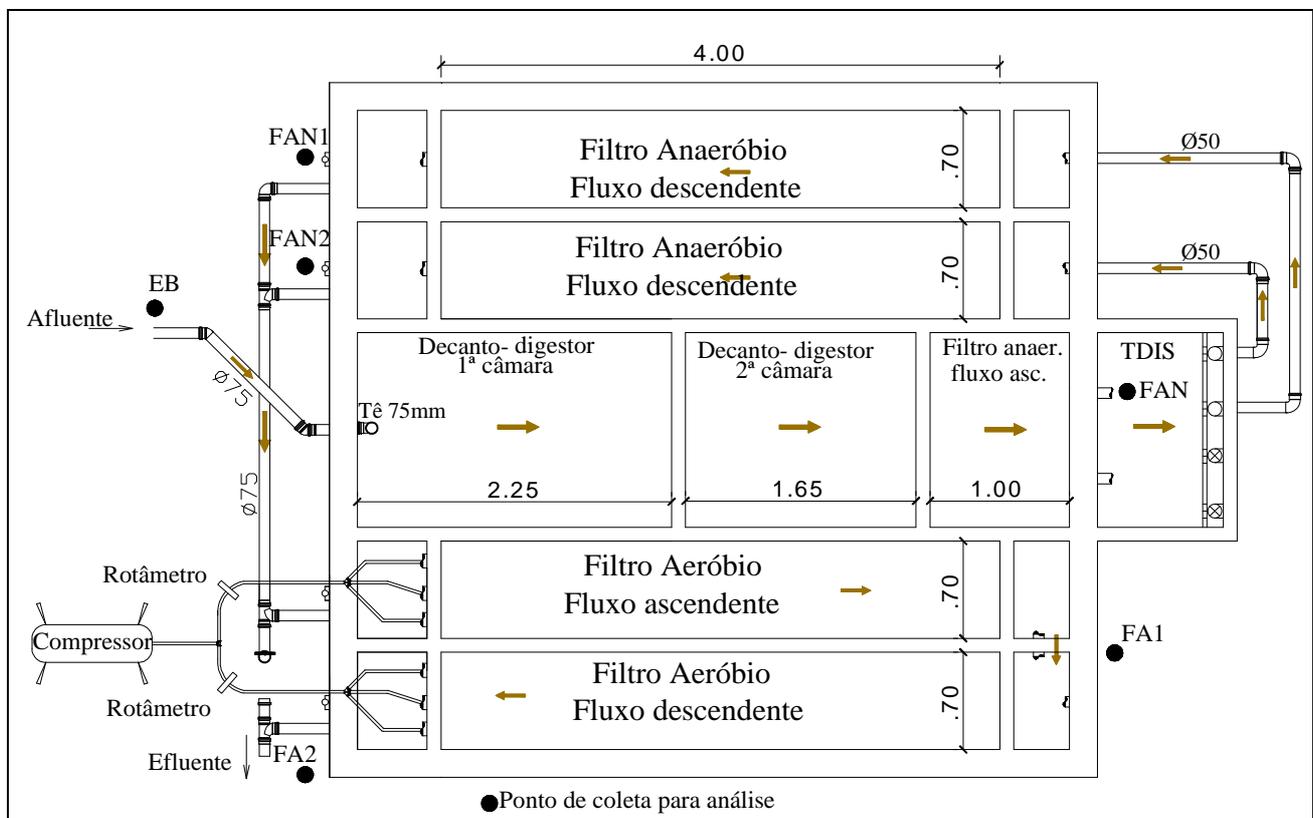


Figura 3.4: Sistema modificado para nitrificação (1ª etapa)

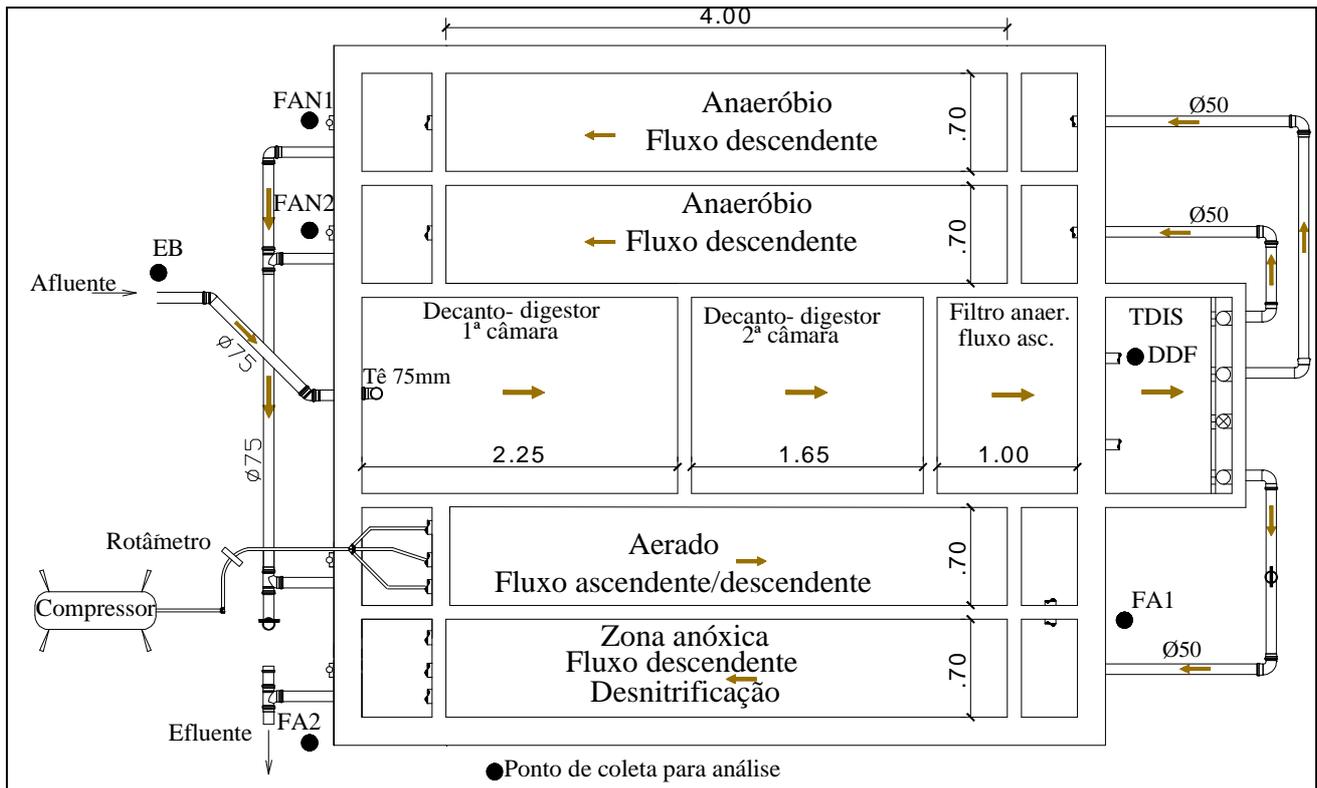


Figura 3.5: Sistema propondo a desnitrificação (2ª etapa - não realizada)

Inicialmente a pesquisa tinha por objetivo, inclusive avaliar qual sentido de fluxo seria mais vantajoso, definindo qual deles seria aplicado na segunda etapa. Mesmo que esta etapa fosse realizada, tal conclusão não poderia ter sido alcançada, haja vista que os filtros aeróbios na primeira fase funcionaram em série (sob cargas diferentes) impedindo desta forma uma comparação fidedigna para se apontar melhor fluxo em filtros aerados. Acredita-se, no entanto, que o de fluxo ascendente teria melhor desempenho, uma vez que o esgoto já adentra aerado no meio suporte e, conforme apresentado na literatura fluxos de ar-líquido co-corrente proporcionam melhor distribuição da biomassa no leito otimizando as reações como um todo.

Para se alcançar a configuração apresentada na Figura 3.4 foram realizados os seguintes procedimentos: dimensionamento do sistema de aeração (fornecimento e distribuição de ar), aplicação da técnica de fuometria nas tubulações de distribuição e coleta de efluente e furação das mangueiras.

3.2.1 Dimensionamento do sistema de aeração

Diante da já consolidada tecnologia no tocante a remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica, a atual pesquisa apresenta como objetivo principal aplicar uma taxa de aeração superior a preconizada por Chernicharo (2001) para Biofiltros Aerados Submersos - BAS, com o intuito de alcançar a nitrificação operando o sistema com uma taxa de ar

intermediária na faixa delimitada pelos biofiltros aerados submersos sem nitrificação e lodos ativados.

A definição da aeração partiu do pressuposto de que é possível alcançar a nitrificação em sistemas totalmente aeróbios, ou em sistemas associando anaeróbio e aeróbio, que apresentam eficiência total de aproximadamente 95% na remoção de matéria orgânica. Para efeito de cálculos foram utilizados os dados do monitoramento dos filtros anaeróbios, contendo eletroduto, no período de nov-06 a set-07 realizado pelo Laboratório de Engenharia Ambiental e Controle de Qualidade (LEACQ-UFRN).

Na Figura 3.6 é apresentado um esquema com as concentrações médias afluentes e efluentes, bem como a eficiência que os filtros aerados deveriam apresentar para que se reduzisse a DBO inicial (421,70 mg/L) em 95%, conhecendo as eficiências das unidades antecessoras. O que deixa, neste caso, a cargo do filtro aerado a remoção de aproximadamente 78% da matéria orgânica, correspondendo a 75,31mg/L.



Figura 3.6: Esquema de eficiências esperadas para reator

TS+FAN: tanque séptico com filtro anaeróbio acoplado; Fan./tijolo: filtro anaeróbio descendente contendo tijolo cerâmico; Fan./hidrobol: filtro anaeróbio descendente contendo hidrobol; Fae./eletroduto: filtro aeróbio contendo eletroduto.

Após a correção da temperatura da análise (20°C) para a ambiente (28,5°C) encontra-se uma concentração a ser removida de 112,28 mg/L. Esta correção foi feita através da Equação 15, de acordo com Von Sperling (2005) .

$$DBO_{5,28.5} = DBO_{5,20} \cdot 1,047^{(28.5-20)}$$

Equação 15

Na tentativa de se estimar com maior precisão e credibilidade a taxa de aeração, algumas referências bibliográficas foram consultadas apresentando as demandas de oxigênio para nitrificação. No Quadro 1 são apresentadas as vazões preconizadas pelos autores e as respectivas taxas encontradas.

Quadro 1: Taxa de aeração indicada e calculada.

Autor	Vazão de ar média indicada	Vazão de ar calculada (m³ ar/min)
TOPRACK, 2007	95 m ³ ar/ kg DBO _{removida}	0,11
GONÇALVES, 2001	32,5 m ³ ar/ kg DBO _{removida}	0,03 (sem nitrificação)
NUVOLARI, 2003	3 kg O ₂ / kgDBO _{removida}	0,01
JORDÃO, 1995	3 kg O ₂ / kgDBO _{removida}	0,01
SPERLING, 2001	3,8 – 4,3 kgO ₂ / kgNTK _{aplicado}	0,03
SPERLING, 2005	4,57 gO ₂ / gNTK _{aplicado}	0,04

Para dimensionamento do equipamento foram utilizados os seguintes parâmetros: altura do leito filtrante (1,20 m), volume útil do filtro aerado (2,99 m³: volume do reator menos o volume do enchimento) e a vazão afluyente (15 m³/d).

Após levantamento bibliográfico obteve-se um dimensionamento apontando para um equipamento capaz de suprir no mínimo uma vazão de ar no valor de 0,11 m³ ar/min para o reator aerado. Todo o cálculo de degradação da DBO foi feito para apenas um filtro aerado, no entanto, foram utilizados dois filtros em série, o que deixou o sistema de aeração com relativa folga.

O fornecimento de ar, viável por compressores ou sopradores, neste caso foi realizado por um compressor elétrico, que apresentou, após estudo de viabilidade técnica e econômica, maior simplicidade operacional e de manutenção, além de menor custo em detrimento do outro equipamento.

O suprimento de ar nas duas etapas deveria ser assegurado por um compressor da marca SCHULZ com vazão de 5,2 pés³/min (0,147 m³ ar/min); pressão mínima de 80 lbf/in² e máxima de 120 lbf/in², Modelo MSI 5,2ML/100L Linha Profissional Leve “Mundial”; no entanto, quando do início da operação, observou-se que o equipamento apresentava perdas de 30%, necessitando se colocar dois compressores em série de modo a fornecer ar sem depreciação precoce do equipamento, que funcionaria 24 horas/dia. Na Figura 3.7 é apresentado o compressor.



Figura 3.7: Compressor utilizado para fornecimento de ar.

O ar foi injetado na base dos biofiltros através de mangueiras dispostas dentro das tubulações de distribuição, situadas ao longo de todo reator. O fornecimento de ar foi controlado com o auxílio de um rotâmetro fabricado pela Contech (Figura 3.8). Na escolha do equipamento, feito sob encomenda, o fabricante informou que na escala de medição, o mínimo equivaleria a 10% do máximo, sendo adquirido, portanto um rotâmetro com valor mínimo de $0,01 \text{ m}^3 \text{ ar/min}$ e máximo de $0,10 \text{ m}^3 \text{ ar/min}$. Portanto, apesar dos cálculos terem apontado para uma demanda de $0,11 \text{ m}^3 \text{ ar/min}$, no experimento utilizou-se, quando necessário, a maior vazão de ar no valor de $0,10 \text{ m}^3 \text{ ar / min}$.



Figura 3.8: Rotâmetro

Saindo do compressor a mangueira é conectada a um filtro regulador de pressão e de retenção de óleo (Figura 3.9), permitindo o controle de pressão e vazão. No equipamento há uma bifurcação, que oferece duas saídas de ar onde se pode controlar as respectivas vazões separadamente, permitindo, deste modo, aplicar diferentes vazões de ar simultaneamente aos dois filtros. Ressaltando-se ainda no regulador sua capacidade de retenção de óleo, evitando que substâncias tóxicas adentrem aos filtros e causem algum efeito inibitório ou fatal sobre a comunidade microbológica. Em seguida, na altura de entrada de cada filtro as mangueiras são conectadas a uma cruzeta (Figura 3.9) que deriva para três mangueiras dispostas na base de cada filtro.

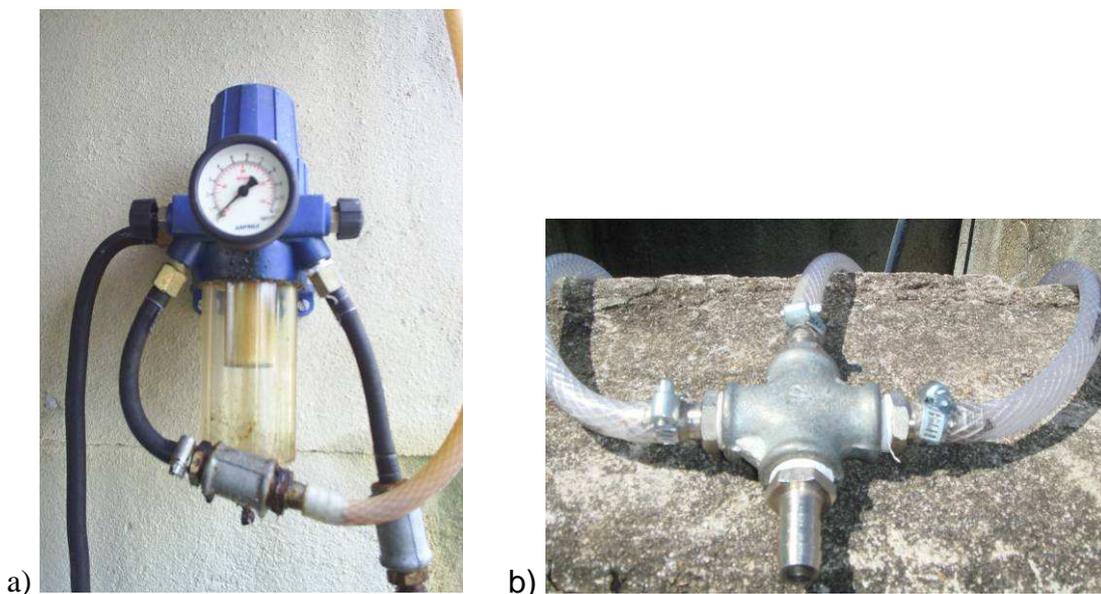


Figura 3.9: Filtro regulador de pressão e cruzeta
a) filtro regulador de pressão; b) cruzeta

3.2.2 Fuometria das tubulações

O sistema de aeração foi idealizado e desenvolvido utilizando-se materiais como mangueiras flexíveis, conexões de ferro galvanizado (podendo ser substituídas por conexões de PVC, quando se trabalha com baixas pressões de ar), parafusos, abraçadeiras e cola para PVC, a fim de garantir a estanqueidade do sistema de vedação, e agulhas aquecidas para perfuração das mangueiras.

A estrutura de aeração foi concebida para promover a oxigenação em um experimento com dois filtros submersos, um de fluxos ascendente e outro descendente, em série. Devido ao estado de permanente imersão do meio suporte as mangueiras dispostas na base dos filtros e dentro dos tubos, ora de distribuição, ora de coleta de esgoto.

Na parte inferior de cada filtro existem três tubulações DN 75mm x 4,00m, e na parte superior duas, onde foi aplicada a técnica da fuometria segundo a equação citada por

Azevedo Neto (1998), para orifícios sob pressão, buscando-se uma distribuição e coleta homogênea do esgoto. Neste cálculo foram levados em consideração os parâmetros apresentados no Quadro 2, a saber: vazão de esgoto (15 m³/d), pressão disponível (considerou-se 5cm de perda de carga máxima para efeito de cálculo, sabendo-se que perda nula é o ideal) e o coeficiente de descarga (Cd).

O dimensionamento baseou-se na Equação 16 e suas derivações, citadas por Azevedo Netto (1998) para cálculo de orifícios sob pressão.

Quadro 2: Dados para dimensionamento

Q (m³/d)	15
Pressão disponível (m)	0,05
C_d	0,60

$$Q_t = C_d \sqrt{2gh} x A_{total}$$

$$q_{furo} = C_d \sqrt{2gh} x A_{furo}$$

$$A_{furo} = \frac{q_{furo}}{C_d \sqrt{2gh}}$$

Equação 16

onde:

$$Q_t = \text{vazão total}(m^3 / s) \quad h = \text{pressão disponível}(m) \quad g = \text{aceleração da gravidade}(m / s^2)$$

$$A_t = \text{área do furo}(m^2) \quad C_d = \text{coeficiente de descarga}$$

O dimensionamento apontou para 33 furos de 5mm de diâmetro para distribuição e coleta. Apesar do pequeno diâmetro, não se acredita em obstrução que prejudique a distribuição, haja vista os filtros funcionarem sob pressão de ar ascendente. No entanto, ao número inicial de furos foi acrescida uma segurança de 10%, totalizando 36 orifícios nas tubulações superiores e inferiores. Nas inferiores, cada tubo ficou com 12 furos e, nas superiores, 18 orifícios. Nas Figuras 3.10 e 3.11 são apresentados o detalhamento das furações. Na Figura 3.12 apresentam-se os cortes dos dois filtros. Nas Figuras 3.13, 3.14 e 3.15 são mostrados outros detalhes.

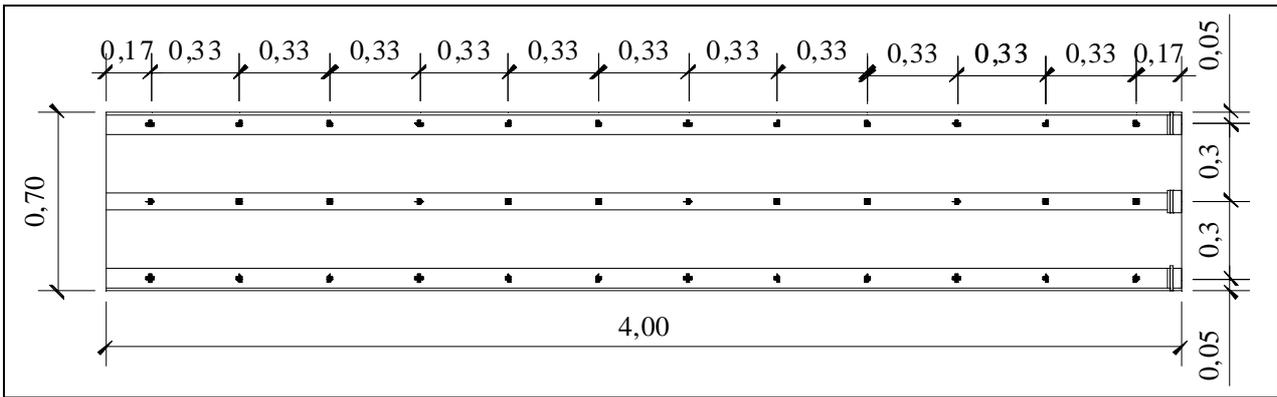


Figura 3.10: Detalhamento da furação. Tubulações de distribuição no FA1 e de coleta no FA2.

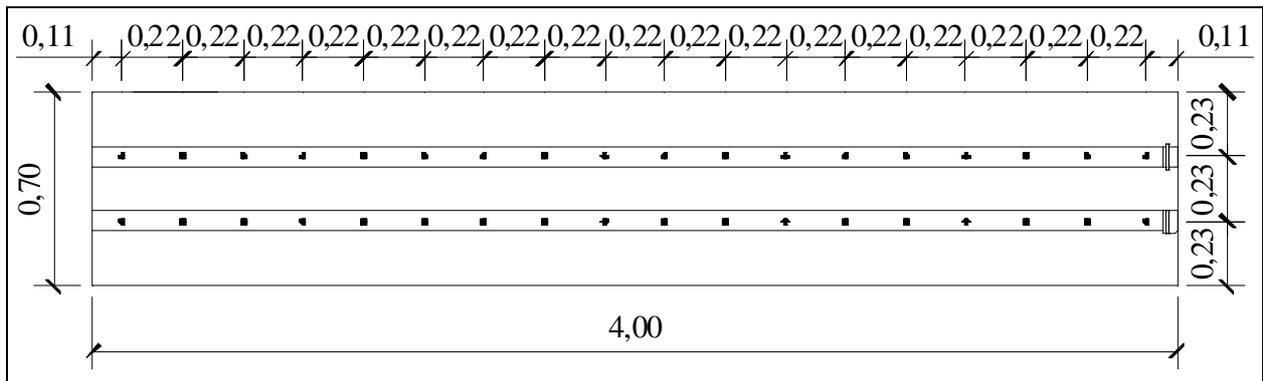


Figura 3.11: Detalhamento da furação. Tubulações de coleta no FA1 e de distribuição no FA2.

