

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA**  
CENTRO TECNOLÓGICO  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

**Pablo Heleno Sezerino**

**POTENCIALIDADE DOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS  
(*CONSTRUCTED WETLANDS*) NO PÓS-TRATAMENTO DE LAGOAS  
DE ESTABILIZAÇÃO SOB CONDIÇÕES DE CLIMA SUBTROPICAL**

**Florianópolis / SC**

**2006**

**Pablo Heleno Sezerino**

**POTENCIALIDADE DOS FILTROS PLANTADOS COM MACRÓFITAS  
(*CONSTRUCTED WETLANDS*) NO PÓS-TRATAMENTO DE LAGOAS DE  
ESTABILIZAÇÃO SOB CONDIÇÕES DE CLIMA SUBTROPICAL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Engenharia Ambiental.

**Orientador: Prof. Dr. Luiz Sérgio Philippi**

**Co-orientador: Dr.-Ing. Christoph Julius Platzer**

**Florianópolis / SC**

**2006**

Sezerino, Pablo Heleno

**Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.** Pablo Heleno Sezerino – Florianópolis: Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, 2006.

171p.

Tese de Doutorado – Universidade Federal de Santa Catarina.  
Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental.

1. Tratamento de esgotos. 2. Lagoas de Estabilização. 3. Filtros plantados com macrófitas. 4. Nitrificação. 5. Desnitrificação. 6. Remoção de sólidos em suspensão. I. Título.

## AGRADECIMENTOS

Ao longo destes anos de pesquisa, muitas foram as pessoas envolvidas na minha formação e no desenvolvimento dos trabalhos experimentais. Só tenho a agradecer a todos! Contudo, há que se destacar agradecimentos especiais:

- Aos meus pais, Nilo Sezerino e Olinda Maria Teodoro Sezerino, que deram suporte para a minha formação;
- À minha companheira, Alessandra Pellizzaro Bento, pela amizade, carinho, respeito, amor e, sobretudo, pela participação efetiva nas discussões técnicas;
- Ao meu orientador e amigo Luiz Sérgio Philippi, por estar presente ao longo de 10 anos de formação;
- Ao co-orientador Christoph Julius Platzer, pelas inúmeras vezes em que me auxiliou tecnicamente;
- Ao prof. Flávio Rubens Lapolli, por participar efetivamente na viabilização dos trabalhos de campo e laboratório;
- Aos colegas do GESAD – Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado;
- Aos colegas do LARA – Laboratório de Reúso de Água;
- Aos colegas da TUM – Universidade Tecnológica de Munique / Alemanha;
- À CAPES e ao CNPq.

A todos, novamente, meu muito obrigado.

## RESUMO

Filtros plantados com macrófitas, *constructed wetlands*, são sistemas naturais projetados sob critérios de engenharia e empregados no tratamento de esgotos domésticos, industriais e agrícolas. Estudos e aplicações da combinação destes filtros com lagoas de estabilização no tratamento de esgotos domésticos, vêm sendo intensificados desde 1990, principalmente, na Europa. Em regiões de clima subtropical, caso do sul do Brasil, inexistem trabalhos utilizando a seqüência lagoas de estabilização seguido de filtros plantados com macrófitas no tratamento de esgotos domésticos, contribuindo para o déficit do saneamento da região. Este trabalho tem como objetivo geral identificar e avaliar a potencialidade de filtros plantados com macrófitas no pós-tratamento de efluente de lagoas de estabilização empregadas sob clima subtropical, a fim de aplicá-los como alternativa tecnológica para o tratamento descentralizado de esgotos domésticos. A base metodologia empregada conduziu a ações diferenciadas em quatro etapas, sendo uma em laboratório, duas em experimento de campo conduzidas simultaneamente e uma por simulação computacional empregando-se o *software* AQUASIM<sup>®</sup>. Em laboratório, durante um período de sete meses, buscou-se através de ensaios em colunas de PVC (DN 150) a identificação do material filtrante a ser empregado nos filtros plantados. Para as etapas de campo, foram construídos e avaliados, durante um período de vinte e dois meses, dois FPMHs em paralelo (10m<sup>2</sup> de área; 0,60m profundidade, cada unidade), plantados com *Typha domingensis*, implantados a jusante de duas lagoas facultativas pilotos de tratamento secundário de esgotos domésticos, a fim de se identificar as potencialidades dos filtros no polimento de efluente de lagoas facultativas, notadamente em relação a remoção dos sólidos em suspensão. Apenas um FPMH (submetido a uma taxa hidráulica de 83mm/d) foi empregado no polimento do efluente das lagoas facultativas, enquanto que o outro permaneceu em repouso durante doze meses, sendo então posto em operação como unidade complementar FPMVs, (também sob uma taxa hidráulica de 83mm/d e plantados com a mesma macrófita) durante a segunda etapa de campo. Para esta segunda etapa de campo, realizada durante um período de nove meses, implantou-se seis módulos de FPMVs (2,57m<sup>2</sup> de área em cada módulo, com densidade de plantio de 4mudas/m<sup>2</sup> de *Typha domingensis*), submetidos a diferentes taxas hidráulicas (153,70mm/d, 230,74mm/d e 307,39mm/d) e diferentes cargas de sólidos suspensos (10gSS/m<sup>2</sup>.d, 15gSS/m<sup>2</sup>.d e 20gSS/m<sup>2</sup>.d), com o objetivo de se identificar as potencialidades de nitrificação do efluente da lagoa anaeróbia e da desnitrificação, sem introdução de carbono, promovida pelo FPMH pós FPMVs. Os resultados obtidos ao longo de todas as etapas apontaram: (i) à utilização da areia (d<sub>10</sub> = 0,20mm e U = 4,9) como material filtrante dos filtros plantados; (ii) uma potencialidade de remoção de 80% de DBO<sub>5</sub> e 94% de SS quando da utilização de FPMH pós lagoas anaeróbia seguidas de facultativas; (iii) nitrificação de 73% do total de nitrogênio amoniacal removido no FPMV com 0,75m de espessura de material filtrante (0,05m de brita 1 no topo, 0,60m de areia no meio e 0,10m de brita 1 no fundo), submetido a uma taxa hidráulica de 230,74mm/d e cargas orgânicas de 41gDQO/m<sup>2</sup>.d, 15gSS/m<sup>2</sup>.d, 12,7gNTK/m<sup>2</sup>.d e 10,2gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>.d.; (iv) desnitrificação no FPMH de 61% do nitrogênio nitrato efluente dos FPMVs, sem a necessidade da introdução forçada de carbono orgânico no filtro; (v) uma adaptação das macrófitas em todos os filtros e (vi) uma boa indicação do potencial de nitrificação em filtros verticais através da simulação computacional, quando utilizado cinéticas e coeficientes estequiométricos definidos pelo modelo ASM1 (*Active Sludge Model* N°1). A partir das conclusões geradas neste estudo, recomenda-se o uso de filtros plantados com macrófitas associadas às lagoas de estabilização no tratamento de esgotos domésticos, principalmente para locais com densidade populacional inferior a 50 habitantes/km<sup>2</sup>, caso verificado em oito dos treze municípios da Grande Florianópolis, estado de Santa Catarina, sul do Brasil.

**Palavras-chave:** tratamento de esgotos, lagoas de estabilização, filtros plantados com macrófitas, nitrificação, desnitrificação, remoção de sólidos em suspensão.

## ABSTRACT

Soil filters planted with macrophytes, known as constructed wetlands, are natural systems designed using engineering criteria which are applied in the treatment of domestic, industrial and agricultural wastewaters. Studies and applications of a combination of these filters with stabilization ponds in the treatment of domestic wastewaters have been increasing since 1990, mainly in Europe. In regions with a subtropical climate, as in the case of southern Brazil, there have been no studies to date which use a sequence of stabilization ponds followed by constructed wetlands in the treatment of domestic wastewaters, contributing to the lack of sanitary facilities in the region. The overall aim of this study is to identify and evaluate the potential for constructed wetlands in the post-treatment of effluent from stabilization ponds applied in a subtropical climate, with a view to applying them as an alternative technology for the decentralized treatment of domestic wastewaters. The basic methodology employed led to four stages, one in the laboratory, two field experiments carried out simultaneously and one computer simulation using the software AQUASIM<sup>®</sup>. In the laboratory, for a period of seven months, tests were carried out in PVC (DN 150) columns to identify the filter material to be employed in the constructed wetlands. For the field stages, two HFCWs in parallel (10m<sup>2</sup> area; 0.60m depth, each unit), planted with *Typha domingensis*, installed next to two pilot facultative treatment ponds for the secondary treatment of domestic wastewaters, were constructed and evaluated for a period of twenty-two months, in order to identify the potential of the filters in the polishing of the facultative pond effluents, particularly in relation to the removal of suspended solids. Only one HFCW (submitted to a hydraulic loading rate of 83mm/d) was employed in the polishing of the effluent from the facultative ponds while the other remained at rest for twelve months, it then being put into operation as a complementary VFCWs unit (also with a hydraulic loading rate of 83mm/d and planted with the same macrophyte) for the second field stage. For this second field stage, carried out for a period of nine months, six VFCW modules were installed (2.57m<sup>2</sup> area in each module, with a plant density of 4seedlings/m<sup>2</sup> of *Typha domingensis*), and submitted to different hydraulic loading rates (153.70mm/d, 230.74mm/d and 307.39mm/d) and different suspended solids loads (10gSS/m<sup>2</sup>.d, 15gSS/m<sup>2</sup>.d and 20gSS/m<sup>2</sup>.d), in order to identify the potential for nitrification and denitrification of the anaerobic pond, without the introduction of carbon, offered by the HFCW after VFCWs. The results obtained over all of the stages indicated: (i) the use of sand ( $d_{10} = 0.20\text{mm}$  and  $U = 4.9$ ) as the filter material for the constructed wetlands; (ii) a potential removal of 80% for BOD<sub>5</sub> and 94% for SS when using a HFCW after anaerobic, followed by facultative, ponds; (iii) nitrification of 73% of total ammoniacal nitrogen removed in the VFCW with 0.75m of filter material thickness (0.05m of gravel 1 on top, 0.60m of sand in the middle and 0.10m of gravel 1 at the bottom), submitted to a hydraulic loading rate of 230.74mm/d and organic loadings of 41gCOD/m<sup>2</sup>.d, 15gSS/m<sup>2</sup>.d, 12.7gTKN/m<sup>2</sup>.d and 10.2g NH<sub>4</sub>-N /m<sup>2</sup>.d.; (iv) denitrification in the HFCW of 61% of the nitrate nitrogen in the effluent of the VFCWs, without the need to introduce organic carbon into the filter; (v) an adaptation of the macrophytes in all of the filters; and (vi) a good potential for nitrification in vertical filters through the computational simulation, when using kinetic and stoichiometric coefficients defined by the ASM 1 model (*Active Sludge Model N<sup>o</sup>1*). From the conclusions generated by this study, the use of constructed wetlands together with stabilization ponds in the treatment of domestic wastewaters can be recommended, particularly for places with a population density lower than 50 inhabitants/Km<sup>2</sup>, as is the case for eight of the thirteen municipalities of Greater Florianopolis, state of Santa Catarina, Brazil.

**Keywords:** wastewater treatment, stabilization ponds, constructed wetlands, nitrification, denitrification, suspended solids removal.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1:</b> Esquema representativo de um processo biológico de remoção de nitrogênio via adição de metanol .....	25
<b>Figura 2:</b> Vista em profundidade de um filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal .....	30
<b>Figura 3:</b> Esquema representativo do corte longitudinal do sistema zona de raízes desenvolvido por Kickuth e colaboradores .....	31
<b>Figura 4:</b> Representação esquemática da formação do biofilme aderido ao material filtrante e nas raízes .....	32
<b>Figura 5:</b> Vista em profundidade de um filtro plantado com macrófitas de fluxo vertical .....	33
<b>Figura 6:</b> Curva granulométrica obtida a partir de uma areia grossa .....	35
<b>Figura 7:</b> Transformações do nitrogênio nos <i>wetlands</i> construídos .....	47
<b>Figura 8:</b> Representação das etapas de formação do biofilme aderido a um meio suporte inerte .....	57
<b>Figura 9:</b> Colunas de PVC empregadas no ensaio em escala laboratorial .....	63
<b>Figura 10:</b> Esquema representativo do ensaio em colunas .....	64
<b>Figura 11:</b> Esquema representativo da alimentação das colunas e suas respectivas taxas hidráulicas e cargas orgânicas médias aplicadas .....	65
<b>Figura 12:</b> Curva de infiltração da água no solo .....	66
<b>Figura 13:</b> Permeâmetro de carga constante construído em PVC com diâmetro de 150mm .....	67
<b>Figura 14:</b> Esquema representativo da execução do ensaio de adsorção .....	69
<b>Figura 15:</b> Gráfico evolutivo do tempo de infiltração junto as colunas C <sub>1</sub> e C <sub>2</sub> .....	73
<b>Figura 16:</b> Comportamento da variação de Ks segundo a carga de SS aplicada em C <sub>1</sub> e C <sub>2</sub> .....	75
<b>Figura 17:</b> Comportamento de Ks em função da temperatura, obtido junto a coluna de areia grossa sem alimentação com esgoto – coluna branco .....	76
<b>Figura 18:</b> Comportamento da cinética de adsorção de PO <sub>4</sub> -P na areia .....	77
<b>Figura 19:</b> Curva de adsorção de fósforo dissolvido reativo obtida com ensaio junto a areia .....	77
<b>Figura 20:</b> Foto representativa da ETE Experimental de Tratamento e Reúso de Esgotos .....	81
<b>Figura 21:</b> Fotos representativas dos filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal implantados na ETE Experimental de Tratamento e Reúso de Esgotos .....	84
<b>Figura 22:</b> Fotos representativas das tubulações nos FPMHs .....	85
<b>Figura 23:</b> Curva granulométrica da areia utilizada nos filtros plantados com macrófitas .....	85
<b>Figura 24:</b> Foto representativa das etapas de plantio das macrófitas nos FPMHs .....	86
<b>Figura 25:</b> Controle e medição de vazão afluente nos FPMHs .....	87
<b>Figura 26:</b> Representação esquemática dos resultados médios obtidos, ± desvio padrão, (n = número de amostragens válidas) com a caracterização físico-química e bacteriológica dos afluente e efluente das unidades de tratamento, ao longo de janeiro/2004 a junho/2005 .....	90

