

**ELIMINAÇÃO DE EXCESSO DE BIOFILME EM
BIOFILTROS AERADOS SUBMERSOS E SEU
TRATAMENTO EM FILTROS PLANTADOS COM
MACRÓFITAS DE FLUXO VERTICAL**

SANDRA REGINA ALEXANDRE RAMOS

Orientadora: Msc. Maria Elisa Magri

2010/1



SANDRA REGINA ALEXANDRE RAMOS

ELIMINAÇÃO DE EXCESSO DE BIOFILME EM BIOFILTROS
AERADOS SUBMERSOS E SEU TRATAMENTO EM FILTROS
PLANTADOS COM MACRÓFITAS DE FLUXO VERTICAL

Trabalho apresentado à Universidade
Federal de Santa Catarina para Conclusão
do Curso de Graduação em Engenharia
Sanitária e Ambiental.

Orientadora: Msc. Maria Elisa Magri

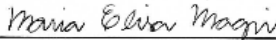
Florianópolis, SC
Julho de 2010

Sandra Regina Alexandre Ramos

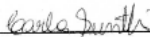
**ELIMINAÇÃO DE EXCESSO DE BIOFILME EM BIOFILTROS AERADOS
SUBMERSOS E SEU TRATAMENTO EM FILTROS PLANTADOS COM
MACRÓFITAS DE FLUXO VERTICAL**

Trabalho Submetido à Banca Examinadora como Parte dos
Requisitos para Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia
Sanitária e Ambiental – TCCII.


BANCA EXAMINADORA:



Msc. Maria Elisa Magri
(Orientadora)



Msc. Carla Suntti
(Membro da Banca)



Msc. Cláudia Lavina Martins
(Membro da Banca)

Florianópolis, SC
Julho, 2010

AGRADECIMENTOS

Este trabalho, idealizado e fundamentado nestes últimos meses, não foi um resultado alcançado apenas neste período, e sim, um fruto da colaboração, direta ou indiretamente, de cada pessoa que fez parte de minha vida nestes cinco anos de faculdade, sem as quais, certamente, o caminho até aqui seria muito mais difícil. Gostaria muito de agradecer, em especial:

A Deus em primeiro lugar, por sempre me dar coragem de seguir em frente.

À minha mãe, Ivete, por seu imenso carinho e sempre me apoiar e fazer-me acreditar que tudo um dia valeria à pena.

Ao meu pai, Alcenir, que apesar de não estar mais aqui presente, sei que me acompanhou em cada passo desta minha caminhada, me guiando e me iluminando, cada vez que, em pensamento, eu pedia sua ajuda e então percebia que estava comigo.

À minha orientadora, Maria Elisa Magri, com quem aprendi muito durante estes últimos anos e pela imensa colaboração na realização deste trabalho.

Ao professor Luiz Sérgio Philippi, pela oportunidade de fazer parte de um grupo tão especial, como o GESAD.

À toda equipe do GESAD, em especial à Tuti, por sua valiosa ajuda e dedicação em todas as fases deste trabalho.

A todos os meus amigos, pelo apoio e compreensão.

Ao pessoal do Núcleo de Manutenção da UFSC.

RESUMO

A aplicação de biofiltros aerados submersos para o tratamento de efluentes sanitários vem sendo uma prática bastante vantajosa no que diz respeito à adequação aos padrões de lançamento e legislações ambientais vigentes. Apesar de todas as suas vantagens de aplicação, estes sistemas ao longo do tempo apresentam alguns problemas operacionais, como desprendimento de excesso de biofilme e colmatção do meio suporte. Estes problemas podem ser minimizados se operações regulares de limpeza do leito filtrante forem aplicadas. No entanto, estas operações tendem a solucionar os problemas de excesso de biofilme no reator, mas tendem também, a interferir negativamente no processo de nitrificação do mesmo, e conseqüentemente, em sua eficiência. Dentro desta perspectiva, este trabalho teve como objetivo avaliar as técnicas de retrolavagem e descarga de fundo como alternativas de limpeza de dois biofiltros aerados submersos e a influência destes processos sobre a eficiência dos mesmos, principalmente, no processo de nitrificação, bem como avaliar dois filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical no tratamento do efluente gerado pela ação de limpeza. O sistema analisado era composto por dois biofiltros preenchidos com cascas de ostras como meio suporte, onde a técnica de retrolavagem foi aplicada ao BAS1 e a técnica de descarga de fundo ao BAS2. Nos filtros plantados com macrófitas foram utilizadas as plantas da espécie *Zizaniopsis bonariensis* conhecidas como Junco brasileiro. Os BAS operaram com uma carga orgânica volumétrica média de 372 gDQO/m³.dia e 80 L de efluente eram retirados semanalmente de cada biofiltro e aplicados nos filtros plantados. O FP1 recebeu o efluente de limpeza do BAS1 e o FP2, o efluente de limpeza retirado do BAS2. Estas aplicações resultaram em uma taxa média de aplicação superficial para o filtro plantado 1 de 12,3 kgST/m²ano e para o filtro plantado 2 de 50,6 kgST/m²ano. Durante o monitoramento, foram avaliados os seguintes parâmetros: pH, alcalinidade, DQOt, sólidos totais, sólidos suspensos e série nitrogenada (N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻). A técnica de retrolavagem aplicada ao BAS1 se mostrou favorável quando analisada a eficiência do reator, principalmente, no processo de nitrificação. No entanto, a descarga de fundo aplicada no BAS2 não se apresentou tão favorável, quando analisados os processos de remoção de matéria carbonácea e nitrogenada. Em relação às eficiências dos filtros plantados, estes se apresentaram como uma boa alternativa para o tratamento do efluente de limpeza dos biofiltros. O FP2 foi o que apresentou os melhores

resultados, apresentando valores médios de remoção de matéria orgânica, sólidos totais e matéria nitrogenada de 97,4%, 77,2% e 84,3%, respectivamente, embora observado que a TAS média utilizada neste filtro foi maior que a taxa aplicada ao FP1, devido a maior concentração de sólidos totais presentes no efluente de limpeza do BAS2.

PALAVRAS-CHAVE: Biofiltro Aerado Submerso – Biofilme - Retrolavagem - Descarga de Fundo – Filtro Plantado com Macrófitas

ABSTRACT

Applying aerated submerged biofilters for wastewater treatment have being a very advantageous practice for suitability of standards for wastewater discharge and environmental legislation. Despite all its advantages of application, these systems have some operational problems over time, such as detachment of excess of biofilm and support medium clogging. These problems can be minimized if regular cleaning operations of support medium are applied. However, these operations tend to solve the problems of excess biofilm in the reactor, but tend also to interfere negatively in the nitrification process, and consequently, in their efficiency. Within this perspective, this work had as main objective the evaluation of the backwash and bottom discharge techniques as cleaning alternatives of two aerated submerged biofilters and the influence of these processes on the efficiency of them, mainly, in the process of nitrification, as well as evaluate two vertical flow constructed wetlands in the treatment of the effluent generated by the cleaning techniques. The system evaluated was composed of two biofilters filled with oysters' shells, where the backwash technique was applied to ASB1 and the bottom discharge technique to ASB2. In the constructed wetlands were used plants of the species *Zizaniopsis bonariensis*, also known as Brazilian juncus. During monitoring, were assessed pH, alkalinity, COD, total solids, suspended solids and inorganic nitrogen (N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^-). The ASB worked with a volumetric organic load of 372 gCOD/m³.day in average and 80L of effluent were withdrawn weekly from each Biofilter and applied on constructed wetlands, which corresponded to an average of superficial application rate for constructed wetland 1 of 12.3 kgTS/m². year and for the constructed wetland 2 of 2 50.6 kgTS/m². year. Backwash technique applied to the ASB1 proved to be favorable when analyzed the efficiency of the reactor, after applying the cleanup operation. However, the bottom discharge technique applied in ASB2 not presented as favorable, when analyzed the removal efficiencies of organic matter and the nitrification in reactor. In relation to the efficiencies of the constructed wetlands, they stood as a good alternative for the treatment of the effluent from the cleaning processes in the biofilters. The CW2 offered the best results, showing the average values of organic matter removal of total solids and inorganic nitrogen of 97,4% 77,2% and 85,3% respectively, although observed that superficial rate average used this filter was greater than the rate applied to CW1, due to increased concentration of total solids present in cleaning effluent of ASB2.

**Key-Words: Aerated Submerged Biofilter – Biofilm - Backwash-
Bottom Discharge – Constructed Wetland.**

LISTA DE SÍMBOLOS E ABREVIATURAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
BAS	Aerado Submerso
B1	Bomba de Esgoto Bruto
B2	Bomba Dosadora
CASAN	Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
CA	Caixa de Acumulação
COV	Carga Orgânica Volumétrica (g/m ³ .dia)
CP	Caixa Coletora de Percolado
DD	Decanto-Digestor
DQOt	Demanda Química de Oxigênio total (mg/L)
EPAGRI	Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FP	Filtro Plantado
LIMA	Laboratório Integrado de Meio Ambiente
NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal (mg/L)
NO ₂ ⁻	Nitrogênio Nitrito (mg/L)
NO ₃ ⁻	Nitrogênio Nitrato (mg/L)
OD	Oxigênio Dissolvido
Pet	Polietileno Tereftalato
pH	Potencial Hidrogeniônico
SSt	Sólidos Suspensos totais
ST	Sólidos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Material suporte – cascas de ostras.....	22
Figura 2 - Material de preenchimento - Brita 1	25
Figura 3 - Material de preenchimento - areia grossa	25
Figura 4 - Fluxograma geral de funcionamento do sistema	25
Figura 5 - Injeção de água para a retrolavagem	28
Figura 6 - Saída da descarga de fundo	28
Figura 7 - Filtros plantados 1 e 2.....	28
Figura 8 - Operação do sistema e localização temporal das operações de retrolavagem e descarga de fundo nos biofiltros aerados submersos. ...	29
Figura 9 - Série temporal das concentrações de DQOt nos pontos de entrada e saída do BAS1 e BAS2, com destaque para os dias de realização das operações de limpeza nos reatores.	35
Figura 10 - Série temporal das concentrações de SS _t nos pontos de entrada e saída do BAS1 e BAS2, com destaque para os dias de realização das operações de limpeza nos reatores.	38
Figura 11 - Série temporal das concentrações dos compostos nitrogenados inorgânicos no BAS1, com destaque para os dias de realização das operações de limpeza nos reatores.	42
Figura 12 - Série temporal das concentrações dos compostos nitrogenados inorgânicos no BAS2.....	43
Figura 13 - Comportamento do pH nos pontos de entrada e saída do BAS1 e BAS2.	45
Figura 14 - Comportamento da alcalinidade nos pontos de entrada e saída no BAS1 e BAS2.	45
Figura 15- Perfil de SS _F e SS _V no FP1	49
Figura 16 - Perfil de SS _F e SS _V no FP2	49

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Características dos reatores do sistema convencional.	23
Quadro 2: Principais características das unidades da operação de limpeza. 26	
Quadro 3: Parâmetros operacionais aplicados no sistema como estratégia para nitrificação adotados por Magri (2009).	27
Quadro 4: Pontos amostrados e frequência utilizada para as análises físico-químicas.	31
Quadro 5: Metodologias utilizadas para as análises físico-químicas. ...	32

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Concentrações de DQOt e SSt do esgoto bruto.....	23
Tabela 2. Resultados laboratoriais de DQO obtidos para os pontos de entrada e saída do BAS1 e BAS2.....	34
Tabela 3. Resultados laboratoriais de SSt obtidos para os pontos de entrada e saída do BAS1 e BAS2.....	37
Tabela 4. Concentrações dos compostos nitrogenados inorgânicos para os pontos de entrada e saída do BAS1 e BAS2.....	41
Tabela 5. Resultados da concentração de DQOt obtidos para os pontos de entrada e saída do FP1 e FP2.....	47
Tabela 6. Resultados da concentrações de sólidos totais e sólidos suspensos obtidos para os pontos de entrada e saída do FP1 e FP2.	48
Tabela 7. Resultados das concentrações dos compostos inorgânicos obtidos para os pontos de entrada e saída do FP1 e FP2.....	50

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVOS	3
2.1 OBJETIVO GERAL	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	4
3.1 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ESGOTOS SANITÁRIOS	4
3.2 REATORES AERÓBIOS DE BIOMASSA FIXA PARA O TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS	4
3.2.1 Biofiltro Aerado Submerso.....	5
3.2.2 Biofilme.....	8
3.2.3 Material Suporte	10
3.3 ASPECTOS OPERACIONAIS DE BIOFILTROS	11
3.3.1 Processos de Eliminação de Excesso de Biofilme em Biofiltros Aerados Submersos	12
3.4 REMOÇÃO BIOLÓGICA DA MATÉRIA CARBONÁCEA SOB CONDIÇÕES AERÓBIAS	14
3.5 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO	15
3.5.1 Nitrificação.....	15
3.6 FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS PARA O TRATAMENTO DE LODO.....	16
3.6.1 Componentes dos Filtros Plantados com Macrófitas.....	18
4. METODOLOGIA	21
4.1 DESCRIÇÃO DO SISTEMA	21
4.1.1 Unidades do Sistema Convencional	21
4.1.2 Unidades da Operação de Limpeza	24
4.2 OPERAÇÃO DO SISTEMA	26
4.3 MONITORAMENTO ANALÍTICO	29
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	33

5.1	REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA NOS BIOFILTROS AERADOS SUBMERSOS	34
5.1.1	Demanda Química de Oxigênio Total – DQOt	34
5.1.2	Sólidos Suspensos Totais – SSt.....	37
5.2	TRANSFORMAÇÃO DE MATÉRIA NITROGENADA NOS BIOFILTROS AERADOS SUBMERSOS	41
5.3	REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA NOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS	47
5.3.1	Demanda Bioquímica de Oxigênio Total – DQOt.....	47
5.3.2	Sólidos Totais e Sólidos Suspensos.....	48
5.4	TRANSFORMAÇÃO DE MATÉRIA NITROGENADA NOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS	50
6.	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	52
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	54

1. INTRODUÇÃO

É de consenso geral que a adequação dos serviços de saneamento básico e o atendimento amplo dos mesmos a população reflete positivamente na saúde e bem-estar da sociedade e do meio ambiente.

De acordo com o Guia de Saneamento (2008), elaborado pela ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental e pelo Ministério Público de Santa Catarina, no que se refere ao tratamento coletivo, apenas 12,6% de seus municípios são atendidos por rede coletora de esgoto sanitário ou por sistema de tratamento licenciado. O restante, representados em sua maioria por áreas rurais e pequenas coletividades, trata seus resíduos líquidos apenas por fossa séptica, cujo efluente ainda necessita de pós-tratamento para posterior disposição, mesmo quando estas unidades são dimensionadas de acordo com a Norma Técnica (ABNT – NBR 7229/93).

Atualmente, nos grandes centros urbanos, verifica-se uma tendência para a construção de Estações de Tratamento de Tratamento – ETE mais compactas, que requeiram menor área de construção e menores custos de instalação e operação, em substituição às grandes unidades de tratamento que necessitam da construção de extensas redes coletoras.

Diante deste contexto, surge a necessidade do desenvolvimento de novas tecnologias que visem minimizar os impactos econômicos acerca da construção e operação das grandes ETE, bem como sejam alternativas eficientes de tratamento que possam atender as pequenas e médias coletividades, cujo efluente possa ser disposto sem causar maiores impactos ao meio ambiente.