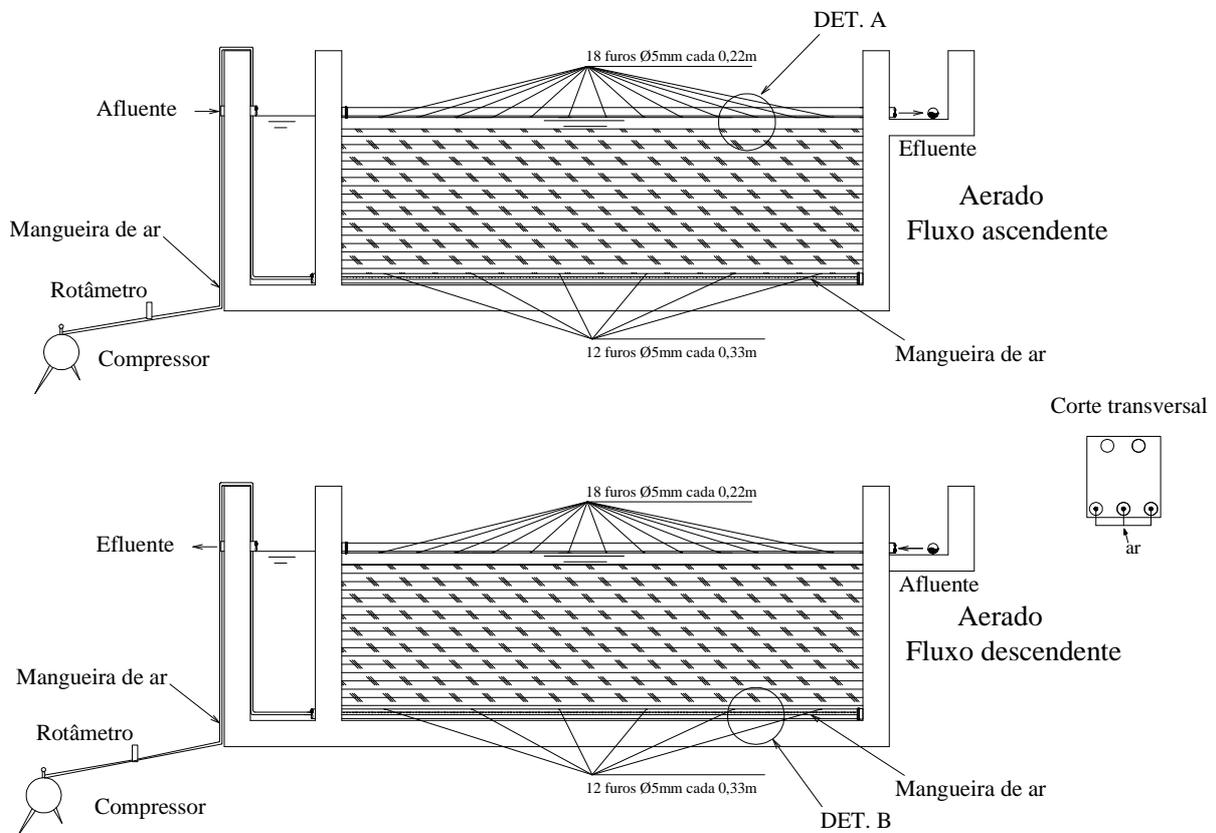


Figura 3.12: Detalhes gerais dos filtros ascendente e descendente

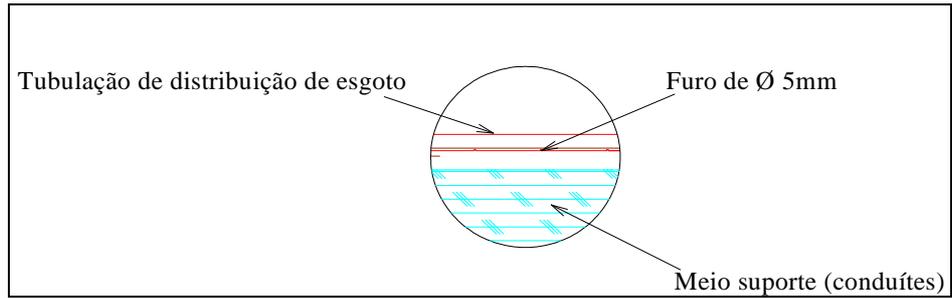


Figura 3.13: Detalhe A (coleta superior de esgoto)

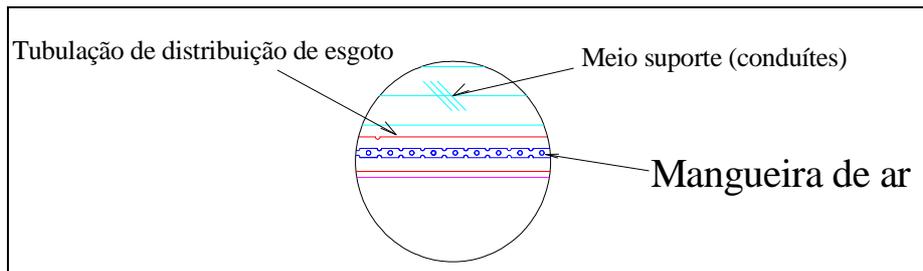


Figura 3.14: Detalhe B (coleta inferior de esgoto)

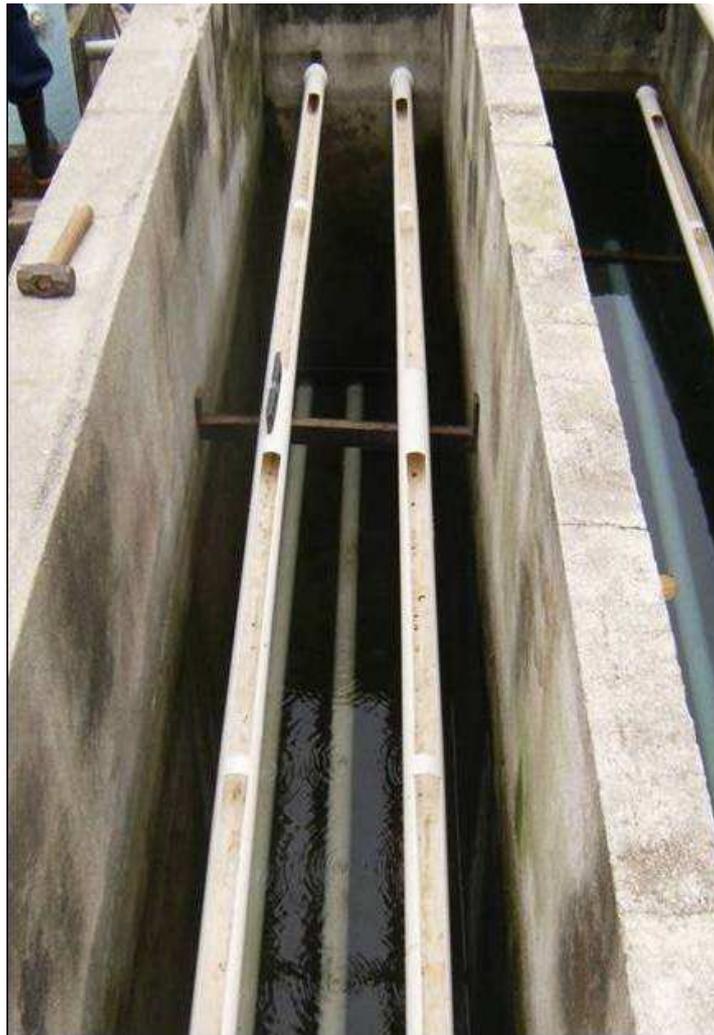


Figura 3.15: Tubulações superiores e inferiores

Nas tubulações superiores foram feitos rasgos (canaletas) que permitissem limpeza dos orifícios. Estas tubulações foram locadas de modo que o nível de esgoto fluísse apenas pelos orifícios, não adentrando pelas canaletas de inspeção. A tubulação foi alinhada com régua de nível, sem declividade, favorecendo distribuição uniforme.

→ Verificação da fuometria das tubulações de distribuição de esgoto

Após a perfuração das tubulações, foram realizados testes com traçador (corante alimentício) e água, a fim de se verificar a eficiência da fuometria, observando, se com fluxo, o corante apresentaria distribuição uniforme, ou se haveria caminhos preferenciais. Na Figura 3.16 são apresentadas fotografias que testemunharam uma visual distribuição uniforme.

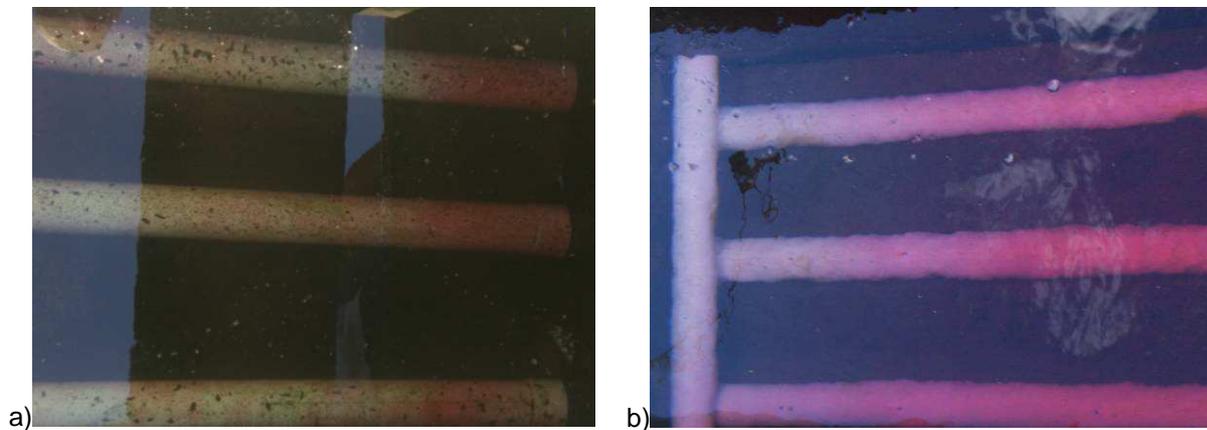


Figura 3.16: Verificação da distribuição de líquido através do uso de corante.

a) Corante surgindo no início das 3 tubulações; b) Corante chegando simultaneamente, nas 3 tubulações, ao final do filtro.

3.2.3 Fuometria das mangueiras

Nos testes foram experimentados dois tipos de mangueiras (trançada e lisa), e dois diâmetros ($\frac{3}{4}$ " e $\frac{1}{2}$ ") de cada tipo. Em função dos diâmetros, as extremidades livres de cada extensão de mangueira tiveram dois tipos de vedação, que variaram em função do diâmetro testado. Para as mangueiras de $\frac{3}{4}$ " , a vedação foi realizada com um toco de tubo de PVC fechado por uma conexão CAP; no caso das mangueiras de $\frac{1}{2}$ " a vedação da extremidade livre foi alcançado com o uso de um parafuso, fita veda rosca, ficando a parte lisa do corpo do parafuso totalmente dentro da mangueira. Em ambos os casos, foi utilizada a cola de PVC no corpo do dispositivo de vedação, além do uso de abraçadeiras de aço reforçando a vedação. Nas Figuras 3.17a, 3.17b e 3.17c são apresentados estes dispositivos.

Quando o sistema de aeração foi ligado percebeu-se a movimentação da mangueira dentro da tubulação de esgoto. Esta movimentação, decorrente da pressão de ar dentro

mangueira, fez com que os furos, marcados apenas nos 4,00m de comprimento dos filtros, surgissem na caixa situada na entrada/saída do filtro. A fim de se resolver este problema, garantindo que todo o fornecimento de ar medido seria disposto na sua totalidade dentro do filtro biológico, a mangueira foi fixada, com o uso de arame nº18 recozido, comumente utilizado em construção civil para amarração de ferragens, no toco de PVC onde a tubulação de distribuição é acoplada. Detalhes na Figura 3.17.

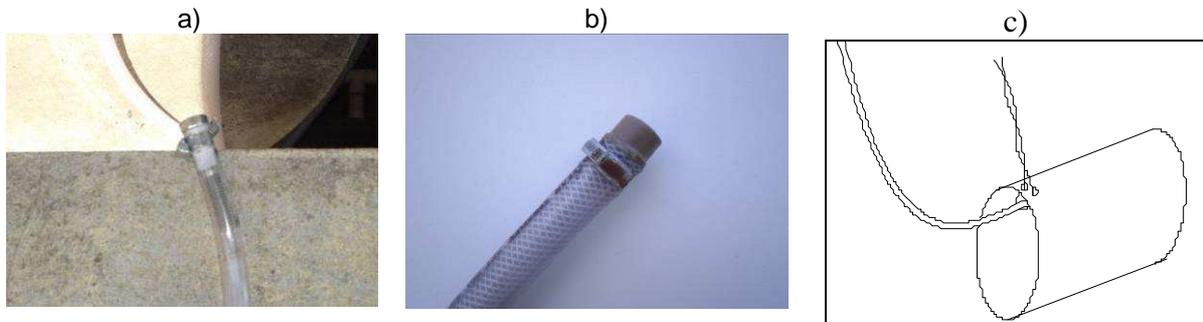


Figura 3.17: Mangueiras utilizadas na distribuição de ar.

a) vedação com parafuso; b) vedação com tubo de PVC e CAP; c) fixação na espera

Para a fuometria das mangueiras buscou-se executar furos com menor diâmetro possível, a fim de se produzir bolhas com mínimo diâmetro, que, de acordo com (SPERLING, 2005), favorecem uma maior superfície de contato com o meio, proporcionando uma melhor transferência de oxigênio. Para este fim foram utilizadas agulhas de coser, que, após, aquecidas em chamas, eram utilizadas para perfurar as mangueiras a fim de se alcançar no reator um estado de aeração em todo seu volume evitando a criação de zonas anóxicas. Os furos foram a princípio, experimentalmente, espaçados de 5,00 cm e alternados perpendicularmente.

Para verificação da capacidade de transferência de oxigênio, todas as mangueiras (trançadas de $\frac{1}{2}$ " e $\frac{3}{4}$ "; e lisas nos mesmos diâmetros) foram testadas sob as mesmas condições, a saber: inicialmente aplicou-se aos filtros uma vazão de 15 m³/d de esgoto e vazões de ar mínima (0,05 m³ ar/min) e máxima (0,10 m³ ar/min). Após estes testes, a mangueira com melhor desempenho foi submetida a uma vazão de 10 m³/d de esgoto (Q_e), possibilitando um maior tempo de detenção hidráulica (TDH), permitindo-se observar, portanto, um maior incremento de oxigênio. Neste momento de testes os seguintes aspectos foram observados: perda de carga hidráulica, homogeneidade na oxigenação superficial (por meio de pontos distribuídos como apresentado na Figura 3.18) através de medições de oxigênio dissolvido e avaliação do equipamento de aeração (compressor).

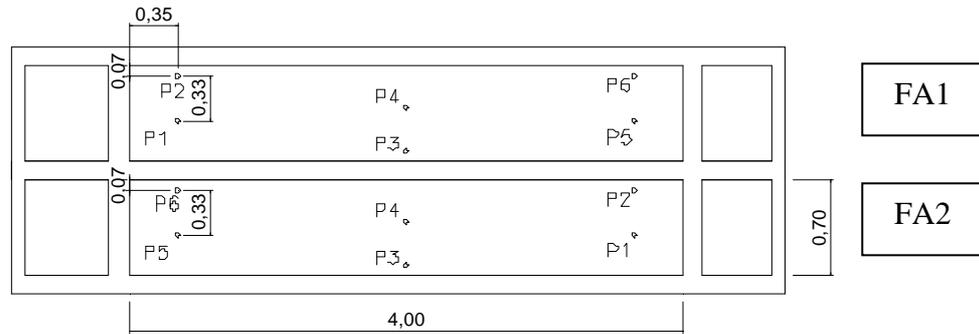


Figura 3.18: Pontos de medição

As medições de oxigênio dissolvido (OD) – com o auxílio do oxímetro - foram realizadas em intervalos de 30 minutos, sempre se iniciando às 8h 55min da manhã, indo até as 11h 55min horas, e das 13h 30min até as 16h 30min. O sistema de aeração sempre era ligado às 8h 30min e desligado apenas ao final das medições do dia. Por se tratar de esgoto anaeróbio, o oxigênio no tempo t_0 era sempre zero.

Nos gráficos a seguir o ponto 1 será apresentado como sendo a média entre os pontos P1 e P2 do FA1, tendo este os pontos 1 a 3; e o ponto 4 será representado pela média entre os pontos P1 e P2 do FA2, tendo este os pontos 4 a 6. Os resultados serão apresentados e discutidos confrontando-se sempre o desempenho das mangueiras nas duas situações propostas, baixa e elevada vazão de ar.

Em testes preliminares com água não houve diferença de oxigenação entre as mangueiras de diferentes materiais, tendo sido, portanto, a mangueira lisa descartada devido a sua maior flexibilidade, o que poderia causar interrupção do fornecimento de ar pelo estrangulamento da mangueira durante o funcionamento do sistema.

Nas Figuras 3.19 e 3.20 são apresentados os desempenhos das mangueiras de $\frac{3}{4}$ " e de $\frac{1}{2}$ " trançadas, respectivamente, para a vazão mínima.

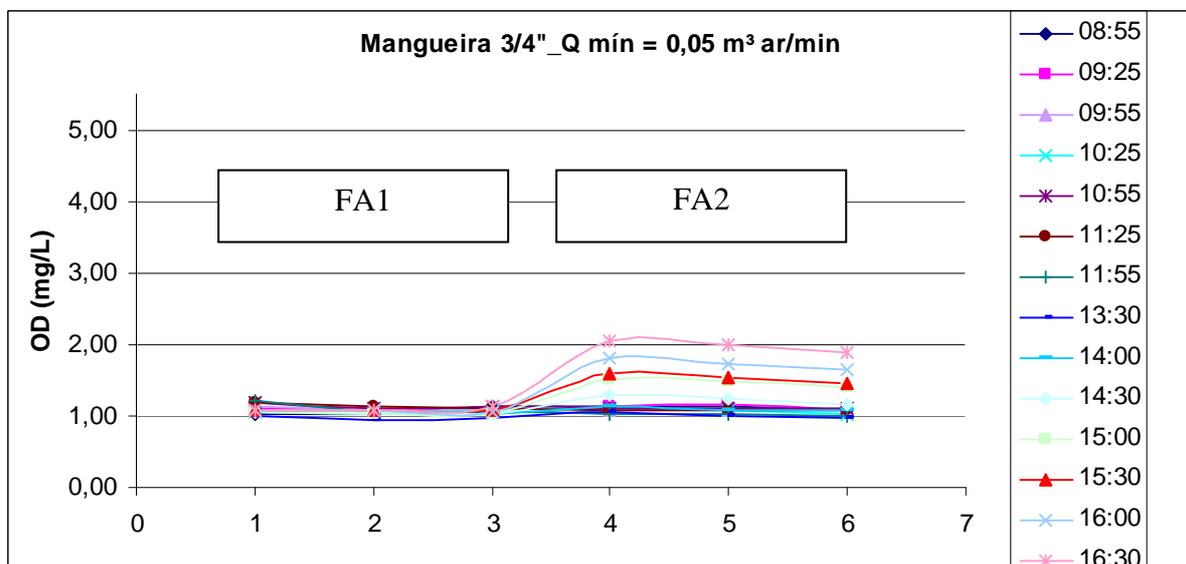


Figura 3.19: Desempenho da aeração com mangueiras de $\frac{3}{4}$ ", $Q_e=15\text{m}^3/\text{d}$

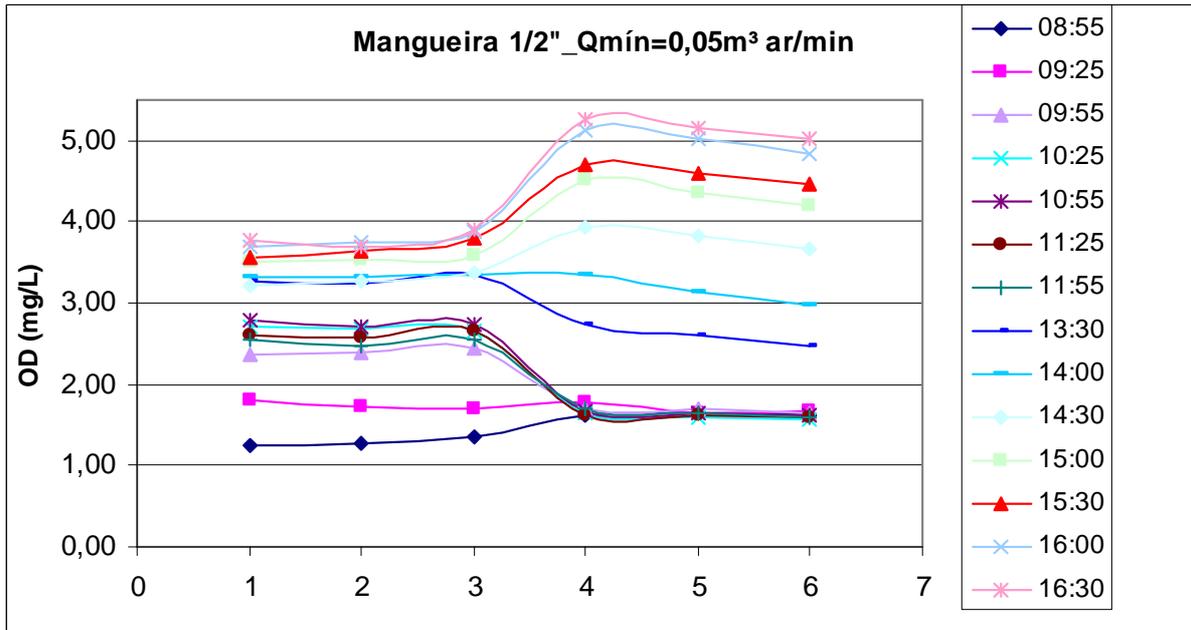


Figura 3.20: Desempenho da aeração com mangueiras de 1/2", Q_e=15m³/d

Analisando-se os resultados das duas mangueiras submetidas à vazão mínima, observa-se, apesar da uniformidade de ambas ao longo do dia, um maior incremento nos dois horários de medição por parte da mangueira de 1/2", chegando no final da tarde a uma concentração de 5,26 mg O₂/L no filtro FA2, representando um incremento de 3,63 mg O₂/L no ponto 4, e no filtro FA1 um incremento de aproximadamente 2,5 mg/L.

Nas Figuras 3.21 e 3.22 são apresentados os desempenhos das mangueiras de 3/4" e de 1/2" trançadas, respectivamente, para a vazão máxima.

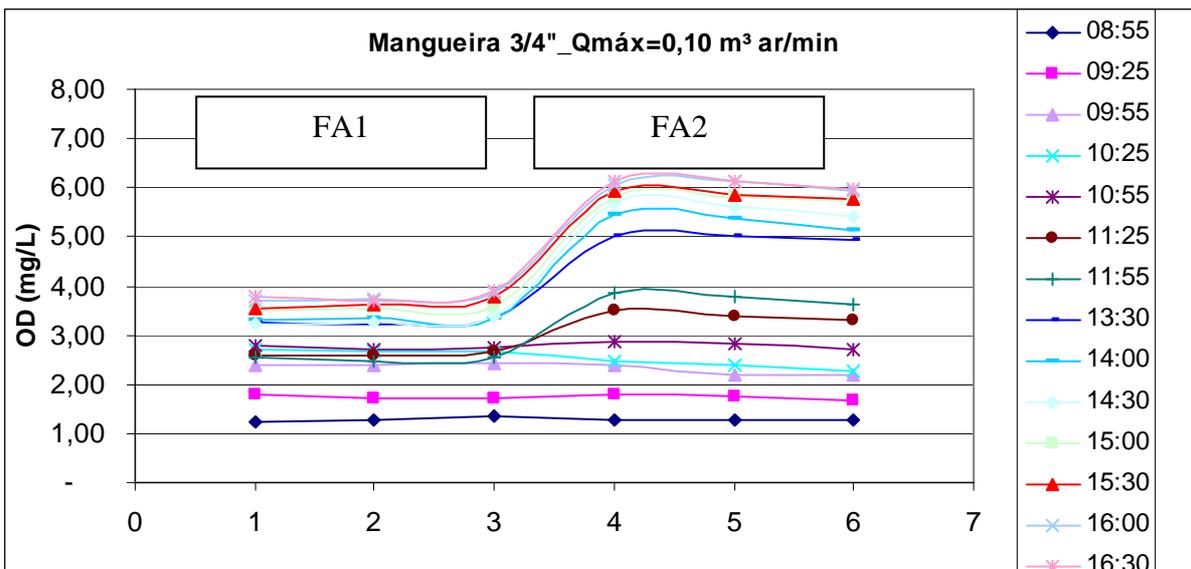


Figura 3.21: Desempenho da aeração com mangueiras de 3/4", Q_e=15m³/d

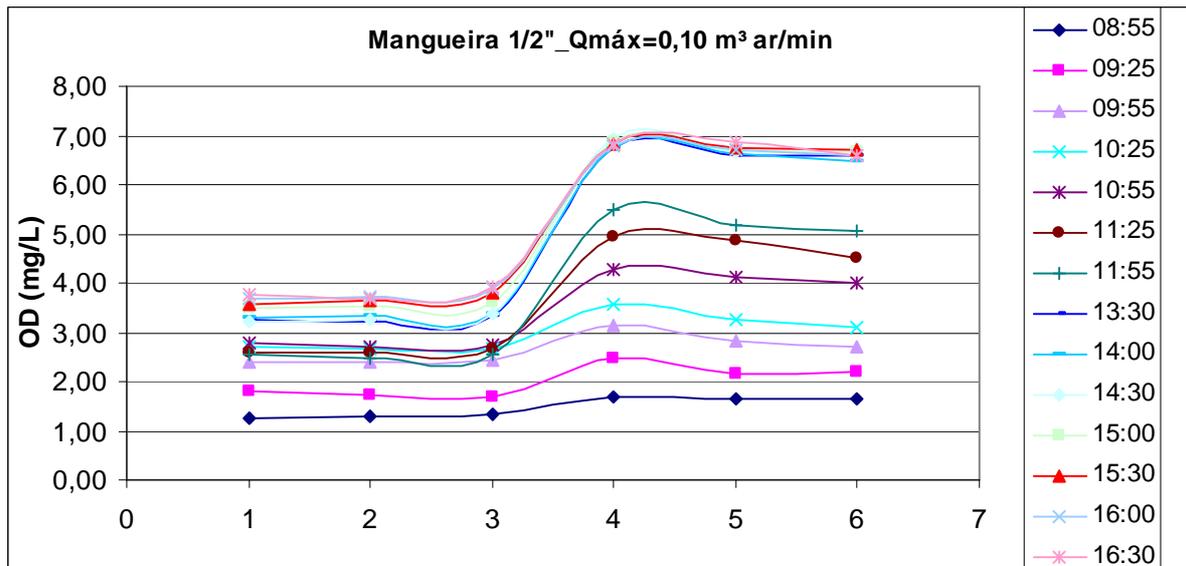


Figura 3.22: Desempenho da aeração com mangueiras de 1/2", Q_e=15m³/d

Na vazão máxima observou-se o mesmo comportamento na vazão mínima, quando a mangueira de 1/2" mostrou maior incremento, cerca de 5,23 mg O₂/L no ponto 5, apresentando ao final da tarde um oxigênio dissolvido de aproximadamente 7,00 (6,87 mg/L).