## LISTA DE FIGURAS (continuação)

<b>Figura 27:</b> Gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando os valores discrepantes e extremos de DBO <sub>5</sub> obtidos com o monitoramento da lagoa anaeróbia (LA), lagoa facultativa (LF) e o filtro plantado com macrófitas (FPM), ao longo de janeiro de 2004 a junho de 2005 .....	91
<b>Figura 28:</b> Comportamento evolutivo da DBO <sub>5</sub> , durante a fase 1 .....	92
<b>Figura 29:</b> Fotos ilustrativas do empoçamento do esgoto no FPMH 1 .....	93
<b>Figura 30:</b> Área transversal do FPMH 1 considerada nos cálculos do carregamento de SS .....	94
<b>Figura 31:</b> Comportamento evolutivo de SS durante a fase 1 .....	95
<b>Figura 32:</b> Gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando os valores discrepantes e extremos de SS obtidos com o monitoramento da lagoa anaeróbia (LA), lagoa facultativa (LF) e o filtro plantado com macrófitas (FPM), ao longo de janeiro de 2004 a junho de 2005 .....	96
<b>Figura 33:</b> Correlação entre cargas de SS aplicadas e removidas junto ao FPMH 1 .....	97
<b>Figura 34:</b> Comportamento evolutivo do pH durante a fase 1 .....	98
<b>Figura 35:</b> Comportamento evolutivo do NH <sub>4</sub> -N durante a fase 1 .....	100
<b>Figura 36:</b> Comportamento evolutivo do PO <sub>4</sub> -P durante a fase 1 .....	101
<b>Figura 37:</b> Comportamento evolutivo de Coliformes totais durante a fase 1 .....	103
<b>Figura 38:</b> Comportamento evolutivo de <i>E.coli</i> durante a fase 1 .....	103
<b>Figura 39:</b> Detalhe da inflorescência das macrófitas no FPMH 1 .....	105
<b>Figura 40:</b> Detalhes das plantas invasoras e do processo de poda das macrófitas .....	105
<b>Figura 41:</b> Detalhes da evolução das macrófitas nos FPMHs .....	106
<b>Figura 42:</b> Medida mitigadora empregada no FPMH 1 para a interrupção do escoamento superficial .....	108
<b>Figura 43:</b> Esquema representativo do aumento na área de infiltração no FPMH 1 .....	108
<b>Figura 44:</b> Esquema representativo das unidades experimentais estudadas (FPMVs seguido de FPMH) durante a etapa 3 .....	115
<b>Figura 45:</b> Fotos ilustrativas dos módulos FPMVs .....	116
<b>Figura 46:</b> Plantio e adaptação das macrófitas .....	117
<b>Figura 47:</b> Controle da vazão de alimentação afluente .....	118
<b>Figura 48:</b> Evolução das concentrações de NH <sub>4</sub> -N e NO <sub>3</sub> -N no efluente do FPMV1 <sub>60</sub> .....	122
<b>Figura 49:</b> Evolução das concentrações de NH <sub>4</sub> -N e NO <sub>3</sub> -N no efluente do FPMV1 <sub>30</sub> .....	122
<b>Figura 50:</b> Evolução das concentrações de NH <sub>4</sub> -N e NO <sub>3</sub> -N no efluente do FPMV2 <sub>60</sub> .....	123
<b>Figura 51:</b> Evolução das concentrações de NH <sub>4</sub> -N e NO <sub>3</sub> -N no efluente do FPMV2 <sub>30</sub> .....	123
<b>Figura 52:</b> Evolução das concentrações de NH <sub>4</sub> -N e NO <sub>3</sub> -N no efluente do FPMV3 <sub>60</sub> .....	123
<b>Figura 53:</b> Evolução das concentrações de NH <sub>4</sub> -N e NO <sub>3</sub> -N no efluente do FPMV3 <sub>30</sub> .....	124
<b>Figura 54:</b> Balanço de nitrogênio inorgânico nos módulos FPMVs V1 <sub>60</sub> e V1 <sub>30</sub> .....	125
<b>Figura 55:</b> Balanço de nitrogênio inorgânico nos módulos FPMVs V2 <sub>60</sub> e V2 <sub>30</sub> .....	126



## LISTA DE FIGURAS (continuação)

<b>Figura 56:</b> Balanço de nitrogênio inorgânico nos módulos FPMVs V3 <sub>60</sub> e V3 <sub>30</sub> .....	127
<b>Figura 57:</b> Balanço de NTK nos módulos FPMVs V2 <sub>60</sub> e V2 <sub>30</sub> .....	131
<b>Figura 58:</b> Gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando os valores médios, discrepantes e extremos de DQO obtidos com o monitoramento dos módulos FPMVs, ao longo de fevereiro a novembro de 2005 .....	132
<b>Figura 59:</b> Gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando os valores médios, discrepantes e extremos de SS obtidos com o monitoramento dos módulos FPMVs, ao longo de fevereiro a novembro de 2005 .....	133
<b>Figura 60:</b> Gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando os valores médios, discrepantes e extremos de NH <sub>4</sub> -N obtidos com o monitoramento dos módulos FPMVs, ao longo de fevereiro a novembro de 2005 .....	133
<b>Figura 61:</b> Gráfico tipo <i>boxplot</i> , destacando os valores médios, discrepantes e extremos de NO <sub>3</sub> -N obtidos com o monitoramento dos módulos FPMVs, ao longo de fevereiro a novembro de 2005 .....	134
<b>Figura 62:</b> Fotos do primeiro plantio realizado nos FPMVs em fevereiro de 2005 .....	135
<b>Figura 63:</b> Indivíduo de <i>Typha domingensis</i> replantado nos FPMVs .....	135
<b>Figura 64:</b> Evolução das macrófitas nos FPMVs após o replantio realizado em junho/2005 .....	136
<b>Figura 65:</b> Balanço estimado de NTK no módulo FPMV V2 <sub>60</sub> .....	138
<b>Figura 66:</b> Esquema representativo das diferentes dimensões possíveis de serem estudadas na interface <i>Biofilm reactor</i> .....	157
<b>Figura 67:</b> Filtro em escala piloto (Universidade Tecnológica de Munique, Alemanha) .....	158
<b>Figura 68:</b> Esquema representativo do reator experimental e das subdivisões propostas para a simulação empregando AQUASIM <sup>®</sup> .....	158
<b>Figura 69:</b> Gráficos evolutivos destacando a nitrificação obtidos com a simulação .....	164

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1:</b> Contribuição <i>per capita</i> e concentração das diferentes frações de N presentes nos esgotos domésticos brutos .....	19
<b>Tabela 2:</b> Efeitos promovidos por diferentes processos e operações de tratamento sobre os compostos nitrogenados .....	24
<b>Tabela 3:</b> Papel das macrófitas nos filtros plantados perante o tratamento de efluentes .....	39
<b>Tabela 4:</b> Parâmetros cinéticos e estequiométricos utilizados no modelo ASM1 .....	60
<b>Tabela 5:</b> Equações cinéticas empregadas no ASM1 .....	60
<b>Tabela 6:</b> Caracterização dos diferentes materiais empregados nos ensaios em colunas .....	63
<b>Tabela 7:</b> Concentrações médias afluentes e efluentes das colunas C <sub>1</sub> , C <sub>2</sub> e C <sub>3</sub> durante as três fases do estudo .....	71
<b>Tabela 8:</b> Eficiências de remoção global (em termos percentuais) e relativos ao FPMH 1, durante a fase 1 .....	90
<b>Tabela 9:</b> Resultados médios ± desvio padrão das unidades da ETE Experimental e performances obtidas junto ao FPMH 1, durante a fase 2 (julho a novembro de 2005) .....	109
<b>Tabela 10:</b> Resultados médios (± desvio padrão) obtidos com o monitoramento das unidades de tratamento, ao longo do período compreendido entre os meses de fevereiro a novembro de 2005 .....	121
<b>Tabela 11:</b> Resultados obtidos com análise de variância ANOVA, para as frações de nitrogênio inorgânico, entre os pares V <sub>160</sub> – V <sub>130</sub> , V <sub>260</sub> – V <sub>230</sub> e V <sub>360</sub> – V <sub>330</sub> .....	122
<b>Tabela 12:</b> Resultados obtidos com análise de variância ANOVA, para as frações de nitrogênio inorgânico, entre os pares V <sub>160</sub> – V <sub>260</sub> , V <sub>160</sub> – V <sub>360</sub> e V <sub>260</sub> – V <sub>360</sub> .....	128
<b>Tabela 13:</b> Balanço de oxigênio realizado para os seis módulos FPMVs, conforme equações propostas por Platzer (1999) .....	130
<b>Tabela 14:</b> Média dos resultados obtidos com as avaliações pontuais nas macrófitas junto aos FPMVs (plantio em junho de 2005; avaliação em outubro de 2005) .....	137
<b>Tabela 15:</b> Performance de tratamento média obtida junto ao sistema híbrido (FPMV seguido de FPMH), em relação a qualidade do efluente da lagoa anaeróbia .....	139
<b>Tabela 16:</b> Expressões cinéticas empregadas no modelo .....	159
<b>Tabela 17:</b> Coeficientes estequiométricos utilizados nas cinéticas empregadas no modelo .....	160
<b>Tabela 18:</b> Valores cinéticos e estequiométricos assumidos na simulação, obtidos em literatura a uma temperatura constante (T=20°C) .....	161
<b>Tabela 19:</b> Resultados comparativos obtidos no efluente final do filtro vertical após 30 dias de ensaio em laboratório e 30 dias de simulação .....	163

## LISTA DE SÍMBOLOS

ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental  
 ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas  
 AERMC – Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse  
 ANOVA – Análise de Variância  
 ANAMOX – Anaerobic Ammonium Oxidation  
 APHA – American Public Health Association  
 ASM – Active Sludge Model  
 C 1 – Coluna 1  
 C 2 – Coluna 2  
 C 3 – Coluna 3  
 CANON – Completely Autotrophic Nitrogen Removal over Nitrite  
 CASAN – Companhia Catarinense de Águas e Saneamento  
 CCB – Centro de Ciências Biológicas  
 CESBs – Companhias Estaduais de Saneamento  
 CEPIS – Centro Panamericano de Engenharia Sanitária e Ciências do Ambiente  
 CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente  
 CH<sub>3</sub>OH – Metanol  
 CT – Coliformes Totais  
 d<sub>10</sub> – Diâmetro efetivo  
 d<sub>60</sub> – Diâmetro a 60%  
 DBO<sub>5</sub> – Demanda Bioquímica de Oxigênio  
 DQO – Demanda Química de Oxigênio  
 DN – Diâmetro Nominal  
 E.coli – *Echerichia Coli*  
 ETES – Estações de Tratamento de Esgotos  
 EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A.  
 ENS – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
 FPMs – Filtros Plantados com Macrófitas  
 FPMH – Filtro Plantado com Macrófitas de Fluxo Horizontal  
 FPMV – Filtro Plantado com Macrófitas de Fluxo Vertical  
 GESAD – Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado  
 IWA – International Water Association  
 K<sub>20</sub> – Constante de decaimento a 20°C  
 K<sub>15</sub> – Constante de decaimento a 15°C  
 Ks – Condutividade Hidráulica Saturada  
 LA – Lagoa Anaeróbia  
 LabEflu – Laboratório de Efluentes  
 LARA – Laboratório de Reúso das Águas  
 LF – Lagoa Facultativa  
 N – Nitrogênio  
 ND – Não Detectável  
 NH<sub>4</sub> – Amônia ionizada  
 NH<sub>3</sub> – Amônia não ionizada  
 NH<sub>4</sub>-N – Nitrogênio Amoniacal  
 NO<sub>2</sub>-N – Nitrogênio Nitrito  
 NO<sub>3</sub>-N – Nitrogênio Nitrato  
 NTK – Nitrogênio Total Kjedhal  
 O<sub>2</sub> – Oxigênio  
 OH – Hidroxila  
 OMS – Organização Mundial da Saúde  
 OLAND – Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification  
 P – Fósforo

**LISTA DE SÍMBOLOS (continuação)**

pH – Potencial Hidrogeniônico  
PO<sub>4</sub>-P – Fósforo Dissolvido Reativo  
PLANASA – Plano Nacional de Saneamento  
SAMAES – Serviços Autônomos de Água e Esgoto  
SBR – Sequential Batch Reactor  
SHARON – Single reactor High activity Ammonia Removal Over Nitrite  
SS – Sólidos em Suspensão  
TRH – Tempo de Retenção Hidráulico  
U – Coeficiente de Uniformidade  
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina  
USEPA – U.S. Environmental Protection Agency