Uma das tecnologias passíveis de serem aplicadas sob estas condições é o biofiltro aerado submerso - BAS. O biofiltro consiste basicamente em um reator aeróbio preenchido com material suporte, formado por uma fase líquida (efluente), uma fase gasosa (oxigênio introduzido) e uma fase sólida (material de preenchimento). Neste material, ocorre a formação de uma camada de microorganismos, denominada de biofilme. O biofilme pode ser definido como uma associação de microorganismos como bactérias, fungos, leveduras que crescem aderidos sobre uma superfície sólida (YENDO, 2003). O crescimento e desenvolvimento do biofilme no meio suporte são de fundamental importância para que ocorram satisfatoriamente os processos biológicos de remoção de matéria orgânica e transformação

dos compostos nitrogenados nos biofiltros aerados submersos. No entanto, o crescimento demasiado de biofilme aumenta a perda de carga (colmatação) do leito filtrante e ocasiona o seu desprendimento do meio suporte.

Este episódio de desprendimento natural de biofilme prejudica a eficiência do tratamento, pois sobrecarrega o efluente em termos de concentração de sólidos e pode contribuir para que os microorganismos responsáveis pelo processo de nitrificação sejam “varridos” do sistema.

Portanto, faz-se necessário o estudo e avaliação de estratégias operacionais, (limpeza do reator) que minimizem os problemas ocorridos em biofiltros aerados submersos, como o desprendimento de biofilme e colmatação, sem que haja perda destes microorganismos. Estas estratégias, se bem controladas, tendem a minimizar os problemas operacionais que causam redução na eficiência do biofiltro, tornando-o uma alternativa ainda mais promissora no tratamento de efluentes sanitários, seja em pequenas ou médias áreas.

Como alternativa para o tratamento do efluente gerado no processo de limpeza dos reatores, serão avaliados dois filtros plantados de fluxo vertical. Estes sistemas diferem-se dos filtros plantados utilizados para o tratamento de esgotos sanitários, pois seu dimensionamento foi baseado para o tratamento de lodo, visto que o efluente de limpeza é composto pelo lodo aeróbio e biofilme formado nos biofiltros. Estes sistemas destacam-se pela sua grande aplicabilidade no tratamento de vários tipos de efluentes, além de apresentarem vantagens como simplicidade construtiva e baixo custo operacional. Nos últimos anos, os filtros plantados têm sido objeto de investigação de inúmeras pesquisas, apresentando-se como alternativas promissoras para o tratamento tanto de efluentes sanitários, quanto para o tratamento de lodo.

Este trabalho foi desenvolvido com o apoio do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado - GESAD, Universidade Federal de Santa Catarina. Seu objetivo consistiu em avaliar as técnicas de retrolavagem e descarga de fundo como técnicas de eliminação de excesso de biofilme em dois biofiltros areados submersos e analisar o comportamento de dois filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical no tratamento do efluente de limpeza gerado.

2. OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar técnicas operacionais para eliminação do excesso de biofilme formado em dois Biofiltros Aerados Submersos e analisar o comportamento de dois filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical no tratamento dos efluentes de limpeza dos reatores.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar as técnicas de retrolavagem e descarga de fundo como alternativas de eliminação de excesso de biofilme formado nos biofiltros aerados submersos;
- Avaliar a influência das técnicas de limpeza aplicadas aos reatores nos processos de remoção de matéria carbonácea e nitrificação nos mesmos;
- Estudar o comportamento de dois filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical no tratamento dos efluentes gerados pelas ações de retrolavagem e descarga de fundo aplicadas nos biofiltros aerados submersos.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

Os processos biológicos são, atualmente, bastante empregados no tratamento de efluentes, promovendo a estabilização da matéria orgânica presente no efluente a ser tratado por meio da ação de microrganismos. Embora estes processos sejam sensíveis a substâncias tóxicas, os organismos diferem em sua sensibilidade e muitos tipos podem facilmente se adaptar (YENDO, 2003).

Os processos biológicos podem promover a remoção de compostos orgânicos biodegradáveis, compostos de nitrogênio, fósforo e enxofre, em maior ou menor grau de remoção, dependendo do tipo e complexidade do sistema de tratamento adotado.

Os microorganismos são capazes de converter a matéria orgânica e inorgânica a produtos finais oxidados e novas células. Isto é possível por meio dos processos de respiração e/ou de fermentação, nos quais substâncias complexas são reduzidas a compostos simples como: sais minerais, gás carbônico, nitrogênio gasoso, metano e outros (LAMEGO NETO, 2008).

Dentre as principais tecnologias utilizadas, os reatores aeróbios de biomassa fixa destacam-se como alternativas promissoras no tratamento biológico de efluentes sanitários.

3.2 REATORES AERÓBIOS DE BIOMASSA FIXA PARA O TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS

A necessidade de construção de ETE compactas, de operação estável e de baixo impacto ambiental nos grandes centros urbanos, aponta para o surgimento de processos com alta capacidade de tratamento, remoção de nutriente e baixa produção de lodo.

Tais vantagens renovaram o interesse por sistemas com biomassa aderida, alavancando o surgimento de uma grande variedade de processos a partir dos anos 70 (CHERNICARO, 2001). Desde então, o desenvolvimento de pesquisas para o entendimento dos processos que ocorrem nestes tipos de reatores levaram ao surgimento de novas configurações de reatores de biomassa fixa. Dentre os diversos reatores

que utilizam o processo de crescimento aderido de microorganismos, podemos citar:

- Reatores de Leito Fluidizado bi-fásicos;
- Reatores de Leito Fluidizado tri-fásicos;
- Reatores de Leito Turbulento ou Agitado;
- Biofiltros Aerados Submersos;
- *Air-lifts*.

Os processos de crescimento aderido de microorganismos (biofilme) apresentam grande interesse de estudo, visto a atual necessidade de entendimento de sua formação. Em geral, a biomassa quando aderida apresenta maior taxa de crescimento e utilização de substrato, quando comparada à biomassa livre (BRANDÃO, 2002 apud MAGRI, 2009).

Nestes reatores, o crescimento dos microorganismos e formação do biofilme ocorre no meio suporte, o qual permanece imerso no reator. O oxigênio necessário para as comunidades de microorganismos formadas é fornecido artificialmente por meio de equipamentos.

Segundo Neto (2008), a biomassa fixa aderida ao meio suporte proporciona o aumento da concentração da biomassa ativa e o aumento do tempo de retenção dos sólidos (ou idade do lodo) tornando o sistema mais resistente a choques de carga hidráulica e orgânica. Estas características permitem uma maior estabilidade do sistema, baixo tempo de retenção hidráulica e a possibilidade de reatores mais compactos.

3.2.1 Biofiltro Aerado Submerso

Os biofiltros aerados submersos, também conhecidos por filtros biológicos aerados, são normatizados pela NBR 13969 (ABNT, 1997) e constituem-se em um tanque aeróbio preenchido com material suporte para a fixação dos microorganismos, no qual efluente e ar fluem permanentemente.

Segundo CHERNICHARO (2001), dentre todos os processos existentes, o meio poroso é mantido sob total imersão pelo fluxo hidráulico, caracterizando-os como reatores trifásicos compostos por:

- Fase sólida: constituída pelo meio suporte e pelas colônias de microrganismos que nele se desenvolvem, sob a forma de um filme biológico (biofilme);
- Fase líquida: composta pelo líquido em permanente escoamento através do meio poroso;
- Fase gasosa: formada pela aeração artificial e, em reduzida escala, pelos gases dos subprodutos da atividade biológica.

A partir da década de 80 surgiram os primeiros biofiltros com o objetivo principal de remoção de sólidos suspensos e oxidação da matéria carbonácea presentes nos esgotos domésticos. O processo de tratamento nos biofiltros ocorre pela biofiltração através de um meio granular ou estruturado, cujas principais funções são a conversão biológica da matéria orgânica pela biomassa aderida e retenção das partículas suspensas.

Segundo Chernicharo (2001) apud Carvalho Júnior (2004), alguns aspectos tecnológicos devem ser considerados no projeto de BAS, como:

- a) Sentido do escoamento ar-água: Fator relacionado à retenção de sólidos suspensos;
- b) Transferência de oxigênio à fase líquida: Diretamente relacionado às conversões bioquímicas realizadas pelos microrganismos. A transferência de OD deve ser garantida pela escolha adequada do dispositivo de areação.
- b) Perda de carga: De acordo com o sentido do fluxo hidráulico, os BAS são classificados em reatores ascendentes ou descendentes. A perda de carga é maior nos processos descendentes com meio granular pesado e nos ascendentes com meio flutuante. Nos reatores com meio granular estruturado, a menor evolução da perda de carga é devido à menor retenção de sólidos suspensos.
- c) Escolha adequada do material suporte: Contribui para uma melhor fixação dos microrganismos e retenção dos sólidos suspensos, bem como, deve facilitar o seu processo de lavagem.

d) Periodicidade na lavagem do leito: Essencial para controle da colmatção progressiva do leito, devido ao acúmulo de sólidos suspensos retidos.

Este tipo de tecnologia vem sendo utilizada tanto para o tratamento de esgotos domésticos quanto para o tratamento de efluentes industriais, bem como se apresenta eficaz para efluentes com baixas e altas concentrações de DQO.

Segundo Chernicharo (2001), os biofiltros apresentam inúmeras vantagens que os destacam no tratamento aeróbio como a pequena ocupação, operação simples, o aspecto modular, baixo impacto ambiental, eficácia no tratamento de odores e em alguns casos, ausência de necessidade de clarificação secundária do efluente.

Atualmente, o uso mais intenso de biofiltros em unidades compactas e pré-fabricadas para o tratamento de esgotos domésticos ocorre no Japão, atendendo desde residência unifamiliares até condomínios residenciais (AISSE et al.,2001).

No Brasil, os primeiros estudos para utilização deste processo encontram-se em desenvolvimento nos estados Paraná, Rio de Janeiro e Espírito Santo. Atualmente, os BAS têm sido associados em série a reatores do tipo UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) ou reatores de manta de lodo, como tratamento complementar. A principal vantagem desta combinação é a possibilidade do excesso de lodo não estabilizado no BAS poder ser encaminhado para o UASB, para ser estabilizado por digestão anaeróbia, tornando desnecessária uma unidade especialmente projetada para esse fim (HIRAKAWA et al. 2002). Gonçalves et al. (1997), Chernicharo (2001) e Sobrinho (2002) relatam algumas experiências no uso de biofiltros aerados submersos associados a reatores anaeróbios do tipo UASB, usado para tratamento secundário de esgoto sanitário. Yendo (2003) e Matsumoto (2004) avaliaram um BAS no tratamento de efluente de curtume, Ortigara (2009) avaliou um BAS no tratamento de efluente de uma vinícola e Magri (2009) estudou um biofiltro aerado submerso no pós-tratamento de efluente de um decanto-digestor. Carvalho Júnior (2004) avaliou um biofiltro areado submerso empregado no pós-tratamento de um reator anaeróbio compartimentado. Nesta experiência, um dos objetivos foi a avaliação da influência do processo de limpeza aplicado no BAS na eficiência do mesmo.

Considerando as especificidades de cada experiência, os resultados finais destas pesquisas apontam para a grande aplicabilidade

destes reatores, vistos os altos desempenhos na remoção de matéria orgânica, sólidos totais e transformação de matéria nitrogenada.

3.2.2 Biofilme

O conceito de biofilme foi possível graças à intensificação de pesquisas destinadas ao entendimento de sua formação e composição. Basicamente, o conceito de biofilme estabelece que os microorganismos são capazes de se fixar em uma superfície e se desenvolver para formação das mais variadas e complexas comunidades.

Os biofilmes utilizados no tratamento biológico são uma associação de populações mistas de microorganismos como algumas espécies de bactérias, fungos, protozoários, algas, entre outros que se formam aderidos ou não sobre uma superfície sólida. São compostos de micro-colônias estruturadas e canais ramificados de água. Segundo Costerton e Wilson (2004) referenciado por Magri (2009), observações de biofilmes ativos mostram que as micro-colônias são compostas pela matriz ($\pm 85\%$) e células ($\pm 15\%$) e que se comportam como um fluido estático.

Os biofilmes também podem ser definidos como uma estrutura complexa de células e produtos celulares que formam espontaneamente grandes grânulos densos ou crescem fixados sob uma superfície sólida estática (biofilmes estáticos) ou sob suporte suspensos (partículas-suporte de biofilmes) (YENDO, 2003).

A adesão de microrganismos a superfícies depende das propriedades superficiais dos suportes de adesão e dos microrganismos envolvidos na adesão, das propriedades do meio aquoso (presença de substâncias que podem condicionar as superfícies, pH, temperatura, velocidade de escoamento, tempo de exposição, concentração de microrganismos, tensão superficial e força iônica do meio) (MELLO, 2007).

Em um biofilme podem ser definidas zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias, à medida que a penetração do oxigênio se torna mais difícil devido a espessura de sua camada, ou seja, em um mesmo biofilme pode-se ter uma camada externa aeróbia e outra interna desprovida de oxigênio. Esta coexistência entre condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias é considerada uma importante característica dos sistemas com biofilmes (IWAI e KITAO, 1994; VON SPERLING, 1996). O

oxigênio dissolvido é um dos fatores determinantes no desenvolvimento da biomassa aderida.

Além do oxigênio dissolvido (OD), a textura do meio suporte, as características do efluente, a geometria e o tipo de fluxo do reator podem influenciar a heterogeneidade e desenvolvimento do biofilme.

Na zona aeróbia do biofilme, por exemplo, poderá ocorrer a conversão do nitrogênio amoniacal a nitrito e, posteriormente, a nitrato. Estes por sua vez, poderão ser reduzidos na camada anóxica do biofilme. Em condições anaeróbias poderá haver a formação de ácidos orgânicos e a redução de sulfatos.

A estrutura física de um biofilme é caracterizada pela diferença entre o crescimento dos microorganismos associado a sua aderência e o seu processo de desprendimento.

As condições hidrodinâmicas nos reatores controlam a espessura e densidade do biofilme. Uma condição de fluxo turbulento permite uma maior interação entre microorganismos e substrato, melhorando o transporte de nutrientes no interior do biofilme. No entanto, esta condição pode também favorecer o processo de desprendimento de biomassa ativa do reator.

Além das condições hidrodinâmicas, a espessura do biofilme também pode alterar o desenvolvimento do mesmo. Os substratos (matéria orgânica, micronutrientes) e fontes de oxigênio, precisam atravessar a interface sólido-líquido e serem transportados por meio do agregado para alcançar as células microbianas e, conseqüentemente, serem consumidos. O transporte dos doadores e receptores de elétrons e de todos os nutrientes para os microorganismos é realizado pelos processos de transporte de massa. Este transporte resulta em um gradiente de concentração dentro do agregado. Nas áreas mais internas do biofilme pode ocorrer do substrato não ser mais suficiente para atender à demanda necessária para a sobrevivência dos microorganismos, levando-os à endogenia e posterior desprendimento de biomassa.

Devido às diferentes concentrações de substrato e oxigênio, um crescimento diferenciado de microorganismos ocorre dentro do biofilme. Nas áreas mais internas acontece o desenvolvimento de microorganismos nitrificantes, mais sensíveis, com baixa taxa de crescimento, ficando assim protegidos das forças externas de cisalhamento, sendo menos prováveis de serem removidos em condições de separação e lavagem.

Segundo Elenter et. al. (2007) referenciado por Magri (2009), o desprendimento de biofilme pode ter efeitos sobre a oxidação da amônia, dependendo da estrutura do biofilme e da quantidade removida, sendo os quais:

- a) Efeito 1: o desprendimento não causa nenhum efeito na eficiência do reator, caso a remoção do substrato for limitada pela transferência de massa e se a quantidade de biomassa remanescente for suficiente;
- b) Efeito 2: a redução do biofilme promove o aumento da oxidação da amônia se as bactérias heterotróficas que haviam crescido sobre as bactérias nitrificantes, forem removidas, facilitando a transferência de massa até a camada nitrificante;
- c) Efeito 3: a remoção do biofilme reduz o consumo de substrato se as taxas de remoção forem controladas pela concentração de biomassa, reduzida após o desprendimento.