Após a confirmação da maior eficiência por parte da mangueira de 1/2" (resultado esperado por esta ocupar menor volume dentro do tubo de distribuição, possibilitando assim aerar um maior volume de esgoto) a mesma foi testada na mínima vazão de ar com uma vazão de esgoto de 10 m³/d a fim de se verificar um maior nível de oxigênio dissolvido. Na Figura 3.23 são apresentados estes resultados.

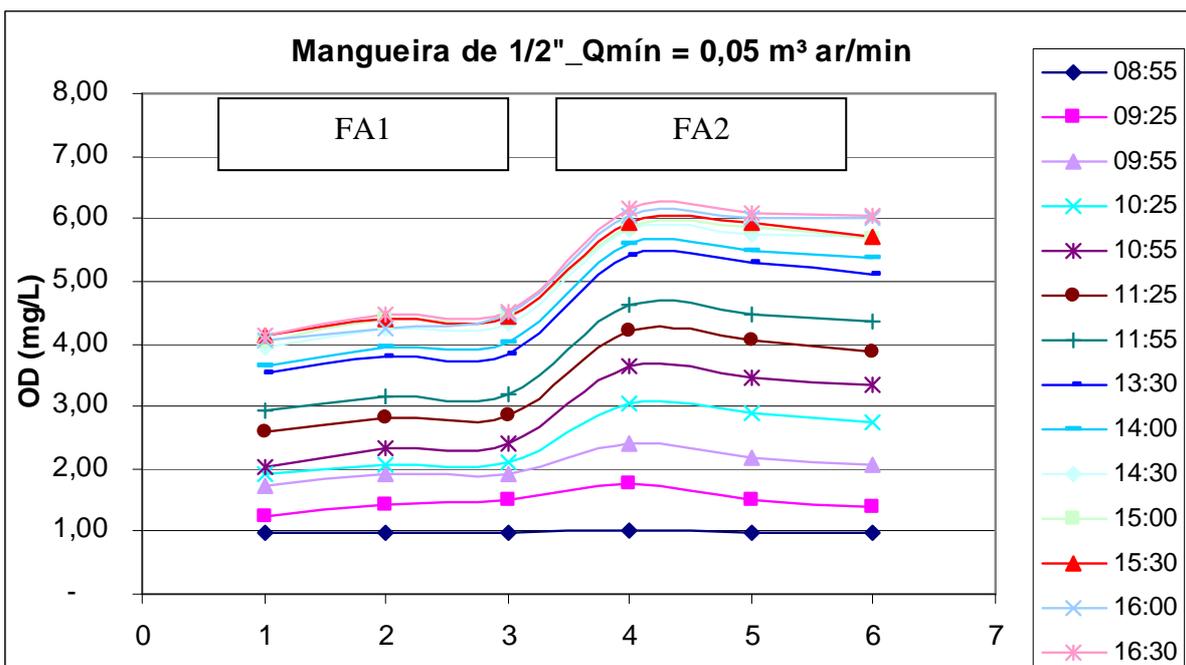


Figura 3.23: Desempenho da aeração com mangueiras de 1/2", Q_e=10m³/d

De fato, uma maior concentração foi encontrada ao se verificar uma concentração de OD de 6,17 mg/L no ponto 4 às 16:30 com mínima vazão de ar, ao passo que a concentração máxima de OD observada quando se aplicou a mesma vazão de ar com 15 m³/d de esgoto foi 5,26 mg/L.

Como sempre se ligava o sistema de aeração às 8h 30min as medições iniciais por volta das 9h sempre eram as menores, haja vista se tratar de esgoto anaeróbio.

A furometria aplicada às tubulações não apresentou evolução na perda de carga nos testes realizados com água e esgoto de reatores anaeróbios, neste momento filtros ainda sem meio suporte. A furação nas mangueiras (diâmetro e espaçamento) propiciou homogeneidade da oxigenação nos filtros tanto no período da manhã como da tarde no tocante as concentrações de OD.

3.2.4 Material suporte

Como já citado, os quatro filtros do sistema, dois anaeróbios em paralelo e dois aerados em série tiveram os seguintes materiais suporte: tijolo e hidrobol (anaeróbios) e eletroduto corrugado cortado (aerados). Estes materiais tem, respectivamente, 0,60, 0,82 e 0,89 como seus índices de vazios. Após realizados os testes nos filtros que seriam aerados, foram verificadas homogeneidade de distribuição de esgoto e aeração sem evolução da perda de carga nos filtros aerados. Em seguida os mesmos foram preenchidos com eletrodutos cortados, na data adiante mostrada.

O início da pesquisa com esgoto e enchimento nos filtros se deu após a limpeza total do sistema, no dia 07/12/07, com um caminhão limpa-fossa esgotando o decanto-digestor (Figura 3.24) e conseqüentemente efetuando a lavagem em contra-fluxo do filtro anaeróbio ascendente.



Figura 3.24: Decanto digestor

a) Esgotamento do decanto-digestor; b) Visualização das duas câmaras em série do Decanto-digestor.

No dia 11/12/07, com uma bomba de sucção efetuou-se o esgotamento dos biofiltros anaeróbios em retro-lavagem. Quando desta lavagem os filtros eram jateados superficialmente com mangueira de baixa pressão.

O material suporte dos filtros FAN1 (tijolo) e FAN2 (hidrobol) não foram removidos a fim de evitar o prejuízo ao tempo de partida dos reatores na continuidade da pesquisa, vale salientar que o FAN2 até o momento encontrava-se desativado. Até aquele momento os filtros FA1 e FA2 continham, respectivamente, conduítes cortados e brita n⁴, que foram então removidos para dar lugar aos conduítes cortados novos (Figura 3.25).



Figura 3.25: Limpeza dos filtros

a) Brita n^o 4 removida do filtro; b) Filtro vazio e FA1 antes da retirada do eletroduto

Foi necessária a remoção dos conduítes do FA1 para garantir partida simultânea dos filtros aerados. As alterações foram complementadas quando do simples remanejamento das tubulações e conexões do sistema. A Figura 3.26 são ilustra os materiais utilizados.



Figura 3.26: Materiais de enchimento dos filtros

a) Tijolo cerâmico; b) Hidrobol; c) Eletroduto corrugado cortado

Durante os testes do sistema de aeração utilizou-se a vazão de esgoto de 15 m³/d. Quando da colocação do meio suporte foi aplicada ao sistema a vazão de 10 m³/d, buscando-se trabalhar com um baixo TDH.

3.3 Etapas desenvolvidas na pesquisa

Tendo a pesquisa como objetivo geral a remoção de nitrogênio amoniacal, fundamental para as hipóteses da pesquisa, este parâmetro foi determinante na duração de cada fase constituinte da primeira e única etapa. Em todas as fases apenas as vazões de ar dos filtros aerados foram alteradas, ficando os materiais suportes, vazões e, por conseguinte, o TDH, invariáveis. Na Tabela 1 são apresentadas as características de cada fase.

Tabela 1: Características do sistema em cada fase da pesquisa, com vazão, fluxo, volume efetivo e tempo de detenção hidráulica (TDH).

Fase	Unidade	Q esgoto (m ³ /d)	V efetivo (m ³)	Vazão de ar (m ² ar/min)	TDH efet. (h)	TDH efetivo (h: min)
Fase 01 (11/08/08 a 20/11/08)	TS+FAN	10	9,24	-	22,176	22:11
	FAN1	5	2,20	-	10,5696	10:34
	FAN2	5	3,01	-	14,44512	14:26
	FA1	10	3,14	0,01	7,54008	07:32
	FA2	10	3,02	0,01	7,24104	07:15
Fase 02 (27/11/08 a 28/01/09)	TS+FAN	10	9,24	-	22,176	22:11
	FAN1	5	2,20	-	10,5696	10:34
	FAN2	5	3,01	-	14,44512	14:26
	FA1	10	3,14	0,05	7,54008	07:32
	FA2	10	3,02	0,01	7,24104	07:15
Fase 03 (05/02/09 a 02/04/09)	TS+FAN	10	9,24	-	22,176	22:11
	FAN1	5	2,20	-	10,5696	10:34
	FAN2	5	3,01	-	14,44512	14:26
	FA1	10	3,14	0,10	7,54008	07:32
	FA2	10	3,02	0,01	7,24104	07:15

Todos os filtros anaeróbios funcionaram com fluxo descendente, dentre os aerados o FA1 teve fluxo ascendente e o FA2 descendente.

Foram adotados elevados tempos de detenção hidráulica nas unidades precedentes dos filtros aerados, pois foi aproveitado o experimento existente, o que impossibilitava obter razoável TDH para as unidades aeradas e anaeróbias concomitantemente. Mas estes elevados TDH não são imprescindíveis às unidades anaeróbias, pois como citado na revisão bibliográfica efluentes anaeróbios com as características ora obtidas são alcançadas, por exemplo, em UASB com TDH entre 4 e 10 horas.

Fase 01

No intervalo entre dezembro de 2007 e junho de 2008 a pesquisa ficou estagnada no aguardo dos compressores e devido a problemas de infra-estrutura da UFRN, que buscava viabilizar as instalações elétricas para montagem do aparato de aeração. Na primeira quinzena de julho/08 foram realizados os testes de aeração para escolha das mangueiras a serem utilizadas. No dia 30/07/08 o sistema começou a funcionar sem o sistema de aeração, mas com os filtros FA1 e FA2, já preenchidos com meio suporte (conduítes), com água e recebendo esgoto anaeróbio (início da obtenção dos dados nas unidades anaeróbias e esgoto bruto, na fase 01). No dia 11/08/08 foi ligado o sistema de aeração com vazões de ar mínimas nos dois filtros aerados, iniciando-se assim a Fase 01 da pesquisa. Esta espera teve por objetivo proporcionar condições para fixação da biomassa no material suporte. Foi aplicada a vazão de ar mínima ($0,01 \text{ m}^3 \text{ ar/min}$) aferida pelo rotâmetro, em cada filtro, salientando-se que este valor corresponde a um décimo da vazão de ar apontada pelos cálculos, em condições específicas, para que se alcance a nitrificação em um único filtro. Teoricamente, a oxidação seria alcançada plenamente quando em cada filtro fosse aplicada uma vazão de ar de $0,05 \text{ m}^3/\text{min}$. Esta demanda de ar calculada está na faixa delimitada por biofiltros aerados submersos e lodos ativados, segundo bibliografia consultada. No dia 20/08/08 iniciou-se o monitoramento dos filtros aerados.

Fase 02

Após 16 semanas de monitoramento na fase 01 (intervalo de tempo definido pela resposta dos filtros no tocante a oxidação de amônia), no dia 20/11/08, após a última coleta da fase 01, deu-se início a 2ª fase, com o esgotamento do tanque séptico, dos filtros anaeróbios, com bomba de sucção rápida, para proporcionar arraste do excesso de lodo, e lavagem superficial dos mesmos. Na fase anterior observou-se um baixo rendimento (com despreendimento de biomassa) da subunidade filtro anaeróbio acoplado ao tanque séptico, por isto, quando do esgotamento do decanto, procedeu-se a sucção inicialmente na segunda câmara, de modo a aumentar a velocidade de arraste no meio suporte do filtro anaeróbio acoplado. Além disso, após o término do esgotamento de todas as unidades as britas do filtro anaeróbio foram retiradas, lavadas e recolocadas, buscando-se um melhor desempenho desta associação na etapa posterior. Após estas providências, no dia 24/11/08 o sistema foi recolocado em operação. O FA1 com vazão de ar aumentada para

0,05 m³ ar/min e o FA2 permanecendo com 0,01 m³ ar/min. No dia 27/11/08 foi feita a primeira coleta sob as novas condições.

Fase 03

Devido a cronograma curto, procurou-se dar a esta etapa a duração da anterior, de forma a uniformizar o banco dos dados, salvo fosse observado comportamento instável do reator. No dia 28/01/09 procedeu-se a última coleta da fase 02, e no dia seguinte as vazões de ar foram alteradas, ficando o FA1 com 0,10 m³ ar/min e o FA2 com 0,01 m³ ar/min. No intervalo entre estas fases não foi necessário esgotamento das unidades devido a curta duração das mesmas em relação ao tempo necessário para esgotamento do decanto-digestor. Em nenhum momento da pesquisa foi realizado esgotamento dos filtros aerados. Inicialmente almejava-se uma varredura nos filtros em série ao observá-los sob diversas associações de vazões preocupando-se principalmente com a estabilidade física da biomassa presente nos reatores aerados, através do monitoramento imediato da turbidez. Pretendia-se avaliá-los em mais duas fases, a saber: FA1 com 0,10 m³ ar/min e FA2 com 0,05 m³ ar/min; FA1 com 0,10 m³ ar/min e FA2 com 0,10 m³ ar/min. No entanto, como já citado devido a problemas de infiltrações consideráveis, corrigidos apenas com a parada integral do sistema para re-impermeabilização, optou-se por cessar os experimentos sob pena de prejudicar a confiabilidade dos dados.

3.4 Operação do Sistema

Os parâmetros adotados para controle operacional do experimento foram: vazão de esgoto (com frequência quinzenal); e vazão de ar, temperaturas do esgoto e ambiente, e perda de carga, observados semanalmente.

De acordo com Andrade Neto (2004) filtros anaeróbios funcionam sem riscos de obstrução sob perdas de carga de até 10,0 cm, sem interrupção do fluxo de esgoto. Na Figura 3.27 é apresentado esquema do ponto de controle da evolução da perda de carga, onde se verificava o desnível entre as lâminas de esgoto do compartimento de entrada e do filtro em si.

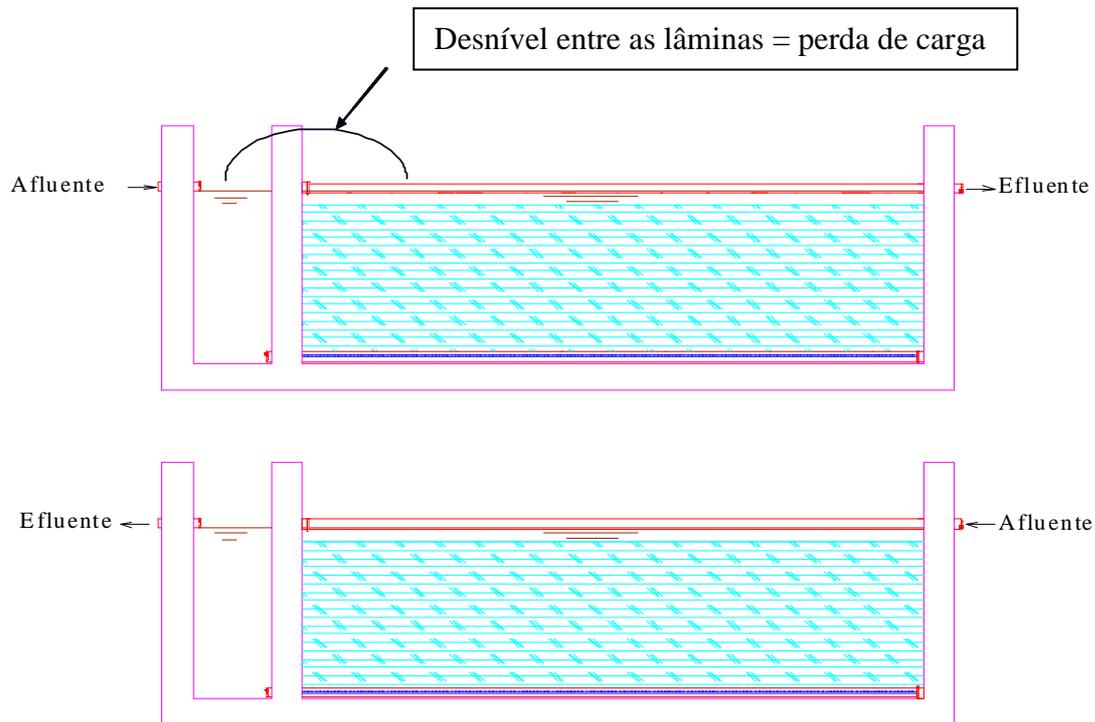


Figura 3.27: Cortes transversais destacando ponto de medição da perda de carga

Além do monitoramento citado, procedia-se diariamente a operação de limpeza das unidades precedentes ao sistema RN (tanque mantenedor de lâmina e caixa medidora de vazão) e filtro anaeróbico acoplado ao decanto-digestor, garantindo a permanência do fluxo de esgoto, com exceção dos finais de semana, onde, sem manutenção, o fluxo era frequentemente interrompido e reestabelecido nas segundas-feiras.

Nos compartimentos dos filtros aerados observou-se constantemente a formação de algas, e na superfície dos filtros e na calha de passagem entre os filtros aerados, um lodo amarronzado (Figuras 3.28, 3.29 e 3.30) que frequentemente adentravam à canaleta de distribuição, obstruindo os orifícios de distribuição e coleta de esgotos. Estes materiais eram removidos quase que diariamente com o auxílio de peneiras e mini-vassouras.

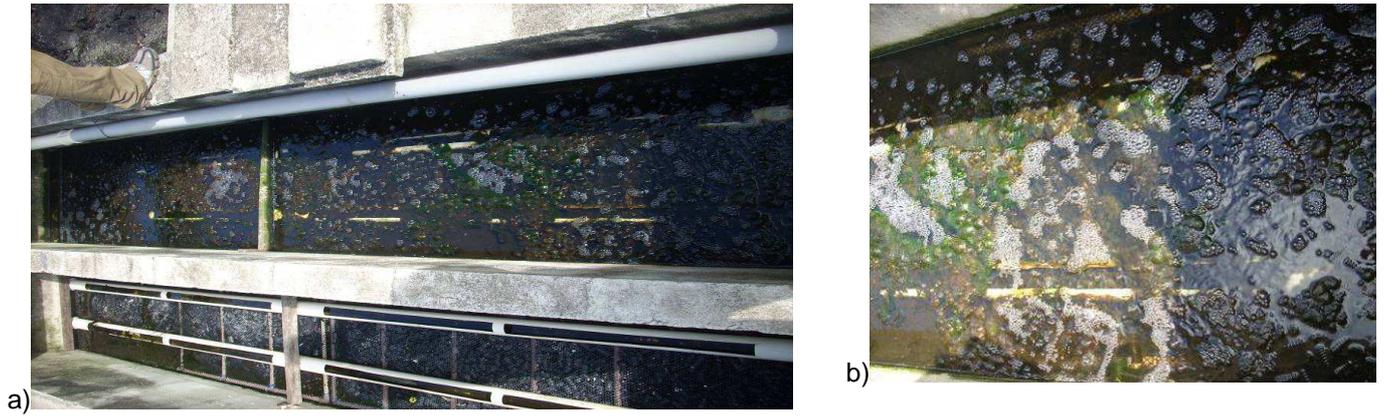


Figura 3.28: Lodo na superfície do filtro aerado – FA1

a) Aerados 1 e 2; b) Visualização do lodo.



Figura 3.29: Lodo com tonalidade marrom



Figura 3.30: Lodo depositado nas canaletas de coleta e distribuição

3.5 Metodologia de Coleta e Análise

O desempenho do processo foi acompanhado através da análise de amostras semanais coletadas sempre as quartas-feiras/quintas-feiras por volta das 8:30h. Durante os dois primeiros meses, buscando identificar a partida dos reatores e para evitar longo espaçamento entre dados caso algum fosse perdido, foram realizadas duas análises semanais, sendo uma completa e outra de apenas alguns parâmetros (como DQO, série nitrogenada, temperatura, turbidez, oxigênio dissolvido, alcalinidade, condutividade e pH). As coletas se procediam na segunda-feira e a seguinte na quarta/quinta. No período de duas coletas semanais, os bolsistas se revezavam vindo sempre aos sábados fazer a limpeza do sistema. Se, mesmo assim, o sistema na segunda estivesse parado, a coleta era suspensa. Os pontos de coleta podem ser vistos nos esquemas das figuras. Era coletado 1 (um) litro de amostra em cada ponto. Durante a operação, foram raras as vezes em que o sistema de aeração não funcionou plenamente, no entanto, mesmo assim não foram observados impactos consideráveis na nitrificação.

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Engenharia Ambiental e Controle de Qualidade (LEACQ), da Universidade Federal do Rio Grande do Norte e no laboratório da Estação do Campus, semanalmente, para análises dos parâmetros: pH, temperatura, condutividade, alcalinidade, oxigênio dissolvido, sólidos suspensos totais, turbidez, nitrogênio total – NTK, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, DBO, DQO, fósforo total e AGV (Quadro 3).

Quadro 3: Resumo das análises realizadas e métodos analíticos utilizados

Parâmetro	Unidade	Método Utilizado	Fonte	Local
pH	-	Potenciométrico	APHA, 1998	Campo-ETE
Temperatura	°C	Termômetro com filamento de mercúrio 0 a 60°C	APHA, 1998	Campo-ETE
Condutividade elétrica	µS/cm	Condutivímetro	APHA, 1998	Campo- ETE
Alcalinidade	mg CaCO ₃ /L	Titulação potenciométrica	Kapp (1998)	Laboratório-LEACQ
Oxigênio dissolvido	mg/L	Iodométrico – Método de Winkler/Oxímetro	APHA, 1998	Laboratório-ETE
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	Gravimétrico	APHA, 1998	Laboratório-LEACQ
Turbidez	UT	Turbidímetro	APHA, 1998	Laboratório- ETE
Nitrogênio Total – NTK	mg/L	Digestão e destilação seguida de titulação com ácido sulfúrico	APHA, 1998	Laboratório – ETE
Nitrogênio Orgânico	mg/L	Digestão e destilação seguida de titulação com ácido sulfúrico	APHA, 1998	Laboratório - ETE
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	Destilação seguida de titulação com ácido sulfúrico	APHA, 1998	Laboratório - ETE
Nitrito	mg/L	Colorimétrico	APHA, 1992	Laboratório - ETE
Nitrato	mg/L	Método de redução de cádmio	USEPA, 1979	Laboratório - ETE
DBO	mg/L	Manométrico	APHA, 1998	Laboratório-LEACQ
DQO	mg/L	Digestão em fluxo (titulométrico)	APHA, 1998	Laboratório-LEACQ
Fósforo total	mg/L	Cloreto Estanhoso	APHA, 1998	Laboratório-LEACQ
AGV	mg/L	Titulação potenciométrica	Kapp (1998)	Laboratório-LEACQ

Todas as análises foram realizadas com base no *Standard Methods for the examination of the water and wastewater* (1998), com exceção do nitrito que utiliza referência do APHA 1992, do nitrato que segue a metodologia de redução de cádmio da USEPA (1979) e alcalinidade e ácidos graxos voláteis que foram realizados pelo método de Kapp proposto por BUCHAUER (1998).