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO 1 – Considerações Iniciais</b> _____	<b>15</b>
1.1. Introdução .....	15
1.2. Objetivo geral .....	18
1.2. Hipóteses formuladas .....	18
<b>CAPÍTULO 2 – Revisão Bibliográfica</b> _____	<b>19</b>
2.1. Distúrbios ambientais promovidos pelo lançamento de esgotos contendo compostos nitrogenados e sólidos em suspensão .....	19
2.2. Alternativas tecnológicas empregadas na transformação do nitrogênio presente nos esgotos domésticos .....	23
2.3. Sistemas naturais empregados no tratamento de esgotos domésticos e na transformação das frações nitrogenadas .....	26
2.3.1. Lagoas de estabilização .....	26
2.3.2. Filtros plantados com macrófitas – <i>constructed wetlands</i> .....	29
2.3.2.1. Classificação dos filtros plantados e elementos atuantes .....	29
2.3.2.2. Mecanismos de transporte de oxigênio junto aos filtros plantados .....	43
2.3.2.3. Vias de transformação do nitrogênio nos filtros plantados .....	46
2.3.2.4. Performance dos filtros plantados na nitrificação e desnitrificação .....	52
2.3.2.5. Performance de filtros plantados no polimento de lagoa facultativa .....	55
2.4. Emprego de modelagem matemática na predição de comportamento nos filtros plantados com macrófitas .....	56
<b>CAPÍTULO 3 – Ensaio com diferentes materiais filtrantes</b> _____	<b>62</b>
3.1. Objetivos .....	62
3.2. Metodologia .....	62
3.3. Resultados e discussão .....	70
3.4. Conclusões .....	78
<b>CAPÍTULO 4 – Filtro plantado com macrófitas empregado como polimento de lagoa facultativa</b> _____	<b>80</b>
4.1. Objetivos .....	80
4.2. Metodologia .....	80
4.3. Resultados e discussão .....	88

## SUMÁRIO – Continuação

<i>4.4. Conclusões</i> .....	109
<b>CAPÍTULO 5 – Filtro plantado com macrófitas empregado na nitrificação de efluente de lagoa anaeróbia</b> _____	<b>113</b>
5.1. Objetivos .....	113
5.2. Metodologia .....	113
5.3. Resultados e discussão .....	119
5.4. <i>Conclusões</i> .....	141
<b>CAPÍTULO 6 – Conclusões finais e recomendações</b> _____	<b>144</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>148</b>
<b>APÊNDICE A – Modelagem empregando AQUASIM®</b> _____	<b>156</b>
A.1. Objetivos .....	156
A.2. Metodologia .....	156
A.3. Resultados e discussão .....	162
A.4. <i>Conclusões</i> .....	165
<b>APÊNDICE B – Dimensionamento hipotético</b> _____	<b>166</b>
<b>ANEXO</b> .....	<b>170</b>

## CAPÍTULO 1 – Considerações Iniciais

---

### 1.1. Introdução

Atualmente, vêm sendo desenvolvidos muitos estudos teóricos e práticos sobre alternativas tecnológicas aplicáveis ao tratamento dos efluentes líquidos oriundos das atividades humanas. Nos países denominados desenvolvidos, a aplicação de técnicas de tratamento de esgotos domésticos, industriais e agrícolas é uma prática comum, recebendo cada vez mais recursos para seu aprimoramento e/ou ampliação, bem como intensificam-se estudos voltados ao conhecimento das potencialidades físicas, químicas e biológicas do ambiente e dos elementos presentes nos efluentes (microrganismos, vias de degradação, remediação e bioremediação, entre outros).

A partir do conhecimento dos mecanismos de depuração de efluentes, notadamente os biológicos, pode-se projetar e otimizar estações de tratamento de esgotos (ETEs) a níveis aonde seu efluente final não venha a comprometer os usos múltiplos das águas receptoras. Basicamente, há a necessidade em remover a fração sólida (mecanismos físicos) e transformar a matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada, assim como eliminar os organismos patogênicos da fração solúvel. Em contrapartida, efluentes sólidos e gasosos são gerados e merecem ser encarados como um problema ambiental, necessitando uma correta gestão.

No Brasil, existe uma grande lacuna nas ações e serviços de saneamento ambiental. Poucas são aquelas conduzidas no sentido de minimizar problemas ambientais promovidos pelos lançamentos de esgotos domésticos, industriais e agrícolas. Tomando como parâmetro as ETEs existentes, muitas foram projetadas e são operadas baseadas somente na eficiência de remoção de material sólido, colimetria e de matéria carbonácea – usualmente medida e quantificada, indiretamente, pelo parâmetro demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO_5$ ) ou demanda química de oxigênio (DQO). As frações nitrogenadas e fosforadas são ignoradas, sendo sua remoção ocasional devido aos processos físico-químicos e biológicos associados.

Esta defasagem no tratamento dos esgotos conduz a um panorama, no mínimo, preocupante, pois estes nutrientes quando lançados aos corpos d'água receptores, causam sérios desequilíbrios ambientais comprometendo a biota local e a saúde humana.

Os projetos mais recentes das ETEs empregadas ao tratamento de esgotos domésticos têm contemplado as etapas de transformação do nitrogênio. Etapas como a nitrificação e a desnitrificação estão sendo foco de estudos em unidades do tipo lodo ativado, reatores SBR (*sequential batch reactor*) – conhecido como reator seqüencial em batelada e reatores de leito fluidizado. Outras unidades como os filtros percoladores (*trickling filters*), biofiltros aerados submersos, lagoas de alta taxa e filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical (*vertical flow constructed wetland*) vêm sendo empregadas na promoção da primeira etapa de transformação do nitrogênio, ou seja, a nitrificação.

Embora estas estações de tratamento estejam minizando a poluição, e em alguns casos até garantindo a qualidade do ecossistema em que se inserem, poucas cidades as possuem. Em Santa Catarina – sul do Brasil, por exemplo, apenas 8,84% da população é provida do serviço de coleta e tratamento de seus efluentes líquidos (IBGE, 2000). O restante da população tem como destino dos efluentes os corpos d'água superficiais, o solo, o mar... Esta atual carência nos serviços de coleta e tratamento dos esgotos domésticos foi, e continua sendo, promovida pela política de centralização proposta nos meados do ano de 1970 – idealizada a partir da implantação do Plano Nacional do Saneamento Básico (PLANASA) e das Companhias Estaduais de Saneamento (CESBs).

Dados mais recentes mostram que, embora tenha se passado mais de 30 anos, esta política de centralização foi ineficiente perante a questão “esgotos sanitários”, onde somente em 46 dos 293 municípios de Santa Catarina foram e/ou estão sendo implementados serviços de coleta e tratamento dos esgotos gerados pela população urbana<sup>(1)</sup>. Este pequeno montante provém de ações realizadas tanto pela CESB como pelos órgãos municipais – SAMAEs.

A partir deste déficit e da inadequação, principalmente financeira, das alternativas tecnológicas propostas pelas CESBs e SAMAEs, a descentralização dos serviços de coleta e tratamento de esgotos começa a despontar como uma alternativa para os municípios periféricos aos grandes centros urbanos. Estações de tratamento baseadas em processos biológicos de depuração dos esgotos, com baixo requerimento operacional, tais como lagoas de estabilização e filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) são amplamente

---

<sup>(1)</sup> <http://na.uol.com.br/2002/abr/07/0ger.htm> em 01 de setembro de 2003. “Os números em Santa Catarina”.

Fonte: Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).



utilizadas na Europa, notadamente na Alemanha, França e Grã-Bretanha (Cooper *et al.*, 1996; Felde e Kunst, 1997; Boutin e Liénard, 2004), como alternativa tecnológica para o tratamento de esgotos de forma descentralizada e na promoção do saneamento rural.

A combinação lagoas de estabilização e os *constructed wetlands* (sob as mais diferentes formas e arranjos), aplicáveis ao tratamento de esgotos domésticos, promovem elevada qualidade de tratamento, apresentando eficiências de remoção superiores a 90% tanto para a fração carbonácea – DQO e DBO<sub>5</sub>, como para a fração nitrogenada – NTK presentes nos esgotos (Kayser *et al.*, 2003; Steinmann *et al.*, 2003).

Embora os estudos sob os *wetlands*, bem como sob a combinação destes com as lagoas de estabilização, como alternativa tecnológica para o tratamento de esgotos domésticos, venham sendo realizados desde os meados de 1970 e intensificados a partir de 1990, poucos são os trabalhos e as aplicações para a realidade brasileira. Destaca-se que estes sistemas incorporam ações naturais de depuração dos esgotos e, conseqüentemente, estão diretamente submetidos às condições climáticas locais, sendo necessário estudos regionalizados para que os mecanismos e a performance de tratamento sejam mantidos ao longo do tempo.

A “era” da remoção do carbono nos efluentes domésticos já foi há muito superada nestas concepções de tratamento. As tendências de utilização dos *constructed wetlands*, tanto ao nível de sistemas descentralizados como unifamiliares, conduzem ao dimensionamento e operação baseados na transformação do nitrogênio e na retenção do fósforo, a fim de preservar a qualidade dos corpos d’água e seus usos múltiplos. Quando estes são empregados em conjunto com lagoas de estabilização, objetiva-se promover o polimento do efluente das lagoas, atuando, principalmente, na remoção de sólidos em suspensão – SS e na nitrificação.

Constata-se na literatura especializada, também, a crescente aplicação do uso combinado das lagoas com os *wetlands* como alternativa para a remoção de material carbonáceo e para a transformação do nitrogênio contidos em efluentes oriundos da atividade agrícola, notadamente a produção de leite (Tanner *et al.*, 2003) e a criação de suínos (Hunt e Poach, 2001; Sezerino *et al.*, 2003; Kantawanichkul *et al.*, 2003). Estes estudos reforçam a necessidade do tratamento dos efluentes agrícolas, pois os mesmos são ricos em macronutrientes e promovem uma poluição difusa.

Este trabalho de doutorado está dividido em seis capítulos e dois apêndices. O capítulo 2 apresenta uma revisão bibliográfica sobre o tema da pesquisa e os capítulos 3, 4 e 5 destacam as atividades conduzidas em escala de laboratório e em escala de campo. Em cada um destes três capítulos estão destacados os objetivos específicos, a metodologia empregada nos experimentos, os resultados e discussão, seguido das conclusões. O capítulo 6 apresenta uma conclusão geral sobre a potencialidade dos filtros plantados com macrófitas no pós-tratamento de lagoas de estabilização e recomendações de usos destes sistemas. Por fim, os apêndices apresentam as atividades de simulação computacional desenvolvidas durante o estágio de doutoramento – doutorado sanduíche, realizado na Universidade Tecnológica de Munique, na Alemanha e um exercício de dimensionamento hipotético.

## **1.2. Objetivo Geral**

Este trabalho tem como objetivo geral identificar e avaliar a potencialidade de filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) no pós-tratamento de efluente de lagoas de estabilização empregadas sob clima subtropical, a fim de aplicá-los como alternativa tecnológica para o tratamento descentralizado de esgotos domésticos.

## **1.3. Hipóteses formuladas**

A pesquisa foi conduzida sob as seguintes hipóteses:

(I) O uso combinado de lagoa facultativa com filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal, no tratamento de esgoto doméstico, atinge 90% de remoção da fração carbonácea e sólidos suspensos, oriundos do crescimento algal associado à lagoa;

(II) Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical promovem a nitrificação em efluente de lagoa anaeróbia empregada no tratamento de esgoto doméstico, sob condições de clima subtropical, mesmo quando aplicadas cargas afluentes superiores às recomendadas em literatura, ou seja, 20gDQO/m<sup>2</sup>.d e 5gSS/m<sup>2</sup>.d (Winter e Goetz, 2003);

(III) A utilização de sistema híbrido (filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical seguido por fluxo horizontal) pós-lagoa anaeróbia, promove uma nitrificação seguida de desnitrificação – sem a necessidade de utilização de uma fonte de carbono adicional.

## CAPÍTULO 2 – Revisão Bibliográfica

---

### 2.1. Distúrbios ambientais promovidos pelo lançamento de esgotos contendo compostos nitrogenados e sólidos em suspensão

- **Compostos Nitrogenados**

Perante o ciclo do nitrogênio (N) na natureza, as intervenções humanas tais como a fixação devido aos processos industriais (produção de fertilizantes), os cultivos em larga escala de leguminosas fixadoras de N e a disposição de efluentes *in natura*, vêm gerando mudanças na dinâmica deste ciclo na biosfera. A agência norte-americana de proteção ambiental – USEPA (1993) reporta em seus documentos que a quantidade de nitrogênio incorporado no ambiente anualmente pelos processos citados acima, ultrapassa 10% da quantidade de N fixada pelos ecossistemas terrestre antes do advento da agricultura e da intensificação da urbanização. Particularmente, os ecossistemas aquáticos vêm sendo os mais afetados pelo excessivo acúmulo de N.