Portanto, o desprendimento natural ou forçado de biofilme (processos de eliminação de biomassa) interfere positivamente ou negativamente na performance do reator, dependendo do fator limitante na remoção do substrato.

3.2.3 Material Suporte

As principais funções do meio suporte nos reatores de biomassa são a fixação dos microorganismos, para posterior formação do biofilme e retenção física dos sólidos suspensos presentes no esgoto.

Segundo Chernicharo (2001), diante destas considerações, a escolha do material suporte deve ser feita, observadas as suas características como: granulometria, densidade, superfície específica, rugosidade e deve ser ainda inerte e não biodegradável. Os aspectos econômicos como custo do material, facilidade de obtenção e resistência também devem ser considerados.

O material de preenchimento pode ser dividido entre meio granular e estruturado. Atualmente, os materiais granulares de origem mineral são os mais utilizados como material de enchimento nos biofiltros em estações de tratamento de esgoto, como por exemplo, a utilização de grãos de argila expandida (ORTEGA, 2001; BARBOSA,

2007) e pozzolana (POLANCO, 2000 apud CARVALHO JÚNIOR, 2004).

Em contrapartida, no início dos anos 90 intensificou-se o estudo e aplicação de materiais sintéticos, principalmente meios granulares como poliestireno (GONÇALVES, 1997), polipropileno, poliuretano (LIMA, 2005), PVC (YENDO, 2003; MATSUMOTO, 2004) e plástico, ofertados em grande quantidade pela indústria.

Além da utilização destes materiais, atualmente verifica-se um crescimento na aplicação de materiais obtidos do reaproveitamento de resíduos, como tampas plásticas de garrafas do tipo pet.

Embora muitos autores recomendem o uso de materiais suporte inertes e não biodegradáveis, algumas pesquisas destinadas à avaliação de novos materiais de preenchimento em reatores de biomassa fixa contradizem estas recomendações. Magri, Sezerino e Philippi (2007) e Magri (2009) avaliaram um BAS utilizando como material suporte cascas de ostras. Este material interage com a fase líquida do reator, principalmente no fornecimento de alcalinidade para o processo de nitrificação, comprovando que materiais não-inertes, quando favorecem o tratamento, são passíveis de aplicação em reatores deste tipo.

3.3 ASPECTOS OPERACIONAIS DE BIOFILTROS

A retenção de sólidos e o crescimento de biomassa fixa sobre o meio suporte são processos que ocorrem naturalmente em biofiltros aerados submersos. Durante a operação do reator, o aumento do teor de sólidos e biofilme passa a dificultar a passagem do líquido pelos interstícios do leito filtrante, colmatando-o e aumentando a perda de carga no BAS. Além disto, o crescimento em excesso de biomassa favorece o próprio desprendimento, diminuindo a eficiência do reator e aumentando o teor de sólidos no efluente tratado. Desta forma, a aplicação de biofiltros no tratamento de águas residuárias requer ações operacionais que minimizem tais problemas, como a eliminação do excesso de biofilme formado no reator. O processo de lavagem de um biofiltro reduz a espessura do biofilme a proporções ideais, o que resulta no aumento das atividades metabólicas da biomassa fixa e, conseqüentemente, na redução da perda de carga hidráulica no meio suporte (CHERNICARO, 2001).

A operação de lavagem é uma etapa importante nestes tipos de processo de tratamento, pois permite o prolongamento dos chamados ciclos de filtração (intervalo entre duas lavagens consecutivas). A duração destes ciclos depende da granulometria do material, da carga aplicada, das características do esgoto e da natureza da biomassa fixa (CHERNICARO, 2001).

No entanto, a lavagem de BAS requer cuidados, pois deve ser realizada de forma que não ocorra perda da biomassa ativa do sistema ou que se mantenha uma fração mínima de biomassa necessária à partida após a lavagem, bem como mantenha a integridade do meio suporte.

Grande parte da bibliografia referente aos processos de manutenção e operação de biofiltros aerados submersos, não apresenta critérios bem definidos sobre quais frequências devem ser realizadas a limpeza no reator, a fim de não comprometer a eficiência do tratamento. Respeitando-se a especificidade de cada tipo de reator, os processos de limpeza devem ser melhor estudados a fim de se obter recomendações mais uniformes acerca do processo de desprendimento forçado de biofilme. É muito comum em estações de tratamento de esgotos que utilizam este tipo de sistema, a realização de processos de lavagem de forma empírica, frente à observação da perda de carga no reator, grande concentração de sólidos no efluente tratado e/ou perda na eficiência da nitrificação, ou seja, quando o biofiltro já teve afetada a sua eficiência.

3.3.1 Processos de Eliminação de Excesso de Biofilme em Biofiltros Aerados Submersos

A eliminação de biomassa formada em excesso em biofiltros aerados submersos é conseguida, na maioria dos sistemas de tratamento de efluentes que utilizam este tipo de reator, por meio das técnicas de limpeza por retrolavagem e descarga de fundo.

Para iniciar o processo de limpeza do biofiltro é necessário antes, interromper completamente o seu funcionamento. Após isto, o leito filtrante é submetido à elevada turbulência, através da aplicação de fortes cargas hidráulicas de ar e/ou água. A técnica de retrolavagem é realizada aplicando-se fortes descargas hidráulicas de ar e água no sentido contrário ao fluxo de esgoto para eliminar a biomassa fixa em excesso. De maneira semelhante, a descarga de fundo também submete

o meio suporte a fortes cargas hidráulicas de ar, porém sem a utilização de água, na qual o efluente de lavagem sai pela base do reator.

Alguns estudos relacionados à avaliação de biofiltros aerados submersos no tratamento de esgotos domésticos descrevem os procedimentos de limpeza aplicados. Bastos (2005) operou um sistema de tratamento composto por um UASB seguido de um biofiltro aerado submerso. Inicialmente, a técnica de retrolavagem foi aplicada de forma empírica (diária) até o momento em que se iniciaram os testes de variação dos intervalos de retrolavagem de dois a doze dias. Nesta experiência, o BAS obteve um desempenho na remoção de sólidos totais e DQO aquém do esperado, mas foi possível perceber, apesar dos resultados incipientes, que o reator obteve uma maior eficiência no tratamento quando intervalos mais prolongados entre duas retrolavagens eram aplicados. Gonçalves et al. (1998) também avaliaram um BAS como pós-tratamento de um reator UASB. O biofiltro foi preenchido com esferas de polietileno e o escoamento se dava a co-corrente. A operação de limpeza foi realizada a cada três dias com altas quantidades de ar que promovia agitação e desprendimento da biomassa em excesso. Esta operação foi apenas uma técnica de rotina aplicada ao reator, não sendo o objetivo deste trabalho, a observação da influência da lavagem do leito frente à perda de eficiência do biofiltro. Ao avaliar os resultados, percebeu-se que este sistema apresentou ótimos resultados na remoção de SS e DQO, mesmo o BAS ter sido submetido a pequenos intervalos de retrolavagem. Carvalho Junior (2004) estudou um biofiltro aerado submerso empregado no pós-tratamento do efluente de um reator anaeróbico compartimentado. Em uma das fases do experimento, o biofiltro operou com um TDH de 6 horas e a lavagem do reator foi realizada semanalmente. Neste período, não foi observada atividade nitrificante, o que levantou a suspeita de que a lavagem do leito talvez pudesse estar prejudicando a colonização dos microrganismos nitrificantes que teriam sido carreados para fora do sistema. Assim, durante o período de monitoramento, as lavagens do reator foram sendo efetuadas a intervalos cada vez maiores para avaliação de quais frequências deveriam ser aplicadas para que o sistema apresentasse atividade nitrificante. Como não ocorreu uma nitrificação relevante, concluiu-se que este fato pode ter sido influenciado também pela carga orgânica aplicada ao sistema. Dependendo da carga orgânica aplicada, sistemas que promovem remoção de matéria orgânica nitrogenada e carbonácea podem apresentar a predominância dos microrganismos heterotróficos sobre os autotróficos. Isto se deve ao fato de as bactérias

nitrificantes serem quimioautótrofas e crescerem mais lentamente que as heterótrofas (SEDLAK, 1991 apud CARVALHO JUNIOR, 2004).

Todos estes estudos reforçam a necessidade de uma melhor avaliação dos processos de limpeza de BAS, bem como sua interferência na eficiência do tratamento, mais especificamente, sobre o processo de nitrificação.

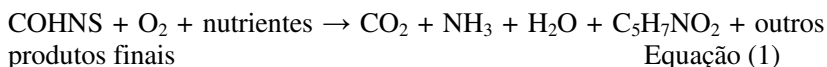
3.4 REMOÇÃO BIOLÓGICA DA MATÉRIA CARBONÁCEA SOB CONDIÇÕES AERÓBIAS

Os processos aeróbios de tratamento de efluentes são conduzidos por comunidades microbianas heterogêneas, por meio de microorganismos heterotróficos aeróbios e facultativos que estabelecem complexas interações ecológicas.

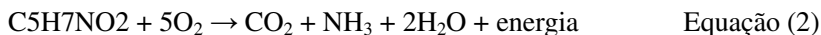
A respiração aeróbia se processa na presença de um doador de elétrons, a matéria orgânica, e de um receptor final de elétrons, neste caso, o oxigênio. Neste processo, os microorganismos mediante processos oxidativos, degradam as substâncias orgânicas, onde parte desta é oxidada e parte é assimilada para a formação de novas células. Estas por sua vez, podem posteriormente ser degradadas pela respiração endógena (MAGRI, 2009).

Von Sperling (1996) relaciona as seguintes reações estequiométricas para a oxidação biológica:

Oxidação e síntese



Respiração endógena



As bactérias heterotróficas aeróbias apresentam alta taxa de produção celular e quando comparadas às bactérias anaeróbias, são mais eficientes na utilização de substrato e produção de energia. Em relação às bactérias nitrificantes e às próprias bactérias anaeróbias, aquelas são mais resistentes às elevadas concentrações de substâncias tóxicas.

3.5 REMOÇÃO BIOLÓGICA DE NITROGÊNIO

Os compostos nitrogenados podem ser encontrados na forma orgânica e inorgânica. As formas de nitrogênio orgânicas compreendem os aminoácidos e as bases nitrogenadas, os quais são produtos da quebra e mineralização de células mortas. As formas inorgânicas biodisponíveis incluem o nitrogênio gás, amônia, nítrito e nitrato.

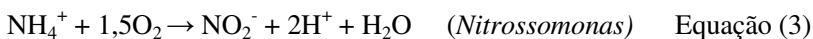
A remoção biológica de nitrogênio pode ser dividida em duas etapas principais: a nitrificação e a desnitrificação.

3.5.1 Nitrificação

A nitrificação é uma reação biológica que ocorre por meio da oxidação da amônia, utilizando o oxigênio molecular como receptor final de elétrons.

As bactérias responsáveis pelas transformações dos compostos nitrogenados são bactérias autotróficas, as quais utilizam o nitrogênio de forma não-assimilativa como fonte de energia e o dióxido de carbono, os bicarbonatos ou carbonatos como fonte de carbono para síntese do material celular.

Este processo ocorre em dois estágios distintos, cada um envolvendo diferentes espécies de bactérias nitrificantes quimio-autotróficas. O primeiro estágio compreende a oxidação da amônia a nítrito e é realizado pelas bactérias *Nitrossomonas*, o segundo corresponde à oxidação de nítrito a nitrato, realizado pelas bactérias denominadas *Nitrobacter*. Estes estágios podem ser expressos, respectivamente, segundo as equações:



As bactérias nitrificantes têm velocidade de crescimento mais lenta que as bactérias responsáveis pela remoção de matéria carbonácea, e, conseqüentemente, necessitam de um maior tempo no reator biológico para que possam oxidar o nitrogênio amoniacal (LAMEGO NETTO, 2008).

A ocorrência do processo de nitrificação está intimamente relacionada à interferência de alguns fatores importantes, como: a

aplicação de elevadas cargas orgânicas, curtos tempos de detenção hidráulica e celular, baixas temperaturas, valores extremos de pH, baixas concentrações de oxigênio dissolvido e déficit de alguns nutrientes essenciais.

As altas taxas orgânicas aplicadas permitem que as bactérias heterotróficas cresçam a taxas mais elevadas que as bactérias nitrificantes, ocorrendo como consequência, o decaimento da biomassa autotrófica.

O processo de nitrificação ocasiona uma diminuição do pH devido a formação de ácidos (íons hidrogênio). Caso a alcalinidade não seja suficiente para o tamponamento do sistema, o processo tende a ser diminuído pela redução na taxa de crescimento das bactérias nitrificantes. Para Metcalf e Eddy (2003), referenciado por Lamego Neto (2008), a velocidade de nitrificação é ótima com valores de pH entre 7,5 a 8,0. O pH entre 7,0 e 7,2 é normalmente usado para manter uma velocidade razoável de nitrificação.

A concentração de oxigênio dissolvido também é um dos fatores interferentes sobre o processo de nitrificação nos sistemas de tratamento biológico de esgotos. O processo consome grandes quantidades de oxigênio, segundo Magri (2009) referenciando EPA (2003), 3,8 gramas de O_2 são consumidos a cada 1 grama de amônia oxidada. Em geral, recomenda-se a manutenção de concentrações de OD acima de 2 mg/L para que o processo não seja inibido.

As taxas de nitrificação ainda podem ser afetadas pela presença de compostos tóxicos, metais e nitrogênio em sua forma livre (NH_3) e ácido nitroso não ionizado (HNO_2).

3.6 FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS PARA O TRATAMENTO DE LODO

A aplicação de Filtros Plantados com Macrófitas – FPM na remoção de biofilme presente no efluente gerado pela retrolavagem e descarga de fundo em biofiltros aerados submersos, pode ser comparado ao mesmo papel desempenhado pelos FPM para o tratamento de lodo, visto que estes efluentes apresentam, geralmente, elevada concentrações de sólidos.

Os primeiros sistemas de tratamento de lodo utilizando filtros plantados com macrófitas surgiram há mais de 30 anos, desde então, estes sistemas foram evoluindo e sendo difundidos em diversos países.

Alguns estudos desenvolvidos na Grécia (STEFANAKIS, 2009), Tailândia (KOOTTATEP et al., 2004) e Espanha (UGGETTI et al., 2009a), são exemplos de aplicação destes sistemas para o tratamento de lodo biológico. Esser (2009) destaca o uso dos filtros plantados para desaguamento e mineralização do lodo na França desde o início da década de 90, onde nos últimos dez anos foram construídos mais de trezentos destes sistemas naquele país.

Os filtros plantados com macrófitas constituem-se numa alternativa tecnológica onde são combinados os princípios de um leito de secagem e de um *wetland* natural (SUNTTI, 2010).