Para as análises de DQO_{filtrada}, DBO_{filtrada}, utilizaram-se membranas com poros de 0,45 µm de diâmetro. Para as análises de nitrato, nitrito e sólidos suspensos as amostras foram filtradas em membranas com poros de 0,45 µm de diâmetro a fim de se reduzir a interferência de cor e turbidez.

Após duas semanas de análises observou-se a ineficácia do sistema quanto a remoção de fósforo, sendo, portanto, suspensas as análises deste parâmetro.

3.6 Metodologia de tratamento dos dados

O tratamento dos dados foi processado através de planilhas de cálculos e softwares que permitem a análise estatística. Os dados foram agrupados por fases em função das

vazões de ar aplicadas e tratados dentro destes grupos. Para auxílio na interpretação e avaliação dos dados válidos foram utilizados gráficos de variação temporal e Box Plot. Nas séries temporais, eram retirados os dados que destoavam muito do comportamento até então apresentado, caso não se obtivesse uma relação com outros parâmetros. Para se verificar o comportamento dos dados foram verificados o desvio padrão e o coeficiente de variação, bem como a determinação dos valores extremos (mínimo e máximo) e valores médios.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Como mencionado em Material e Métodos, a investigação experimental se deu em 3 fases, observando-se o comportamento dos filtros biológicos aerados sob diferentes vazões de ar. Neste capítulo são apresentados os resultados e discussões referentes a estas etapas, abordando operação, eficiência do sistema por unidades e como um todo. Apesar de apresentados os dados de todo o sistema, as discussões serão focadas nas unidades aeradas. Serão utilizados tabelas e gráficos para melhor ilustrar a apresentação dos resultados.

4.1 Acumulação de lodo

Em se tratando de filtros biológicos submersos, o acúmulo de lodo nos interstícios, inevitável, é um aspecto essencial para acompanhamento da evolução da perda de carga, no sentido de evitar desprendimento da biomassa (decorrente da colmatação do leito) prejudicial à qualidade do efluente. Como citado na seção “operação do sistema”, adotou-se como limite máximo 10,0cm de perda de carga. Na Tabela 2 é apresentado comportamento deste parâmetro em cada fase de operação.

Tabela 2: Perdas de cargas (cm) verificadas nos filtros durante as três fases.

ETAPA	DATA	FAN1	FAN2	FA1	FA2	ETAPA	DATA	FAN1	FAN2	FA1	FA2	
FASE 01	(28/08/08)			0,00	0,00	FASE 03	(05/02/09)	0,00	0,50	0,00	0,00	
	(04/09/08)	0,00	0,00	0,00	0,00		(12/02/09)	0,00	0,50	1,00	0,50	
	(11/09/08)	0,00	0,00	0,00	0,50		(19/02/09)	0,00	0,00	3,50	0,50	
	(18/09/08)	0,00	0,00	0,00	0,00		(26/02/09)	4,00	3,50	2,50	3,00	
	(25/09/08)	0,00	0,00	0,00	0,00		(05/03/09)	0,50	3,50	0,00	0,50	
	(02/10/08)	0,00	0,00	0,00	0,00		(12/03/09)	0,00	0,50	0,50	0,00	
	(09/10/08)	0,00	0,00	0,00	0,00		(19/03/09)	0,00	0,50	1,50	0,50	
	(16/10/08)	0,00	0,00	0,00	0,00		(26/03/09)	0,50	0,50	0,50	0,50	
	(06/11/08)	0,00	0,00	0,00	0,00		(02/04/09)	0,00	0,00	0,50	0,00	
	(13/11/08)	0,00	0,00	0,00	0,00							
	(20/11/08)	2,30	1,50	0,00	1,00							
	FASE 02	(27/11/08)	1,00	1,00	0,00		1,00					
(04/12/08)		1,00	1,00	0,00	1,00							
(11/12/08)		1,00	0,00	0,00	0,50							
(18/12/08)		0,00	0,00	0,00	0,50							
(23/12/08)		0,00	0,00	0,00	0,50							
(08/01/09)		0,00	0,00	0,00	0,50							
(15/01/09)		0,00	0,00	0,00	0,50							
(28/01/09)		0,00	0,50	1,00	1,00							

Partindo-se da premissa de que em processos aeróbios há maior produção de lodo (predominância de metabolismo anabólico) acreditava-se que nos filtros aerados haveria maior evolução da perda de carga. No entanto, surpreendentemente, não se observou perda de carga considerável em nenhum dos filtros aerados (ascendente e descendente).

Ou seja, mesmo havendo produção de lodo, todo ele ficou retido no filtro, sendo digerido e com satisfatória estabilidade física, como poderá ser constatado na seção dos resultados por meio dos dados de sólidos suspensos. Quando ocorriam perdas de carga eram sempre inferiores a 3,50cm, e na maior parte do tempo, inferior a 1,00cm. Caso houvesse esta evolução, seria realizado esgotamento dos filtros através das caixas.

4.2 Cargas orgânicas volumétricas aplicadas

Na Tabela 3 são apresentadas as cargas aplicadas aos filtros aerados em função das diversas vazões de ar testadas e dos volumes efetivos..

Tabela 3: Cargas afluentes aos filtros aerados em função das vazões de ar e das concentrações

Fase	N	FA1		FA2	
		DQO (kg/m ³ x d)	N-NH ₄ ⁺ (kg /m ³ x d)	DQO (kg/m ³ x d)	N-NH ₄ ⁺ (kg /m ³ x d)
Fase 01	17	0,41	0,17	0,25	0,14
Fase 02	9	0,37	0,13	0,18	0,06
Fase 03	9	0,26	0,14	0,14	0,03

N: Número de dados; Fase 01: 0,01 m³ ar/min em FA1 e FA2; Fase 02: 0,05 m³ ar/min em FA1 e 0,01 m³ ar/min em FA2; Fase 03: 0,10 m³ ar/min em FA1 e 0,01 m³ ar/min em FA2;

De acordo com Diez (2005) as cargas aplicadas (orgânica e hidráulica), o tipo de inóculo e a taxa de aeração são fatores que influenciam diretamente na duração do período de instabilidade do reator biológico. Neste experimento, mesmo sem a utilização de inóculo, observou-se uma rápida entrada do reator em carga, quando desde o princípio houve incrementos de remoção. Esta remoção manteve uma certa evolução dentro de cada fase. O nitrogênio amoniacal apresentou maiores oscilações em termos de coeficiente de variação - CV. Por exemplo, na fase 01, observou-se CV de 22,8 e 41,7 nos filtros FA1 e FA2, respectivamente. Na fase 02 CV de 61,7 e 63,4, para FA1 e FA2. E na fase, 03 31,2 e 59,2, para os mesmos filtros.

Na fase 01 há um incremento do CV do FA2 em relação ao FA1 devido ao fato de estarem em série e o segundo sempre receber um esgoto já aerado.

Na fase 02 há um significativo aumento do CV do FA1 e do FA2. O aumento do primeiro deve-se ao aumento da vazão de ar (passou de 0,01 para 0,05 m³ ar/min), ao passo que o FA2 mantém-se em 0,01 m³ ar/min, mas recebendo um esgoto mais oxidado também tem seu CV aumentado.

Na fase 03 o CV do FA1 reduz, pois já se verifica uma estabilidade dos valores de nitrogênio amoniacal em baixas concentrações, provavelmente decorrente também de uma maior consolidação da biomassa, ao passo que nas fases anteriores estas concentrações iam diminuindo, provocando maiores CV. Portanto, acredita-se que os

fatores mais importantes para entrada do reator em regime de estabilidade dentro de cada fase tenham sido a idade do lodo (junto com a adaptação da biomassa em cada fase) e as taxas de aeração.

As cargas de nitrogênio afluentes ao FA1 mantiveram-se próximas às citadas na revisão bibliográfica (0,15 kgN/m³.d), e se alcançava elevadas eficiências na nitrificação.

4.3 Qualidade dos efluentes

4.3.1 Resultados da Fase 01

Na Tabela 4 são apresentados os resultados de todas as unidades do sistema na fase 01, na qual foram aplicadas aos dois filtros aerados a mesma vazão de ar (0,01 m³ ar/min), com vazão de esgoto de 10m³/d. Nesta tabela, como em todas as posteriores, serão apresentados como resultados os valores médios, coeficiente de variação (%), mínimos e máximos, respectivamente. Para composição dos dados, devido ao comportamento sem diferença significativa, os dados dos filtros anaeróbios em paralelo foram agrupados, sendo o afluente do primeiro filtro aerado a média dos efluentes dos filtros anaeróbios, denominado FAN'S.

De acordo com Triola (1999) o Desvio-padrão é um exemplo de medida de variação dos valores de um conjunto em relação à média, de forma que este leva em consideração todos os valores do conjunto de dados.

Segundo Ratis (2009) o coeficiente de variação é uma medida de variação relativa que representa melhor que o desvio-padrão a variabilidade dos dados, isso porque ele representa uma fração da média. Por este motivo será apresentado o coeficiente de variação em detrimento do desvio padrão.

Tabela 4: Valores médios, mínimos, máximos, coeficiente de variação e número de dados para os parâmetros em cada unidade do sistema na fase 01

Parâmetro	N	EB	Reatores anaeróbios		Reatores aerados	
			DDF	FAN'S	FA1	FA2
		Média (CV) Mín - Máx	Média (CV) Mín - Máx	Média (CV) Mín - Máx	Média (CV) Mín - Máx	Média (CV) Mín - Máx
Temperatura	15	27,2 (4,6) 25,5 - 29,2	27,0 (5,3) 25,1 - 29,6	26,6 (4,8) 24,8 - 29,0	27,0 (4,5) 24,9 - 29,2	27,0 (4,0) 25,6 - 28,9
pH	15	6,70 (6,2) 6,00 - 7,35	6,32 (3,3) 5,97 - 6,63	6,55 (2,8) 6,23 - 6,82	7,01 (3,9) 6,59 - 7,49	6,63 (5,7) 5,69 - 7,24
Condutividade ($\mu\text{S/cm}$)	15	577 (19,7) 338 - 789	724 (19,4) 535 - 973	720 (20,5) 503 - 1.081	668 (20,7) 475 - 967	583 (25,3) 384 - 980
Turbidez (NTU)	17	183,3 (15,2) 124,0 - 225,0	114,6 (13,0) 92,1 - 151,3	66,4 (20,3) 42,3 - 100,1	3,9 (66,2) 1,83 - 9,83	2,7 (34,9) 1,32 - 4,53
Sól Susp Totais (mg/L)	16	154 (20,1) 92 - 204	70 (23,4) 44 - 114	30 (29,0) 15 - 51	12 (36,8) 6 - 20	10 (42,3) 4 - 16
Alcalinidade (mg CaCO_3/L)	12	386 (69,1) 136 - 927	496 (53,7) 270 - 960	535 (48,3) 300 - 877	436,5 (61,6) 162 - 860	198 (89,7) 19 - 629,1
AGV (mg/L)	12	281 (38,1) 115 - 471	297 (53,9) 119 - 619	58 (71,9) 21 - 190	43 (51,3) 12 - 94	48 (68,3) 19 - 112
$\text{DBO}_{\text{total}}$ (mg O_2/L)	14	450 (22,8) 260 - 620	258 (17,8) 185 - 325	65 (45,3) 18 - 135	16 (75,8) 7 - 50	9 (56) 5 - 25
$\text{DBO}_{\text{filtrada}}$ (mg O_2/L)	12	279 (25,3) 170 - 420	161 (27,8) 100 - 220	42 (63,1) 15 - 118	9 (46,4) 5 - 20	6 (35,1) 5 - 10
$\text{DQO}_{\text{total}}$ (mg/L)	18	650 (13,2) 470 - 772	430 (22,6) 286 - 625	126 (29,1) 86 - 242	73 (37,2) 26 - 125	53 (49,4) 21 - 130
$\text{DQO}_{\text{filtrada}}$ (mg/L)	16	460 (13,9) 354 - 566	309 (19,1) 243 - 424	99 (29,9) 47 - 171	55 (45,7) 24 - 115	39 (61,6) 14 - 110
Nitrato (mg $\text{N-NO}_3/\text{L}$)	14	1,26 (63,2) 0,03 - 2,2	0,83 (74,0) 0,0 - 1,7	1,57 (53,1) 0,25 - 2,80	5,3 (98,6) 0,2 - 21,0	10,4 (73,3) 4,4 - 28,6
Nitrito (mg NO_2/L)	18	0,02 (151,4) 0,00 - 0,11	0,02 (155,4) 0,00 - 0,09	0,02 (145,0) 0,00 - 0,1	1,77 (50,3) 0,07 - 2,44	1,98 (29,8) 0,34 - 2,44
Nitrogênio Amoniacal (mg $\text{N-NH}_3^+/\text{L}$)	18	48,4 (18,4) 24,6 - 58,2	56,4 (16,2) 38,6 - 82,3	52,6 (8,9) 42,3 - 58,5	42,6 (22,8) 27,4 - 58,2	27,8 (41,7) 10,6 - 52,6
Nitrogênio Orgânico (mg N/L)	18	5,5 (17,9) 3,9 - 8,4	5,1 (18,5) 3,3 - 6,2	4,3 (29,4) 2,5 - 7,6	3,15 (25,9) 1,7 - 5,0	2,9 (23,3) 1,7 - 5,0
COT (mg/L)	10	122,4 (31,62) 63,8 - 185,9	104,2 (51,4) 32,3 - 237,7	17,3 (32,9) 13,3 - 33,7	9,4 (28,4) 5,6 - 16,5	10,0 (46,9) 6,6 - 23,4
OD (mg/L)	10	-	-	0,38 (79,6) 0,00 - 1,13	2,02 (34,5) 1,40 - 3,80	2,39 (62,7) 0,75 - 4,31

*CV = coeficiente de variação em %;

A temperatura manteve-se na faixa entre 24,6°C e 29,6°C em todas as unidades do sistema. Pouco abaixo da faixa ótima citada na bibliografia para oxidação da amônia, no entanto, como poderá ser observado adiante, não houve inibição da nitrificação.

Durante esta fase, tanto o esgoto bruto como os filtros anaeróbios comportaram-se sem muita variação (CV em torno de 20%), a exceção de alguns parâmetros, tais como: alcalinidade, AGV, nitrato, nitrito e COT.

A geração de alcalinidade, desde o esgoto bruto até os filtros anaeróbios mostrou o equilíbrio bioquímico entre os microorganismos metanogênicos e acidogênicos/acetogênicos (processo de amonificação produzindo alcalinidade). Neste mesmo trecho (do esgoto bruto até os filtros anaeróbios), observa-se um decréscimo na concentração de AGV, indicando o equilíbrio do processo de conversão anaeróbia da matéria orgânica. Tais comportamentos podem ser observados na Figura 4.1.

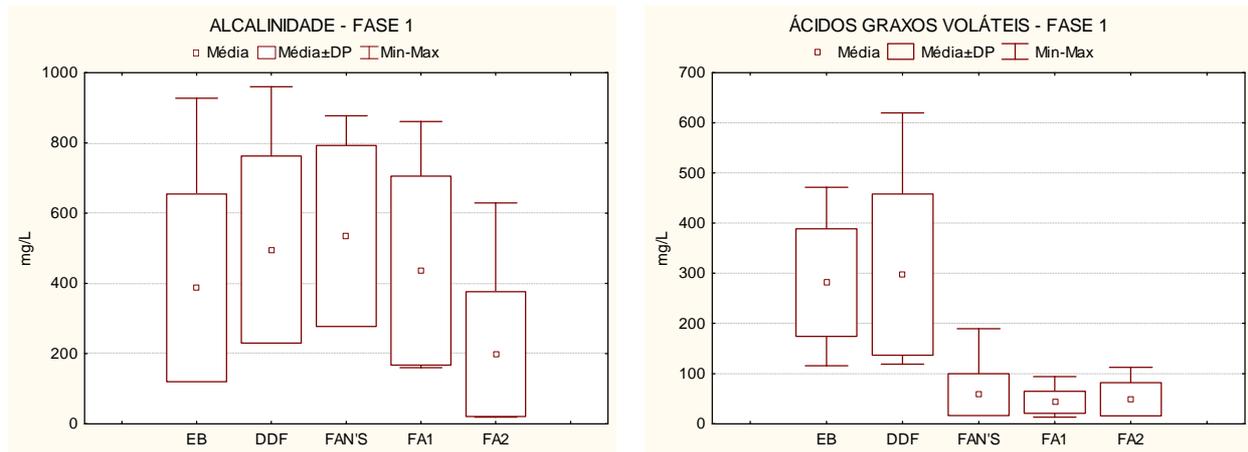


Figura 4.1: Boxs Plots de Alcalinidade e Ácidos Graxos Voláteis – FASE 01.

Nos filtros aerados, observa-se queda dos níveis de Alcalinidade, (FA1 e FA2, 436,50 mg CaCO_3/L e 198,00 mg CaCO_3/L , respectivamente) quando a média dos filtros anaeróbios era 534,85 mg CaCO_3/L . Em contrapartida, naturalmente, observa-se incremento, mesmo que moderado, na concentração de AGV entre o FA1 (43 mg/L) e o FA2 (48 mg/L), resultado da nitrificação (produção de íons H^+). Visualizado na Figura 4.1.

Refletindo este processo, o pH que sempre mostrou-se próximo da neutralidade no afluente, e nas unidades anaeróbias, apresentou comportamento semelhante nas unidades aeradas, tendo, no entanto, mínimo valor de 5,69 no último filtro, decorrente provavelmente da atividade nitrificante, como observado na Figura 4.2.

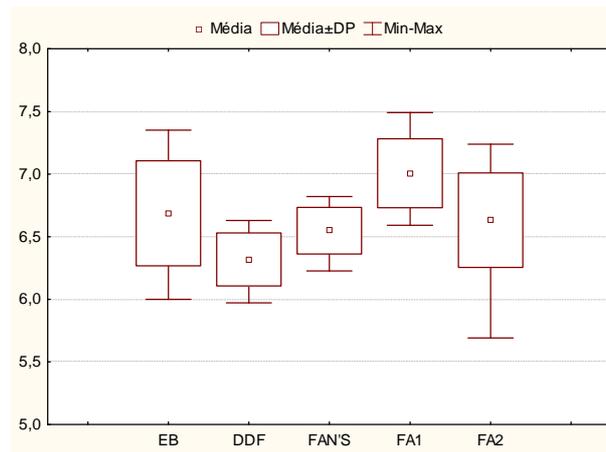


Figura 4.2: Box Plot de pH – FASE 01.

No tocante a matéria orgânica, na Tabela 5 são apresentadas as eficiências médias de remoção, por unidades, de DBO_{total} , $DBO_{filtrada}$, DQO_{total} e $DQO_{filtrada}$.

Tabela 5: Eficiências médias de remoção de DBO_{total} e DQO_{total} no sistema na FASE 01.

Parâmetro	Fase 01		
	FA1-FAN'S	FA2-FA1	FA2-EB
DBO_{total}	76%	43%	98%
$DBO_{filtrada}$	78%	33%	97%
DQO_{total}	42%	27%	92%
$DQO_{filtrada}$	44%	29%	91%

Com relação a eficiência na remoção de DBO_{total} e $DBO_{filtrada}$ o FA1 apresentou performance semelhante em relação aos filtros anaeróbios. Mesmo fenômeno observado com o FA2 em relação ao esgoto bruto, confirmando a boa estabilidade física da biomassa nos filtros sem o desprendimento de sólidos. Apenas o FA2 em relação ao FA1 apresentou uma perda de eficiência (de 10% na $DBO_{filtrada}$ em relação a DBO_{total}), mas nada extremo.

Nas Figura 4.3 e 4.4 são apresentados os gráficos de DBO_{total} , $DBO_{filtrada}$, DQO_{total} e $DQO_{filtrada}$.

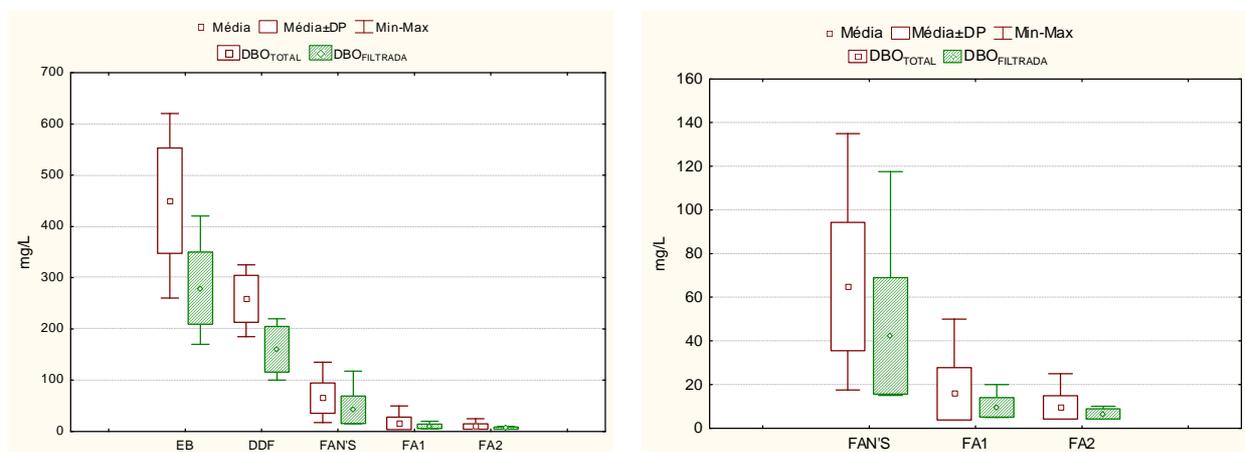


Figura 4.3: Boxs Plots de DBO_{total} e $DBO_{filtrada}$ geral e ampliado – FASE 01.

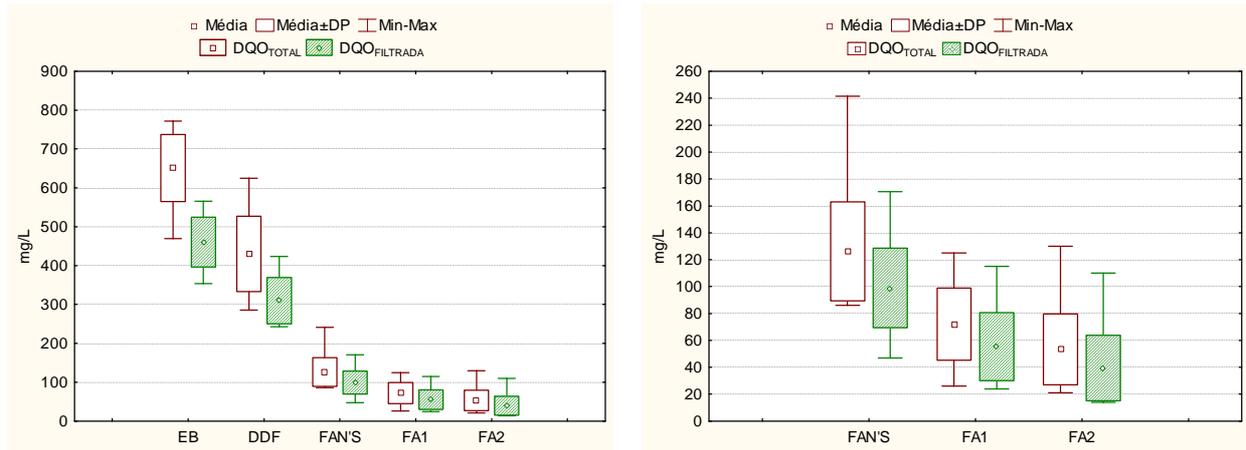


Figura 4.4: Boxs Plots de DQO_{total} e DQO_{filtrada} geral e ampliado – FASE 01.

Nesta fase alcançou-se uma DBO_{total} média final do sistema da ordem de 9 mg/L, atendendo às exigências de alguns Estados do Brasil para padrões de lançamento de efluentes em corpos aquáticos, com mínimas vazões de ar. Além de DQO_{total} média de 53 mg/L.

O filtro aerado FA1 proporcionou remoção de 59% de SST em relação ao FAN'S, o FA2 remoção de 16%, apresentando uma eficiência total de 93%, com concentração média de 10 mg/L no efluente final. No esgoto bruto verificou-se uma concentração média em torno de 150 mg/L.