O nitrogênio presente nos efluentes domésticos é oriundo, principalmente, das proteínas contidas nos alimentos bem como dos produtos da degradação excretados na forma de uréia. A composição típica em termos de nitrogênio total para esgotos domésticos brutos apresenta uma concentração média de 50mgN/L (von Sperling, 1995). A tabela 1 descreve a contribuição *per capita* e a concentração das diferentes frações de N presentes nos esgotos domésticos.

**Tabela 1:** Contribuição *per capita* e concentração das diferentes frações de N presentes nos esgotos domésticos brutos

Fração do N	Contribuição <i>per capita</i> (g/hab.d)	Concentração média (mg/L)
N orgânico (proteínas, uréia, aminoácidos...)	3,5	20
N inorgânico reduzido (NH <sub>3</sub> e NH <sub>4</sub> )	4,5	30
N oxidado (NO <sub>2</sub> e NO <sub>3</sub> )	vA	vA
N total	8,0	50

vA – virtualmente ausente

Fonte: adaptado de von Sperling (1995).

Dentre os distúrbios mais agravantes promovidos pelo excesso de N nos corpos d'água, destacam-se: (I) a depleção dos níveis de oxigênio dissolvido na massa líquida; (II) a proliferação de macrófitas aquáticas e algas; (III) a toxicidade aos organismos aquáticos e (IV) os riscos à saúde pública (USEPA, 1993).

*(I) Depleção de oxigênio dissolvido*

A depleção dos níveis de oxigênio dissolvido nos corpos d'água receptores de efluentes orgânicos, pode ser atribuída tanto a uma forma direta como indireta. A forma direta de depleção do oxigênio está relacionada com a nitrificação, enquanto a forma indireta está vinculada a bioestimulação de macrófitas aquáticas – plantas no seu máximo estágio de desenvolvimento quando morrem, tornam-se fontes de matéria orgânica para os microrganismos existentes no meio, os quais irão utilizar esta matéria orgânica para sua síntese metabólica tendo o oxigênio como aceptor de elétrons.

Quando uma excessiva quantidade de nitrogênio amoniacal ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ) presente em efluentes orgânicos é lançado em um corpo d'água superficial, pode ocorrer uma oxidação biológica deste composto (nitrificação) reduzindo os níveis de oxigênio dissolvido no meio. Devido a este fato, a USEPA (1993) destaca que em muitos casos é menos impactante ao ambiente lançar um efluente contendo nitrato ( $\text{NO}_3\text{-N}$ ) em detrimento do nitrogênio amoniacal, pois este já se encontra em estado máximo de oxidação.

*(II) Proliferação de macrófitas aquáticas e algas*

A proliferação de macrófitas aquáticas e algas, também conhecida como eutrofização, pode resultar na deteriorização da qualidade das águas, promover a depleção do oxigênio na massa líquida – o qual pode afetar diretamente a respiração dos peixes e organismos aquáticos, comprometer os usos múltiplos da água, notadamente perante ao fornecimento de água potável – vinculado, principalmente, às alterações organolépticas (odor e gosto) e promover a ressuspensão de metais como o ferro e o manganês em sedimentos sob condições anóxicas (CEPIS, 2000).

A eutrofização pode acontecer tanto nos lagos, como nos rios, estuários e oceanos. Contudo, este processo é mais crítico em lagos dado as suas características hidrodinâmicas, onde os aportes de nutrientes via ciclo do N e do fósforo (P), bem como devido ao lançamento de efluentes orgânicos sem tratamento, são mais sensíveis, ou seja, estes nutrientes ficam em

constante reciclo dentro do ambiente lagunar e biodisponíveis para as macrófitas e algas. Nos rios e estuários, por sua vez, o transporte e a dispersão dos nutrientes impede que os mesmos fiquem disponibilizados na massa líquida por tempo suficiente para que sejam incorporados à biomassa vegetal. Acúmulos de N e P, em rios e estuários, são reportados somente em sedimentos de fundo (USEPA, 1993). Nos mares, praticamente é imperceptível a eutrofização devido o poder de diluição destes.

### *(III) Toxicidade aos organismos aquáticos*

A toxicidade aos organismos aquáticos está relacionada à presença de nitrogênio amoniacal. A amônia dissolvida na água corresponde as frações de amônia molecular, ou não ionizada –  $\text{NH}_3$  e amônia ionizada –  $\text{NH}_4^+$ , sendo que a toxicidade está vinculada, com maior propriedade, à amônia não ionizada (USEPA, 1993).

A amônia é tóxica não somente aos peixes, mas também para quase todos os animais aquáticos (Baird *et al.*, 1979), principalmente em lagos com baixa concentração de oxigênio. As concentrações tóxicas de amônia não ionizada variam entre 0,6 a 2mg/L, afetando de forma direta a fisiologia do animal (El-Shafai *et al.*, 2004), causando degeneração na pele e danificação das brânquias e rins, além de retardar o crescimento (Inmino-Orbe *et al.*, 2003).

O equilíbrio entre as formas de amônia na água é regulado pelo pH e pela temperatura. Em pH próximo a 9,5 (em temperatura acima de 20°C), cerca de 50% da amônia encontra-se como  $\text{NH}_3$ ; para pH acima de 11 praticamente toda amônia está na forma de  $\text{NH}_3$  (von Sperling, 1996).

### *(IV) Riscos à saúde pública*

As formas de N que mais implicam em riscos à saúde são o nitrito –  $\text{NO}_2$  e o nitrato –  $\text{NO}_3$ . A principal relação destes ânions com a saúde humana é a potencialidade de promover metemoglobinemia em crianças (causado por excesso de  $\text{NO}_3$ ) e a carcinogenicidade relacionada ao  $\text{NO}_2$  (USEPA, 1993).

O desenvolvimento da metemoglobinemia a partir do nitrato nas águas potáveis (que de uma forma ou de outra teve contato com esgotos ricos com este composto) depende de sua conversão bacteriana para nitrito durante a digestão, o que pode ocorrer na saliva e no trato gastrointestinal. As crianças pequenas, principalmente as menores de 3 meses de idade, são

bastante susceptíveis ao desenvolvimento desta doença devido às condições mais alcalinas do seu sistema gastrointestinal, fato também observado em pessoas adultas que apresentam gastroenterites, anemia, porções do estômago cirurgicamente removidas e mulheres grávidas (Alaburda e Nishihara, 1998). Os mesmos autores destacam que se o nitrito estiver presente na água de consumo, este tem efeito mais rápido e pronunciado do que o nitrato, podendo ocasionar metemoglobinemia independente da faixa etária.

Casos de metemoglobinemia foram relacionados com águas cujas concentrações de nitrato ultrapassavam 10mgN/L (USEPA, 1993). Devido a este fato, a maioria das legislações ambientais e regulamentações para água de consumo limitam a concentração deste, em no máximo 10 mgN/L.

Cânceres gástricos estão associados à presença de nitrito nas águas de consumo, pois este nitrito pode formar nitrosaminas e nitrosamidas quando combinado com aminas secundárias e aminas presentes nos alimentos (USEPA, 1993; Alaburda e Nishihara, 1998). Tanto as nitrosaminas como as nitrosamidas estão relacionadas com o aparecimento de tumores em animais de laboratório (Alaburda e Nishihara, 1998).

A nova resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA, N° 357 de 2005, reporta valores máximos permitidos para lançamento de compostos nitrogenados, expresso como nitrogênio amoniacal, uma concentração de 20mgNH<sub>4</sub>-N/L (CONAMA, 2005). A legislação ambiental do estado de Santa Catarina, Decreto N° 14.250 de 1981 – Artigo 19 da Subseção IV, limita o lançamento de efluentes líquidos em lagoas, lagunas e estuários a uma concentração máxima de nitrogênio total de 10mgNT/L. Já para as águas interiores, divididas em classes, o máximo permitido para lançamento de efluentes líquidos é de 0,5mgNH<sub>4</sub>-N/L, 10,0mgNO<sub>3</sub>-N/L e 1,0mgNO<sub>2</sub>-N/L (Santa Catarina, 1998).

- **Sólidos em Suspensão**

As frações de sólidos nos esgotos são classificadas de acordo com o tamanho e estado, as características químicas e a decantabilidade das partículas. Os sólidos suspensos (SS), também denominados de sólidos em suspensão, são considerados todo o material particulado com diâmetro superior a 1µm (von Sperling, 1995). Abrangem as algas, protozoários e algumas bactérias. Na prática, obtêm-se os SS por gravimetria filtrando-se um volume de

amostra em membrana de 0,45 $\mu$ m sob vácuo. Todo o material retido na membrana é considerado como SS.

Schnoor (1996) reforça a teoria na qual o parâmetro sólidos suspensos é considerado como o terceiro parâmetro mais importante na caracterização da poluição das águas, precedido apenas pela demanda bioquímica de oxigênio – DBO e pelo nitrogênio amoniacal –  $\text{NH}_4\text{-N}$ , pois estes sólidos presentes nestas águas aumentam a demanda de oxigênio, elevam a turbidez podendo alterar o habitat da biota aquática e podem ser constituídos por bactérias patogênicas. Mara (1995) e von Sperling (1996) destacam que uma concentração de 1,00mgSS/L pode promover uma demanda bioquímica de oxigênio de cerca de 0,35mgDBO<sub>5</sub>/L.

Além da matéria orgânica que está associada à presença de sólidos suspensos, sendo inclusive uma forma indicativa da quantidade de matéria orgânica quando se processa a volatilização destes sólidos suspensos, relacionam-se, também, os metais pesados e compostos químicos orgânicos.

Apesar da grande relevância deste parâmetro perante a degradação ambiental, não há restrições quanto à máxima concentração permitida a ser lançada no ambiente. As legislações ambientais, a nível federal – CONAMA, Nº 357 de 2005 e estadual – Decreto Nº 14.250 de 1981, nada reportam em relação aos sólidos em suspensão. Destacam, apenas, que não é permitido o lançamento de efluentes líquidos com a presença de materiais flutuantes.

## **2.2. Alternativas tecnológicas empregadas na transformação do nitrogênio presente nos esgotos domésticos**

Inúmeras são as alternativas tecnológicas empregadas, a partir de 1970, na transformação do nitrogênio presente nos esgotos domésticos. Diferentes sistemas de tratamento têm sido conduzidos empregando processos químicos, físicos e biológicos (Tabela 2). Contudo, o processo mais amplamente empregado é o biológico, sendo a nitrificação (para a promoção da oxidação e/ou controle da amônia) seguida da desnitrificação (redução do nitrato formado a nitrogênio gasoso) a seqüência “clássica” de transformação e/ou remoção do nitrogênio.

O processo da nitrificação pode ser classificado como sendo de único estágio, onde a oxidação do carbono e a nitrificação ocorrem em um mesmo reator; ou de múltiplos estágios,

onde a oxidação do carbono e a nitrificação ocorrem em reatores diferentes. Tanto os reatores de biomassa suspensa (tipo lodos ativados sob todas as suas derivações) como os de biomassa aderida (filtro biológico percolador – *Trickling-filter*, biodiscos – *rotating biological contactors*, entre outros) podem ser empregados (Metcalf e Eddy, 1991).

**Tabela 2:** Efeitos promovidos por diferentes processos e operações de tratamento sobre os compostos nitrogenados

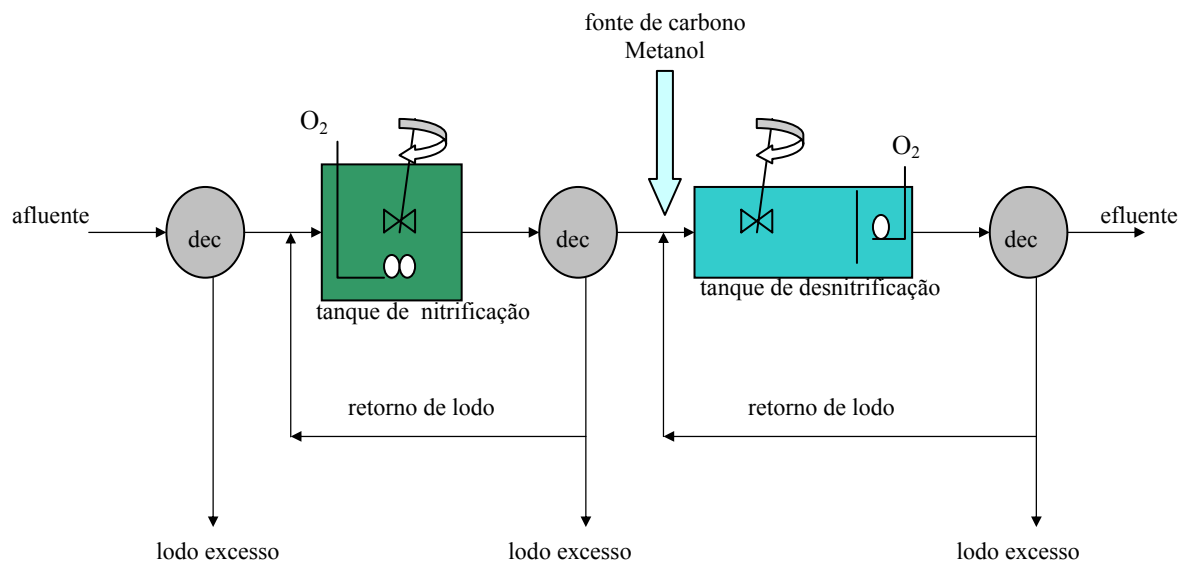
Processo ou operação de tratamento	Compostos nitrogenados			Remoção do N <sub>total</sub> em relação à fração de entrada no processo (%)
	N orgânico	NH <sub>3</sub> – NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	
Processos biológicos:				
- Assimilação bacteriana	Sem efeito	40 – 70% remoção	Mínimo efeito	30 – 70
- Desnitrificação	Sem efeito	Sem efeito	80 – 90% remoção	70 – 95
- Remoção de algas	Transformação parcial a NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Incorporado nas células	Incorporado nas Células	50 – 80
- Nitrificação	Efeito limitado	Formação de NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Sem efeito	5 – 20
- Lagoas de oxidação	Transformação parcial a NH <sub>3</sub> -NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Remoção parcial via volatilização	Remoção parcial via nitrif/desnitrif	20 – 90
Processos químicos:				
- Coagulação química	50 – 70% remoção	Mínimo efeito	Mínimo efeito	20 – 30
- Adsorção	30 – 50% remoção	Mínimo efeito	Mínimo efeito	10 – 20
- Troca iônica para amônia	Mínimo efeito	80 – 90% remoção	Sem efeito	70 – 95
- Troca iônica para nitrato	Mínimo efeito	Mínimo efeito	75 – 90% remoção	70 – 90
Operações físicas:				
- Filtração	30 – 95% do Norgânico em suspensão é removido	Mínimo efeito	Mínimo efeito	20 – 40
- Eletrodialise	100% do Norgânico em suspensão é removido	30 – 50% removido	30 – 50% remoção	40 – 50
- Osmose reversa	60 – 90% remoção	60 – 90% remoção	60 – 90% remoção	80 – 90

Fonte: adaptado de Metcalf e Eddy, 1991.