Nos FPM, também conhecidos como *wetlands* construído, a retirada de água (desaguamento) do lodo acontece devido à aplicação intermitente deste sobre os filtros. Nesta concepção de filtros plantados de fluxo vertical, o efluente é disposto de forma intermitente sobre sua superfície, inundando-a e percolando verticalmente ao longo de todo o seu perfil, sendo coletado no fundo por meio de um sistema de drenagem ou coleta (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Estes autores abordam o tratamento de efluentes domésticos por meio de filtros plantados, apresentando algumas considerações importantes que podem ser aplicadas para filtros plantados para o tratamento de lodo. O processo de tratamento intermitente permite que o lodo seja aplicado na superfície do filtro, passe pelo processo de separação da fase sólida e líquida e conseqüentemente ocorra a desidratação do lodo. Segundo Nielsen (2003), o intervalo de aplicação pode variar de alguns dias até semanas, dependendo do tipo de tratamento, das condições climáticas, idade do sistema ou até mesmo da concentração de matéria orgânica presente no lodo. Além do mais, este processo de aplicação intermitente permite que haja um grande arraste de oxigênio atmosférico para o meio filtrante. Este oxigênio é incorporado à massa sólida e quando ocorrer uma nova aplicação, este soma-se a nova quantidade de oxigênio arrastado, mantendo-se assim uma quantidade suficiente de oxigênio para que aconteça a degradação da matéria orgânica e oxidação da amônia (PHILIPPI e SEZERINO, 2004 apud COOPER et al., 1996).

Durante o período de repouso ocorre o desaguamento do lodo, em que a retirada de água é realizada por gravidade, o que ocasiona um aumento no teor de sólidos acumulado no leito. A partir deste momento, o processo de percolação é reduzido, sendo o restante desta água perdida por evaporação natural e pela transpiração das plantas (evapotranspiração) (NIELSEN; WILLOUGHBY, 2007). Segundo Koottatep (2004), os filtros plantados possibilitam um maior acúmulo de

lodo ao longo do tempo a evapotranspiração realizada pelas plantas melhora o desaguamento do lodo no mesmo.

No processo de desaguamento do lodo, a fração sólida fica retida sobre a superfície do filtro, enquanto a fração líquida percola por entre os interstícios do leito filtrante, sendo posteriormente degradada pela biomassa retida no mesmo. Estes processos de retenção de sólidos e crescimento de biomassa favorecem a redução da condutividade hidráulica do material, até que o processo de percolação ocorra em tempos cada vez maiores ou ocorra a completa colmatação do leito filtrante (SUNTTI, 2009).

Fatores como o tamanho dos grãos e o volume de vazios constituintes do material filtrante devem ser considerados importantes parâmetros de projetos a fim de diminuir o processo de colmatação (EPA, 1995).

Para dimensionamento dos filtros plantados, alguns autores também utilizam a taxa de aplicação superficial – TAS como parâmetro. Nielsen (2003, 2005) recomenda uma TAS entre 50 e 60 kg/m².ano para tratamento de lodo ativado e digerido anaerobiamente. Noumsi et al. (2006) recomenda uma TAS menor ou igual a 200 kgST/m².ano.

De maneira geral, os FPM são sistemas simples que apresentam baixo custo de implantação e operação, além de não apresentarem custos adicionais com a retirada de lodo que podem permanecer por longos períodos no filtro. Como limitações destes sistemas destacam-se a necessidade de uma área maior em relação aos leitos de secagem, longo período para adaptação do filtro e necessidade de maiores estudos quanto aos aspectos sanitários (KIM e SMITH, 1997).

3.6.1 Componentes dos Filtros Plantados com Macrófitas

Basicamente, os componentes que constituem os filtros plantados são:

Material suporte: tem grande importância no processo de retenção de sólidos, fixação das macrófitas e das bactérias responsáveis pela depuração da matéria orgânica, transformações da matéria nitrogenada e adsorção de fósforo. As características físicas (coeficiente de uniformidade, porosidade, condutividade hidráulica) influenciam os processos que ocorrem durante a depuração, e conseqüentemente, a eficiência do sistema, devendo então, ser o meio, cuidadosamente

selecionado (SILVA, 2007). Na bibliografia, encontra-se a utilização de altura do meio suporte que variam entre 55 cm (UGGETTI, 2009) e 65 cm (KOOTTATEP et al., 1999a).

Segundo Philippi e Sezerino (2004), as propriedades ideais para as partículas constituintes do leito filtrante devem possuir d_{10} superior ou igual a 0,20 mm e coeficiente de uniformidade menor ou igual a 5 unidades. Estes parâmetros podem ser obtidos diretamente por meio da curva granulométrica (ensaio de granulometria). O d_{10} ou diâmetro efetivo e o d_{60} são definidos como os diâmetros correspondentes a 10% e 60% em peso total das partículas menores a eles, respectivamente, enquanto o coeficiente de uniformidade corresponde à razão entre o diâmetro efetivo e o diâmetro a 60%. (CAPUTO, 1996).

Sistema de Drenagem de Percolado: Constitui-se em tubulações perfuradas distribuídas no fundo do filtro para a coleta do líquido percolado. O número e diâmetros utilizados são variáveis segundo a área do filtro e o volume de aplicação de efluente ou lodo no filtro.

Sistema de Ventilação: Consiste em tubulações de PVC perfuradas (entre 10 cm acima da superfície do filtro se entendendo até a extremidade livre da mesma), instaladas verticalmente nos filtros, cujo objetivo é captar o ar atmosférico e evitar condições anaeróbias devido à constante acumulação de lodo na superfície do filtro, não sendo necessária, portanto, para sistema de tratamento de efluentes. Geralmente, são utilizadas tubulações de 40 e 50 mm (STEFANAKIS, 2009) que são conectadas à tubulação de coleta de percolado e devem se estender pelo menos um metro acima das macrófitas (SUNTTI, 2010).

Macrófitas: Desempenham grande importância no tratamento de efluentes nos filtros plantados, dentre as quais, destacam-se: a) Estabilização da superfície do filtro; b) Promoção contra a colmatação em filtros de fluxo vertical; c) Promoção de boas condições para o processo de filtração; d) Aeração da rizosfera; e) Promoção de área disponível para aderência de microorganismos nas raízes f) Retirada de nutrientes (BRIX, 1997 apud PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

A retirada de nutrientes ocorre devido à necessidade nutricional das plantas. Além destas contribuições, as plantas aplicadas em sistemas para tratamento do lodo também possibilitam o desaguamento do mesmo através do processo de evapotranspiração (NIELSEN, 2003), contribuindo para a sua secagem e mineralização.

Uma das funções das macrófitas apontadas por Brix (1997), referenciado por Oliynyk e Philippi (2008) é a manutenção da condutividade hidráulica do leito filtrante. Esta afirmação é justificada dado o fato de que o contínuo crescimento de raízes e rizomas das macrófitas promoveria distúrbios na massa filtrante abrindo caminhos por onde o esgoto escoaria.

Em sistemas do tipo filtros plantados, inúmeras macrófitas podem ser utilizadas no tratamento de efluentes. As mais aplicadas são as plantas do tipo emergentes (sua folhagem principal está em contato com o ar e as suas raízes estão fixadas ao solo) do gênero *Phragmites australis*, *Typha* spp. e *Juncus* spp (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Para um bom desempenho do sistema de tratamento, ressalta-se que a escolha das macrófitas deve ser feita em função dos seguintes critérios: rápido crescimento sobre condições de estresse, elevada capacidade de transpiração, sistema radicular profundo, fácil plantio, tolerância a diferentes níveis de água, inclusive períodos com baixo teor de água, tolerância a baixo e alto pH e à salinidade (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

4. METODOLOGIA

4.1 DESCRIÇÃO DO SISTEMA

Neste trabalho o experimento foi dividido entre duas linhas de tratamento: o sistema convencional, composto pelas unidades destinadas ao tratamento dos efluentes sanitários e o sistema da operação de limpeza, composto pelas unidades reservadas para a avaliação dos processos de limpeza aplicados aos reatores.

As unidades da operação de limpeza correspondem ao sistema implantado para a realização deste presente trabalho.

4.1.1 Unidades do Sistema Convencional

O sistema de tratamento de esgoto sanitário onde foram aplicados os estudos, localizado no Campus Universitário da Universidade Federal de Santa Catarina, era composto pelas seguintes unidades:

- Uma Caixa de Esgoto Bruto (EB);
- Um Decanto-Digestor (DD);
- Dois Biofiltros Aerados Submersos (BAS);
- Um Tanque de Mistura (TM).

Esta unidade experimental foi operada por Magri (2009), sendo um dos objetivos a avaliação dos processos de remoção de matéria carbonácea concomitante ao processo de nitrificação nos biofiltros aerados submersos.

Os reatores foram confeccionados em caixas de fibra de vidro comerciais, do tipo caixas d'água.

O sistema era alimentado pelo esgoto sanitário de uma caixa de passagem da Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN). Desta caixa, o esgoto era bombeado até uma caixa de esgoto bruto de 1000 L, onde o efluente seguia em fluxo contínuo até o decanto-digestor, por meio de uma bomba dosadora. Após o DD, o efluente seguia por gravidade até a base dos dois biofiltros e em movimento ascendente, saía pela superfície dos reatores, sendo o efluente conduzido até o tanque de mistura de efluente tratado e, finalmente, enviado para a caixa de passagem da rede pública.

O decanto-digestor tinha um volume útil de 2025 L e cada biofiltro aerado submerso possuía um volume útil de 200 L e 40 L de

meio suporte. Estas unidades foram confeccionadas em uma mesma caixa, divididas com chapas de fibra de vidro, perfazendo um volume total de 3000L.

Os dois biofiltros utilizavam como meio suporte cascas de ostras da espécie *crassostrea gigas* (Figura 1), muito encontrada no litoral brasileiro. As diferenças entre estes eram o tamanho e o tempo de utilização do meio suporte, ou seja, os BAS foram preenchidos com cascas de ostras com diâmetros longitudinais diferentes e no biofiltro 1, o meio suporte tinha três anos a mais de uso do que as cascas de ostras do biofiltro 2. Magri (2009) avaliou os dois biofiltros em termos de nitrificação e remoção de matéria orgânica, e em geral, os reatores tiveram seus desempenhos sem diferença estatística, ou seja, apesar da utilização de material suporte com dimensões diferentes, estatisticamente, os reatores podem ser considerados iguais.



Figura 1 - Material suporte – cascas de ostras

A tabela 1 apresenta as concentrações média, máxima e mínima de DQOt e SS_t do esgoto bruto afluente às unidades do decanto-digestor e dos biofiltros, obtidas por meio das análises físico-químicas, apresentadas por Magri (2009).

Tabela 1: Concentrações de DQOt e SSt do esgoto bruto.
Fonte: Magri (2009).

Dados	Parâmetros (mg/L)	
	DQOt	SSt
Média	399,6	132,7
Máximo	915,5	468
Mínimo	53,5	20
DP	254,5	125,6
N	19	19

Legenda: DP- Desvio padrão; N- n° de análises

O quadro 1 descreve as principais características das unidades do sistema convencional.

Reator	Volume útil (L)	Altura útil (m)	Meio suporte (volume, L)	Meio suporte (diâmetro, em cm)
Decanto-digestor	2025	1,35	-	-
Biofiltro aerado submerso 1	240	1,35	40	5 - 10
Biofiltro aerado submerso 2	240	1,35	40	4 - 6

Quadro 1: Características dos reatores do sistema convencional. Adaptado de Magri (2009).

A aeração dos BAS era realizada por meio de um compressor de ar (SCHULZ[®], modelo MSV 5,2 x 130L), com capacidade de aeração de 155 L/min.

Considerando as unidades do sistema convencional, neste trabalho foram avaliados somente os dois BAS, visto que um dos objetivos deste trabalho foi o estudo do comportamento destes reatores, após a aplicação das operações de limpeza.

4.1.2 Unidades da Operação de Limpeza

Para a realização da operação de limpeza nos reatores, as seguintes unidades foram implantadas:

- Duas Caixas de Acumulação de Água de Lavagem (CA);
- Dois Filtros Plantados com Macrófitas de Fluxo Vertical (FP);
- Duas Caixas Coletoras de Percolado (CP).

As unidades foram confeccionadas em caixas de polietileno, do tipo caixas d'água e bombonas.

No BAS1 foi aplicada a técnica de retrolavagem, enquanto no BAS2 foi aplicada a técnica de descarga de fundo.

As caixas de acumulação 1 e 2, as quais recebiam o efluente de limpeza dos biofiltros 1 e 2, respectivamente, possuíam volume de 114L cada.

Os filtros plantados tinham uma área superficial de 0,15 m² e foram dimensionados segundo uma taxa de aplicação superficial de 200 kgST/m².dia, valor este próximo ao recomendado por diferentes pesquisadores para o tratamento de lodo em FP, dentre eles, Kim e Smith (1997) e Nielsen (2003, 2005). A justificativa para a utilização de filtros plantados para o tratamento de lodo está baseada na alta concentração de sólidos totais presente no efluente de limpeza, sendo este composto pelo biofilme desprendido do meio suporte e pelo próprio lodo aeróbio formado nos biofiltros.

Cada filtro foi preenchido com 0,50 m de meio filtrante, na seguinte sequência de camadas, de baixo para cima: 0,20 m de brita n^o 1, 0,20 m de brita n^o ¾ e 0,10 m de areia grossa, deixando-se 0,10 m de borda livre. Esta mesma proporção entre as camadas, onde a profundidade da camada de areia é menor em relação às outras, pode ser evidenciada nos trabalhos desenvolvidos por Nassar et al. (2002), Nielsen (2003, 2005), Yubo (2008) e Suntti (2010).

Antes do preenchimento dos filtros, todo o material filtrante foi lavado para remoção do material pulverulento. Para a escolha do material mais adequado, foi realizado ensaios de granulometria com a areia grossa no Laboratório de Mecânica dos Solos do Departamento de Engenharia Civil da UFSC. Somente a areia foi ensaiada, devido ao fato de ser esta a que apresenta as maiores variações comerciais quanto aos parâmetros determinados na bibliografia (coeficiente de uniformidade, diâmetro efetivo e diâmetro a 60%).

As figuras 2 e 3 apresentam a primeira fase de implantação dos filtros, correspondente a etapa inicial de preenchimento dos mesmos.



Figura 2 - Material de preenchimento - Brita 1



Figura 3 - Material de preenchimento - areia grossa

As macrófitas utilizadas nos filtros da espécie *Zizaniopsis bonariensis* conhecidas como Junco brasileiro foram retiradas do Centro de Treinamento da Epagri – CETRE. Este fator foi muito importante para a aclimação mais rápida das plantas, visto que estas faziam parte de uma unidade experimental para tratamento de lodo de tanque séptico operada no ano de 2009 por SUNTTI (2010).

A figura 4 apresenta um fluxograma do funcionamento do sistema, identificando as unidades pertencentes ao processo convencional e de limpeza dos reatores.

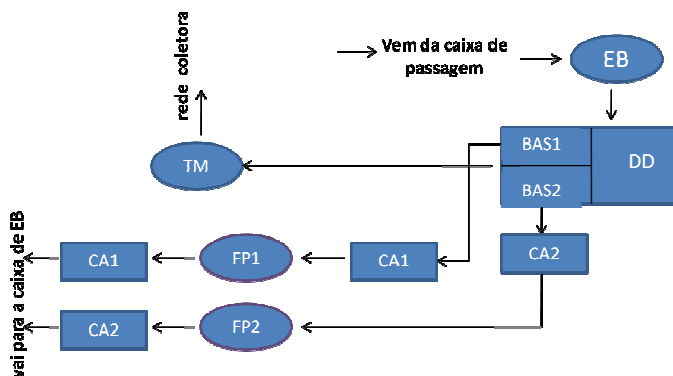


Figura 4 - Fluxograma geral de funcionamento do sistema

Também foi instalada uma tubulação de ventilação em cada filtro para permitir a oxigenação do material filtrante até as camadas mais profundas. Esta tubulação foi posicionada acima da última camada filtrante (brita 1) e se estendia 1,30 m acima da primeira camada (areia grossa). Estas tubulações foram perfuradas de forma aleatória com furos de aproximadamente 1 cm, feitos a partir de 0,10 m acima da superfície dos filtros até as suas extremidades livres, as quais possuíam um terminal de ventilação para impedir a interferências da chuva no processo de oxigenação.