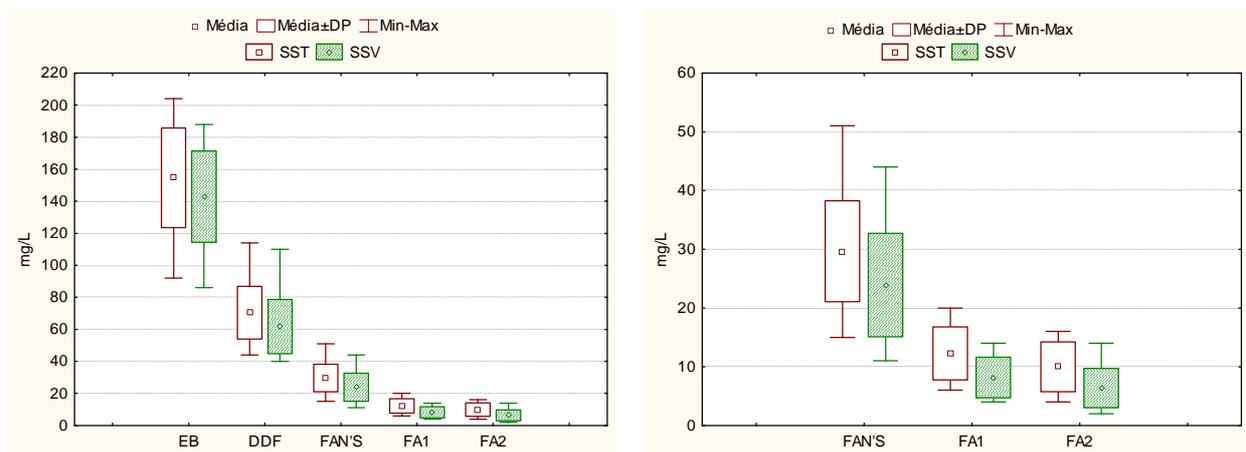


Figura 4.5: Boxs Plots de Sólidos suspensos e suspensos voláteis geral e ampliado – FASE 01.

Analisando-se a Figura 4.5, observa-se também a grande parcela de sólidos suspensos voláteis, ratificando a natureza essencialmente doméstica do esgoto, como citado na metodologia.

Particularmente, em termos de turbidez, desde a primeira coleta, observaram-se baixíssimos níveis, da ordem de 3,42 NTU no FA2, quando no FA1 adentrava uma média

de 77,33 NTU (Figura 4.6). Nesta fase a eficiência média do FA1/FAN'S foi de 94%, do FA2/FA1 30% e do FA2/EB de 98%, proporcionando turbidez média final de 2,70 NTU.

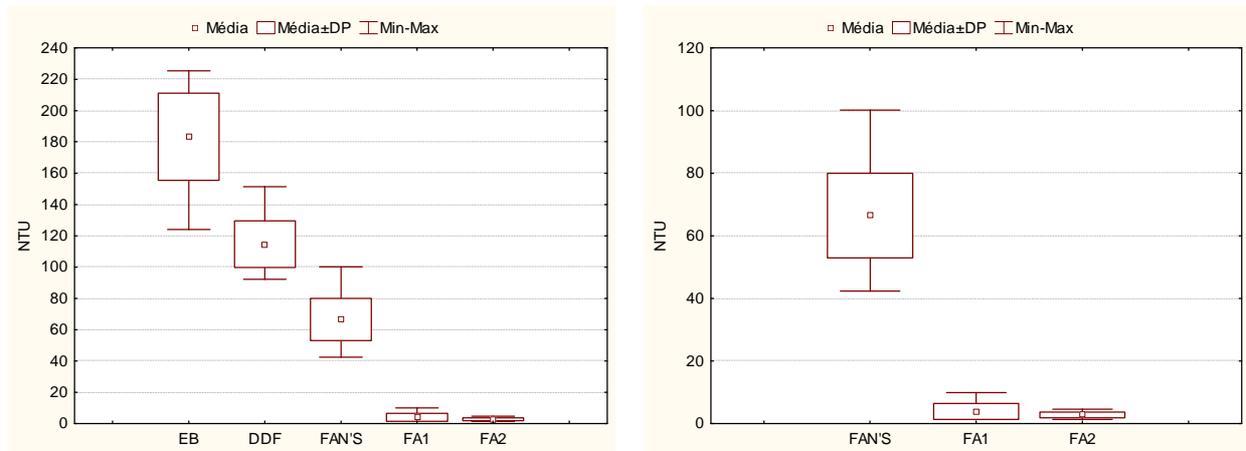


Figura 4.6: Boxs Plots de Turbidez geral e ampliado – FASE 01.

Provavelmente estes bons resultados de sólidos/turbidez devem-se ao período de 12 dias aguardado antes que se iniciasse o sistema de aeração. Antes disto os filtros, que seriam aerados, funcionaram sob condições anaeróbias de modo a proporcionar condições de fixação da biomassa no material suporte, o que lhe conferiu estabilidade física e condições de não cisalhar quando do início da aeração.

Na série nitrogenada observa-se o processo de amonificação nos reatores anaeróbios, seguido pela sensível redução de nitrogênio amoniacal no FA1 (19%) e um decréscimo mais acentuado no FA2 (35%), apresentando o sistema uma eficiência de 47% do FA2/FAN'S, com nitrogênio amoniacal médio de aproximadamente 28 mg N-NH₃/L no efluente final.

Ao passo que se observou redução de amônia e nitrogênio orgânico, este segundo bastante moderada, verificou-se também incremento discreto nas concentrações de nitrato e nitrito. Para nitrito encontrou-se concentrações médias de 1,77 mg N-NO₂⁻/L e 1,98 mg N-NO₂⁻/L, no FA1 e FA2, respectivamente. O nitrato apresentou maiores incrementos, alcançando concentrações médias de 5,3 e 10,4 mg N-NO₃⁻/L para os respectivos FA1 e FA2, como melhor observado nas Figura 4.7 e 4.8. Todos os resultados da série nitrogenada são apresentados na forma de Nitrogênio – N.

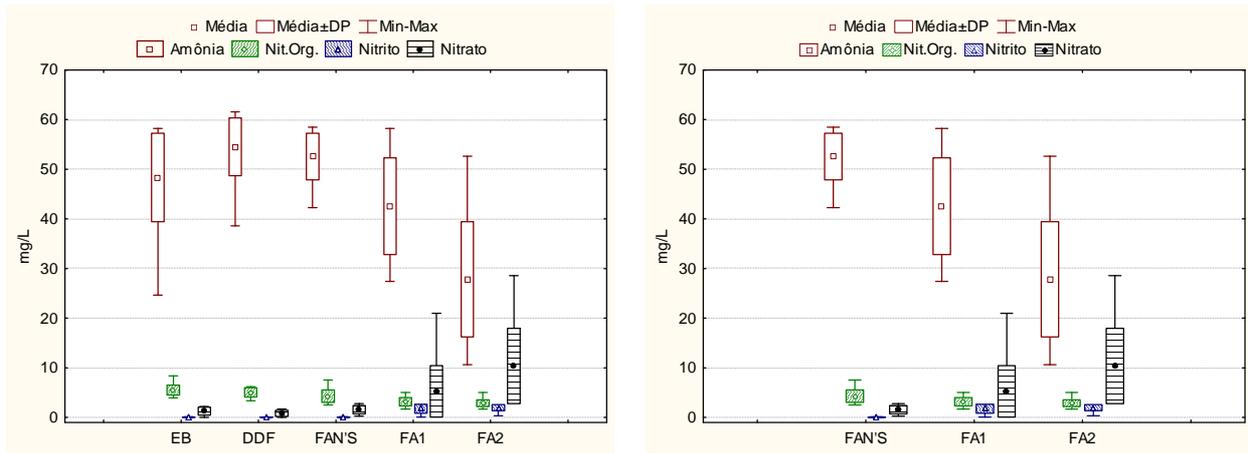


Figura 4.7: Box Plots de Amônia, Nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato geral e ampliado – FASE 01.

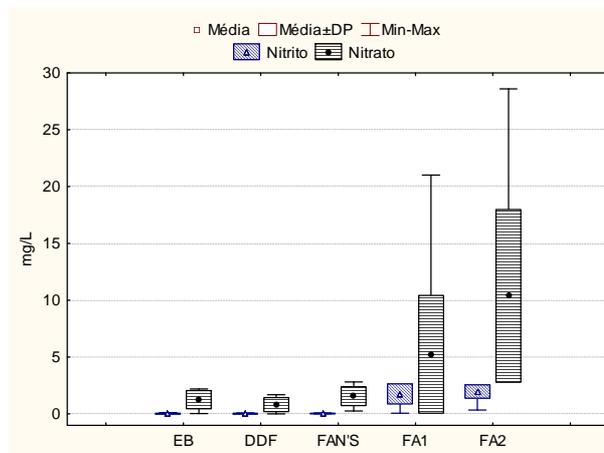


Figura 4.8: Box Plot de nitrito e nitrato geral – FASE 01

Os níveis médios de oxigênio dissolvido residual mantiveram-se acima de 2,0 mg/L, valor em torno do qual, segundo a literatura consultada, alcança-se a nitrificação.

4.3.2 Resultados da Fase 02

Na Tabela 6 são apresentados os resultados de todas as unidades do sistema na fase 02, na qual foi aplicada ao filtro FA1 0,05 m³ ar/min e ao FA2 0,01 m³ ar/min, também com vazão de esgoto de 10m³/d.

Tabela 6: Valores médios, mínimos, máximos, coeficiente de variação e número de dados para os parâmetros em cada unidade do sistema na fase 02

Parâmetro	N	EB	Reatores anaeróbios		Reatores aerados	
			DDF	FAN'S	FA1	FA2
		Média (CV) Mín - Máx	Média (CV) Mín - Máx	Média (CV) Mín - Máx	Média (CV) Mín - Máx	Média (CV) Mín - Máx
Temperatura	9	29,8 (1,7) 29,2 - 30,9	29,5 (2,1) 28,8 - 30,7	28,9 (1,3) 28,5 - 29,4	28,7 (1,5) 28,0 - 29,5	28,9 (1,3) 28,5 - 29,8
pH	9	6,10 (3,8) 5,57 - 6,29	6,20 (3,2) 5,81 - 6,47	6,42 (1,8) 6,29 - 6,61	6,38 (6,0) 5,64 - 6,85	6,35 (7,2) 5,47 - 6,82
Condutividade (µS/cm)	9	395 (22,1) 254 - 517	466 (20,3) 293 - 603	566 (18,6) 389 - 720	433 (22,6) 299 - 578	438 (30,4) 265 - 695
Turbidez (NTU)	8	156,4 (37,0) 100,9 - 264,3	99,0 (32,1) 50,2 - 157,0	59,4 (26,6) 37,6 - 91,9	2,2 (41,4) 1,04 - 3,59	2,1 (52,2) 0,79 - 4,46
Sól Susp Totais (mg/L)	9	149 (21,5) 106 - 200	53,3 (24,3) 38 - 74	26 (19,4) 20 - 36	8,2 (33,2) 4 - 12	7,2 (37,8) 4 - 13
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /L)	7	198 (20,9) 142 - 277	257 (15,6) 173 - 290	296 (15,3) 230 - 353	108 (80,7) 16 - 265	124 (60,9) 7,5 - 222
AGV (mg/L)	7	218 (31,0) 139 - 330	187 (55,9) 75 - 343	55 (8,3) 51 - 62	33 (31,7) 23 - 53	36 (29,1) 23 - 53
DBO _{total} (mg O ₂ /L)	7	391 (23,7) 230 - 447	238 (48,2) 115 - 421	27 (42,6) 18 - 53	10 (52,0) 5 - 20	8 (46,3) 5 - 12
DBO _{filtrada} (mg O ₂ /L)	8	238 (14,1) 200 - 280	163 (70,0) 65 - 316	18 (40,0) 13 - 33	9 (57,4) 4 - 20	5 (50,7) 2 - 9
DQO _{total} (mg/L)	8	587 (17,9) 447 - 682	321 (45,7) 183 - 598	116 (23,0) 90 - 177	54 (52,1) 21 - 105	26 (46,1) 13 - 47
DQO _{filtrada} (mg/L)	8	392 (38,8) 252 - 632	207 (38,4) 126 - 424	80 (25,1) 65 - 123	38 (38,8) 15 - 115	23 (31,1) 12 - 110
Nitrato (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	9	2,0 (37,9) 0,14 - 2,9	2,2 (55,3) 0,2 - 4,5	1,64 (24,9) 1,10 - 2,2	17,47 (48,3) 2,90 - 28,5	16,55 (49,3) 6,10 - 28,5
Nitrito (mg NO ₂ ⁻ /L)	9	0,00 0,00 - 0,00	0,00 0,00 - 0,00	0,00 (300,0) 0,00 - 0,02	1,12 (70,4) 0,07 - 2,35	0,51 (81,3) 0,13 - 1,31
Nitrogênio Amoniacal (mg N-NH ₃ ⁺ /L)	9	36,2 (20,3) 24,6 - 49,8	39,2 (20,5) 25,7 - 51,5	41,0 (18,9) 27,4 - 49,3	17,6 (61,7) 6,7 - 35,8	16,3 (63,4) 5,0 - 30,8
Nitrogênio Orgânico (mg N/L)	9	4,9 (29,5) 3,3 - 7,3	4,7 (39,8) 2,8 - 8,40	4,0 (33,5) 2,8 - 6,2	3,10 (15,9) 2,8 - 3,92	2,6 (15,2) 2,2 - 3,4
COT (mg/L)	3	91,9 (26,3) 74,6 - 119,6	48,2 (70,4) 20,1 - 85,8	13,7 (55,5) 8,3 - 22,4	7,0 (9,4) 6,3 - 7,6	6,8 (5,9) 6,4 - 7,2
OD (mg/L)	7	-	-	0,51 (31,2) 0,36 - 0,80	2,67 (52,9) 0,32 - 4,67	1,26 (73,2) 0,32 - 2,80

*CV. = coeficiente de variação;

Na fase 02 o equipamento utilizado para análises de carbono orgânico total apresentou problemas técnicos, sendo possível a realização de apenas 3 análises.

A temperatura, na fase 02, manteve-se na faixa entre 28,0°C e 30,9°C em todas as unidades do sistema, correspondendo ao verão, quando as temperaturas locais ficam nesta faixa.

No tocante a matéria orgânica, na Tabela 7 são apresentadas as eficiências médias de remoção, por unidades, de DBO_{total}, DBO_{filtrada}, DQO_{total} e DQO_{filtrada}.

Tabela 7: Eficiências médias de remoção de DBO_{total} e DQO_{total} no sistema na FASE 02.

Parâmetro	Fase 02		
	FA1-FAN'S	FA2-FA1	FA2-EB
DBO_{total}	62%	20%	97%
$DBO_{filtrada}$	50%	44%	97%
DQO_{total}	53%	52%	95%
$DQO_{filtrada}$	52%	39%	94%

Em termos de eficiência global o sistema tem comportamento semelhante ao da fase anterior. Através das Figuras 4.9 e 4.10 pode-se perceber a diminuição substancial das concentrações de DBO e DQO ao longo do sistema. As eficiências das unidades intermediárias diminuíram um pouco devido a redução da DBO_{total} no esgoto bruto, que passou de 450 mg/L na fase 01 para 390 mg/L na fase 02.

Na DBO_{total} do FA1/ FAN'S desta fase observa-se uma queda de eficiência (de 76% para 62%) quando comparada a fase 01, decorrente também do melhor desempenho dos filtros anaeróbios. Antes do início da fase 02 os filtros anaeróbios foram esgotados e lavados superficialmente com cuidado para não remover a biomassa já consolidada, o que proporcionou certamente maior eficiência. Nesta fase obteve-se uma DBO_{total} média de 10 mg/L e 8 mg/L para os filtros FA1 e FA2, respectivamente.

Saindo deste comportamento característico da fase 01, encontram-se a DQO_{total} e $DQO_{filtrada}$ com diferença de eficiência (13%) do FA2 em relação ao FA1, talvez pela presença do lodo presente na rasa calha onde era feita a coleta do FA1, que pela baixa profundidade carregou sólidos para a amostra (quando se teve no FA1 uma DQO_{total} e $DQO_{filtrada}$ médias de aproximadamente 54 mg/L e 38 mg/L). Fato que não ocorria no FA2, onde a coleta era feita no compartimento de saída dos filtros, com volume considerável a ponto de diluir e impedir que material sólido normalmente fosse carregado para a amostra. Ratificando esta explicação estão os dados de DQO_{total} e $DQO_{filtrada}$ finais médias de, respectivamente, 26 mg/L e 23 mg/L.

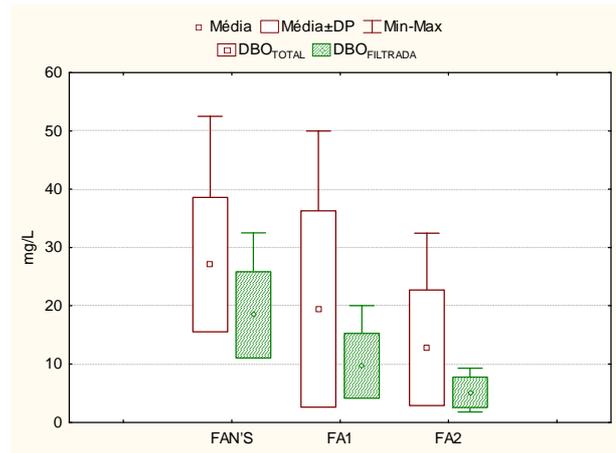
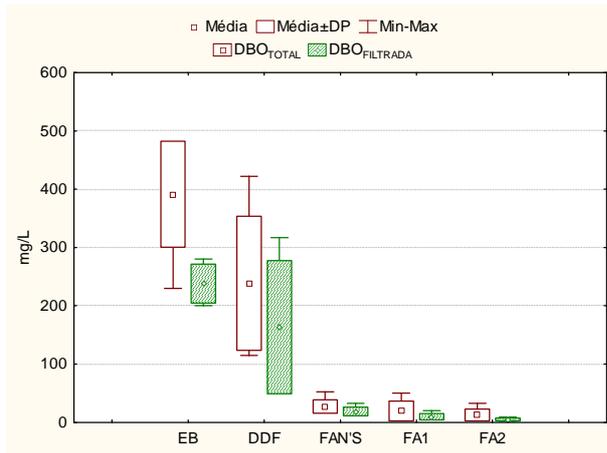


Figura 4.9: Boxs Plots de DBO_{total} e DBO_{filtrada} geral e ampliado – FASE 02.

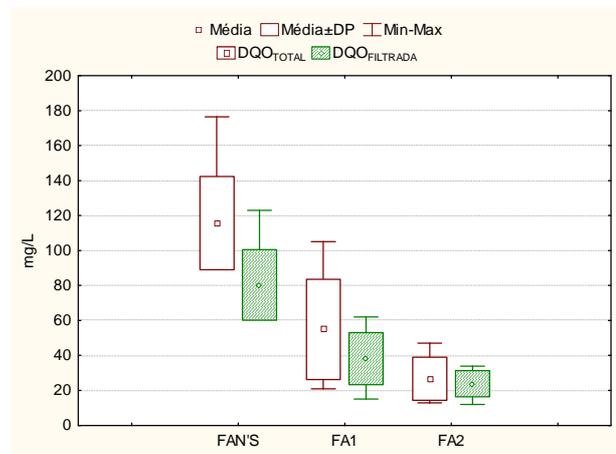
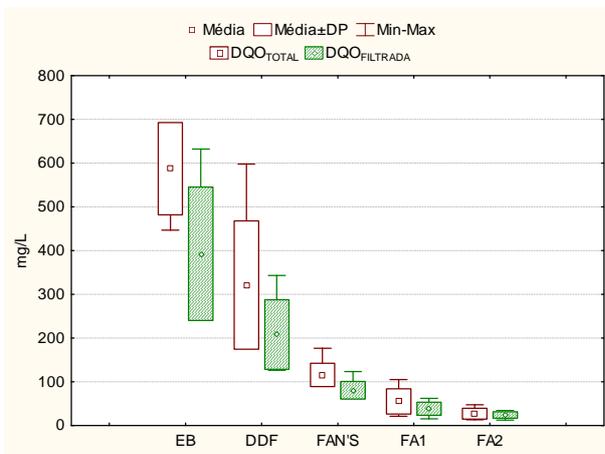


Figura 4.10: Boxs Plots de DQO_{total} e DQO_{filtrada} geral e ampliado – FASE 02.

Analisando-se os dados da série nitrogenada verifica-se aumento dos níveis de nitrato e redução de nitrogênio amoniacal, como apresentado na Figura 4.11.

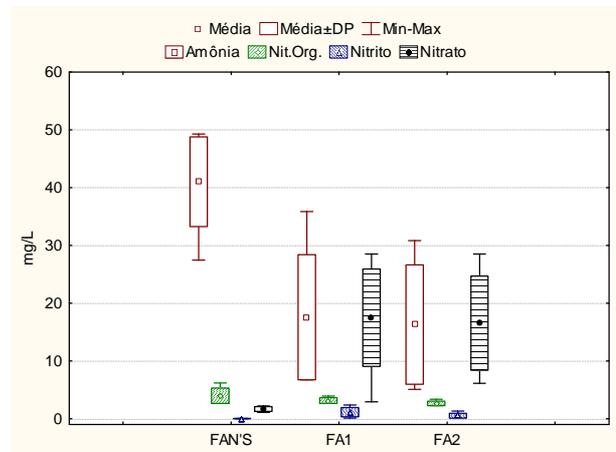
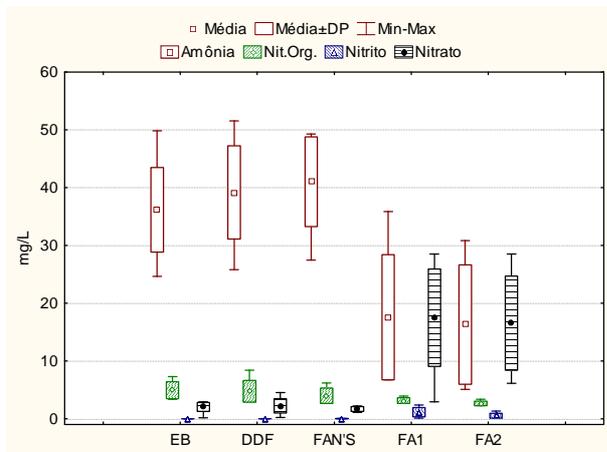


Figura 4.11: Boxs Plots de Amônia, Nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato geral e ampliado – FASE 02.

Nesta fase o FA1/FAN'S, o FA2/FA1 e o FA2/ FAN'S, apresentaram remoção de 57%, 7% e 60%, respectivamente, de nitrogênio amoniacal. Nesta fase alcançou-se 17,6 mg N-NH₃/L de nitrogênio amoniacal médio no FA1 e 16,3 mg N-NH₃/L no efluente final. Alcançou-se elevadas concentrações de nitrato no efluente final, sendo 17,47 mg N-NO₃⁻/L no FA1 e 16,55 mg N-NO₃⁻/L no FA2.

Na segunda fase percebe-se a mudança dos níveis de alcalinidade no esgoto bruto, saindo de um patamar em torno de 400 mg/L e voltando para os níveis citados na literatura para esgoto bruto, em torno de 200 mg/L, quando não houve mudança de metodologia, reagentes, nem de pessoa responsável pela análise, caracterizando assim uma mudança nas características do esgoto. Tal fato pode estar relacionado a alguma mudança de hábito dos usuários, como, por exemplo, a substituição de algum produto químico utilizado na lavagem de piso do restaurante, por exemplo. A etapa anterior durou 4 meses, um semestre letivo na UFRN. Nesta fase, observa-se comportamento semelhante ao da fase anterior ao longo dos reatores, tanto para alcalinidade como para AGV. O AGV permaneceu no mesmo patamar da fase 01. Na Figura 4.12 são apresentadas as variações de alcalinidade e AGV na fase 02.