Para a promoção da desnitrificação, alternativas tecnológicas tais como os tanques de desnitrificação (reatores com biomassa suspensa), os filtros de escoamento descendentes, os biodiscos e os reatores de leito fluidizado, são as mais empregadas (Metcalf e Eddy, 1991).



O maior desafio da seqüência nitrificação – desnitrificação está na operação dos processos de tratamento, pois, para que a desnitrificação se processe há a necessidade de uma fonte de carbono orgânico sendo esta, em grande parte das ETEs, suprida via adição de metanol ( $\text{CH}_3\text{OH}$ ), ou através de reciclo do nitrato formado à unidade de tratamento primário e/ou secundário, rica em carbono orgânico (Figura 1).



**Figura 1:** Esquema representativo de um processo biológico de remoção de nitrogênio via adição de metanol (Fonte: adaptado de Metcalf e Eddy, 1991).

Devido a necessidade em aprimorar os processos e as alternativas tecnológicas empregadas na transformação do N, surgiram a partir de 1990 diferentes configurações de reatores e “novos” processos foram apresentados. Processos como o SHARON (*Single reactor High activity Ammonia Removal Over Nitrite*), ANAMOX (*Anaerobic AMMonium Oxidation*), Desamonificação (*De-ammonification*), OLAND (*Oxygen Limited Autotrophic Nitrification Denitrification*), CANON (*Completely Autotrophic Nitrogen Removal over Nitrite*), Nitrificação heterotrófica e Nitrificação-Desnitrificação por organismos metanotróficos estão sendo focos de inúmeros estudos e aplicações (Verstraete e Philips, 1998; Schmidt *et al.*, 2003). Destes processos citados, o SHARON e o ANAMOX estão sendo empregados em escala real.

Todas as alternativas tecnológicas apresentadas requerem a introdução de energia, quer sejam eletricidade, calor, aeração..., demandando, portanto, de infra-estrutura que conduz a um plano de operação e manutenção rigoroso. Este requerimento, muitas vezes, torna inviável sua aplicação às comunidades periféricas aos centros urbanos e/ou às comunidades rurais.

A partir da necessidade em atender os padrões de qualidade de lançamento de efluentes e, principalmente, reduzir os problemas ambientais advindos da inexistência ou da baixa qualidade no tratamento de esgotos domésticos, surgem aplicações de sistemas naturais de tratamento de esgotos, os quais não demandam de grandes requerimentos energéticos, mas são extensivos em área.

### **2.3. Sistemas naturais empregados no tratamento de esgotos domésticos e na transformação das frações nitrogenadas**

Os sistemas de tratamento de esgotos são ditos naturais quando se baseiam na capacidade de ciclagem dos elementos contidos nos esgotos em ecossistemas naturais, sem o fornecimento de qualquer fonte de energia induzida para acelerar os processos bioquímicos, os quais ocorrem de forma espontânea. Dentro desta concepção, enquadram-se as lagoas de estabilização e os filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*).

Embora os estudos sobre os filtros plantados com macrófitas, bem como sobre a combinação destes com as lagoas de estabilização, como alternativa tecnológica para o tratamento de esgotos domésticos, venham sendo realizados desde os meados de 1970 e intensificados a partir de 1990, notadamente na Alemanha, França, Reino Unido e Nova Zelândia, poucos são os trabalhos e as aplicações para a realidade brasileira. Destaca-se que estes sistemas incorporam ações naturais de depuração dos esgotos e, conseqüentemente, estão diretamente submetidos às condições climáticas locais, sendo necessários estudos regionalizados para que os mecanismos e a performance de tratamento sejam mantidos ao longo do tempo.

#### **2.3.1. Lagoas de estabilização**

As lagoas de estabilização, tecnologia consolidada para o tratamento de efluentes orgânicos, são, inicialmente, idealizadas para promover a remoção de matéria carbonácea, sólidos e coliformes. Existem muitas variantes dos sistemas lagoas de estabilização, com diferentes

níveis operacionais, requisitos energéticos e de área. Na grande maioria dos casos, tem-se uma combinação em série de diferentes tipos de lagoas, destacando-se: lagoas facultativas primárias seguidas de facultativas secundárias, lagoas anaeróbias seguidas por facultativas, lagoas de decantação seguidas por lagoas aeradas e lagoas de maturação, lagoas anaeróbias seguidas de facultativas e de maturação, conhecidas como sistema australiano.

O princípio de tratamento baseia-se na capacidade de reciclagem dos elementos em um corpo lântico, ocorrendo naturalmente por meio de processos físicos, químicos, biológicos e bioquímicos que são regulados por fatores ambientais, especialmente a temperatura e a intensidade de luz solar (von Sperling, 1996; Kellner e Pires, 1998; Bento, 2005).

Como em todos os sistemas biológicos de tratamento de esgotos, destaca a literatura especializada, nas lagoas de estabilização as bactérias são as principais responsáveis pelo processo de reciclagem dos elementos, entretanto, as algas também exercem papel fundamental, sendo sua principal função a produção de oxigênio pela fotossíntese, o qual fica disponível às bactérias para a decomposição da matéria orgânica. Outro papel fundamental desempenhado pelas algas é a remoção de nutrientes (nitrogênio, fósforo e carbono) para satisfazer suas necessidades nutricionais.

Como efeito indireto proporcionado pelas algas, destaca-se o consumo de dióxido de carbono, subproduto da respiração das bactérias heterotróficas e proveniente dos bicarbonatos do próprio meio líquido, que modifica o equilíbrio carbonato-bicarbonato e, em consequência da formação dos íons hidróxidos  $\text{OH}^-$ , eleva o pH do líquido, cujos valores variam entre 8 e 11 (Uehara e Vidal, 1989). O elevado pH das lagoas favorece a redução do número de bactérias patogênicas, a precipitação dos fosfatos de cálcio e a volatilização da amônia (Bento, 2005).

Pano e Middlebrooks (1982) citados por Kellner e Pires (1998), consideram a volatilização como principal mecanismo de remoção de amônia em lagoas de estabilização. O pH, a temperatura, o tempo de detenção hidráulico e a turbulência da massa líquida são os principais fatores que contribuem para esta volatilização (Kellner e Pires, 1998).

Mara *et al.* (1992) destacam que a nitrificação em lagoas é praticamente inexistente, dado a pequena presença de bactérias nitrificantes, pois não há como ocorrer a fixação física desta população na massa líquida. A partir desta ineficiência, surgiram pesquisas recentes que

conduzem a utilização de diferentes materiais inertes introduzidos nas lagoas a fim de promover a aderência de biofilme, e neste, então, promover o crescimento de bactérias nitrificantes. Destacam-se estudos de Craggs *et al.* (2000) e Bento *et al.* (2003).

A literatura especializada reforça que comparada aos sistemas convencionais de tratamento secundário de esgotos, tais como, lodos ativados, filtros biológicos e reatores anaeróbios, as lagoas de estabilização, se configuradas adequadamente, adequam-se a paisagem natural e produzem efluentes com excelentes condições sanitárias, refletidas nas baixas densidades de coliformes fecais, normalmente inferiores a 1000NMP/100mL, ausência de nematóides intestinais e remoções superiores a 90% para vírus (Maynard *et al.*, 1999). A redução de material carbonáceo, também, é considerada suficiente para o atendimento das exigências legais previstas ao lançamento de efluentes em corpos d'água. Segundo von Sperling (1996), a remoção de DBO<sub>5</sub> pode atingir proporções de até 90%.

Como exemplo da performance de lagoas de estabilização aplicadas as condições de clima subtropical, destaca-se o trabalho de Bento *et al.* (2002), que avaliaram a eficiência de um sistema de lagoas de estabilização em Florianópolis/SC durante três anos e observaram remoções de 40% da DBO<sub>5</sub> numa lagoa facultativa de tratamento secundário e 90% para o sistema completo (lagoa anaeróbia + lagoas facultativas + lagoa de maturação).

Entretanto, apesar da boa qualidade microbiológica alcançada, as lagoas de estabilização não são tão efetivas na redução de nutrientes, notadamente, nitrogênio e fósforo e da mesma forma os sólidos em suspensão. Os efluentes de lagoas facultativas e de maturação podem apresentar altas concentrações de SS, devido ao crescimento algal associado, atingindo valores superiores a 100mgSS/L (Middlebrooks, 1995), necessitando, portanto, de um polimento.

As maiores desvantagens das lagoas de estabilização referem-se ao requerimento de extensas áreas para implantação dos sistemas, a possibilidade de geração de maus odores decorrentes da liberação de gases durante a digestão anaeróbia nas lagoas anaeróbias, as elevadas concentrações de nutrientes e sólidos em suspensão nos efluentes das lagoas facultativas e de maturação e o risco da presença de toxinas liberadas por determinadas espécies de algas, tais como *Pseudo-nitzschia*, *Alexandrium*, *Gymnodinium* e *Pyrodinium* e muitas cianobactérias,

como, por exemplo, *Cylindrospermopsis*, *Anabaena*, *Planktotrix* e a *Microcystis* que podem desenvolver-se durante o tratamento (Matthiensen, 2002).

### **2.3.2. Filtros plantados com macrófitas – *constructed wetlands***

Os sistemas tipo *constructed wetlands*, traduzido literalmente como terras úmidas construídas, são sistemas naturais de tratamento de efluentes empregados, atualmente, em todas as partes do globo terrestre. Possuem maior aplicação como tratamento secundário e/ou polimento de esgotos domésticos em áreas periféricas aos centros urbanos e áreas rurais, como tratamento de águas de chuva, tratamento de efluentes da agroindústria e no tratamento do lodo oriundo de unidades de tratamento de esgotos domésticos (Kadlec e Knigh, 1996; IWA, 2000; Liénard, 2005).

Os filtros plantados com macrófitas – *constructed wetlands* têm mostrado adaptarem-se a diferentes situações e arranjos, apresentando boa performance no tratamento de efluentes, principalmente, os de origem doméstica. Apesar de sua ampla utilização, muitos estudos estão sendo conduzidos a fim de identificar e aperfeiçoar o papel de cada elemento atuante no tratamento, destacando-se o tipo de fluxo empregado, o material filtrante, as macrófitas, os máximos carregamentos afluentes (tanto a nível hidráulico como orgânico), as cinéticas de depuração, a transferência de oxigênio, a estrutura e metabolismo do biofilme formado e a vida útil do sistema.

Como destacado no capítulo 1, os sistemas naturais de tratamento de efluentes estão submetidos às condições ambientais em que se inserem. Este fato evidencia a necessidade de estudos a longo prazo para uma identificação do papel dos diferentes elementos atuantes no tratamento, a fim de se obter uma máxima performance de tratamento e, conseqüentemente, adequados critérios de dimensionamento e operação.