Devido à pequena área superficial dos filtros, não houve a necessidade de instalação de tubulação de coleta de percolado. Portanto, cada filtro tinha uma saída localizada no fundo do mesmo para o escoamento do líquido percolado, o qual era recolhido nas caixas de acumulação, de 310L, cada uma.

O quadro 2 apresenta as principais características das unidades da operação de limpeza.

Unidades	Volume (L)	Material suporte (cm)			Macrófitas
		brita n° 1	brita 3/4	areia grossa	
Caixa de acumulação 1	114	-	-	-	-
Caixa de acumulação 2	114	-	-	-	-
Filtro plantado com macrófitas 1	114	20	20	10	Junco
Filtro plantado com macrófitas 2	114	20	20	10	Junco
Caixa de coleta de percolado 1	310	-	-	-	-
Caixa de coleta de percolado 2	310	-	-	-	-

Quadro 2: Principais características das unidades da operação de limpeza.

4.2 OPERAÇÃO DO SISTEMA

A operação do sistema para a avaliação dos processos de limpeza nos BAS teve 43 dias de duração. Neste período, antes de dar início aos procedimentos de lavagem, fez-se um acompanhamento do desempenho de tratamento nos biofiltros, que correspondeu às duas primeiras análises laboratoriais realizadas na primeira semana de operação.

Durante estas duas semanas para promover uma melhor aclimação das macrófitas dos filtros plantados, fez-se a aplicação diária de 40 L ou 0,27 m³/m².dia de esgoto pré-tratado, retirados do decanto-digestor.

A primeira operação de limpeza foi realizada na terceira semana. Neste procedimento, observou-se a pouca formação de biofilme no meio suporte, visto o baixo teor de sólidos presentes no efluente de lavagem. Este fato deveu-se, provavelmente, ao pouco tempo de operação dos biofiltros sem interrupção da alimentação do sistema. Vale ressaltar que durante os meses anteriores devido a problemas operacionais, foi necessária a suspensão do tratamento nos reatores.

Em uma tentativa de estimular a produção de biomassa nos biofiltros, realizou-se um inóculo de lodo aeróbio. O volume de lodo inoculado em cada reator foi equivalente a 40 L.

Para formação de uma biomassa mais consistente e para estimular a permanência e fixação dos microorganismos com velocidade de crescimento mais lenta, como as bactérias nitrificantes, após o inóculo, os reatores foram operados por 3 dias em batelada, visto que provavelmente estes microorganismos seriam “varridos” do sistema, caso fossem operados em fluxo contínuo.

Após três dias operando em batelada, foi iniciada a operação em fluxo contínuo nos BAS.

Os parâmetros operacionais utilizados como estratégia para a nitrificação e remoção de matéria carbonácea são descritos no quadro 3.

Parâmetros operacionais	Decanto-Digestor	BAS 1	BAS 2
Vazão (L/h)	52,8	26,4	26,4
TDH (h)	38,5	7,5	7,5
OD (mg/L)	0	3,0 - 6,0	3,0 - 6,0
COV (gDQO/m ³ .dia)	281,6	372,3	372,3
TAS (m/dia)	–	5,3	5,3

Quadro 3: Parâmetros operacionais aplicados no sistema como estratégia para nitrificação e remoção de matéria carbonácea adotados por Magri (2009).

Antes de iniciadas as operações de limpeza, a alimentação dos biofiltros era interrompida. A retrolavagem no BAS1 era realizada aplicando-se intensas descargas de ar e água, as quais promoviam o turbilhonamento da fase líquida do reator e o conseqüente desprendimento de biofilme. A injeção de água da rede pública de abastecimento da CASAN era realizada na base do reator (Figura 5). Em

movimento ascensional, o efluente saía pela superfície do mesmo e era recolhido na caixa de acumulação 1. Após homogeneização do efluente, este era aplicado no filtro plantado 1 (Figura 7).

Para garantir que seriam retirados volumes iguais de cada biofiltro, antes media-se a vazão de água da rede, visto que esta poderia apresentar variações na distribuição segundo as diferentes horas do dia. As vazões medidas apresentaram uma média de 8 L/min, correspondendo a um tempo médio de aplicação da retrolavagem de 10 minutos.

Em sistemas que operam com biofiltros, normalmente são previstos reservatórios superiores, cujo efluente armazenado, geralmente efluente tratado, é utilizado na operação de limpeza. Para este trabalho, a utilização de água da rede pública foi necessária, visto que, operacionalmente, não havia nenhuma unidade pertencente ao sistema capaz de disponibilizar efluente com pressão suficiente para a retrolavagem.

A descarga de fundo aplicada ao BAS2 era realizada por meio de intensas descargas de ar, sem a utilização de água. Enquanto a agitação da fase líquida ocorria, o efluente do reator saía pela base do mesmo, após abertura do registro de saída de limpeza (Figura 6) e era então recolhido na caixa de acumulação 2 (CA2) até atingir o volume pré-determinado.

De forma semelhante ao BAS1, o efluente era também homogeneizado e aplicado no filtro plantado 2 (Figura 7). Na operação de limpeza, um volume de 80L era retirado semanalmente de cada BAS e aplicado nos filtros plantados.

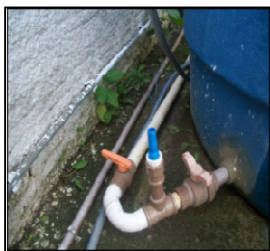


Figura 5 - Injeção de água para a retrolavagem

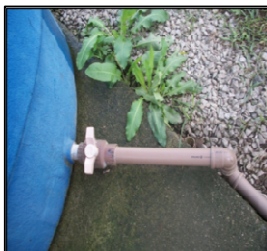


Figura 6 - Saída da descarga de fundo

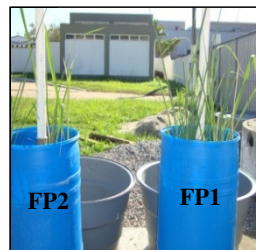


Figura 7 - Filtros plantados 1 e 2

Durante o período de avaliação deste sistema, foram realizadas quatro aplicações em batelada nos filtros plantados, realizadas

semanalmente, correspondentes às quatro operações de retrolavagem e descarga de fundo realizadas nos 43 dias de operação. Estas operações resultaram em taxas de aplicação superficial diferentes a cada semana para ambos os filtros, de acordo com a concentração de sólidos totais retirados no efluente de limpeza dos BAS. Estas considerações encontram-se melhor detalhadas no item 5.1.4.

A figura 8 apresenta um fluxograma com o tempo de operação total do sistema, indicando a locação das operações de limpeza aplicadas nos reatores.

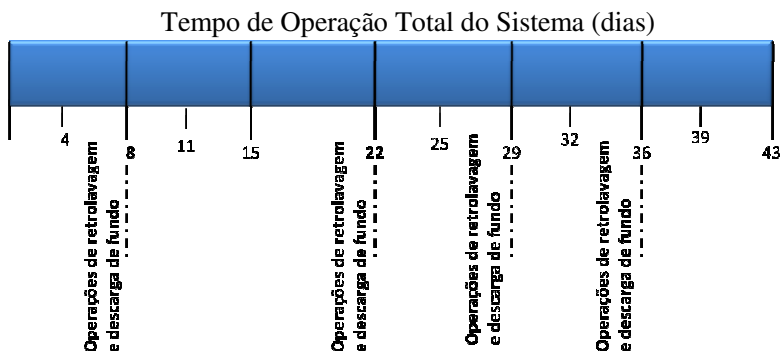


Figura 8 - Operação do sistema e localização temporal das operações de retrolavagem e descarga de fundo nos biofiltros aerados submersos.

Após um tempo de detenção hidráulica de sete dias, as saídas dos filtros plantados eram abertas e o líquido percolado recolhido nas respectivas caixas coletoras de percolado, CP1 e CP2, de 310 L cada.

4.3 MONITORAMENTO ANALÍTICO

Os principais objetivos do monitoramento analítico do sistema foram a verificação da influência do processo de lavagem aplicados nos biofiltros e avaliação dos filtros plantados com macrófitas no tratamento do efluente gerado no processo.

A coleta e análise das amostras nas unidades DD, BAS1 e BAS2 era realizada duas vezes por semana com o intuito de avaliar o comportamento destas unidades antes e depois da aplicação das técnicas de limpeza nos reatores. Os pontos de entrada e saída dos filtros

plantados eram avaliados uma vez por semana, sendo que os pontos de saída eram sempre analisados na semana seguinte à aplicação nos filtros, respeitando-se o tempo de detenção hidráulica aplicado.

Os procedimentos de coleta, transporte e conservação das amostras seguiram as recomendações do *Standard Methods for Examination of Water e Wastewater* (APHA, 1998).

Os procedimentos de limpeza eram realizados semanalmente. As análises laboratoriais físico-químicas eram realizadas duas vezes por semana com o intuito de avaliar o comportamento dos biofiltros aerados submersos antes e depois da aplicação das técnicas de limpeza. Portanto, as unidades analisadas dependiam do propósito de cada análise, desta forma:

- Entrada e saída dos BAS: eram amostrados duas vezes por semana, uma antes da aplicação dos processos de limpeza dos reatores e outra após três dias da realização do processo;
- Caixa de Acumulação 1 (CA1) e Caixa de Acumulação (CA2): correspondiam aos efluentes de entrada nos filtros plantados, FP1 e FP2, respectivamente e eram analisadas uma vez por semana;
- Caixa Coletora de Percolado 1 (CP1) e Caixa Coletora de Percolado (CP2): correspondiam aos efluentes de saída (líquido percolado) dos filtros plantados e eram também analisadas uma vez por semana, sendo que, respeitando-se o tempo de detenção hidráulica adotado para os filtros de sete dias, esses eram avaliados somente na semana seguinte à aplicação do processo de limpeza.

O quadro 4 apresenta um resumo dos pontos monitorados, bem como seus respectivos parâmetros e frequência das análises.

Pontos amostrados	Parâmetros Avaliados	Frequência das Análises
Decanto-digestor	pH, alcalinidade total, SS, DQOt e série nitrogenada	duas vezes por semana
Biofiltro Aerado Submerso 1	pH, alcalinidade total, SS, DQOt e série nitrogenada	duas vezes por semana
Biofiltro Aerado Submerso 2	pH, alcalinidade total, SS, DQOt e série nitrogenada	duas vezes por semana
Entrada Filtro Plantado 1 (Caixa de acumulação 1)	pH, alcalinidade total, SS, ST, DQOt e série nitrogenada	uma vez por semana
Entrada Filtro Plantado 2 (Caixa de acumulação 2)	pH, alcalinidade total, SS, ST, DQOt e série nitrogenada	uma vez por semana
Saída Filtro Plantado 1 (Caixa coleta de percolado 1)	pH, alcalinidade total, SS, ST, DQOt e série nitrogenada	uma vez por semana
Saída Filtro Plantado 2 (Caixa coleta de percolado 2)	pH, alcalinidade total, SS, ST, DQOt e série nitrogenada	uma vez por semana

Quadro 4: Pontos amostrados e frequência utilizada para as análises físico-químicas.

O quadro 5 apresenta as análises físico-químicas realizadas e suas respectivas metodologias

Parâmetro	Unidade	Metodologia
Potencial hidrogeniônico	-	Método eletrométrico - Standard Methods 4500-H ⁺ (APHA, 1998). Leitura em pHmetro digital, modelo B474 MICRONAL®.
Alcalinidade total	mgCaCO ₃ /L	Titulação potenciométrica com solução de H ₂ SO ₄ 0,02N- Standard Methods 2320B (APHA,1998).
DQOt	mg/L	Digestão em refluxo fechado - método colorimétrico - Standard Methods 5220D (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro HACH®
Nitrogênio amoniacal	mg/L	Método colorimétrico de Nessler (VOGEL, 1981). Leitura em espectrofotômetro VARIAN CARY 1E UV-VISIBLE
Nitrogênio nítrico	mg/L	Método colorimétrico - Standard Methods 4500-N-NO ₂ ⁻ (APHA, 1998). Leitura em espectrofotômetro VARIAN CARY 1E UV-VISIBLE
Nitrogênio nítrico	mg/L	Método colorimétrico com brucina - Standard Methods 4500-N-NO ₂ ⁻ (APHA, 1972). Leitura em espectrofotômetro VARIAN CARY 1E UV-VISIBLE
Sólidos suspensos totais	mg/L	Método gravimétrico - secagem a 105°C - Standard Methods 2130B (APHA, 1998)
Sólidos totais	mg/L	Método gravimétrico - seco a 105°C (APHA, 1998).
Sólidos totais fixos e voláteis	mg/L	Método gravimétrico - calcinado a 550°C- Standard Methods 2540B (APHA, 1998)

Quadro 5: Metodologias utilizadas para as análises físico-químicas.

5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Nos itens subseqüentes são apresentados os resultados analíticos da fase de monitoramento do sistema durante os 43 dias de operação. Os dados serão apresentados em forma de tabelas e gráficos.

Para avaliação da eficiência dos biofiltros 1 e 2, foram analisados em conjunto, os resultados obtidos por semana, correspondendo aos dias da aplicação das operações de limpeza e três dias depois da realização destas, com o intuito de avaliar a influência das técnicas de eliminação de excesso de biofilme sobre os processos de eliminação de matéria carbonácea e nitrificação nos reatores.

Os filtros plantados forma avaliados, analisando-se suas eficiências na remoção de sólidos suspensos, sólidos totais e matéria nitrogenada dos efluentes de limpeza de cada biofiltro, observando-se as diferentes taxas superficiais ($\text{kgST}/\text{m}^2\text{ano}$) aplicadas em cada um.

5.1 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA NOS BIOFILTROS AERADOS SUBMERSOS

5.1.1 Demanda Química de Oxigênio Total – DQOt

Os resultados obtidos com a realização das análises laboratoriais referentes à DQOt para os três pontos amostrados, entrada e saída dos biofiltros 1 e 2, são apresentados na tabela 2.

Tabela 2. Resultados laboratoriais de DQO obtidos para os pontos de entrada e saída do BAS1 e BAS2.

Dias de operação	Unidade	Saída DD	Saída BAS1	Saída BAS2
1	mg/L	256,0	41,0	59,0
4	mg/L	236,0	33,0	48,0
8	mg/L	233,0	20,0	55,0
11	mg/L	202,0	29,0	47,0
15	mg/L	-	-	-
22	mg/L	342,0	219,0	338,0
25	mg/L	361,0	42,0	152,0
29	mg/L	363,0	27,0	140,0
32	mg/L	658,0	43,0	202,0
36	mg/L	814,0	47,0	122,0
39	mg/L	967,0	60,0	167,0

A figura 9 apresenta as concentrações de DQOt obtidas antes e após cada operação de limpeza, durante o período de monitoramento do sistema.

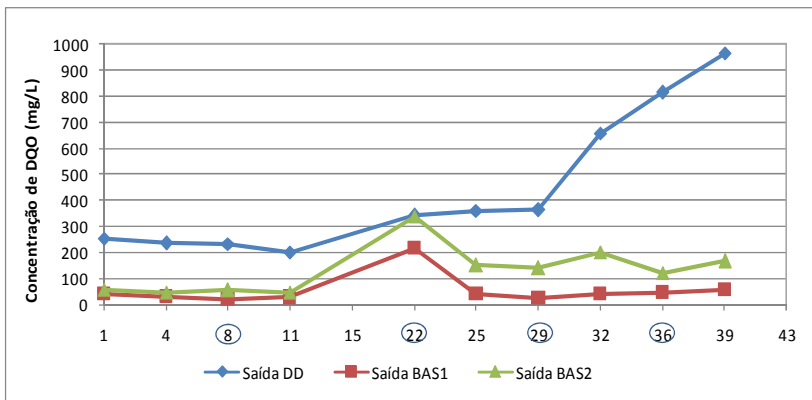


Figura 9 - Série temporal das concentrações de DQO nos pontos de entrada e saída do BAS1 e BAS2, com destaque para os dias de realização das operações de limpeza nos reatores.