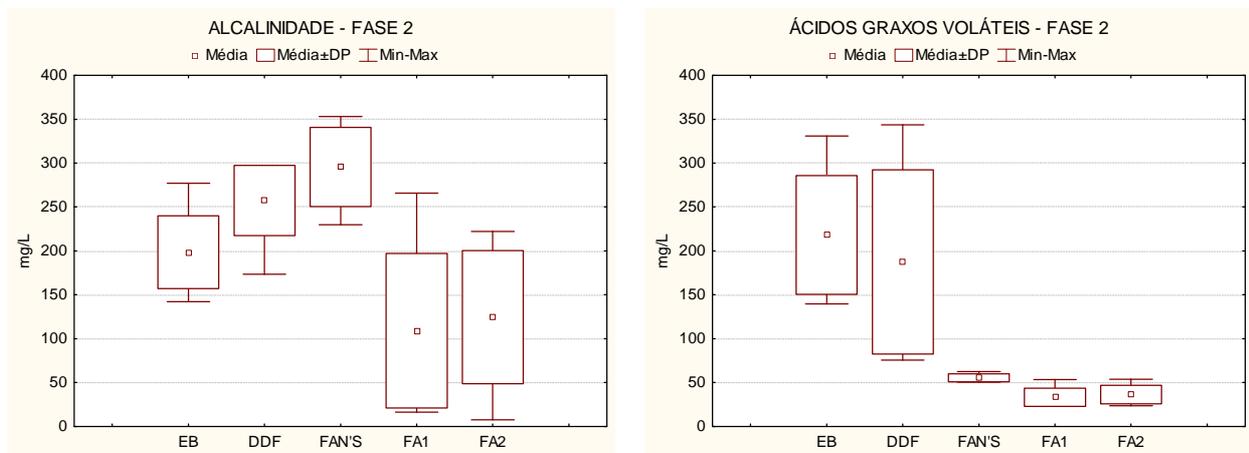


Figura 4.12: Boxs Plots de Alcalinidade e Ácidos Graxos Voláteis – FASE 02.

Caso tenha havido esta interferência, observa-se adiante que o processo de nitrificação, sensível a agente tóxicos, não sofreu danos, provavelmente devido ao papel desempenhado pelo biofilme que contém grande variedade de população microbiana degradando diferentes substratos, e glicocálix ao redor dos microorganismos, que os protege da ação dos agentes tóxicos.

Observa-se também o pH próximo da neutralidade no afluente, nas unidades anaeróbias e aeradas, tendo, no entanto, mínimo valor de 5,4 no último filtro (Figura 4.13), ratificando o processo de oxidação da amônia.

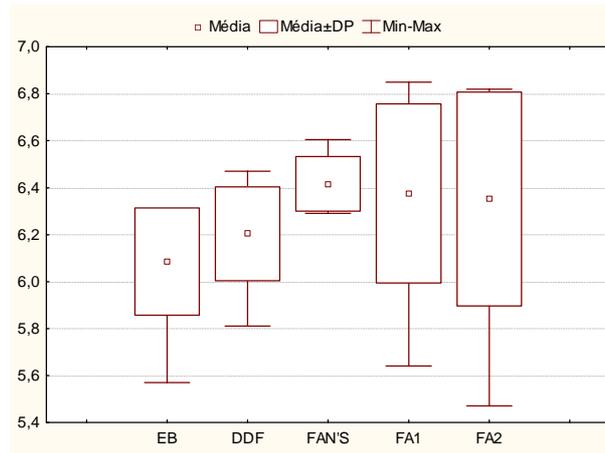


Figura 4.13: Box Plot de pH – FASE 02.

Nesta fase, com aumento da aeração no FA1 verifica-se aumento da eficiência de remoção de SS neste filtro. O FA1/FAN'S com 69%, FA2/FA1 com 12%, apesar da perda de rendimento no FA2/FA1 a eficiência global passa de 93% para 95%, com concentração média no efluente final em torno de 7 mg/L. Na Figura 4.14 são apresentados os Box Plots de sólidos suspensos e voláteis na fase 02.

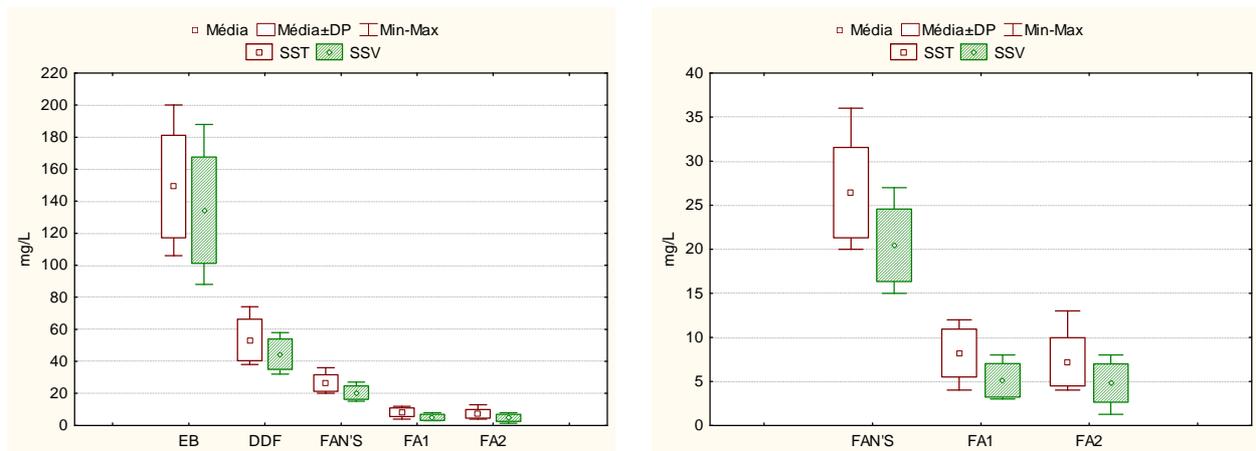


Figura 4.14: Boxs Plots de Sólidos suspensos e suspensos voláteis geral e ampliado – FASE 02.

Na Figura 4.15 são apresentados juntos os dados de sólidos suspensos totais e turbidez.

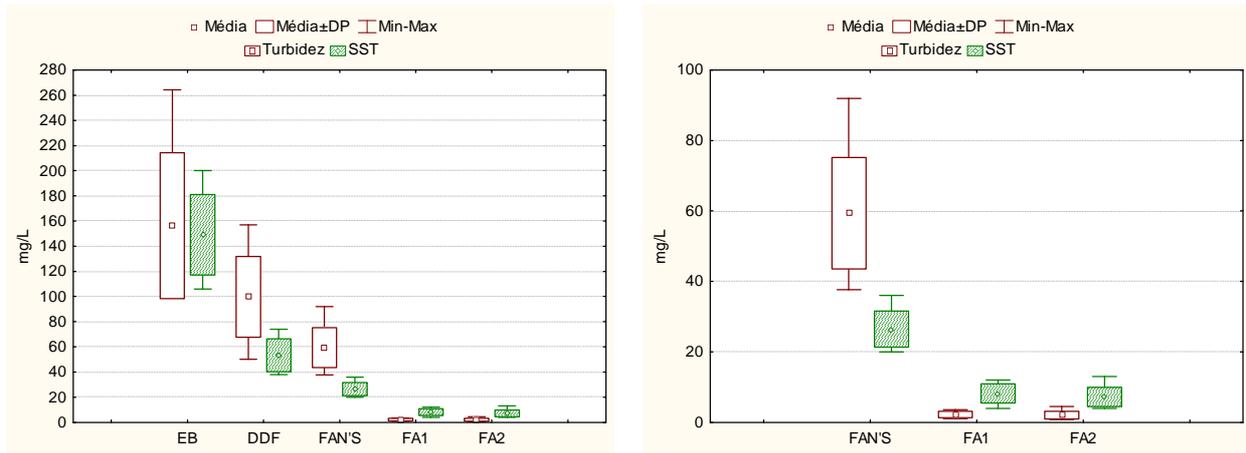


Figura 4.15: Boxs Plots de Turbidez e Sólidos suspensos geral e ampliado – FASE 02.

Durante esta fase constatou-se baixíssimas concentrações finais de turbidez, com concentração final média de 2,1 NTU e mínima de 0,79 NTU. Como observado na Tabela 6 verifica-se elevado coeficiente de variação para este parâmetro, bem como para SS, DBO_{total} e filtrada, DQO_{total} e filtrada, nitrato e nitrogênio amoniacal já que apresentam níveis extremos no início em relação ao final, alguns aumentando (nitrato) e os demais diminuindo.

4.3.3 Resultados da Fase 03

Na Tabela 8 são apresentados os resultados de todas as unidades do sistema na fase 03, quando foi aplicada ao filtro FA1 $0,10 \text{ m}^3 \text{ ar/min}$ e ao FA2 $0,01 \text{ m}^3 \text{ ar/min}$ também com vazão de esgoto de $10 \text{ m}^3/\text{d}$.

Tabela 8: Valores médios, mínimos, máximos, coeficiente de variação e número de dados para os parâmetros em cada unidade do sistema na fase 03.

Parâmetro	N	EB	Reatores anaeróbios		Reatores aerados	
			DDF	FAN'S	FA1	FA2
		Média (CV) Mín - Máx	Média (CV) Mín - Máx	Média (CV) Mín - Máx	Média (CV) Mín - Máx	Média (CV) Mín - Máx
Temperatura	9	29,2 (1,7) 28,4 - 29,8	29,2 (2,3) 28,2 - 30,3	28,8 (1,6) 28,0 - 29,7	28,8 (1,7) 28,0 - 29,8	28,7 (1,8) 27,9 - 29,6
pH	9	6,17 (4,4) 5,78 - 6,50	6,21 (1,2) 6,14 - 6,38	6,46 (1,6) 6,33 - 6,65	5,42 (13,6) 4,38 - 6,33	4,41 (23,3) 3,45 - 6,10
Condutividade ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	9	439 (23,6) 266 - 602	546 (17,6) 371 - 699	621 (11,4) 512 - 705	429 (20,6) 317 - 560	443 (20,5) 321 - 599
Turbidez (NTU)	9	170,9 (21,2) 110,7 - 228,7	99,8 (15,7) 74,2 - 129,3	41,5 (23,7) 26,5 - 54,0	5,9 (57,9) 1,9 - 12,0	1,4 (25,7) 0,97 - 2,1
Sól Susp Totais (mg/L)	9	156 (24,4) 102 - 210	55 (28,9) 32 - 79	25 (23,5) 19 - 38	8,8 (53,1) 4 - 18	4,6 (38,6) 3 - 8
Alcalinidade (mg CaCO_3/L)	9	206 (27,5) 131 - 309	273 (11,3) 207 - 310	303 (9,2) 275 - 348	39 (89,8) 0 - 99	11 (166,1) 0 - 50
AGV (mg/L)	7	221 (33,4) 171 - 379	116 (27,3) 86 - 170	63 (15,3) 49 - 80	66 (105,6) 22 - 171	39 (114,9) 10 - 138
DBO _{total} (mg O_2/L)	9	458 (20,4) 350 - 670	231 (25,9) 140 - 345	45 (30,4) 31 - 70	9 (27,4) 7 - 15	6 (20,5) 5 - 8
DBO _{filtrada} (mg O_2/L)	8	264 (24,5) 210 - 410	88 (14,4) 70 - 115	27 (29,6) 18 - 40	6 (19,2) 5 - 8	4 (17,6) 3 - 5
DQO _{total} (mg/L)	8	517 (16,6) 426 - 718	233 (12,5) 207 - 280	80 (22,3) 54 - 100	40 (33,7) 27 - 70	23 (46,2) 10 - 47
DQO _{filtrada} (mg/L)	8	332 (18,6) 246 - 441	145 (6,5) 137 - 161	59 (27,7) 42 - 88	30 (44,2) 15 - 50	20 (57,7) 8 - 47
Nitrato (mg $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$)	9	1,80 (83,2) 0,5 - 5,20	1,63 (55,2) 0,4 - 2,6	1,14 (61,4) 0,25 - 1,80	17,20 (40,6) 8,3 - 29,2	14,41 (51,4) 1,90 - 24,2
Nitrito (mg NO_2^-/L)	9	0,00 0,00 - 0,00	0,00 0,00 - 0,00	0,00 0,00 - 0,00	0,96 (65,1) 0,29 - 2,26	0,04 (23,6) 0,00 - 0,17
Nitrogênio Amoniacal (mg $\text{N-NH}_4^+/\text{L}$)	9	41,1 (34,9) 21,8 - 61,0	44,4 (11,3) 37,5 - 51,5	45,2 (12,1) 36,4 - 51,8	9,1 (31,3) 5,0 - 14,0	6,1 (59,2) 1,7 - 12,9
Nitrogênio Orgânico (mg N/L)	9	4,4 (16,7) 3,3 - 5,6	3,3 (13,3) 2,8 - 3,92	3,3 (18,1) 2,2 - 4,2	3,2 (25,0) 2,2 - 4,50	3,2 (26,5) 2,2 - 5,4
COT (mg/L)	8	121,1 (45,1) 53,0 - 213,1	44,9 (7,99) 36,5 - 48,0	11,6 (17,3) 9,3 - 14,3	8,67 (53,9) 5,8 - 18,9	7,2 (40,0) 4,2 - 13,0
OD** (mg/L)	8	-	-	0,26 (23,9) 0,16 - 0,37	0,45 (20,6) 0,37 - 0,66	0,38 (23,4) 0,28 - 0,54

*CV. = coeficiente de variação;

** dados de OD não precisos.

Os dados de OD, serão apresentados, mas não serão utilizados para explicações, pois nesta fase da pesquisa houve quebra do oxímetro e foi utilizado outro, que apesar de calibrado apresentou resultados destoantes do esperado. No entanto, acredita-se sempre ter havido OD residual nos filtros aerados acima de 2,0 mg/L, já que na fase anterior o FA1 e o FA2 já apresentavam concentrações de 2,66 mg/L e 1,66 mg/L, respectivamente.

Durante a terceira fase, com vazão de ar no FA1 dez vezes maior que no FA2, observou-se baixíssimas concentrações médias de DBO_{total} e DBO_{filtrada} no efluente final, 6 mg/L e 4 mg/L, respectivamente (Figura 4.16). Estes resultados constataam a boa estabilidade da biomassa nos filtros aerados. As eficiências das unidades podem ser observadas na Tabela 9.

Tabela 9: Eficiências médias de remoção de DBO_{total} e DQO_{total} no sistema na FASE 03.

Parâmetro	Fase 03		
	FA1-FAN'S	FA2-FA1	FA2-EB
DBO_{total}	80%	33%	98%
$DBO_{filtrada}$	77%	33%	98%
DQO_{total}	51%	42%	95%
$DQO_{filtrada}$	48%	33%	93%

Para DQO_{total} e $DQO_{filtrada}$ obtiveram-se concentrações médias de 23 mg/L e 20 mg/L, respectivamente. Nesta fase observou-se concentrações mínimas de até 10 mg/L de DQO_{total} no efluente final (Figura 4.17).

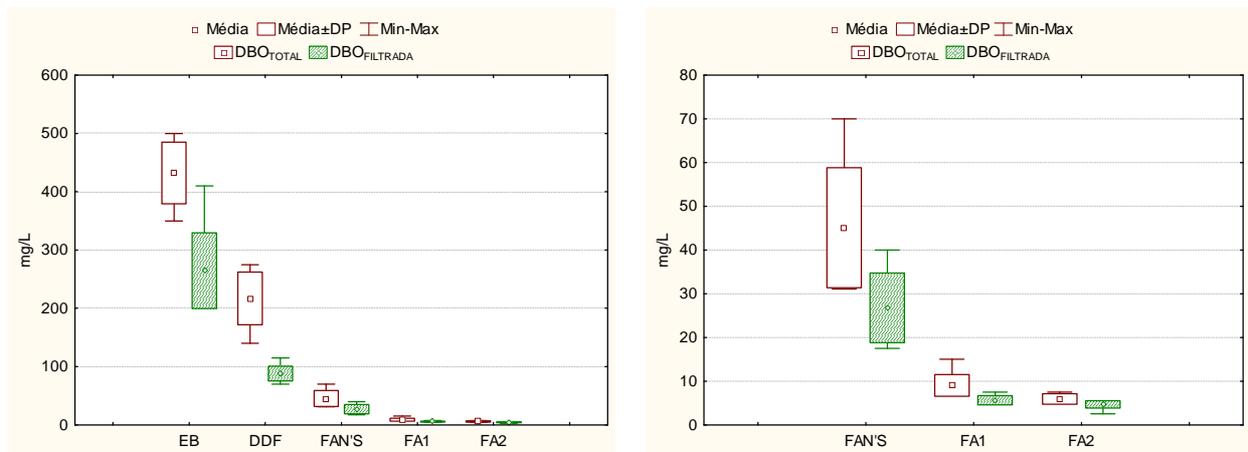


Figura 4.16: Boxs Plots de DBO_{total} e $DBO_{filtrada}$ geral e ampliado – FASE 03.

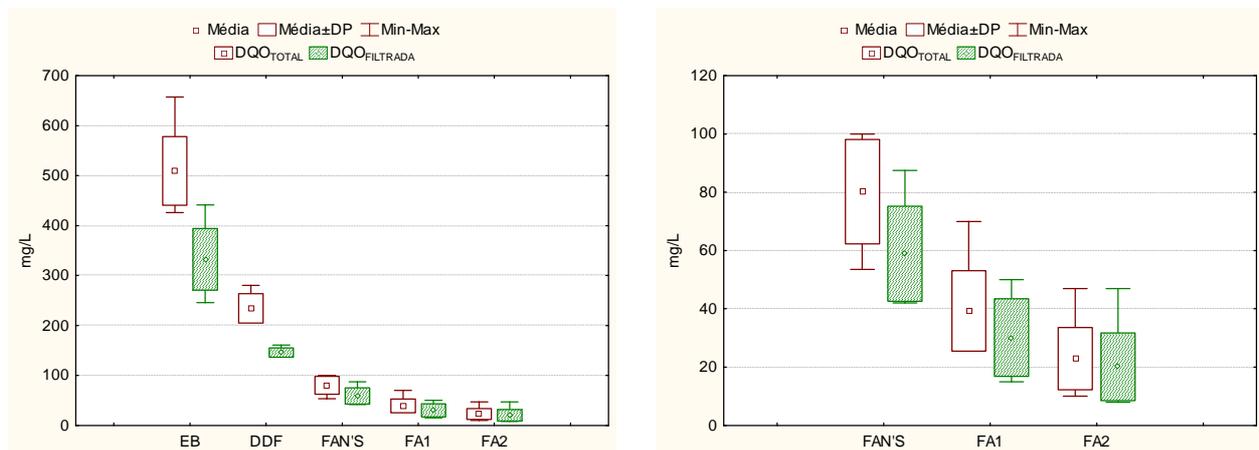


Figura 4.17: Boxs Plots de DQO_{total} e $DQO_{filtrada}$ geral e ampliado – FASE 03.

Nesta fase manteve-se o patamar observado na fase 02 em termos de alcalinidade do esgoto bruto. Nas unidades anaeróbicas o comportamento das fases anteriores se repetiu na fase 03, com produção de alcalinidade. Havendo um consumo da mesma nas unidades aeradas. Tais dados são verificados na Figura 4.18.

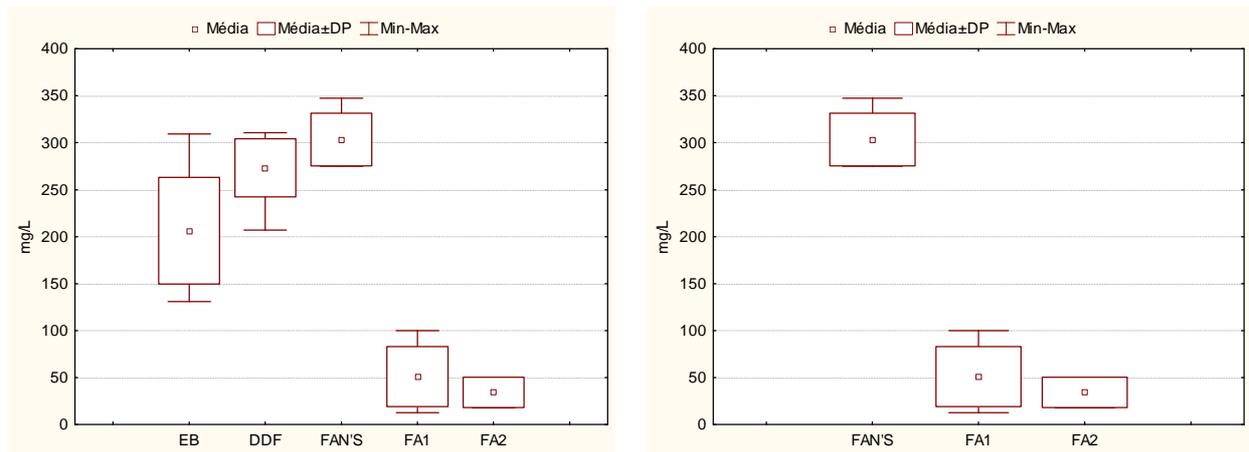


Figura 4.18: Boxs Plots de Alcalinidade geral e ampliado – FASE 03.

Com o aumento da vazão de ar no FA1, há consumo da alcalinidade em decorrência da nitrificação, resultando em queda do pH. Esta redução ocorre também no FA2 pelo ar fornecido, mas muito mais já pela baixa alcalinidade que adentrou ao sistema. Nesta fase o FA1 recebeu alcalinidade média de 303 mg CaCO_3/L enquanto o FA2 uma alcalinidade de 39 mg CaCO_3/L . Nesta última etapa verificou-se pH médio para o FA1 e FA2 em torno de 5,4 e 4,4, respectivamente, com valores mínimos de 3,4 no efluente final (FA2). Na Figura 4.19 verifica-se o pH em todas as unidades do sistema na fase 03.

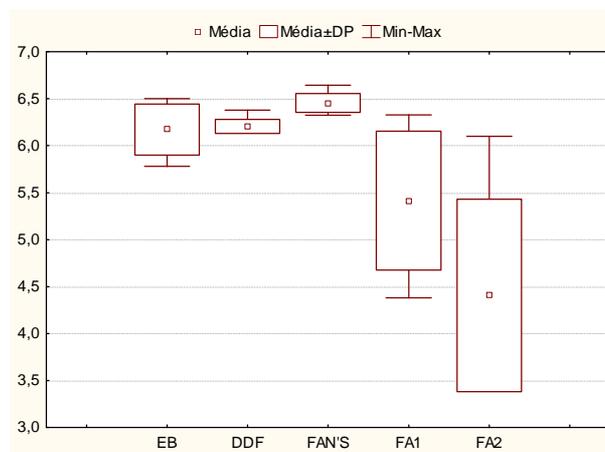


Figura 4.19: Box Plot de pH – FASE 03.

Nesta fase o FA1/FAN'S, o FA2/FA1 e o FA2/ FAN'S, apresentaram remoção de 79%, 32% e 86%, respectivamente, de nitrogênio amoniacal. Conforme a Figura 4.20, alcançou-se um nitrogênio amoniacal médio de 6,10 mg $\text{N-NH}_3/\text{L}$, apresentando concentrações mínimas de até 1,70 mg $\text{N-NH}_3/\text{L}$. As concentrações de nitrato apresentaram-se no mesmo patamar da fase 02 (FA1=17,20 mg $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$; FA2= 14,40 mg $\text{N-NO}_3^-/\text{L}$), apesar de ter sido aplicada maior vazão de ar. Também se verificou uma redução das concentrações de nitrato entre os filtros aerados. Os níveis médios de OD mesmo

apresentadas não serão utilizados em discussão devido ao problema que houve com o equipamento.