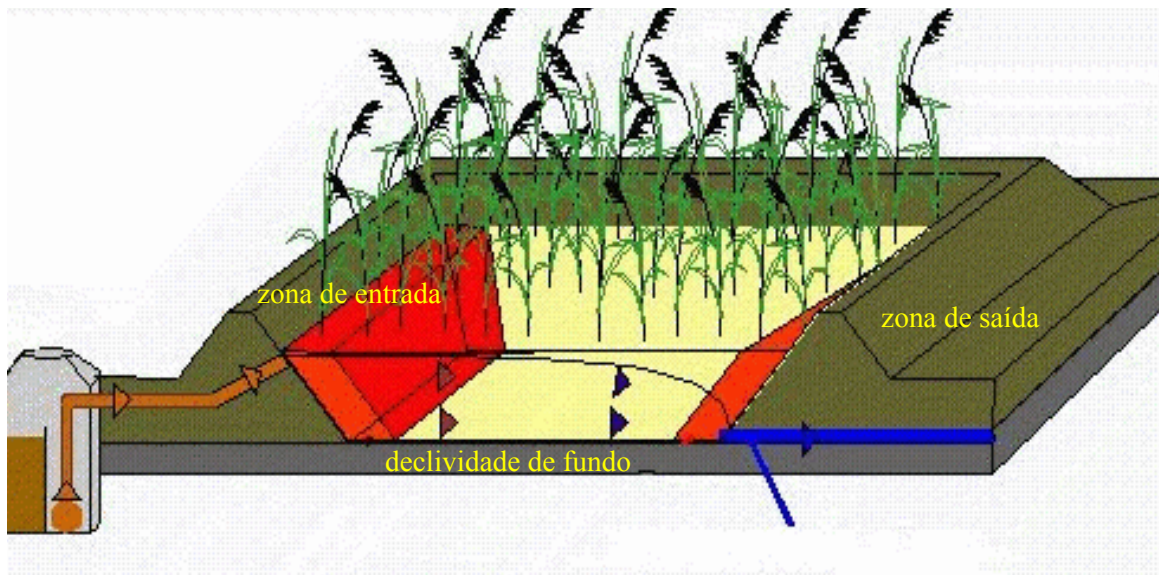
#### **2.3.2.1. Classificação dos filtros plantados e elementos atuantes**

Dentre as inúmeras derivações tecnológicas existentes no grupo dos *wetlands*, destacam-se os filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal (FPMH), conhecidos na literatura internacional como *subsurface horizontal flow constructed wetlands*, e os filtros plantados

com macrófitas de fluxo vertical (FPMV), denominados como *vertical flow constructed wetlands*.

- **Filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal**

Nesta concepção de *wetlands* construído, o efluente a ser tratado é disposto na porção inicial do leito, denominada zona de entrada – geralmente composta por brita, de onde irá percolar vagarosamente através do material filtrante até atingir a porção final, também composta por brita e chamada de zona de saída. Esta percolação tende a seguir na horizontal e é impulsionada por uma declividade de fundo (Figura 2).



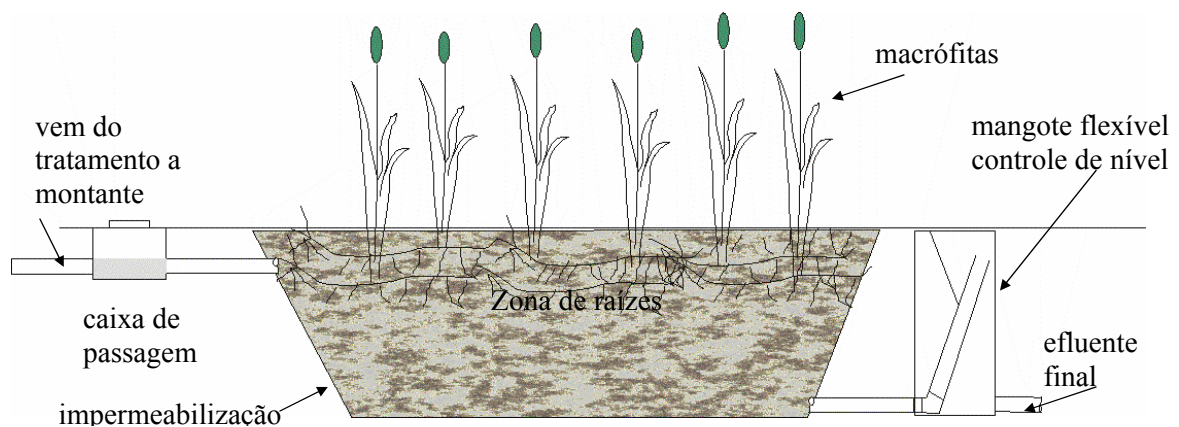
**Figura 2:** Vista em profundidade de um filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal

(Fonte: adaptado de [www.bodenfilter.de](http://www.bodenfilter.de))

Durante a percolação, o esgoto entrará em contato com regiões aeróbias, anóxicas e anaeróbias. A camada aeróbia é mais evidente ao redor das raízes das macrófitas, pois estas tendem a transportar oxigênio da parte aérea para as raízes e, sobretudo, ocorrem nesta porção do leito filtrante uma significativa convecção e difusão de oxigênio atmosférico. Quando da passagem do efluente na rizosfera, ocorre uma depuração através de processos físicos e químicos e, mais efetivamente, devido a degradação microbiológica (Cooper *et al.*, 1996; Brix, 1997).

Esta concepção de *wetlands* construído aplicado ao tratamento de águas residuárias foi desenvolvida, inicialmente, durante a década de 70, século passado, na Alemanha. O primeiro sistema de fluxo horizontal entrou em operação em 1974 em Othfresen, Alemanha, sendo chamado o processo de zona de raízes – *root zone method* / RZM (Kickuth, 1977 *apud* IWA, 2000). A macrófita utilizada nesta zona de raízes continua sendo amplamente empregada ao longo de toda a Europa; é conhecida popularmente como junco comum – *common reed* (*Phragmites australis*). Contudo, outras espécies de juncos como *Phragmites arundinacea* e *Glyceria maxima*, bem como as taboas – *cattail* (*Typha* spp.), também, são frequentemente usadas (IWA, 2000).

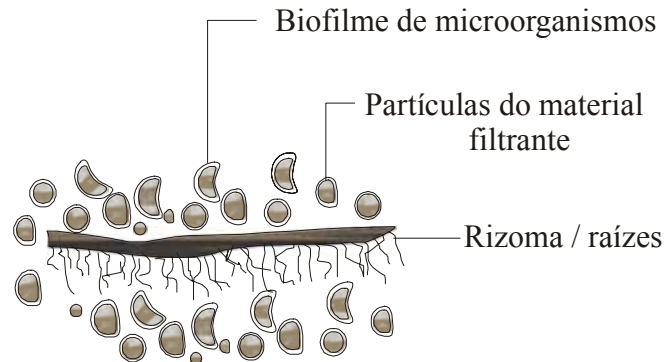
Estes primeiros sistemas desenvolvidos por Kickuth consistiam na disposição do efluente a ser tratado numa porção de solo revestido com manta plástica, de onde as macrófitas eram plantadas sobre o solo (Figura 3). Devido a baixa condutividade hidráulica deste solo, problemas como empoçamento e escoamentos superficiais foram relatados. Com o avanço das pesquisas, materiais alternativos (areia, brita, cascalho...) com condutividade hidráulica mais propícia à percolação de líquidos, foram testadas (IWA, 2000).



**Figura 3:** Esquema representativo do corte longitudinal do sistema zona de raízes desenvolvido por Kickuth e colaboradores.

Nos sistemas de fluxo horizontal, o processo de depuração e transformação dos componentes físicos, químicos e biológicos dos esgotos dá-se através de uma combinação de elementos e mecanismos. O princípio básico é a formação de biofilme aderido a um meio suporte e raízes das plantas (Figura 4), onde comunidades de microrganismos aeróbios e anaeróbios irão depurar a matéria orgânica e promover a transformação da série nitrogenada (nitrificação e

desnitrificação). O oxigênio requerido é suprido pelas macrófitas e pela difusão atmosférica, como mencionado anteriormente.



**Figura 4:** Representação esquemática da formação do biofilme aderido ao material filtrante e nas raízes.

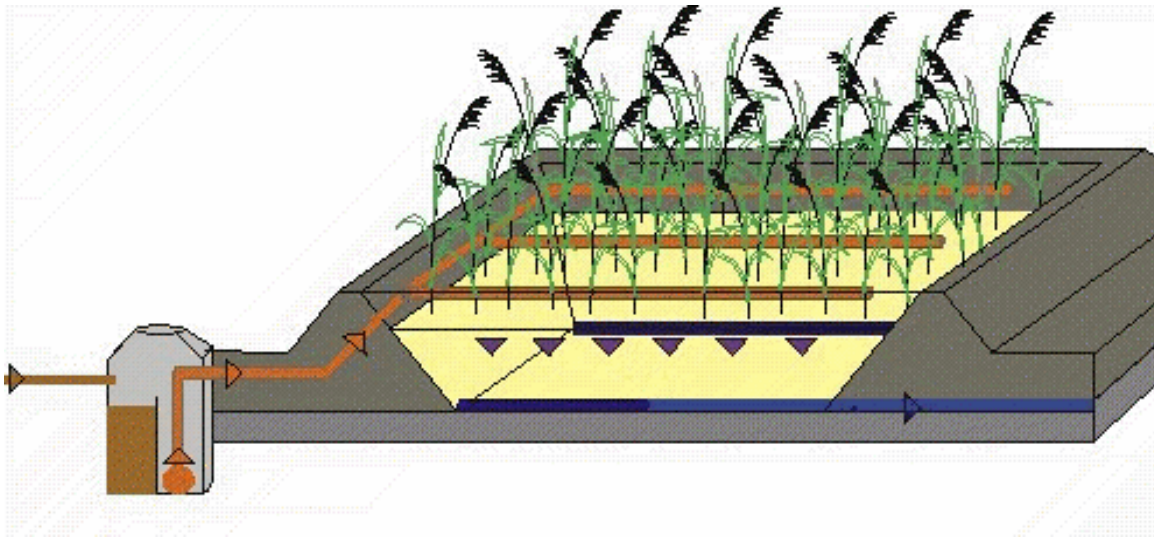
O FPMH possui, de forma geral, boa performance na remoção da matéria orgânica ( $DBO_5$  e SS) e nitrificação / desnitrificação, com ênfase no segundo processo de transformação do nitrogênio (Cooper *et al.*, 1996).

- **Filtro plantado com macrófitas de fluxo vertical**

Os sistemas de fluxo vertical são módulos escavados no terreno, com superfície plana, preenchidos com um material de recheio – material filtrante, composto na maioria das vezes por camadas de areia e brita. Possuem impermeabilização lateral e de fundo, a fim de impedir que o efluente a ser tratado possa percolar para camadas mais profundas do solo e atingir o lençol freático.

Da mesma forma como os filtros de fluxo horizontal, as macrófitas emergentes são plantadas diretamente no material de recheio sendo o efluente disposto, intermitentemente, sob a superfície do módulo inundando-o e percolando verticalmente ao longo de todo o perfil vertical do módulo de tratamento, sendo coletado no fundo por meio de um sistema de drenagem/coleta (Figura 5).





**Figura 5:** Vista em profundidade de um filtro plantado com macrófitas de fluxo vertical  
(Fonte: adaptado de [www.bodenfilter.de](http://www.bodenfilter.de))

Os primeiros estudos com sistemas de fluxo vertical, também, tiveram origem na Alemanha, durante a década de 70, século passado. Inicialmente, foram chamados por Siedel de *Max Planck Institute Process*. Porém, a denominação mais aceita na comunidade científica é *vertical flow constructed wetlands*. Esta concepção de tratamento é análoga aos “clássicos” filtros de areia, onde o princípio de crescimento de microrganismo – biofilme aderido a um meio suporte é evidente (*attached-grow process*) (Metcalf e Eddy, 1991).

A forma de aplicação intermitente promove um grande arraste de oxigênio atmosférico para o material filtrante. Quando nova aplicação é realizada, o oxigênio anteriormente introduzido na massa sólida se mantém dentro da mesma e, somado com a nova quantidade de oxigênio arrastada por esta nova aplicação, a quantidade de oxigênio dentro do material filtrante torna-se suficiente para a degradação da matéria orgânica e a oxidação da amônia (Cooper *et al.*, 1996).

Como ocorre nas outras concepções de *wetlands* construído com macrófitas emergentes, têm-se uma introdução de oxigênio no material filtrante ou massa líquida promovida pela transferência da parte aérea para as raízes dessas plantas. Porém, a quantidade de  $O_2$  introduzida pela planta é bem inferior a porção difundida / arrastada da atmosfera (IWA, 2000). Portanto, deve-se levar em consideração o balanço de oxigênio necessário à manutenção das condições aeróbias para a oxidação da matéria orgânica e nitrificação.

Os sistemas de fluxo vertical vêm sendo aplicados para a remoção de  $\text{DBO}_5$ , SS e para a promoção da nitrificação, devido a potencialidade da aderência de nitrificantes no material filtrante, compondo o biofilme, e a uma entrada de oxigênio superior a demanda de conversão da matéria carbonácea (IWA 2000; Philippi e Sezerino, 2004; Kayser e Kunst, 2005).

- **Filtro plantado com macrófitas híbrido**

Os sistemas híbridos, também conhecidos como combinados, são na verdade associação em série dos filtros plantados de fluxos verticais e fluxos horizontais.

Nestes sistemas, as vantagens e desvantagens dos FPMVs e FPMHs podem ser combinadas de maneira a complementar cada um deles individualmente. É possível produzir um efluente com baixa concentração de  $\text{DBO}_5$  o qual é completamente nitrificado e parcialmente desnitrificado. A associação mais corrente e aplicada nos EUA, na Alemanha, Áustria e França é constituída de 2 estágios consecutivos de filtros verticais em paralelo seguido de 2 ou 3 estágios de filtros horizontais em série (Boutin, 1987). O interesse desta associação é obter uma boa nitrificação nos verticais que são bem oxigenados, mas também, uma desnitrificação nos filtros horizontais, onde encontram-se condições de anoxia necessárias a esta reação.

- **Elementos atuantes**

Os principais elementos componentes dos filtros plantados com macrófitas (FPMs) associados aos mecanismos de depuração dos efluentes, são:

*(I) Material filtrante*

Desde os primeiros estudos realizados na Alemanha por Kickuth e colaboradores, os quais empregaram o solo *in natura* como elemento filtrante e de sustentação para as macrófitas, este material filtrante vem merecendo bastante atenção, devido, principalmente, a necessidade de manter as condições hidráulicas para que o processo de tratamento ocorra.