Em relação à 1ª operação de limpeza, correspondente ao 8º dia de operação, observou-se que os biofiltros 1 e 2 tiveram comportamentos diferentes em termos de concentração de DQO. Após a aplicação da operação de limpeza, o BAS1 apresentou uma perda de 6% na eficiência de remoção de DQO (91% para 86%), enquanto no BAS2 não ocorreu alteração no desempenho deste reator.

Na segunda operação, realizada no 22º dia, houve um aumento significativo na concentração de sólidos suspensos no efluente dos reatores (item 5.1.2). Este excesso de sólidos contribuiu para o aumento de DQO em ambos os biofiltros, cujos valores estiveram próximos à DQO afluente aos mesmos, principalmente no BAS2. Neste mesmo período foi observada a diminuição da atividade nitrificante, indicando que possivelmente houve desprendimento de biomassa ativa nos reatores. O processo de nitrificação será mais bem discutido nos itens seguintes. Este episódio de desprendimento pode ser explicado, devido à suspensão da alimentação do sistema e aeração nos dois reatores por problemas operacionais, dias antes da realização desta análise. No entanto, após a aplicação da 2ª operação de limpeza, ambos os biofiltros apresentaram bom desempenho na remoção de sólidos suspensos. Nesta operação, verificou-se que após a retrolavagem, o BAS1 melhorou sua eficiência de 36% para 88%, enquanto no BAS2, este percentual de melhora foi muito mais significativo, evoluindo de 1% para 58% de remoção de DQO após a aplicação da descarga de fundo.

Esta eficiência dos BAS deve ser destacada, considerando que a interrupção da alimentação e aeração, implicou no aumento de matéria orgânica e sólidos dentro dos reatores. Estas condições tornaram o biofilme mais fraco, dificultando sua adesão ao meio suporte, uma vez que as bactérias formadoras de biomassa tendem à morte devido ao déficit de substrato e OD necessários ao seu metabolismo e crescimento, ocasionando o desprendimento de biofilme. Portanto, os dois BAS apresentaram uma ótima eficiência na redução de matéria orgânica, após a melhora das condições operacionais, mesmo em curto espaço de tempo.

Analisando-se a 3ª operação de limpeza, verificou-se que o BAS1 praticamente não alterou seu desempenho. Ao comparar os dias 29 e 32, este reator manteve sua eficiência de remoção de DQO em 92 e 93%, respectivamente. No entanto, o BAS2 apresentou ligeira melhora em seu desempenho, apresentando uma remoção de DQO de 61% para 69%. Este comportamento dos biofiltros deve ser destacado, visto que, ao avaliar a tabela 2, percebe-se um aumento crescente na concentração de DQO_t afluente observado desde o início da operação.

Em relação ao 36º dia de operação ou 4ª operação de limpeza, ambos os biofiltros apresentaram comportamento semelhante à operação anterior, com aumento na concentração de DQO afluente e efluente aos reatores. Ao avaliar os resultados da última operação de retrolavagem e descarga de fundo, o BAS1 novamente não apresentou melhora significativa na remoção de matéria orgânica carbonácea, apresentando uma eficiência de 94% antes da aplicação da limpeza e 93% depois. O BAS2 apresentou uma ligeira redução na eficiência, reduzindo seu percentual de remoção de 85% para 82%.

Avaliando-se de forma geral os resultados, pode-se concluir que o BAS1 foi mais eficiente na remoção de matéria orgânica carbonácea na forma de DQO do que o BAS2, bem como suportou melhor as variações de carga orgânica afluente. No entanto, após a análise dos resultados obtidos, percebeu-se que, a exceção da segunda operação de limpeza, as técnicas de retrolavagem e descarga de fundo pouco influenciaram positivamente na eficiência dos reatores, em termos de remoção de matéria orgânica carbonácea medida na forma de DQO.

5.1.2 Sólidos Suspensos Totais – SS_t

Os resultados obtidos com a realização das análises laboratoriais referentes aos SS_t para os três pontos amostrados, entrada e saída dos biofiltros 1 e 2, são apresentados na tabela 3.

Tabela 3. Resultados laboratoriais de SS_t obtidos para os pontos de entrada e saída do BAS1 e BAS2.

Dias de operação	Unidade	Saída DD	Saída BAS1	Saída BAS2
1	mg/L	27,0	13,0	10,5
4	mg/L	56,3	9,6	15,2
8	mg/L	50,5	4,0	28,5
11	mg/L	122,3	3,0	14,0
15	mg/L	-	-	-
22	mg/L	142,0	47,0	128,1
25	mg/L	140,0	15,0	75,0
29	mg/L	115,0	4,5	54,1
32	mg/L	141,5	14,0	70,0
36	mg/L	241,3	24,1	62,3
39	mg/L	360,0	7,0	59,1

Ao avaliar as duas análises da primeira semana de monitoramento, os dois biofiltros apresentaram comportamento semelhante em termos de remoção de sólidos suspensos. O percentual de redução médio de SS ocorrido nos dois reatores foi de 67%

A figura 10 ilustra as concentrações de SS_t obtidas antes e após as operações de limpeza aplicadas nos dois biofiltros durante o período de monitoramento do sistema.

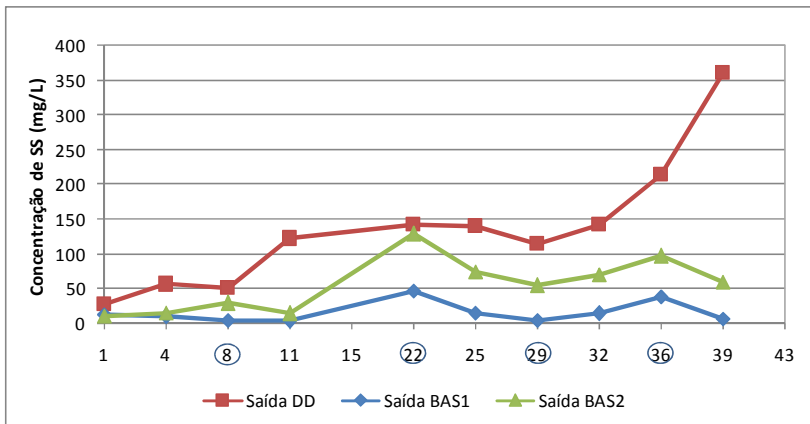


Figura 10 - Série temporal das concentrações de SST nos pontos de entrada e saída do BAS1 e BAS2, com destaque para os dias de realização das operações de limpeza nos reatores.

Ao observar a figura 10 percebe-se que, após a aplicação da 1ª retrolavagem e descarga de fundo nos biofiltros, houve uma redução na concentração de SS no efluente dos reatores. Ao comparar os dias 8 e 11 de operação, a eficiência na redução de SS ocorrida nos BAS1 foi de 92 e 97%, enquanto no BAS2 a melhora na eficiência foi mais significativa, evoluindo de 43% para 88%.

No 22º dia de operação, foi observado um incremento de sólidos suspensos no efluente dos reatores. Fato este, devido ao estabelecimento das mesmas condições operacionais que causaram o aumento de DQOt para o mesmo período de análise nos dois biofiltros. Tais condições foram mais significativas no biofiltro 2, cujo efluente nesta operação, apresentou a maior concentração de SS do reator. Após três dias da aplicação da segunda operação de limpeza, de forma semelhante ao ocorrido com a DQO, os BAS também apresentaram redução de SS no efluente. Quando analisados os resultados obtidos antes e depois da segunda operação de limpeza (22 e 25 dias), o BAS1 melhorou sua eficiência, de 67% para 89%, da mesma forma que o BAS2, que passou de uma eficiência de 10% para 46%. Salienta-se que, como descrito no item anterior, este bom desempenho dos dois reatores neste período teve a influência também da melhora das condições operacionais.

A análise da terceira operação de limpeza ou 29º dia de operação apresentou um aumento na concentração de sólidos suspensos no efluente dos dois biofiltros, acompanhada também de um aumento de SS

afluente aos mesmos. Quando comparados os 29° e 32° dias, percebe-se que houve uma redução na eficiência de ambos os reatores, onde o BAS1 apresentou uma redução de sólidos suspensos de 96% para 90%. No BAS2, a redução percentual foi de 53% para 50%.

A última operação, realizada no 36° dia, mostrou que ambos os reatores mantiveram seus desempenhos positivos na remoção de sólidos suspensos. Após a análise do dia 39, embora percebido um aumento na concentração de SS na entrada dos biofiltros, estes apresentaram um bom desempenho na remoção de sólidos. Quando comparados estes dois dias, 36 e 39, o BAS1 apresentou um aumento na remoção de sólidos suspensos de 90% para 98%. O BAS2 também apresentou melhora, aumentando o percentual de eficiência de 74% para 83%.

Pode-se concluir que o BAS1 também foi mais eficiente do que o BAS2 após a aplicação das técnicas de limpeza, em termos de remoção de SS.

Estes percentuais de remoção de matéria orgânica carbonácea, medidos na forma de DQOt e SS, mostraram-se ótimos resultados quando comparados a outros trabalhos. Carvalho Júnior e Povinelli (2003) operaram um sistema piloto composto por um reator anaeróbio compartimentado seguido de um biofiltro aerado submerso com espuma de poliuretano como meio suporte. Neste sistema, o BAS alcançou uma eficiência média de 75% na remoção de DQO e 77% na remoção de SST. Bastos et al., (2005), avaliaram um sistema composto por um reator UASB seguido de um BAS. Estes autores analisaram a influência da aplicação dos diferentes intervalos da retrolavagem sobre a eficiência do biofiltro. Quando avaliada a eficiência do reator, com um intervalo entre duas retrolavagens de 7 dias, este sistema apresentou uma eficiência média na remoção de DQO e SSt de 42% e 55%, respectivamente. Ao observar os resultados obtidos no trabalho desenvolvido por Magri (2009), ambos os biofiltros apresentaram-se eficientes na remoção de matéria orgânica carbonácea, medida na forma de DQO. Naquele trabalho, o BAS1 obteve uma eficiência média de remoção de DQO de 64%, porém não se mostrou eficiente na remoção de SS, apresentando um efluente com uma concentração média 50% mais elevada do que a concentração média afluente. No que diz respeito à eficiência do BAS2, este apresentou uma eficiência média de remoção de DQO também de 64% e de SS de 25%.

As duas primeiras análises do sistema realizadas neste trabalho, entre os dias 1 a 4, mostraram que ambos os biofiltros apresentavam-se

eficientes na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, 88 e 67%, respectivamente no BAS1 e 76 e 67% no BAS2.

Analisando-se os resultados, observa-se que em ambos os biofiltros, a porcentagem de redução de DQO, obtida após as técnicas de limpeza, pouco foram significativas no processo de remoção de matéria carbonácea nos reatores. A exceção foi observada no 25º dia de operação, onde tanto o BAS1, quanto o BAS2 apresentaram aumento considerável na remoção de DQO após os procedimentos de limpeza. No entanto, este bom desempenho dos reatores, provavelmente está mais relacionado com a melhora das condições operacionais no sistema do que a influência direta das técnicas de retrolavagem e descarga de fundo.

Com relação à eficiência na remoção de SS, a avaliação dos resultados sugere que, após os procedimentos de eliminação de excesso de biofilme, os dois biofiltros apresentaram um bom desempenho quando os resultados são comparados com os obtidos por Magri (2009), considerando as mesmas condições operacionais mantidas neste trabalho.

Das quatro operações de retrolavagem e descarga de fundo realizadas, em 75% delas as operações mostraram-se favoráveis à remoção de sólidos suspensos nos dois reatores.

5.2 TRANSFORMAÇÃO DE MATÉRIA NITROGENADA NOS BIOFILTROS AERADOS SUBMERSOS

Os resultados obtidos com a realização das análises laboratoriais referentes aos compostos nitrogenados inorgânicos $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$ para os efluentes de entrada e saída dos biofiltros são demonstrados na tabela 4.

Tabela 4. Concentrações dos compostos nitrogenados inorgânicos para os pontos de entrada e saída do BAS1 e BAS2.

as de operaç	Unidade	Saída DD			Saída BAS1			Saída BAS2		
		$N-NH_4^+$	$N-NO_2^-$	$N-NO_3^-$	$N-NH_4^+$	$N-NO_2^-$	$N-NO_3^-$	$N-NH_4^+$	$N-NO_2^-$	$N-NO_3^-$
1	mg/L	44,5	0,0	0,0	1,6	0,1	19,4	15,1	0,8	2,8
4	mg/L	40,3	0,0	0,1	1,1	0,1	18,3	25,2	0,8	2,5
8	mg/L	41,3	0,0	0,1	0,9	0,0	17,8	35,9	0,5	2,1
11	mg/L	38,3	0,0	0,2	0,9	0,0	25,6	2,1	0,0	33,2
15	mg/L	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22	mg/L	41,8	0,0	0,2	39,8	0,0	0,3	40,3	0,0	0,2
25	mg/L	39,5	0,0	0,2	12,8	0,0	3,5	38,7	0,0	0,2
29	mg/L	36,3	0,0	0,2	1,2	0,5	27,1	32,8	0,0	0,2
32	mg/L	55,3	0,0	0,0	1,5	0,5	20,3	34,8	0,0	0,0
36	mg/L	55,5	0,0	0,2	1,8	1,7	17,8	42,5	0,0	0,6
39	mg/L	71,8	0,0	0,2	16,3	1,6	24,0	61,8	0,0	0,3

A figura 11 apresenta a série temporal das concentrações de nitrogênio amoniacal afluente, nitrogênio oxidado ($N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$) e nitrogênio amoniacal efluentes ao BAS1.

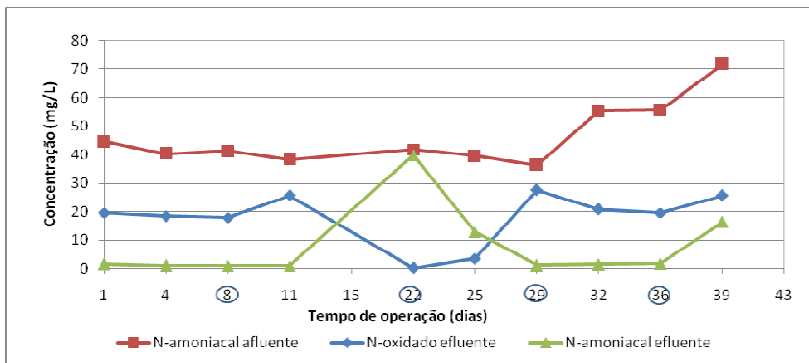


Figura 11 - Série temporal das concentrações dos compostos nitrogenados inorgânicos no BAS1, com destaque para os dias de realização das operações de limpeza nos reatores.

Visualizando-se a figura 11, observa-se que antes das operações de limpeza nos reatores (dias 1 a 4), o BAS1 apresentou uma eficiente atividade nitrificante. Neste período, o reator apresentou uma remoção média de nitrogênio amoniacal no primeiro e quarto dias de 96 e 97%, respectivamente. Destes percentuais de amônia removida, apenas 43% (nitrito = 19,4 mg/L) e 45% (nitrito = 18,3 mg/L) foram oxidados, sendo o restante provavelmente incorporado à biomassa para a síntese celular.

Este bom desempenho foi mantido quando aplicada a técnica de retrolavagem, visto que, antes da operação de limpeza, o BAS1 apresentou uma eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de 98% e depois, este percentual foi de 97%.