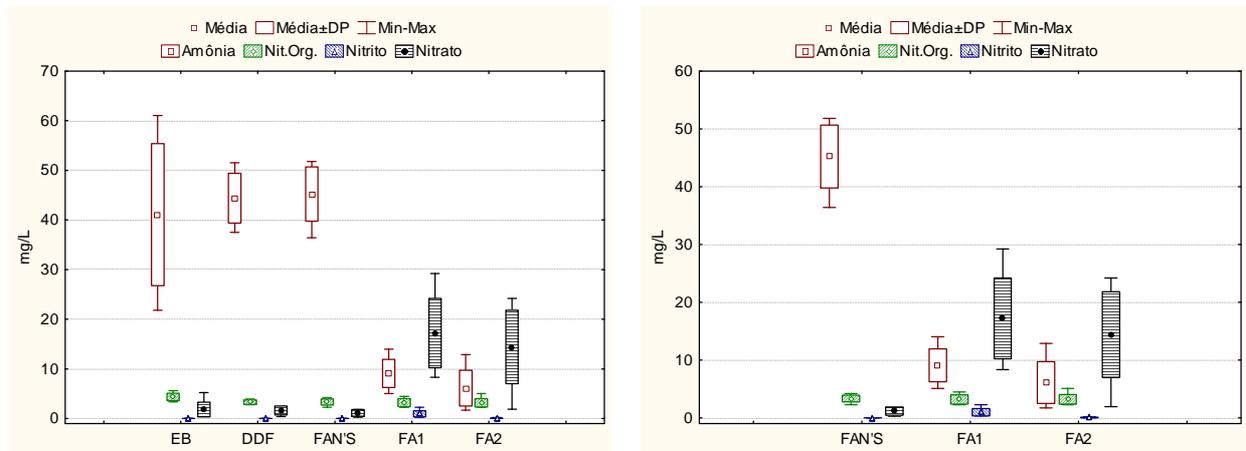


Figura 4.20: Boxs Plots de Amônia, Nitrogênio orgânico, nitrito e nitrato geral e ampliado – FASE 03.

Na Figura 4.21 são apresentados os dados de SS e turbidez na fase 03.

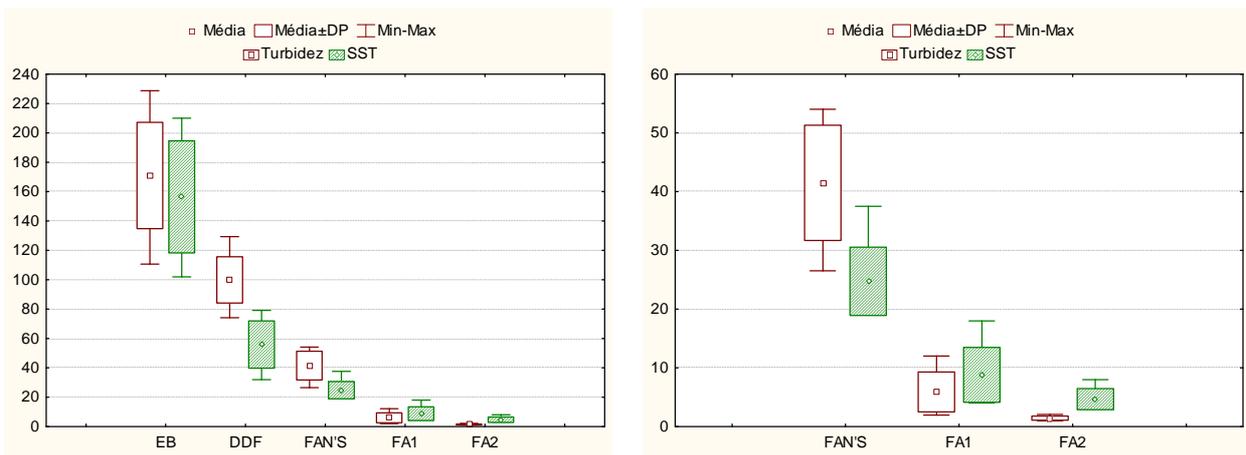


Figura 4.21: Boxs Plots de Turbidez e Sólidos suspensos geral e ampliado – FASE 03.

Durante esta fase, com elevada vazão de ar no FA1 ocorreram concentrações máximas de SS da ordem de 18 mg/L, quando na fase 02 era da ordem de 12 mg/L. Ao passo que no FA2, que na fase 02 tinha concentrações máximas de 13 mg/L passou a ter máxima de apenas 8 mg/L. Os dados de turbidez tiveram comportamento semelhante ao de SS, apresentando efluente final com turbidez média da ordem de 1,5 NTU. Apesar do desprendimento de sólidos no FA1, o FA2 apresentou na fase 03 um coeficiente de variação inferior ao da fase 02, 26% na fase 03 quando na fase anterior era em torno de 50%, indicando a excelente estabilidade da biomassa presente no FA2.

A Figura 4.22 mostra o aspecto visual do esgoto bruto, filtros anaeróbios e filtros aerados, pela qual se verifica a alta transparência do efluente dos filtros aerados submersos, devido à baixa concentração de sólidos suspensos.

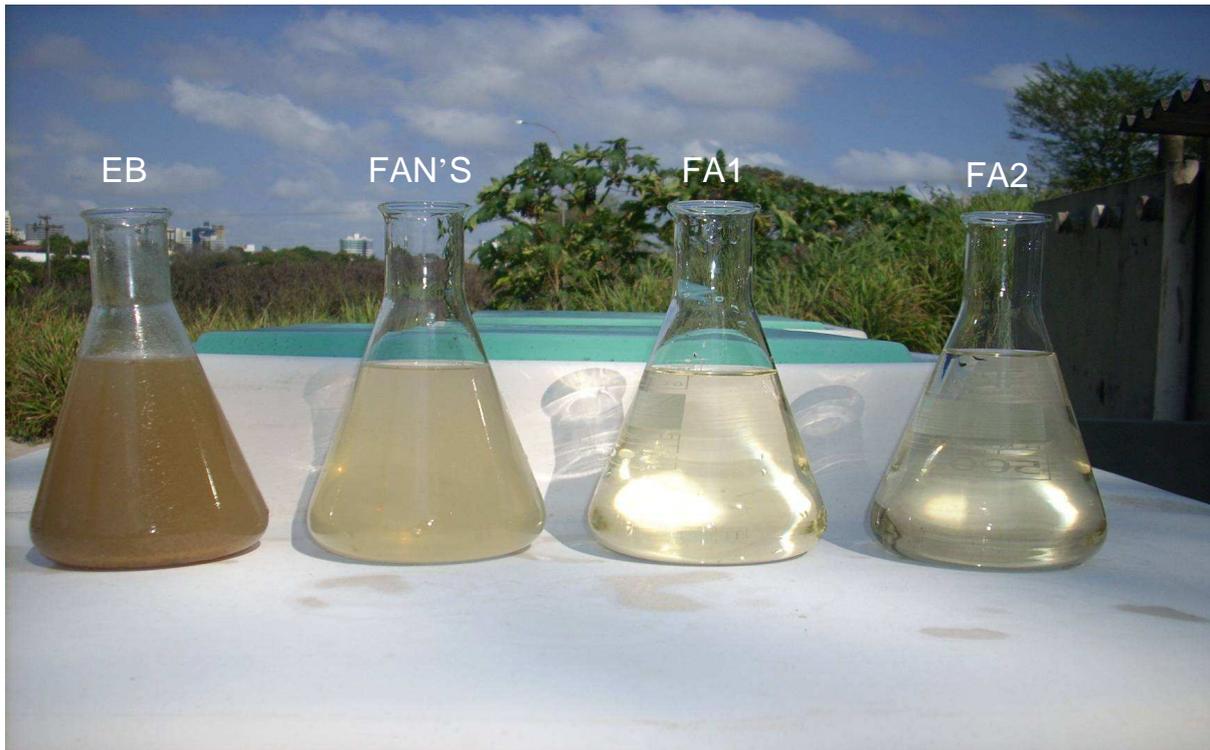


Figura 4.22: Aspecto visual do esgoto bruto, e do efluente dos filtros.

4.4 Discussões gerais

4.4.1 Sólidos suspensos

Observando-se a evolução das concentrações médias de sólidos suspensos percebe-se um declínio contínuo em seus valores médios como um todo. No entanto, durante a fase 03 nota-se um aumento da faixa de variação no FA1. Nesta fase a vazão de ar no FA1 foi aumentada para $0,10 \text{ m}^3 \text{ ar/min}$, quando no FA2 manteve-se em $0,01$. No entanto, o FA2 mostrou-se capaz de reter os sólidos provenientes do FA1, além de reduzir a concentração de sólidos do efluente final do sistema (Figura 4.23). Estes resultados do FA2 podem ser associados também a alta idade (9 meses) do lodo presente no último filtro aerado, uma vez que o lodo desempenha papel de meio filtrante, retendo os sólidos provenientes da unidade anterior. Com isto verifica-se uma ótima característica operacional de filtros aerados em série, quando o segundo reator aerado serve como filtro de segurança, porque permite uma intensa nitrificação a montante e consegue conter a turbidez oriunda da unidade precedente.

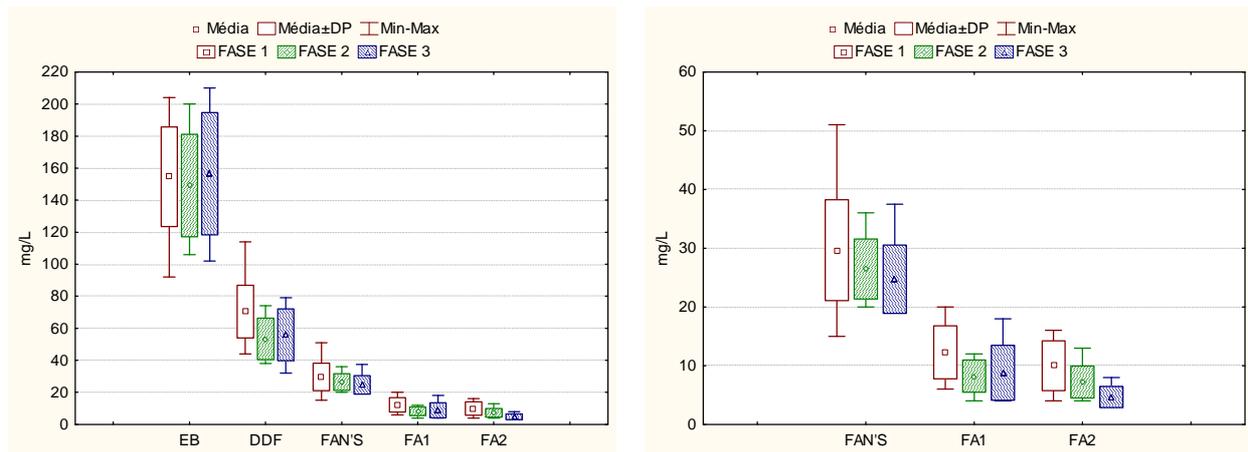


Figura 4.23: Sólidos suspensos totais nas três fases geral e ampliado.

Atribui-se a estes bons resultados de sólidos a elevada idade do lodo, que ficou retido no reator por aproximadamente 9 meses sendo mineralizado gradativamente. Na Figura 4.24 observa-se um material amarronzado que se depositou na calha de passagem entre os filtros aerados, com aspecto visual semelhante ao da argila. Após longo período dentro do reator a biomassa sofreu processo de gaseificação, liberando gases, sais hidrossolúveis e sólidos suspensos mineralizados de fina granulometria, que, provavelmente, ao final da pesquisa começaram a desprender-se do leito e sedimentar na referida calha.

Salientando-se também que as distribuições de esgoto e ar uniformes provavelmente contribuíram para manter a velocidade ascensional no leito tal qual não permitisse desagregação da biomassa.



Figura 4.24: Lodo aparentemente mineralizado.

Provavelmente o tempo esperado inicialmente (12 dias) antes da ligação do sistema de aeração foi decisivo para que a biomassa tivesse condições de consolidar-se fisicamente dentro do reator, não havendo seu desprendimento quando do início da oxigenação. Oferecendo, portanto, excelentes condições para os bons resultados observados como um todo, principalmente na degradação biológica carbonácea, nitrogenada e retenção de

sólidos. Dispensando, inclusive, unidades de decantação secundárias, sendo necessário apenas um controle da evolução de colmatação do meio.

4.4.2 DBO_{total}

Desde a primeira fase o FA1 já apresentou DBO_{total} inferior a 60 mg/L, com concentrações de 16 mg/L, 10 mg/L e 9 mg/L, respectivamente nas fases 01, 02 e 03. No FA2, para as mesmas fases obteve-se DBO_{total} no efluente final em torno de 9mg/L, 8 mg/L e 6 mg/L, respectivamente (Figura 4.25).

Na fase 03, observa-se uma DBO_{total} afluyente de 9mg/L no FA2, criando uma condição de baixa disponibilidade de alimento neste filtro e proporcionando, possivelmente, condições para ocorrência da respiração endógena, o que poderia justificar o lodo visualmente mineralizado na Figura 4.24.

Estes bons resultados de DBO estão associados a alta densidade de lodo retida nos interstícios que além de reter o material particulado desempenha importante papel na remoção da matéria orgânica dissolvida, ao funcionar como leito de lodo filtrante.

A DBO_{total} média afluyente ao sistema foi de 450 mg/L, 391 mg/L e 458 mg/L nas fases 01, 02 e 03, respectivamente.

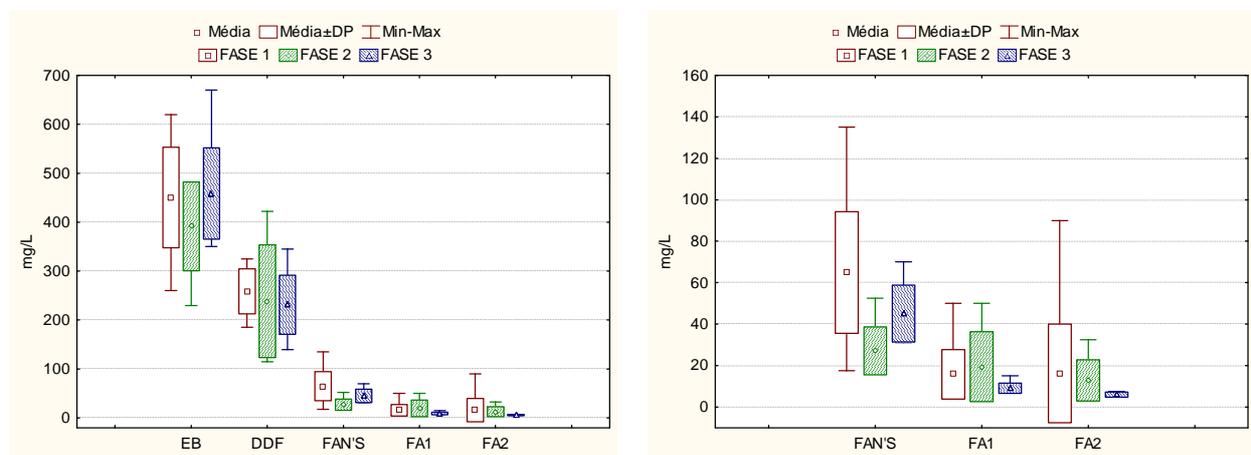


Figura 4.25: DBO_{total} nas três fases geral e ampliado.

O esgoto bruto apresentou relação média DQO_{total}/DBO_{total} de 1,44, 1,50 e 1,13 para as fases 01, 02 e 03, respectivamente. De acordo com Von Sperling (2005) esgoto com relação DQO_{total}/DBO_{total} inferior a 2,5 representa um esgoto com maior potencial de degradação biológica.

4.4.3 COT

No Box apresentado na Figura 4.26 são apresentados os dados de COT para todas as fases, com ressalva para a fase 02, que apresenta baixo desvio padrão devido ao pequeno número de dados. De modo geral, verificou-se efluente final com COT médio em torno de 10 mg/L no FA2 durante a fase 01. Nas fases seguintes a concentração média do efluente final aproximou-se de 5 mg/L.

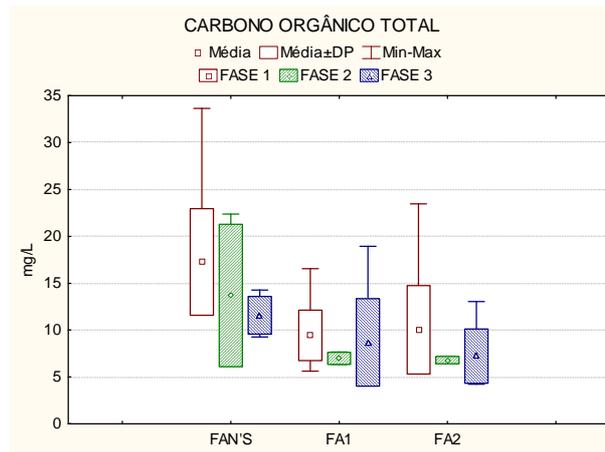


Figura 4.26: COT nas três fases ampliado.

4.4.4 Nitrogênio amoniacal

A moderada eficiência (19%) do FA1 na fase 01 decorre da baixa vazão de ar aplicada, não sendo suficiente para atender a demanda carbonácea, implicando em competição de espaço entre as bactérias heterótrofas e autótrofas no biofilme, ficando as últimas prejudicadas devido a maior taxa de crescimento das heterótrofas. Podendo-se também justificar a baixa atividade nitrificante pelo próprio processo de partida do reator, já que no final desta fase observava-se concentrações menores que as iniciais. Ainda na fase 01 observa-se redução de nitrogênio amoniacal no FA2, que já recebe um efluente com menor DBO_{total} . Na fase 02 a remoção no FA1/FAN'S é mais acentuada, apresentando uma eficiência média de 57%, quando na fase 01 era 19%. A remoção do FA2/FA1 na fase 02 é mais moderada, 7%. Na fase 03, com maior vazão de ar, atinge-se maior eficiência do FA1/FAN'S, 79%. Havendo nesta fase também uma moderada remoção do FA2/FA1 (32%), mas maior que a observada na fase 02. O mais importante desta pesquisa como um todo, foram os valores médios de nitrogênio amoniacal abaixo de 20 mg/L desde a fase 02 do experimento já no FA1. Na fase 03, o primeiro filtro aerado apresentava sua faixa de variação já abaixo de 20 mg/L e próxima a 10 mg/L. A Figura 4.27 mostra o comportamento do nitrogênio amoniacal nas três fases.

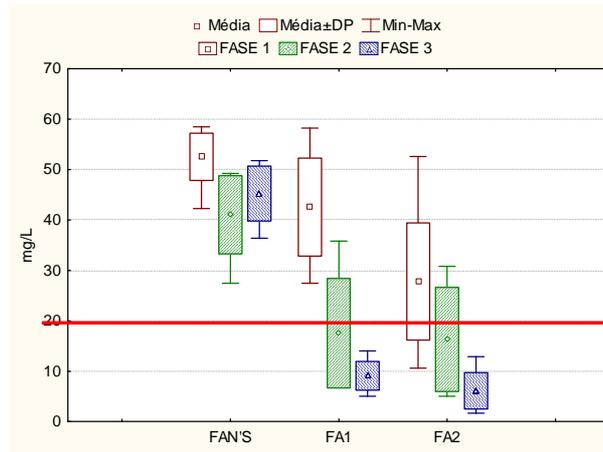


Figura 4.27: Nitrogênio amoniacal nas três fases ampliado.

4.4.5 Nitrito e nitrato

Nas tabelas de resultados das 3 fases, observa-se concentrações de nitrato em torno de 2,0 mg N-NO₃⁻/L no esgoto bruto, valor destoante da literatura. No entanto, isto procede como particularidade na cidade de Natal que possui altas concentrações de nitrato em sua água de abastecimento em alguns locais, devido a contaminação do aquífero subterrâneo por fossas e sumidouros. Como há entrada de esgoto novo praticamente todo o tempo (garantindo por um tanque de reunião) as concentrações de nitrato medidas são fidedignas ao esgoto bruto.

As bactérias do gênero *Nitrobacter* tem um crescimento mais acelerado, razão pela qual quase não se observa a presença de altas concentrações de nitrito. Por esta razão, e pela nitrificação completa (altas concentrações de nitrato), não se pode associar estas baixas concentrações de nitrito ao processo ANAMMOX (onde se verificam baixas concentrações de nitrito), quando o nitrito é o acceptor de elétrons. Além disto, neste processo há certa produção de nitrato, situação oposta a observada no experimento, quando nas fases 02 e 03 verifica-se redução entre os filtros aerados indicando o processo de desnitrificação. Importante destacar que este fenômeno ocorreu nos filtros com OD positivo. Na fase 02 o nitrato caiu de 17,47 mg N-NO₃⁻/L para 16,55 mg N-NO₃⁻/L, e na fase 03 de 17,20 mg N-NO₃⁻/L para 14,40 mg N-NO₃⁻/L. Estes são valores médios. Na fase 03 a concentração de nitrato ficou próxima a encontrada na fase 02, provavelmente porque a alcalinidade existente no esgoto não foi suficiente para permitir maior oxidação da amônia (Figura 4.28). Esta desnitrificação aeróbia pode ter ocorrido por limitação de difusão de oxigênio nos flocos e/ou no biofilme ou ainda por baixo grau de mistura nos interstícios do leito fixo no reator.

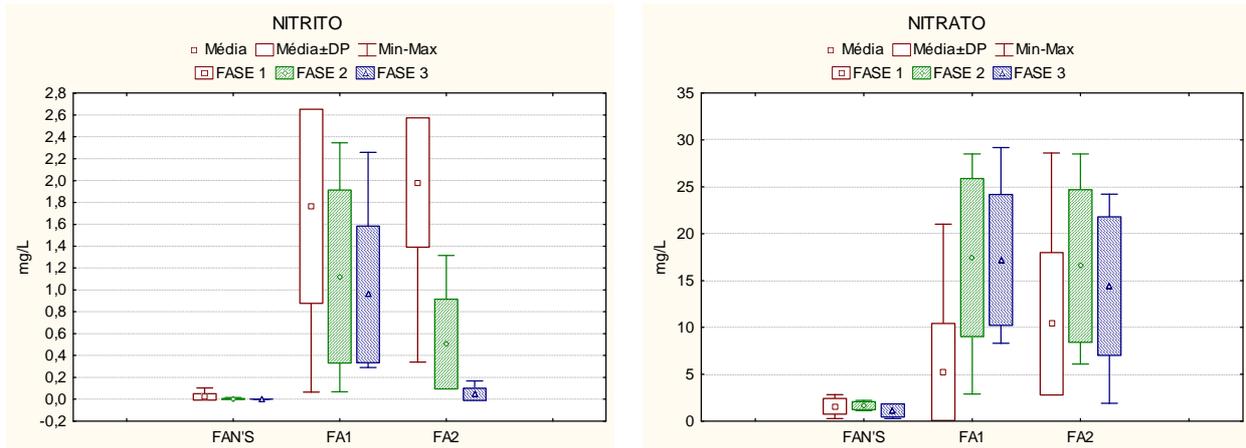


Figura 4.28: Nitrito e nitrato nas três fases ampliado.

A desnitrificação embora moderada (da ordem de 13%) foi observada quando sequer adicionou fonte externa de carbono. Nas fases 02 e 03 as concentrações afluentes de DQO_{total} ao filtro FA2 foram, respectivamente, 54 mg/L e 40 mg/L. Além da redução do nitrato mesmo baixa na fase 02 (0,92 mg $N-NO_3^-/L$) verificou-se também uma produção de alcalinidade entre os filtros aerados, quando a concentração média passou de 108 mg $CaCO_3/L$ para 124 mg $CaCO_3/L$, como se pode observar na Figura 4.29. Na fase 01 este fenômeno não ocorreu provavelmente por causa da concentração média de OD, em torno de 2,4 mg/L no FA2 (tornando-se ele o aceptor de elétrons, nitrificando), ao passo que na fase 02 a concentração de OD no mesmo FA2 foi menor, 1,26 mg/L, permitindo provavelmente que o nitrato fosse utilizado. Na fase 03 este fenômeno não ocorreu talvez pela moderada desnitrificação já limitada pela baixa fonte de carbono. Não se pode inferir em termos de OD pelo problema do equipamento já explicado durante a discussão dos dados na fase 03. Nesta fase também não houve geração de alcalinidade.

O processo OLAND não foi verificado por ter havido produção de nitrato. Em suma, os novos processos de remoção biológica, como citado na revisão de literatura, não foram observados, e nem esperados neste experimento, em função das condições operacionais.

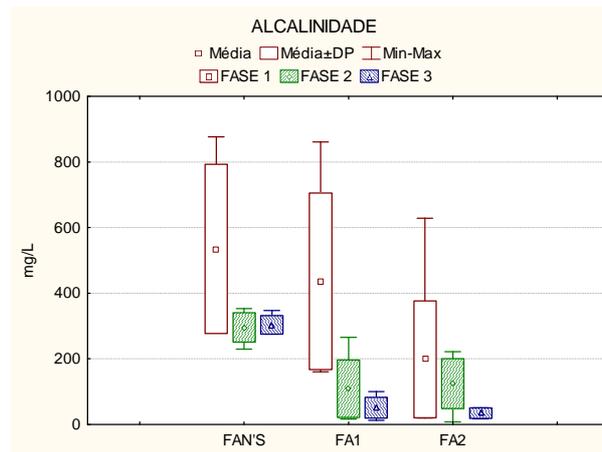


Figura 4.29: Alcalinidade nas três fases ampliado.