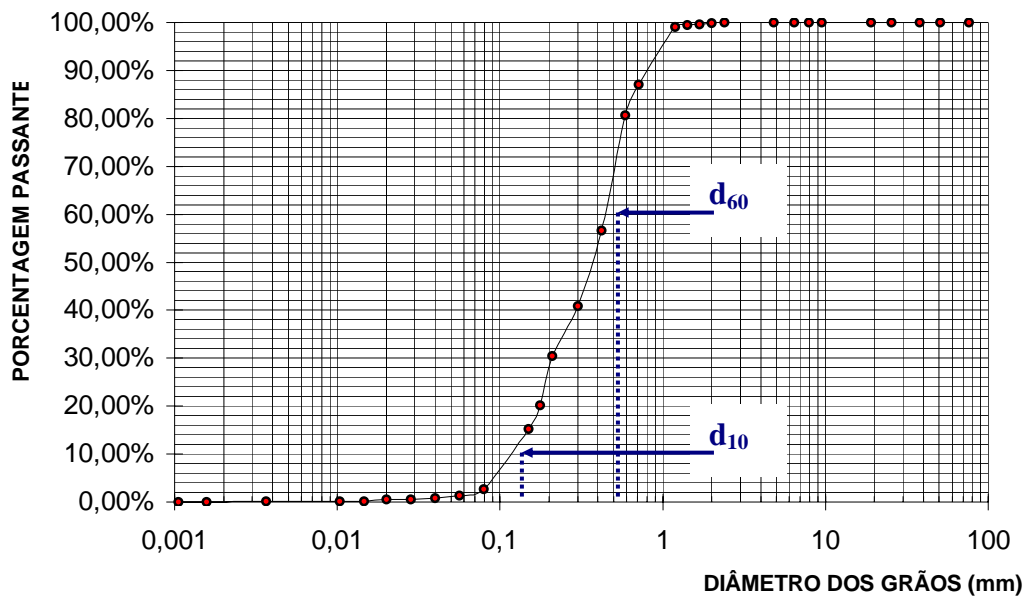
Busca-se, portanto, um material capaz de manter ao longo do tempo boas condições de fluxo (condutividade hidráulica) aliado a um potencial reativo, ou seja, capaz de promover adsorção de compostos inorgânicos presentes nas águas residuárias, tais como a amônia ( $\text{NH}_4$ ) e ortofosfato ( $\text{PO}_4$ ). Contudo, esta associação não se dá com facilidade, ou melhor, materiais filtrantes como a areia possuem um ótimo potencial de fluxo, porém, nenhuma, ou muito

pouca, capacidade adsortiva; por outro lado, argilas possuem alto potencial de adsorção, mas são praticamente impermeáveis. A escolha do tipo deste material filtrante a ser empregado numa unidade filtro plantado com macrófitas está, portanto, condicionada às finalidades do tratamento.

Filtros plantados com macrófitas quando aplicados ao tratamento de esgotos, tanto a nível secundário como terciário, via de regra, são compostos por areias e/ou brita. As areias tornam-se os materiais mais empregados e melhor caracterizados, sendo inclusive transcrito na literatura recomendações quanto a sua granulometria e índices físicos, destacando-se (Bucksteeg, 1990; Conley *et al.*, 1991; Cooper *et al.*, 1996; Platzer, 1999; Arias *et al.*, 2001):

- diâmetro efetivo ( $d_{10}$ ) superior ou igual a 0,20mm;
- coeficiente de uniformidade (U) menor ou igual a 5 unidades;
- coeficiente de permeabilidade, ou condutividade hidráulica saturada (Ks), maior ou igual a  $10^{-4}$  m/s ( $\geq 10^{-2}$  cm/s ou  $\geq 0,36$  m/h).

O diâmetro efetivo, ou ainda  $d_{10}$ , é definido como o diâmetro correspondente a 10% em peso total das partículas menores que ele (Caputo, 1996; ABNT, 1997). Através da obtenção deste índice, a partir da curva granulométrica (Figura 6), pode-se prever o coeficiente de uniformidade (U) e a condutividade hidráulica teórica (K) do material em questão.



**Figura 6:** Curva granulométrica obtida a partir de uma areia média

A determinação da condutividade hidráulica (K) pode ser obtida, também, por meio da utilização do diâmetro efetivo do material, segundo equação abaixo proposta por Hanzen (Caputo, 1996). Esta fórmula só é válida para areias fofas e uniformes.

$$K = C \times (d_{10})^2 \quad (1)$$

Onde: K é obtido em cm/s;  $d_{10}$  = diâmetro efetivo em cm; C = coeficiente que varia de 100 a 150.

Contudo, a forma mais apropriada para a obtenção da condutividade hidráulica é proceder, com o material desejado, o ensaio em laboratório (Philippi e Sezerino, 2004). No capítulo 3, apresenta-se o ensaio para obtenção da condutividade hidráulica saturada (Ks).

Caputo (1996) indica, ainda, que com base no diâmetro efetivo e no diâmetro correspondente a 60% em peso total de todas as partículas menores que este valor ( $d_{60}$ ) – obtido com o ensaio granulométrico, pode-se determinar o coeficiente de uniformidade pela relação:

$$U = d_{60} / d_{10} \quad (2)$$

Onde: U = coeficiente de uniformidade (adimensional);  $d_{60}$  e  $d_{10}$  em milímetros.

Esta relação demonstra, na realidade, a falta de uniformidade de um solo e/ou material filtrante, pois seu valor diminui ao ser mais uniforme o material. Considera-se, portanto, granulometria muito uniforme os materiais cujo coeficiente de uniformidade sejam inferiores a 5 unidades; uniformidade média onde o coeficiente de uniformidade encontra-se entre 5 e 15 unidades; e desuniforme quando o coeficiente de uniformidade for maior que 15 unidades (Caputo, 1996).

Há estudos e unidades FPMs implantadas com materiais filtrantes ditos “alternativos”, sendo na sua grande maioria compostos por escórias e refugos de materiais da construção civil (Borges *et al.*, 2002) e agrícolas, como casca de arroz (Philippi *et al.*, 1999), sabugos de milho, entre outros. Em Santa Catarina, a Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A. (EPAGRI) vem implantando na zona rural de vários municípios unidades filtros plantados com macrófitas, denominadas por sistemas zona de raízes, para o tratamento de esgotos domésticos, utilizando como material filtrante camadas sucessivas de areia, saibro e casca de arroz (Philippi *et al.*, 1999; Philippi e Sezerino, 2004). Porém, não há

estudos contínuos sobre o funcionamento ou a tratabilidade dos esgotos nesses sistemas e tão pouco sobre a dinâmica de fluxo pelo maciço.

Independentemente do material filtrante empregado nos FPMs, o fenômeno de colmatação está associado. Segundo Langergraber *et al.* (2003a), este fenômeno é induzido pela deposição de sólidos orgânicos e inorgânicos na superfície dos filtros, pela produção de biomassa em excesso devido ao crescimento de microrganismos, pelo crescimento demasiado das raízes das macrófitas e pela compactação do maciço filtrante.

Inúmeros estudos vêm sendo conduzidos no sentido de se conhecer melhor os mecanismos que induzem a colmatação, bem como prever ações corretivas para que se possa manter a vida útil do sistema. Recomendações quanto a qualidade do efluente a ser tratado nos filtros plantados com macrófitas, notadamente os de fluxo vertical, utilizando areia como material filtrante, revelam a necessidade da existência de unidades de tratamento a montante suficientemente eficientes garantindo uma concentração em termos de SS máxima de 100mg/L, sendo as cargas de DQO e SS aplicadas, sob as condições climáticas da Europa Central, inferiores a 20g/m<sup>2</sup>.d e 5g/m<sup>2</sup>.d, respectivamente (Winter e Goetz, 2003).

A natureza química da superfície de inúmeros minerais que constituem o material filtrante, tais como argilas e saibros e, principalmente, do carvão ativado, cria uma força de atração com certas moléculas orgânicas e inorgânicas presentes nos esgotos, caracterizando assim um potencial de adsorção. As forças de interação entre estas moléculas e o adsorvente são similares as forças de van der Waals existentes entre todas as moléculas adjacentes. Estas forças que afetam fisicamente a adsorção são complexas e dependentes de inúmeros fatores, tais como a temperatura, a natureza do solvente, a área superficial do adsorvente, a natureza do esgoto, o pH do meio, a presença de sais inorgânicos, entre outros (Schnoor, 1996).

Os complexos argilo-húmicos presentes nos materiais filtrantes são estruturas estáveis que resultam de ligações eletrostáticas entre as argilas e os compostos húmicos. A ligação entre os colóides eletronegativos argilosos e húmicos dá-se por intermédio dos íons cálcio (Ca), ferro (Fe) e alumínio (Al), formando uma "ponte" entre a argila e o húmus. A formação destes complexos permite ao húmus proteger a argila contra a dispersão pela água e de estabilizar a estrutura do material de recheio (Philippi e Sezerino, 2004).

O potencial intrínseco de adsorção dos materiais de recheio empregados nos filtros plantados com macrófitas não está ainda muito bem definido na literatura especializada, devido principalmente, aos diversos fatores que influenciam neste potencial. Porém, quando da escolha do material filtrante a ser empregado, recomenda-se a caracterização físico-química a fim de conhecer as propriedades do material, ou da mistura de materiais, e assim cruzar com informações existentes com o intuito de estimar a retenção de íons inorgânicos como o fósforo dissolvido reativo, por exemplo.

Através de ensaios específicos, pode-se prever a capacidade de adsorção, bem como traçar curvas evolutivas. A partir destas curvas evolutivas, tem-se a possibilidade de prever o tempo de saturação desta adsorção e, desta forma, idealizar a operação de aplicação de esgoto e períodos de descanso.

## *(II) Macrófitas*

Inúmeras são as macrófitas (plantas vasculares cujos tecidos são visíveis) que podem ser empregadas nos filtros plantados. O termo macrófita inclui desde as plantas aquáticas vasculares (angiospermas, como exemplo clássico cita-se a taboa – *Typha* spp.) até algumas algas cujos tecidos podem ser visivelmente identificados. As macrófitas, como todos os outros organismos fotoautotróficos, utilizam energia solar para assimilar carbono inorgânico da atmosfera na produção de matéria orgânica que servirá de fonte de energia para seres heterotróficos – animais, bactérias e fungos (Brix, 1997).

A escolha da macrófita está relacionada à tolerância da planta quanto a ambientes saturados de água (ou esgoto), seu potencial de crescimento, a presença destas plantas nas áreas onde o sistema será implantado, pois assim as macrófitas estarão adaptadas as condições climáticas da área em questão, bem como o custo para o plantio e manutenção (poda regular, reaproveitamento...) (IWA, 2000).

Ao longo das últimas décadas, quando se intensificou os estudos e as aplicações de sistemas *wetlands*, muitas foram as ações atribuídas as macrófitas, dentre elas (Brix, 1997):

- estabilização da superfície do filtro;
- promoção de boas condições para o processo físico de filtração;
- aeração da rizosfera (região de contato entre solo e raízes);
- promoção de área disponível para aderência de microrganismos nas raízes;

- retirada de nutrientes devido o requerimento nutricional das plantas;
- embelezamento paisagístico.

A tabela 3 destaca, resumidamente, as ações atribuídas as macrófitas nos filtros plantados.

**Tabela 3:** Papel das macrófitas nos filtros plantados perante o tratamento de efluentes

<b>Propriedade das macrófitas</b>	<b>Ação de auxílio no tratamento de esgotos</b>
Parte aérea (tecidos)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- atenuação da luminescência = redução do crescimento de fitoplâncton</li> <li>- potencial estético – embelezamento paisagístico</li> <li>- armazenamento de nutrientes</li> </ul>
Tecidos da planta em contato com a água (esgoto)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- promoção da filtração</li> <li>- dispõem grande área para aderência de microrganismos</li> <li>- liberação de oxigênio devido a fotossíntese = aumento na taxa de degradação aeróbia da matéria orgânica</li> <li>- retirada de nutrientes</li> </ul>
Raízes e rizomas em contato com o solo	<ul style="list-style-type: none"> <li>- prevenção contra erosão</li> <li>- liberação de oxigênio = auxílio na degradação aeróbia da matéria orgânica e na nitrificação</li> <li>- retirada de nutrientes</li> <li>- liberação de antibióticos</li> </ul>

Fonte: Adaptado de Brix (1997).

Todas as plantas, tais como as macrófitas, requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução. Estudos sobre a variação mensal ou sazonal da composição química de macrófitas têm mostrado que, em relação a alguns elementos como o fósforo, nitrogênio e compostos como carboidratos, proteínas e lipídios, as concentrações variam constantemente. Estas variações estão ligadas à dinâmica da comunidade de macrófitas, à disponibilidade de nutrientes do meio e a fatores climáticos, que possibilitem estocá-los, metabolizá-los, translocá-los ou mesmo excretá-los para o meio ambiente (Esteves, 1998).