No 22º dia de monitoramento, que correspondeu a 2ª operação de limpeza, o BAS1 praticamente não obteve eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal. Como explicado nos itens 5.1.1 e 5.1.2, ambos os reatores tiveram suspensas a alimentação e aeração, ocasionando a perda de eficiência nos reatores. Em sistemas onde há a presença de bactérias heterotróficas e autotróficas, a relação C:N é um fator limitante às taxas de crescimento das bactérias nitrificantes. Como observado neste período, o possível desprendimento de biomassa ativa, indicado pelo aumento na concentração de sólidos suspensos e DQOt, proporcionou a elevação da carga orgânica. Segundo Carvalho Junior (2004), dependendo da carga orgânica aplicada, pode ocorrer a predominância dos organismos heterotróficos sobre os autotróficos, devido ao fato das bactérias nitrificantes crescerem mais lentamente que as heterotróficas.

Neste mesmo procedimento de limpeza, após a análise seguinte (25º dia), o BAS 1 já apresentou uma melhora em seu desempenho. A eficiência na remoção de amônia foi de 67%, onde deste percentual de nitrogênio amoniacal removido, somente 9% (nitrato = 3,5 mg/L) foi oxidado.

Como pode ser observado na figura 10, a partir da 3ª operação de limpeza, o BAS1 apresentou significativa taxa nitrificante. Quando foram comparados os dias 29 e 32, o reator manteve o bom desempenho na remoção de nitrogênio amoniacal, apresentando antes da retrolavagem um percentual de 96% e depois uma eficiência de 97%.

A última operação de retrolavagem, realizada no 36º de operação, revelou que o BAS1 perdeu eficiência na remoção de amônia. Ao comparar os dias 36 e 39, percebeu-se que o BAS1 no primeiro dia apresentava uma eficiência de 96%, enquanto no segundo dia, este percentual de remoção foi reduzido para 77%.

A figura 12 apresenta a série temporal das concentrações de nitrogênio amoniacal afluente, nitrogênio oxidado (N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻) e nitrogênio amoniacal efluentes ao BAS2.

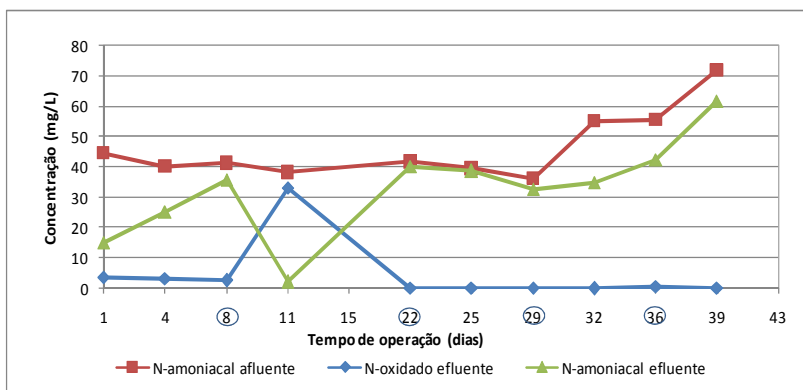


Figura 12 - Série temporal das concentrações dos compostos nitrogenados inorgânicos no BAS2.

Ao observar a tabela 4 e a figura 12, percebe-se que, antes de iniciados os procedimentos de descarga de fundo no BAS2, o reator veio apresentando uma crescente concentração de nitrogênio amoniacal efluente, enquanto a concentração de nitrogênio oxidado foi praticamente mantida durante este período.

Quando realizada a descarga de fundo no reator, no 8º dia de operação, o reator apresentou constância no desempenho apresentado anteriormente, ou seja, permaneceu liberando em seu efluente uma alta concentração de nitrogênio amoniacal e baixa concentração de nitrogênio oxidado. Esta condição apresentou mudança após aplicada a técnica de limpeza no reator. Este fato permite concluir que a descarga de fundo foi favorável às bactérias nitrificantes neste reator, visto que a eliminação de excesso de biofilme permite a transferência de oxigênio às camadas mais internas do mesmo. Quando comparados os dias 8 e 11, verificou-se que no primeiro dia, o BAS2 apresentou uma eficiência de apenas 13% na remoção de nitrogênio amoniacal, enquanto no segundo dia, o percentual de remoção evoluiu para 94%.

Após os problemas de operação ocorridos na semana entre os dias 15 e 22, o BAS2 passou a apresentar, desde então, um baixo desempenho, inclusive na transformação dos compostos nitrogenados.

Durante todo o período de monitoramento, à exceção do 11º dia, o BAS2 não obteve desempenho positivo na oxidação do nitrogênio amoniacal, apresentando um efluente com concentração de N-oxidado (NO_2^- e NO_3^-) muito inferior ao apresentado pelo BAS1.

Quando avaliados os resultados apresentados na tabela 4, percebeu-se que o reator, após as terceiras e quartas descargas de fundo, continuou apresentando comportamento instável na remoção de amônia. Embora percebido uma melhora no percentual de remoção na terceira operação de limpeza, de 9% para 37%, a análise da quarta operação permitiu verificar que novamente a eficiência do reator foi reduzida de 23% para 14%.

Considerando que nos dois biofiltros foram aplicadas as mesmas condições operacionais (COV e TDH), não foi possível identificar nenhum outro fator, a não ser a própria instabilidade do biofiltro 2, como possível causa de seu baixo desempenho no tratamento, principalmente no processo de nitrificação. Este ruim desempenho do BAS2 pode ser melhor evidenciado quando analisada a alcalinidade dos efluentes dos reatores.

As figuras 13 e 14 demonstram o comportamento do BAS1 e BAS2 quanto aos parâmetros de pH e alcalinidade.

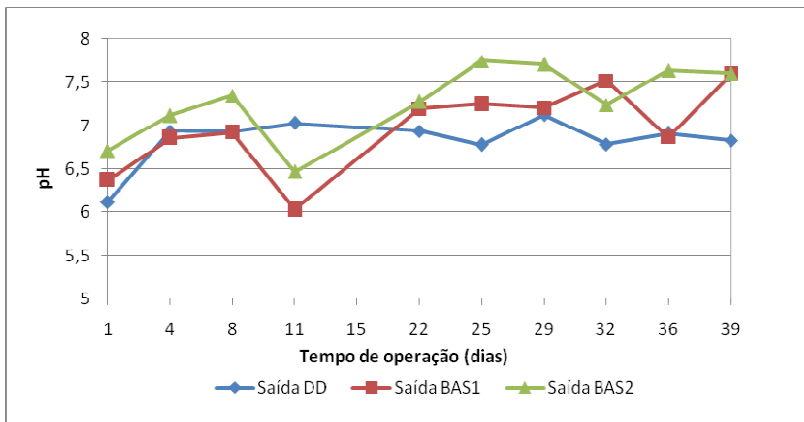


Figura 13 - Comportamento do pH nos pontos de entrada e saída do BAS1 e BAS2.

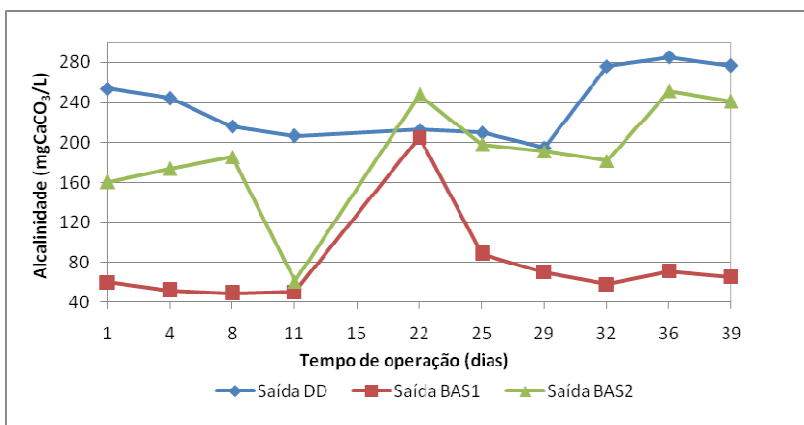


Figura 14 - Comportamento da alcalinidade nos pontos de entrada e saída no BAS1 e BAS2.

O pH do BAS1 e BAS2 pouco apresentou variações, como pode ser observado na figura 13. No entanto, ao observar a figura 14, o BAS2 sempre apresentou alcalinidade efluente maior do que o efluente do BAS1. Em uma das etapas do processo de nitrificação, ocorre a liberação de íons H^+ , os quais tendem a baixar o pH a níveis não ideais às bactérias nitrificantes.

Portanto, quando analisada as concentrações de alcalinidade efluentes em ambos os biofiltros, é possível comprovar o que já

verificado no item 5.2, ou seja, a baixa atividade nitrificante ocorrida no BAS2, visto que neste reator praticamente não houve redução na concentração da alcalinidade, diferentemente do observado no BAS1.

Devido a este baixo desempenho do biofiltro 2, não foi possível avaliar de forma satisfatória a influência do processo de limpeza na eficiência do tratamento deste reator, uma vez que seu baixo desempenho poderia ser consequência de sua própria instabilidade e não necessariamente da aplicação da descarga de fundo.

5.3 REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA NOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS

5.3.1 Demanda Bioquímica de Oxigênio Total – DQOt

Os resultados obtidos para as quatro operações de limpeza, referentes às concentrações de DQOt para os pontos de entrada e saída (líquido percolado) dos dois filtros plantados são apresentados na tabela 5.

Tabela 5. Resultados da concentração de DQOt obtidos para os pontos de entrada e saída do FP1 e FP2.

Operações de limpeza	TAS (kgST/m ² ano)	Entrada FP1 (mg/L)	Saída FP1 (mg/L)	TAS (kgST/m ² ano)	Entrada FP2 (mg/L)	Saída FP2 (mg/L)
1ª	10,8	23,0	5,0	9,1	103,0	26,0
2ª	9,8	208,0	53,0	32,9	1154,0	81,0
3ª	12,7	168,0	20,0	51,0	3780,0	23,0
4ª	15,7	94,0	25,0	109,3	897,0	22,0
Média	12,3	123,3	25,8	50,6	1483,5	38,0
Máximo		208,0	53,0		3780,0	81,0
Mínimo		23,0	5,0		103,0	22,0
N		4	4		4	4

Legenda: N - n^o de análises.

Como pode ser observado na tabela 5, o efluente de limpeza retirado dos dois biofiltros e aplicados nos filtros plantados apresentaram elevada variação em termos de concentração de DQOt durante o período de monitoramento. De acordo com os valores obtidos, verifica-se que o FP1 obteve uma eficiência média de remoção de DQOt de 79%, produzindo um efluente com uma concentração média de 26 mg/L, enquanto o FP2 apresentou uma eficiência média de 97%, e líquido percolado com concentração média de 38 mg/L de DQOt.

Os resultados comprovam que o FP2 obteve uma melhor eficiência na remoção de DQO do que o FP1, embora nesse filtro tenha sido aplicada uma taxa superficial maior devido à elevada concentração de sólidos presentes no efluente de limpeza do BAS2, em relação ao efluente de limpeza do BAS1.

5.3.2 Sólidos Totais e Sólidos Suspensos

A tabela 6 apresenta os resultados obtidos para a série de sólidos dos pontos de entrada e saída dos filtros plantados com macrófitas.

Tabela 6. Resultados da concentrações de sólidos totais e sólidos suspensos obtidos para os pontos de entrada e saída do FP1 e FP2.

Pontos Analisados	Dados	Parâmetros (mg/L)			
		ST	STF	STV	SS
Entrada FP1	Média	479,7	297,7	182,0	138,0
	Máximo	614,0	351,0	338,0	220,0
	Mínimo	384,0	249,0	108,0	27,0
	DP	101	45	105	94
Saída FP1	Média	291,2	218,2	73,0	35,1
	Máximo	365,0	308,0	158,0	45,0
	Mínimo	254,0	102,0	26,0	18,5
	DP	51	86	58	12
Entrada FP2	Média	1977,8	930,5	1047,3	1124,6
	Máximo	4271,0	2141,0	2130,0	1845,0
	Mínimo	357,0	260,0	97,0	64,7
	DP	1670	833	859	831
Saída FP2	Média	451,5	267,0	184,5	17,0
	Máximo	946,0	352,0	594,0	23,0
	Mínimo	230,0	169,0	14,0	5,5
	DP	336	80	274	8

Legenda: DP – Desvio padrão

Com relação às eficiências dos filtros plantados, o FP1 obteve uma eficiência média de remoção de SS de 74%, apresentando concentrações média, máxima e mínima de 35,1, 45,0 e 18,5 mg/L. O FP2 apresentou uma eficiência média de 98% na remoção de SS, com concentrações efluentes média, máxima e mínima de 17,0, 23,0, e 5,5 mg/L, respectivamente.

Como observado na tabela 6, o FP1 apresentou uma eficiência média na remoção de ST de 39%, com concentrações efluentes média, máxima e mínima de 291,2, 365,0 e 254,0 mg/L, respectivamente. Enquanto o FP2 obteve uma eficiência média de 77%, com concentrações média, máxima e mínima de 451,5, 946,0 e 255,0 e 230,0 mg/L.

A eficiência na remoção de sólidos e matéria orgânica nos filtros está relacionada à degradação biológica e a capacidade no leito filtrante em separar a fração sólida e líquida do efluente de limpeza, papel este desempenhado principalmente pela camada de areia.

Koottatep (1999a) e Suntti (2010) estudaram os filtros plantados para tratamento de lodo de tanque séptico. Estes autores conseguiram em suas experiências, uma eficiência média de 81% e 92% na remoção de ST.

Considerando as diferentes taxas de aplicação superficial aplicadas a cada semana nos filtros, nenhuma delas esteve acima da TAS teórica de 200 kgST/m²ano, como pode ser observado na tabela 5. Quando avaliados os resultados, verificou-se que ambos os FP obtiveram bom desempenho na remoção de sólidos e DQO, mesmo após aplicadas taxas mais elevadas, especialmente o FP2. Neste filtro, quando foi aplicada uma TAS de 109,3 kgST/m²ano (36º dia de operação), a eficiência média de remoção de ST foi de 91%, a maior entre as quatro operações de descarga de fundo.

Dentre os sólidos totais, verifica-se que o efluente aplicado no FP1, apresenta a fração inorgânica maior, representando em média 62% dos sólidos, diferentemente do FP2, onde a fração orgânica representa a maior parcela dos sólidos, correspondendo a um percentual de 53%.

As figuras 15 e 16 apresentam o perfil de sólidos totais dos filtros plantados 1 e 2, respectivamente.

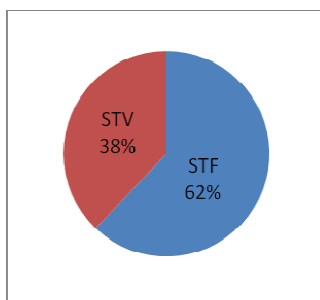


Figura 15- Perfil de SSF e SSV no FP1

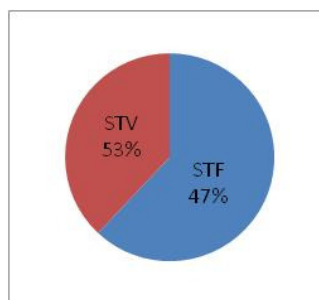


Figura 16 - Perfil de SSF e SSV no FP2

Esta parcela de sólidos fixos maior que a fração volátil no efluente de limpeza do biofiltro 2, pode estar relacionado a eliminação de biomassa ativa do reator, observado nos processos de remoção de matéria carbonácea e nitrificação. Com relação ao efluente de limpeza

do BAS1, o perfil de sólidos apresentado sugere que neste reator, o processo de retrolavagem poderia estar eliminando uma biomassa inativa, sem muita importância para o processo de tratamento.