Pode-se atribuir as baixas concentrações de nitrito também a concentração de OD sempre próximas (1,26 mg/L) ou acima de 1,5 mg/L nos filtros aerados, valor acima do qual, segundo Wu et. al (2006) praticamente não são observadas concentrações significativas de nitrito.

4.4.6 pH

Nas fases 01 e 02 o pH manteve-se na faixa definida pela Conama 357/05, a exceção da fase 03 quando o FA2 apresentou pH médio abaixo de 5,0 (vide Figura 4.30), entretanto ainda se percebeu o processo de nitrificação sem prejuízos. Apesar desta inconformidade, o reator apresenta um compartimento na saída, que, como explicado na metodologia, além de utilizado para desinfecção, pode também ser utilizado para correção de pH.

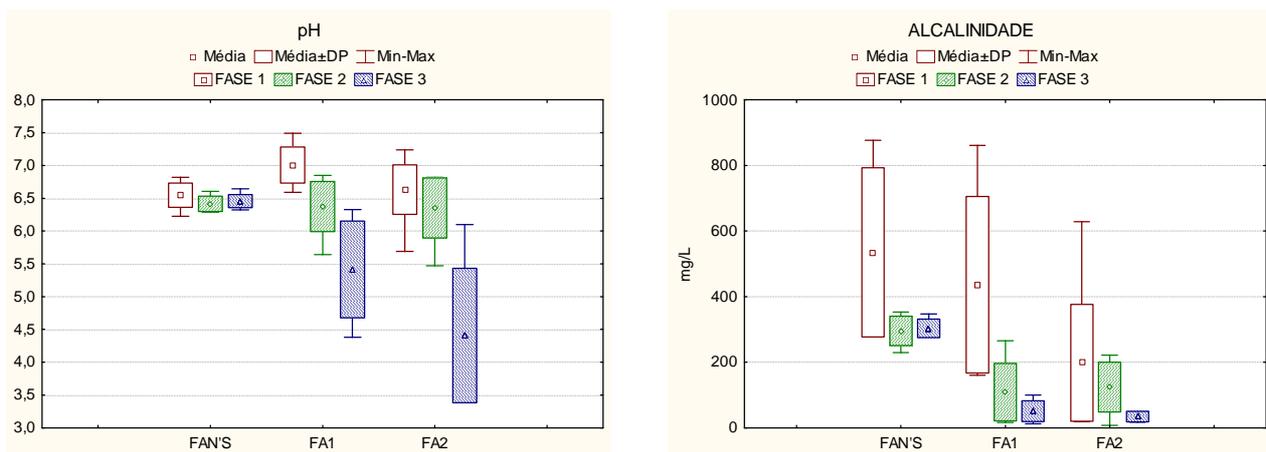


Figura 4.30: pH nas três fases ampliado.

Como apresentado houve nitrificação em todas as fases e os dados de pH e alcalinidade ratificam a ocorrência deste processo, ao passo que a alcalinidade sempre foi consumida e o pH automaticamente decresceu.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

5.1 CONCLUSÕES

A nova concepção, utilizando mangueiras dispostas no interior dos tubos perfurados dispostos na base dos filtros e conexões de baixo custo, mostrou-se bastante promissora do ponto vista técnico, já que com simples mangueiras consegue-se fornecer oxigênio para reatores de escala piloto (4,00 x 0,70 x 1,20 e 3,36 m³) viabilizando o processo de nitrificação em reator de baixo custo.

O elevado tempo de retenção celular (9 meses) e a aeração prolongada da biomassa contribuiu para que filtros submersos aerados não apresentassem evolução consistente na perda de carga a ponto de causar riscos de obstrução. Corroboraram também para o não cisalhamento da biomassa os adequados dimensionamento da fuometria no sistema de distribuição e de coleta de esgoto. Salientando-se que no sistema não foi utilizado nenhum tipo de inóculo, e que não houve recirculação de lodo.

Quando operados em série os filtros aerados permitem flexibilidade operacional em sistemas visando nitrificação sem prejuízos qualitativos no efluente final. Quando da aplicação de maior vazão de ar no primeiro filtro aerado houve aumento do teor de sólidos, no entanto, o filtro posterior mostrou-se capaz de retê-los, garantindo desta forma a qualidade do efluente. Ou seja, filtros em série permitem a flexibilidade operacional para alcance da nitrificação sem prejuízos qualitativos dispensando inclusive decantação secundária.

Filtros aerados com enchimento de peças plásticas (conduítes cortados) com alto índice de vazios (98%) são capazes produzir efluentes com concentrações médias de DQO e SST, em torno de 20 mg/L e 5,0 mg/L, respectivamente. Portanto, conduítes cortados mostraram-se eficazes na retenção de lodo em filtros biológicos aerados.

Alcançou-se a nitrificação ao se aplicar as vazões de ar na faixa de demandas apontadas como necessárias para nitrificação em sistemas de lodos ativados e biofiltros aerados submersos sem nitrificação.

Com cargas de nitrogênio da ordem de 0,17 Kg / m³ x d na fase 01 constatou-se o processo de nitrificação em poucas semanas (a partir da 7^a semana).

Em relação a nitrificação, concluiu-se que são bons os resultados, com eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal em torno de 86% ,na fase 03, em relação ao efluente dos filtros anaeróbios, apresentando concentrações médias de 6,10 mg/L, e em dados momentos chegando a valores inferiores a 2 mg/L. Atribui-se estes surpreendentes

valores ao elevado tempo de retenção celular – TRC - aplicado ao sistema, haja vista haver diferença entre o TDH e TRC, sendo o último muito maior, 9 meses, quando o TDH era da ordem de 7 horas. A biomassa dos filtros aerados permaneceu todo o experimento (9 meses) dentro do reator, transformando-se em um sistema de altíssima taxa. Salientando-se que no sistema não foi utilizado nenhum tipo de inóculo. Portanto, obteve-se um sistema de alta taxa sem necessidade de equipamentos para recirculação de lodo.

A nitrificação é viável em filtros aerados rudimentares com baixos níveis de OD (em torno de 2,0 mg/L) utilizando-se sistemas simples de aeração (com compressor e mangueiras perfuradas), sem necessidade de difusores ou aeradores superficiais. Dispensando, elevados custos de implantação, operação e manutenção.

5.2 RECOMENDAÇÕES

Com o objetivo de se conhecer melhor a influência dos sentidos de fluxo em filtros aerados, recomenda-se o estudo dos reatores com fluxo ascendente e descendente, em paralelo.

Para evitar formação de algas aconselha-se tamponar a superfície do filtro para impedir a influência solar.

Tendo em vista o bom desempenho obtido nos filtros aerados no tocante a remoção de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e sólidos suspensos para um determinado valor de carga hidráulica, orgânica e taxa de aeração, recomenda-se testar outras condições operacionais de modo a se conhecer as condições limites de funcionamento desta nova tecnologia, como TDH, cargas limites e vazões de ar.

Analisando-se os resultados observou-se a limitação da atividade nitrificante, provavelmente pela indisponibilidade de alcalinidade nos filtros aerados, de modo que quando da maior exploração das possibilidades deste filtro deve-se vislumbrar o aporte de bicarbonato de cálcio externo ou pelo processo de desnitrificação.

A desnitrificação processou-se em alguns momentos da pesquisa mesmo sem a interrupção da aeração e introdução de matéria orgânica reduzida. Portanto, recomenda-se a exploração deste processo, não desenvolvido neste estudo por falta de tempo. Desde o princípio da pesquisa acreditava-se que a desnitrificação seria alcançada, se obtido sucesso com a nitrificação, porém em filtro anóxico.

A fim de se alcançar valores mais precisos quanto a remoção de material nitrogenado recomenda-se a tentativa de se realizar um balanço de massa, com o auxílio da

caracterização do lodo retido nos interstícios, para quantificar o nitrogênio assimilado pela biomassa.

Por fim, para se verificar a viabilidade do seu uso em escala real, recomenda-se a avaliação dos custos associados a sua construção, operação e manutenção.

REFERÊNCIAS

ABNT. NBR 7.229. **Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos.** Rio de Janeiro: ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1993.

ABNT. NBR 13.969. **Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação.** Rio de Janeiro: ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas, 1997.

ABUJAMRA, R.C.P. **Avaliação da Eficiência na Remoção de Nitrogênio do Sistema de Tratamento de Esgotos de Ponta Negra – Natal/RN.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2003.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. (1992). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 18ed. Washington DC.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. (1998). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 20ed. Washington DC.

ANDRADE NETO, C, O. **Sistemas Simples para Tratamento de Esgotos Sanitários: experiência Brasileira.** Rio de Janeiro: ABES, 1997.

ANDRADE NETO, C. O; CAMPOS, J.R. Introdução. In: CAMPOS, J.R (coordenador) **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** Rio de Janeiro: ABES – PROSAB, 1999.

ANDRADE NETO, C O. **Filtro Anaeróbio Aplicado ao Tratamento de Esgoto Sanitário.** Tese (Doutorado em Recursos Naturais) Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2004.

ARAÚJO JR., M. M. **Reator combinado anaeróbio-aeróbio de leito fixo para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de água residuária de indústria produtora de Lisina.** 2006. 135 fl. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

AUN, M. V. **Estudo da remoção de nitrogênio via nitrito e via nitrato em sistemas de lodo ativado alimentados por despejo com elevada concentração de fenol.** 224 fl. Tese (Doutorado em Engenharia) Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007.

ÁVILA, R. O. **Avaliação do Desempenho de sistemas Tanque Séptico – Filtro Anaeróbio com diferentes tipos de meio suporte**. Rio de Janeiro, 2005. 166 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro - COPPE.

AZEVEDO NETTO, et al. **Manual de Hidráulica**. 8. ed. São Paulo: Editora Edgard Blücher, 1998.

BAE, W.; BAEK, S.; CHUNG, J.; LEE, Y. Optimal operational factors for nitrite accumulation in batch reactors. **Biodegradation**, v.12, p.359-366, 2002.

BARBOSA, S.A. **Avaliação de Biofiltro Aerado Submerso no Pós-Tratamento de Efluente de Tanque Séptico**. 2006. 207 fl. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.

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**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental 20., 1999, Rio de Janeiro. **Anais ...** Rio de Janeiro, 1999.

CALLADO, N; FORESTI, E. **Tratamento de esgoto doméstico com remoção de nitrogênio e fósforo em reatores seqüenciais em batelada**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental 27., 2000, Porto Alegre. **Anais ...** Porto Alegre, 2000.

CARVALHO JR, O. **Nova configuração de biofiltro aerado submerso utilizado no pós-tratamento do efluente de reator UASB**. Tese (Hidráulica e saneamento) Universidade de São Paulo. São Paulo, 2008.

CHAGAS, A. F. **Influência da taxa de recirculação de lodo no processo de nitrificação em sistema de FBAS precedido de reator UASB**. Dissertação (Mestrado). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

CHERNICHARO, C.A. L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. Reatores Anaeróbios; vol. 5). Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1997. 245p.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 357 de 17 de março de 2005. Classificação de corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento**. Diário Oficial da União, Brasília, 18 mar 2005.

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 397 de 03 de abril de 2008. Altera o inciso II do § 4º e a Tabela X do § 5º, ambos do art. 34 da**

Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA nº 357, de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, 07 abril 2008.

CONTECH. <Disponível em: <http://www.contechind.com.br>>. Acessado em 11/02/08.

CYBIS, L. F. A; SANTOS, A. V.; GEHLING, G. R. Eficiência do reator seqüencial em batelada (RSB) na remoção de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico com DQO baixa. **Eng. Sanit. Ambient.**, v.9, p.260-264, jul./set.2004.

DIEZ, V., DE POZO, R. Integrated anaerobic–aerobic fixed-film reactor for slaughterhouse wastewater treatment. **Water Research**, v.39, p. 1114-1122, 2005.

DOMINGUES, L.M. **Sistema combinado filtro anaeróbio – biofiltro aerado submerso: avaliação da partida e da nitrificação de esgoto sanitário.** 2005. 155 fl. Dissertação (Mestrado Saneamento e Meio Ambiente) Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2005.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia.** 2. ed.Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

FERREIRA, E.S. (2000). **Cinética química e fundamentos dos processos de nitrificação e desnitrificação biológica.** In: Congresso Interamericano de engenharia sanitária e ambiental 27. , 2000, Porto Alegre. **Anais ...**, Porto Alegre. CD ROM, 2000.

FORESTI, E.; ZAIAT, M.; VALERIO, M. Anaerobic processes as the core technology for sustainable domestic wastewater treatment: Consolidated applications, new trends, perspectives, and challenges. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, 5:3-19, 2006.

FUNASA. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de saneamento.** 3. ed. rev. - Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006. 408 fl.

GARBOSSA, L. H. P. **Desenvolvimento e avaliação de sistema de leito-fixo – reator misto radial seguido de reator anóxico horizontal – para remoção de matéria orgânica e de nitrogênio de esgoto sanitário.** 2003. 125 fl. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2003.

GODOY, T.G. **Biofiltro aerado submerso aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB, sob condições hidráulicas desfavoráveis – estudo em escala real.** 2007. 177 fl. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2007.

GONÇALVES, R.F., SAMMUT, F., ROGALLA, F. High rate biofilters: simultaneous phosphorus precipitation and nitrogen removal. Chemical Water and Wastewater Treatment II – Proceedings of the 5th Gothenburg Symposium. R. Klute and H. H. Hahn Eds. – ISBN 3-540-55982-2 **Springer Verlag Berlin Heidelberg New York**, 1992. p. 357-372.

GONÇALVES, R. F., ARAÚJO, M. G. **Entrada em regime permanente de um biofiltro aerado submerso tratando esgoto sanitário da Região de Camburi – Vitória (ES)**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais ...** Foz do Iguaçu, 1997.

GONÇALVES, R. F.; CHERNICHARO, C. A. L.; ANDRADE NETO, C. O.; ALEM SOBRINHO, P.; KATO, M. T.; COSTA, R. H. R.; AISSE, M. M.; ZAIAT, M. Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por reatores com biofilme. p.171-278. In: CERNICHARO, C. A. L. (coordenador) **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: Projeto PROSAB. 2001a. 544p.

VON SPERLING, M.; VAN HAANDEL, A. C.; JORDÃO, E. P.; CAMPOS, J. R.; CYBIS, L. F.; AISSE, M. M.; ALEM SOBRINHO, P. Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por sistema de lodos ativados. p.279-332. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador) **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: Projeto PROSAB. 2001b. 544p.

GÜELL, I. J. **Operation, modeling and automatic control of complete and partial nitrification of highly concentrated ammonium wastewater**. Bellaterra, 2007. 270 f. PhD Thesis – Universitat Autònoma de Barcelona.

HENRIQUE, I., N. **Tratamento De Águas Residuárias Doméstica através de Sistema conjugado anaeróbio/aeróbio: Alternativa Tecnológica para Minimização de Impactos Ambientais**. 2008. 41 fl. Exame de Qualificação (Doutorado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2008.

HENZE, M.; HARREMOES, P.; JANSEN, J.L.C.; ARVIN, E. (1997). Wastewater treatment: biological and chemical processes. 2^a ed. **Springer**, Lyngbi, 383p.

HER, J.; HUANG, J. (1995). Influences of carbon source and C/N ratio on nitrate/nitrite denitrification and carbon breakthrough. **Bioresource technology**. V.54, p.45-51, 1995.

HIRAKAWA, C., PIVELI, R. P., SOBRINHO, P. A. **Biofiltro aerado submerso aplicado ao pós-tratamento de efluentes de reator UASB – Estudo em escala piloto com esgoto sanitário**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental 21., 2001, João Pessoa. **Anais ...** João Pessoa, 2001.

HOFFMANN, H; WOLFF; D.B.; COSTA; T.B.; WEITZ J.; PLATZER, C. e COSTA, R.H.R: **Avaliação de Reatores Seqüenciais por Batelada do Tipo Lodo Ativado**. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE QUALIDADE AMBIENTAL 4., 2004, Porto Alegre. **Anais...** Porto Alegre: CD ROM, 2004.

IAMAMOTO, C. Y. **Remoção de nitrogênio de águas residuárias com elevada concentração de nitrogênio amoniacal em reator contendo biomassa em suspensão operado em bateladas seqüenciais e sob aeração intermitente**. 2006. 139 fl. Tese (Doutorado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos, 2006.

ISOLDI, L. A., Pós tratamento de efluente nitrificado da parboilização de arroz utilizando desnitrificação em reator UASB. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Nota Técnica, 2005.

JETTEN, M.S.M.; STROUS, M.; VAN DE PAS-SCHOONEN, K.T.; SCHALK, J.; VAN DONGEN, G.J.M.; VAN DE GRAAF, A.A.; LOGEMANN, S.; MUYZER, G.; VAN LOOSDRECHT, M.CM.; KUENEN, J.G. (1999). **The anaerobic oxidation of ammonium**. **FEMS Microbiology**, v. 22, p.421-437, 1999.

JORDÃO, E.P; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 4. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2005.

KATO, M. T; ANDRADE NETO, C. O; CHERNICHARO, C. A. L; FORESTI, E; CYBIS, L. F. Configurações de Reatores Anaeróbios. In: CAMPOS, J. R. (coordenador) **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES – PROSAB, 1999. p.53 – 99.

LAZAROVA, V. & MANEM, J. (1995). Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. **Water Science and Technology**, 29 (10): 2227-45.

LIMA, A. B. B. **Pós-Tratamento de efluente de reator anaeróbio em sistema seqüencial constituído de ozonização em processo biológico aeróbio**. 2006. 83 fl. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2006.

LOPES, J.C. **Aplicação de reatores híbridos aeróbios para o pós tratamento de reatores anaeróbios enfocando a nitrificação do sistema**. 2009. Dissertação. Recife, 2009.

MATSUMOTO, T. **Biofiltro Aerado Submerso utilizado para redução de odores de Efluentes de Tratamento Anaeróbio de Curtume**. UNESP – SP. 2002.

METCALF & EDDY, **Ingeniería de Águas Residuales – Tratamiento, vertido y reutilización**. 3rd ed: McGraw-hill, Inc., Madrid, 1995.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse**. 4^a ed., McGraw-Hill, New York, USA, 1334 p., 2003.

MIRANDA, F. J. F.; VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Avaliação do Comportamento do Nitrogênio no Sistema combinado Uasb-Lodos Ativado**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental 21., 2001, João Pessoa. **Anais ...** João Pessoa, 2001.

MULDER, A.; VAN DE GRAAF, A. A.; ROBERTSON, L.A.; KUENEN, J.G. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 16, p.177-184, 1995.

MUNCH, E.V.; LANT, P.; KELLER, J. (1996). Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. **Water Research**, v.30, n.2 p. 277-284, 1996.

NUVOLARI, A., **Esgoto Sanitário – Coleta, transporte, tratamento e Reúso Agrícola**. São Paulo. Editora Edgard Blucher Ltda, 2003. 520p.

OLIVEIRA NETTO, A.P. **Reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo, com recirculação da fase líquida, aplicado ao tratamento de esgoto sanitário**. 2007. 179 fl. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, São Carlos, 2007.

RANDALL, C.W.; BARNARD, J.L.; STENSEL, H.D. Design and retrofit of wastewater treatment plants for biological nutrient removal. Lancaster, **Technomic Publishing Company**, 1992. v.5

REGINATTO, V.; TEIXEIRA, R. M.; PEREIRA, F.; SCHMIDELL, W.; MENES, J.; ETCHEBERERE, C.; FURIGO JUNIOR, A.; SOARES, H. M. Anaerobic Ammonium Oxidation in Bioreactor Treating Slaughterhouse Wastewater. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v.22, n.4, p. 593-600. 2005.

SANTIAGO, V. M. J., COELLHO, E. B. A. P., ZANETTE, C. L., ALMEIDA, J. H. C. **Nitrificação em Biodisco**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais ...** Foz do Iguaçu, 1997.

Schulz. < Disponível em: <http://www.schulz.com.br/home/>>. Acessado em 20/03/08.

SHAMMAS, N.K. (1986). Interactions of temperature, pH, and biomass on the nitrification process. **Journal Water Pollution Control Federation**. V.9, p.52-62, 1986.

SOUSA, J. T.; FORESTI, E. **Pós-tratamento de efluente pré-tratado anaerobiamente através de reator seqüencial em batelada**. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental 19., 1997, Foz do Iguaçu. **Anais ...** Foz do Iguaçu, 1997.

SOUSA, J. T.; HENRIQUE, I. N.; LOPES, W. S.; LEITE, V. D.; ARAUJO, E. A. **Remoção de nitrogênio em reator aeróbio com biomassa imobilizada**. In: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental 13., 2008, Belém. **Anais ...** Belém, 2008.

SURAMPALLI, R. R.D. Tyagi, O. Karl Scheible & James A. Heidman. Nitrification, denitrification, phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**. v.61. p. 151-157, 1997.

TIEDJE, J.M. (1988). Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. In: ZEHNDER, A.J.B. **Biology of Anaerobic Microorganisms**. New York, John Wiley & Sons, Inc. cap. 4 p. 179-245, 1988.

TOPRACK. Home Page. <Disponível em:
<http://web.deu.edu.tr/atiksu/toprak/ani4014.html>>. Acessado em 04/11/07.

TRIOLA, M.F. **Introdução à Estatística**. Tradução: Alfredo Alves de Farias. Rio de Janeiro: LTC – Livros Técnicos e Científicos Editora S.A., 1999.

USEPA. **Nutrient Control Design Manual**. EPA 600/R-09/012. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water Office of Research and Development. Cincinnati, OH. 2009. Disponível em < <http://www.epa.gov/nrmrl/pubs/600r09012/600r09012.pdf>>

VAN HAANDEL, A.; MARAIS, G. **Comportamento do Sistema de Lodo Ativado – Teoria e Aplicações para Projetos e Operação**. Campina Grande, 1999.472p.

VAN HAANDEL, A.; KATO, M.; VON SPERLING, M.; Remoção Biológica de Nitrogênio: Aplicações para o Sistema de Lodo Ativado. p.174-226. In: MOTA, F.S.B.; VON SPERLING, M. (coordenadores) **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Fortaleza-CE. Projeto PROSAB. 2009. 425p.

VERSTRAETE, W.; PHILIPS, S. (1998). Nitrification-denitrification processes and Technologies in new contexts. **Environmental Pollution**, v. 102, p.717-26, 1998.

VICTORIA, J.A.R. **Nitrificação de efluente de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) em filtro aeróbio.** Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Carlos, 1993.

VICTORIA, J.A.R. **Filtro biológico aeróbio-anóxico para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores UASB.** Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

VILLAVERDE S., GARCIA-ENCIANA, P. A., POLANCO, F. Influence of pH over nitrifying biofilm activity in submerged biofilters. **Water Research**, 31(5), 1997. p. 1180-1186.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** Princípios básicos do tratamento de esgotos; vol. 2). Belo Horizonte: DESA-UFMG, 1996. 211p.

VON SPERLING, M.; HAANDEL, C. Van; JORDÃO, E. P.; CAMPOS, J. R.; CYBIS, L. F.; AISSE, M. M.; SOBRINHO, P. A. **Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios por Sistemas de Lodos Ativados.** p.279-332. In: CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador) Pós-Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: Projeto PROSAB. 2001. 544p.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** Lodos Ativados; vol. 4). Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2002. 428p.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1). **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2005. v. 1. 452 p.

WU, X.; CHEN, L.; PENG, Y.; WANG, Y; WANG, P. Experimental study of nitrite accumulation in pre-denitrification biological nitrogen removal process. *Huan Jing Ke Xue*, v.27, n.12, p.2472-2476, Dec.2006.

YENDO, A. Y. **Uso de um Biofiltro Aerado Submerso como unidade de Pós - Tratamento de Efluente de Tratamento Anaeróbio de Curtume.** Dissertação (Mestrado na Área de Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais). Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira-Ilha Solteira, 2003.