Quando avaliados os resultados obtidos por Magri (2009), neste trabalho, a concentração de sólidos totais fixos no efluente do BAS1 também foi maior, aproximadamente 56%. Segundo esta pesquisadora, um dos possíveis fatores que causaram esta proporção entre sólidos fixos e voláteis, foi devido ao fato que as cascas de ostras (compostas principalmente por carbonato de cálcio) utilizadas no biofiltro 1, apresentaram episódios de desprendimento de pequenas partículas, em função de seu desgaste decorrente do maior tempo de uso.

5.4 TRANSFORMAÇÃO DE MATÉRIA NITROGENADA NOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS

Os resultados obtidos para as concentrações de nitrogênio inorgânico (N-NH_4^+ , N-NO_2^- , N-NO_3^-) dos pontos de entrada e saída dos filtros plantados são apresentados na tabela 7.

Tabela 7. Resultados das concentrações dos compostos inorgânicos obtidos para os pontos de entrada e saída do FP1 e FP2.

Operações de limpeza	Entrada FP1			Saída FP1			Entrada FP2			Saída FP2		
	N-NH_4^+	N-NO_2^-	N-NO_3^-	N-NH_4^+	N-NO_2^-	N-NO_3^-	N-NH_4^+	N-NO_2^-	N-NO_3^-	N-NH_4^+	N-NO_2^-	N-NO_3^-
1ª	0,9	0,0	18,8	0,8	0,0	2,1	28,8	0,5	3,3	2,2	0,1	4,7
2ª	35,5	0,0	0,1	4,1	0,0	0,2	29,3	0,4	1,5	6,3	0,0	0,3
3ª	1,1	0,4	8,7	1,1	0,5	3,4	21,8	0,0	0,3	4,8	0,0	0,8
4ª	1,4	1,5	12,9	1,1	0	14,3	37,3	0,2	0,8	4,95	0	5,9
Média	9,7	0,4	10,1	1,8	0,1	5,0	29,3	0,3	1,5	4,6	0,0	2,9
Máximo	35,5	1,5	18,8	4,1	0,5	14,3	37,3	0,5	3,3	6,3	0,1	5,9
Mínimo	0,9	0,0	0,1	0,8	0,0	0,2	21,8	0,0	0,3	2,2	0,0	0,3
N	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4	4

Legenda: N – nº de análises

Conforme é apresentado na tabela 7, o FP1 apresentou uma eficiência média de remoção de amônia de 81,4%, produzindo um efluente (líquido percolado) com uma concentração média, mínima e máxima de 1,8, 4,1 e 0,8 mg/L de N-NH_4^+ . Neste caso, percebe-se que o processo de nitrificação não teve praticamente nenhuma influência sobre o percentual de remoção de nitrogênio amoniacal, pois a concentração média de nitrato na entrada do filtro (10,1 mg/L) foi maior do que a concentração média de saída (5,0 mg/L). Uma das justificativas para

esta redução da concentração de nitrato observada no líquido percolado do filtro 1 pode estar relacionado ao processo de desnitrificação. É possível que entre os interstícios do leito filtrante ocorra a formação de zonas anóxicas, favorecendo a redução de nitratos.

Segundo Philippi e Sezerino (2004), referenciando Cooper et. al. (1996), se o material filtrante for submetido à alimentação intermitente, como o ocorrido neste trabalho, a amônia pode ser rapidamente removida da massa líquida devido a adsorção do material filtrante.

Com relação à eficiência do FP2 na remoção de amônia, verificou-se que este apresentou melhor desempenho quando comparado ao FP1.

De acordo com a tabela 7 é possível afirmar que o FP2 obteve uma remoção média de nitrogênio amoniacal de 84%, produzindo um efluente com concentrações média, máxima e mínima de 4,6, 6,3 e 2,2 mg/L, respectivamente. De forma semelhante ao FP1, observa-se que o processo de nitrificação no FP2 não foi o principal meio de remoção deste percentual de amônia, uma vez que deste percentual, apenas 10% foram oxidados a nitrito e nitrato.

6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

A partir da avaliação dos processos de operação e monitoramento do sistema, como conclusões e recomendações pode-se destacar:

- As operações de eliminação de excesso de biofilme aplicadas no BAS1 e BAS2 apresentaram resultados diferentes, quando analisados os percentuais de remoção de matéria carbonácea e nitrificação nos dois biofiltros.
- Ao avaliar a influência da retrolavagem no BAS1, verificou-se que em termos de remoção de DQOt, esta não interferiu significativamente neste processo, visto que, a concentração de DQO obtida antes e depois da aplicação da retrolavagem pouco apresentou variação.
- A mesma condição foi observada para a influência da descarga de fundo na remoção de DQO no BAS2.
- Em relação à remoção de sólidos suspensos, foi possível perceber que a aplicação das operações de limpeza apresentou-se mais favorável para ambos os biofiltros. Esta constatação foi mais evidente para o BAS2, visto que, das quatro operações de limpeza realizadas, este reator apresentou os maiores percentuais de aumento na remoção de SS.
- No que diz respeito à transformação dos compostos nitrogenados, foi possível observar que a operação de retrolavagem mostrou-se mais positiva ao BAS1 quando comparada à descarga de fundo no BAS2. A partir da verificação das maiores concentrações de SS e ST no efluente de limpeza do biofiltro 2, pôde-se perceber que provavelmente, a descarga de fundo aplicada neste reator pudesse estar carreando biomassa ativa do sistema, inclusive pela maior proporção de sólidos totais voláteis apresentadas no efluente de limpeza. É importante destacar que, este baixo desempenho do BAS2 pode ter sido influenciado também pela sua própria instabilidade e não somente devido à aplicação da operação de limpeza.
- Considerando as diferenças entre as operações de retrolavagem e descarga de fundo, pôde-se avaliar que esta última apresentou-se muito mais agressiva quanto ao processo de eliminação de biofilme quando comparada à técnica de retrolavagem, visto a maior concentração de SS e ST no efluente do BAS2.

Em relação aos filtros plantados, O FP2 foi o que apresentou os melhores resultados, apresentando valores médios de remoção de matéria orgânica, sólidos totais e matéria nitrogenada de 97%, 77% e

84%, respectivamente, embora observado que a TAS média utilizada neste filtro foi maior que a taxa aplicada ao FP1, devido à maior concentração de sólidos totais presentes no efluente de limpeza do BAS2.

Sugere-se a reutilização de efluente do próprio sistema para a operação da retrolavagem, a fim de evitar o uso de água potável para este fim.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA – American Public Health Association. (1995). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 19º ed. Washington: APHA-AWWA-WEF.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: Projeto, Construção e Operação de Unidades de Tratamento Complementar e Disposição Final dos Efluentes de Tanques Sépticos: procedimentos. Rio de Janeiro, 1997. 57p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229**: Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos. Rio de Janeiro: ABNT, 1993. 15p.

AISSE, M.M; LOBATO, M.B; BONA, A; GARBOSSA, L.H.P; JURGENSEN, D; ALEM SOBRINHO, P. **Avaliação do sistema reator UASB e filtro biológico aerado submerso para o tratamento de esgoto sanitário**. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais. Rio de Janeiro, 21, ABES, 2001.

ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas para Tratamento de Esgotos Sanitários: Experiência Brasileira**. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 301p.

BARBOSA, S. A. **Avaliação de Biofiltro Aerado Submerso no Pós-Tratamento de Efluente de Tanque Séptico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). 2006. 228p. Universidade Federal do Paraná. 2006.

BARBOSA, S.A; NOLASCO.M.A; DOS SANTOS, D.C. **Análise de um Tanque Séptico Seguido por Biofiltro Aerado Submerso no Tratamento de Esgoto Sanitário Sintético**. Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 24. Belo Horizonte, MG. p. 1-5. 2007.

BASTOS, R.K.X; RIOS, E.N; CORREA, J.L.P; OLIVEIRA, D.V.M. **Reator UASB + Biofiltro Submerso Aerado. Um Sistema Eficiente, mas que Requer Cuidados Operacionais.** Universidade Federal de Viçosa. 2005.

CARVALHO JÚNIOR, O de. **Aprimoramento de um Biofiltro Aerado Submerso Empregado no Pós-Tratamento do Efluente de Reator Anaeróbio Compartimentado.** 2004. 103f. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento). Universidade de São Paulo, 2004.

CARVALHO JR. O; POVINELLI, J. **Biofiltro Aeróbio Submerso Empregado no Pós-Tratamento do Efluente de Reator Anaeróbio Compartimentado.** Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande. ABES, p. 1-11, 2005.

CHERNICARO, C.A.L, (coordenador). **Pós-Tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.** Belo Horizonte: PROSAB 2, 544p. 2001.

COOPER, P.; JOB, G. D.; GREEN, M. B.; SHUTES, R. B. E. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment.** Swindon: WRC plc. 1996.184p.

DA SILVA, Selma Cristina. **“Wetlands Construídos” de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos.** 2007. 231f. Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos. Universidade de Brasília. 2007.

DE MELLO, J. M. M. **Biodegradação dos Compostos BTEX em um Reator com Biofilme.** 2007. 152f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química). Universidade Federal de Santa Catarina. 2007.

ESSER, D; TROESCH. S; LIÉNARD, A; MOLLE, P; MERLIN, G. **Treatment of septage in sludge drying reed beds: a case study on pilot-scale beds.** Water Science and Technology, 60(3) 643-653, 2009.

GONÇALVES, R. F; CHERNICHARO, C.A.L; ARAUJO, V. L. **Tratamento Secundário de Esgotos Sanitários Através da Associação em Série de Reatores UASB e Biofiltros Aerados Submersos.** Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20, Foz do Iguaçu, 1997. Rio de Janeiro, ABES, 1997. 13p.

HOFFMANN, H., COSTA, T. B., WOLFF, D. B., PLATZER, C., e COSTA, R. H. R. **Uso de Cascas de Ostras para Estabilização de Processos Aeróbios de Tratamento de Esgotos com Baixa Alcalinidade.** Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 23. Campo Grande, MS. 7 p. 2005.

IWAI, S., KITAO, T. **Wastewater treatment with microbial films.** Technomic publish-ing Co, Lancaster, EUA, 184 p. 1994.

KIM, B. J.; SMITH, E .D. **Evaluation of sludge dewatering reed beds: a niche for small systems.** Wat. Sci. Tech. Vol. 35, n.º 6, p. 21-28,1997.

KOOTTATEP, T.; POLPRASERT, C.; OANH, N. T. K. **Results of the 2-year observations and lessons learnt from operating experience of the AIT constructed wetlands.** In: International Seminar on Constructed wetlands: a promising technology for septage management and treatment. Thailand , EAWAG/SANDEC, 1999b. 9 p.

LAMEGO NETO, L. G. **Tratamento de esgoto urbano em reator híbrido operado em bateladas seqüenciais (RHBS) submetido a variações de cargas.** 2008. 224f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, 2008.

LIMA, A.B.B.V; GADOTTI, R.F, DANIEL, L. A. **Pós-Tratamento de Efluentes de Reator Anaeróbio em Sistema Combinado Constituído de Ozonização e Filtro-Biológico Aeróbio Submerso.** Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 23. Campo Grande, MS. 7p. 2005.

MAGRI, M. E. **Nitrificação e pré-desnitrificação de esgoto sanitário no sistema: tanque anóxico + decanto-digestor + biofiltro aerado submerso com cascas de ostras como meio suporte.** 2009. 144f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, 2009.

MAGRI, M.E; SEZERINO. P.H; PHILIPPI, L.S. **Aplicação de Biofiltros Aerados Submersos com os Meios Suportes: Cascas de Ostras e Tampas de Polietileno no Pós-Tratamento de Efluentes de um Tanque Séptico.** Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 24, Belo Horizonte, 2005.

MATSUMOTO, T; PERON FILHO, O. **Estudo de um Biofiltro Aerado Submerso como Pós-Tratamento de Efluentes de Curtume.** Faculdade de Engenharia Campus Ilha Solteira. São Paulo. 2004.

MATSUMOTO, T; ROSSI, C.H; DE ALENCAR, R.M. **Biofiltro Aerado Submerso Utilizado para Redução de Odores de Efluentes de Tratamento Anaeróbio de Curtume.** Faculdade de Engenharia Campus de Ilha Solteira. São Paulo. 2004.

MINISTÉRIO PÚBLICO (Santa Catarina). **Guia do Saneamento Básico: Perguntas e Respostas.** 2008. 80p.

NIELSEN, S. **Sludge drying reed beds.** Wat. Sci. Tech. Vol. 48, n° 5, p. 101-109, 2003.

NIELSEN, S. **Sludge Reed Bed Facilities: Operation and Problems.** *Water Science and Technology*, 51(9), 99-107, 2005.

NIELSEN, S. WILLOUGHBY, N. **Sludge Treatment and Drying Reed Bed Systems in Denmark.** *Water and Environmental Journal*. Vol. 19, n.º 4, p. 296-295, 2007.

NOUMSI, I. M.; AKOA, A.; BEMMO, N.; STRAUSS, M.; TROESCH, S.; NTEP, F.; NJITAT, V. T.; PARE, M. N.; KONÉ, D. **Potencial of sludge drying beds vegetated with *Cyperus papyrus* L. and *Echinochloa pyramidalis***. (LAM.) Hitchc & Chase for faecal sludge treatment in tropical regions. In: **International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, 10., 2006, Lisbon. p. 943-953.

ORTEGA, F.S.; ROCHA, R.M.; ZAIAT, M.; PANDOLFELLI, V.C. **Aplicação de espumas cerâmicas produzidas via *gelcasting* em biorreator para tratamento anaeróbio de águas residuárias**. *Cerâmica*, v. 47, n. 304, p. 199-203, 2001.

ORTIGARA, A. R. C. **Caracterização do Efluente de uma Vinícola na Região do Vale do Rio do Peixe/SC e Avaliação do seu Tratamento por Biofiltro Aerado Submerso**. 2009. 140f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, 2009.

PLATZER, C. **Desing Recommendation for Subsurface Flow Constructed Wetlands for Nitrification and Denitrification**. *Wat. Sci.Tech.*, v. 40, n.3, 1999. p.257-263.

PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P.H. **Aplicação de Sistemas Tipo Wetlands no Tratamento de Águas Residuárias: Utilização de Filtros Plantados com Macrófitas**. 1. Ed. Florianópolis: Edição do autor, 2004. 144p.

HIRAKAWA, C; PIVELI, R.P.; SOBRINHO, P.A. **Biofiltro Aerado Submerso Aplicado ao Pós-Tratamento de Efluente de Reator UASB – Estudo Em Escala Piloto Com Esgoto Sanitário**. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v 7, 2002. 13p.

STEFANAKIS, A. I.; AKARATOS, C. S.; MELIDIS, P.; TSIHRINTZIS, V. A. **Surplus Activated Sludge Dewatering in Pilot-Scale Sludge Drying Reed Beds**. *Journal of Hazardous Materials*, 172, p.1122-1130, 2009.

SUNTTI, C. **Desaguamento de Lodo de Tanque Séptico em Filtros Plantados com Macrófitas**. 2010. 123f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, 2010.

UGGETTI, E.; FERRER, I.; LLORENS, E.; GARCÍA, J. **Sludge Treatment Wetlands: A Review on The State of Art**. Bioresource Technology. 2009. doi:10.1016. 2009b. 8p.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. V. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 1996. 243p.

YENDO, A. Y. **Uso de um Biofiltro Aerado Submerso como Unidade de Pós - Tratamento de Efluente de Tratamento Anaeróbio de Curtume**. 2003.131f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil, Ênfase em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais). Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, 2003.