Ressalta-se a grande diferença existente entre as macrófitas das regiões temperadas e das regiões tropicais, notadamente em relação à concentração de nutrientes na biomassa. Nas regiões tropicais, a ausência de estações climáticas bem definidas faz com que a dinâmica da comunidade seja bem característica, ou seja, nascimento e morte constante de indivíduos,

portanto, a dinâmica de retirada e liberação de nutrientes torna-se, também, constante. Por outro lado, em regiões de clima temperado, como o hemisfério norte,, ao longo dos meses de abril e maio (primavera) dá-se o surgimento de novos indivíduos a partir dos rizomas. Estes indivíduos caracterizam-se por um intenso metabolismo e têm neste período, suas necessidades nutricionais garantidas a partir de reservas estocadas nos rizomas. O fornecimento de nutrientes, como por exemplo o fósforo, a partir dos rizomas e do meio exterior (água, sedimento e/ou esgotos) não acompanha o intenso aumento da biomassa. Como conseqüência, observa-se uma redução da concentração de fósforo na população, muito embora se observe um aumento no estoque, caso se tome como base a unidade de área como metro quadrado (Esteves, 1998).

O estoque de nutrientes refere-se à quantidade de cada elemento acumulado por unidade de área. Através do cálculo do estoque de um determinado nutriente, na biomassa aérea de macrófitas, pode-se avaliar a contribuição destes vegetais para a ciclagem de nutrientes na coluna d'água. Porém, quantificar a produção de biomassa e/ou a produtividade primária das macrófitas, segundo Esteves (1998), não se dá tão simplificada, sendo que até o momento nenhum método satisfatório para a avaliação desta produtividade em macrófitas aquáticas foi amplamente aceito. Isto se deve entre outros motivos, afirma o pesquisador, à existência de diferentes grupos ecológicos de macrófitas aquáticas, que não permitem a aplicação do mesmo método indiscriminadamente.

Três diferentes macrófitas são amplamente empregadas nos FPMHs e FPMVs, ao longo de todos os continentes, sendo estas: *Phragmites australis*, *Typha* spp., *Juncus* spp. Estas três espécies de macrófitas emergentes possuem uma rápida taxa de crescimento, notadamente para a *Phragmites* spp. onde relata-se um crescimento muito rápido e extremamente denso, seguido da *Typha* spp. com um crescimento rápido e denso, sendo que o *Juncus* spp. apresenta uma taxa de crescimento variando de moderado a rápido, porém com um crescimento denso (Cooper *et al.*, 1996).

A penetração das raízes destas macrófitas no maciço, que também deve ser considerado na execução de unidades filtro plantado, é um parâmetro importante. Copper *et al.* (1996), entre outros autores, destacam que as raízes das plantas do gênero *Typha* spp. atingem penetrações no material filtrante da ordem de 0,3 a 0,4m. Já para o gênero *Juncus* spp. estas penetrações



variam de 0,6 a 0,9m de profundidade no maciço filtrante e as raízes das *Phragmites australis* atingem profundidades maiores do que 0,6m.

O plantio propriamente dito não segue uma regra geral, porém, recomendações são destacadas na literatura especializada a fim de otimizar o tempo de adaptação e reduzir as ações de manejo, como, por exemplo, trocas constantes de indivíduos. Podem-se obter indivíduos destas plantas através da retirada destes de ambientes naturais, obviamente sem que se promova distúrbio ecológico na localidade em questão e que seja autorizado pelo órgão ambiental competente, ou podem ser obtidos junto a casas comerciais específicas. Quando se trata da retirada de macrófitas dos ambientes naturais e o replantio para o filtro, recomenda-se no caso da *Typha* spp. e *Phragmites australis* (ressalta-se aqui que esta espécie não é nativa do Brasil) que seja feita escavação manual, separando-se rizomas que contenham no mínimo dois nódulos não danificados, sendo que o replantio no maciço filtrante do filtro seja numa inclinação de 45° e uma densidade de 4 rizomas por metro quadrado de filtro (Brix, 1997; Philippi e Sezerino, 2004).

No caso dos *Juncus* spp., cujo sistema radicular difere das anteriores, recomenda-se também a retirada manual, porém os indivíduos devem ser plantados em grupos com afastamento entre estes grupos replantados para o filtro variando de 0,3 a 0,6m (Brix, 1997).

### (III) *Microrganismos*

Dentre os diferentes microrganismos presentes nos FPMs, as bactérias são os grupos mais representativos. Contudo, além das bactérias, outros microrganismos estão presentes e desempenham papel fundamental no processo de tratamento de esgotos: são os componentes da microfauna – protozoários e micrometazoários. A presença desses organismos pode ser utilizada como indicador biológico das condições de eficiência do sistema de tratamento de esgotos, tendo em vista que a microfauna pode ser facilmente observada ao Microscópio Óptico, enquanto a microflora (bactérias) requer processos lentos e onerosos de visualização e identificação (Bento, 2000).

De maneira geral, os microrganismos juntamente com os demais seres vivos, são classificados em dois grandes grupos relativos às necessidades energéticas e nutricionais: os autotróficos e os heterotróficos. Os primeiros sintetizam substâncias orgânicas a partir de substratos

inorgânicos ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ ). Já os heterotróficos requerem substratos orgânicos para retirar a energia necessária ao seu metabolismo (CETESB, 1991; Branco, 1986)

Como citado acima, as bactérias são os microrganismos mais importantes na decomposição da matéria orgânica e reciclagem de nutrientes. Foram os primeiros seres vivos a habitarem a terra, possuem rápido crescimento e grande versatilidade nutricional. São adaptadas às mais variadas condições físico-químicas de pH, temperatura, salinidade e pressão, e por isso, colonizam quase todos os lugares do planeta. Componentes do Reino Monera, as bactérias, seres unicelulares e procariotas (possuem citoplasma não compartimentalizado), podem ser visualizadas apenas ao microscópio. O tamanho de suas células é de 0,5 a 25 micra. Possuem grande variedade morfológica: cocos, bacilos ou bastonetes, espiraladas e filamentosas em diversos arranjos (Bento, 2000). No tratamento biológico de despejos, as bactérias são as principais responsáveis pela degradação. Nos filtros plantados com macrófitas, elas desempenham três papéis básicos: a oxidação da matéria carbonácea, a nitrificação e a desnitrificação (Philippi e Sezerino, 2004).

Além das bactérias, tem-se também nos filtros plantados com macrófitas a atuação da microfauna, representados pelos protozoários e micrometazoários.

O reino Protista é constituído por uma grande variedade morfológica e fisiológica de organismos unicelulares, eucariontes, heterotróficos e aeróbios com mais de 50.000 espécies descritas. São organismos muito pequenos, usualmente medindo entre 5 e 1000 $\mu\text{m}$  (WEF, 1994). O corpo da maioria das espécies é translúcido, mas algumas podem apresentar coloração devido à ingestão de alimento, ao material de reserva, ou à pigmentos (clorofila) (CETESB, 1991). Em condições pouco propícias, algumas espécies produzem carapaça (Bento, 2000). Esses microrganismos contribuem no tratamento de águas residuais através dos seguintes mecanismos (CETESB, 1991; WEF, 1994; Bento, 2000):

- removendo bactérias e contribuindo para a clarificação do efluente;
- degradando a matéria orgânica, e, conseqüentemente reduzindo a  $\text{DBO}_5$  do efluente;
- interagindo com os demais organismos e mantendo o equilíbrio ecológico do sistema;
- reduzindo a produção de lodo através da ingestão de bactérias floculadas ou presentes em biofilmes.

A identificação e quantificação dos protozoários presentes nos filtros plantados com macrófitas, juntamente com conhecimentos relativos à ecologia destes organismos, podem ser de grande importância para a operação e manutenção destes sistemas. As espécies dominantes fornecem uma indicação microbiológica imediata acerca da qualidade esperada do efluente (WPC, 1990).

Apesar dos protozoários serem os mais abundantes componentes da microfauna nos sistemas de tratamento de esgotos, outros organismos microscópicos também podem surgir, os micrometazoários. Estes animais microscópicos são formados por agrupamento de células que formam verdadeiros tecidos os quais executam diferentes funções. Em geral, os metazoários microscópicos auxiliam no tratamento das águas residuárias, através dos seguintes mecanismos (Bento, 2000):

- contribuem para a manutenção da população de bactérias saudáveis;
- atuam na recirculação de nutrientes minerais;
- aumentam a penetração de oxigênio no filtro, prevenindo as condições anaeróbias;
- contribuem na redução de  $DBO_5$  através do consumo de bactérias e sólidos em suspensão;
- favorecem o balanço ecológico do sistema.

### **2.3.2.2. Mecanismos de transporte de oxigênio nos filtros plantados**

Como brevemente mencionado, os mecanismos de transporte de oxigênio nos filtros plantados com macrófitas são a convecção e difusão atmosférica e a transferência via macrófitas (Platzer, 1999; IWA, 2000; Cooper, 2005; Kayser e Kunst, 2005; Vymazal, 2005).

O transporte de oxigênio ( $O_2$ ) via convecção ocorre devido a existência de um gradiente de pressão entre o ar e o material filtrante (Platzer, 1999; Kayser e Kunst, 2005). Em filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical, este gradiente é o resultado da aplicação do esgoto na massa sólida do qual, após sua percolação através do maciço filtrante, cria-se um vácuo que então é equalizado com o ar. Platzer (1999) destaca que se o tempo entre o início de aplicação e a completa infiltração do esgoto na massa de solo for menor do que 10 minutos, o volume de ar que entre no maciço, via convecção, será igual ao volume de esgoto aplicado. A massa de  $O_2$  transferida para o material filtrante pode ser, então, calculado conforme a equação apresentada por Schnoor (1996):

$$J = Q \times C \quad (3)$$

Onde: J = massa de O<sub>2</sub> transferida por convecção (g/d); Q = vazão de esgoto aplicado (m<sup>3</sup>/d); C = concentração de O<sub>2</sub> no ar (g/m<sup>3</sup>).

A difusão, por sua vez, ocorre segundo a 1ª Lei de Fick, dado a existência de um ambiente com elevada concentração de O<sub>2</sub>, tal como o ar atmosférico (estimado em 300mgO<sub>2</sub>/L – Platzer, 1999), em relação a um ambiente com menor concentração como os poros do material filtrante, criando-se assim um gradiente de transferência. Kayser e Kunst (2005) reforçam a teoria na qual a difusão de O<sub>2</sub> na água é muito menor do que no ar (cerca de 10<sup>4</sup> vezes menor), sendo necessário, portanto, levar em conta a quantidade de água (ou esgoto) existentes nos poros do maciço.

A 1ª Lei de Fick descreve a transferência de massa por difusão como sendo proporcional a área de uma seção transversal (área superficial do filtro plantado, por exemplo), onde devido a presença de gradiente ocorre a transferência, conforme segue (Schnoor, 1996):

$$J_m = -D \times A \times \frac{dC}{dX} \quad (4)$$

Onde: J<sub>m</sub> = massa transferida por difusão (g/m<sup>2</sup>.d); D = coeficiente de difusão (m<sup>2</sup>/d); A = área da seção transversal (m<sup>2</sup>); dC/dX = gradiente de concentração (g/m<sup>3</sup>.m).

A transferência de O<sub>2</sub> via macrófitas ocorre, pois estes organismos possuem a habilidade de transportar gases atmosféricos da sua parte aérea até as raízes. Contudo, a maior parte de oxigênio transportado é utilizado pelas raízes e rizomas para a sua respiração, liberando apenas o excedente (Brix, 1997; Cooper *et al.*, 1996; Vymazal, 2005). Esta quantidade excedente de O<sub>2</sub> junto a rizosfera não é significativa para suprir a demanda da conversão aeróbia da matéria orgânica carbonácea pelos microrganismos componentes do biofilme, nem tão pouco para a promoção da oxidação da amônia a nitrato (Vymazal, 2005). Kadlec e Knight (1996) apresentam valores na ordem de 0,02gO<sub>2</sub> liberado pelas raízes /m<sup>2</sup> de raiz.d.

Em relação a transferência de oxigênio, os FPMHs são menos efetivos do que os FPMVs devido, principalmente, a manutenção de grande parte dos poros do material filtrante saturado por água/efluente (menor difusão atmosférica na água do que no ar) e devido a alimentação de esgoto ser subsuperficial, não promovendo assim representativa transferência via convecção.

Vale ressaltar, que a literatura especializada apresenta diferentes modelos para a previsão de transporte de oxigênio nos FPMs, porém, não há um modelo único empregado por todos, dado a dificuldade em estimar o transporte devido as inúmeras peculiaridades pertinentes aos FPMs (alimentação contínua ou intermitente, material filtrante, carregamento hidráulico e orgânico, macrófitas, condições climáticas locais...).

Para os FPMVs, o modelo de balanço de oxigênio proposto por Platzer, em 1999, vem sendo empregado quando o material filtrante é a areia. O pesquisador considera que a soma das entradas de oxigênio deve ser superior a demanda, a qual é o resultado da soma das demandas para a decomposição da matéria carbonácea mais a demanda de nitrificação. Por outro lado, as entradas de oxigênio dão-se através da convecção e difusão do ar atmosférico no interior da massa filtrante, sendo negligenciado o transporte pelas macrófitas.

Para o desenvolvimento das equações do balanço de oxigênio necessário ao dimensionamento de filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical, Platzer (1999) utilizou dados previamente estabelecidos, quais foram:

- quantidade de oxigênio requerido na degradação de DQO =  $0,7\text{gO}_2/\text{gDQO}$ ;
- quantidade de oxigênio requerido para a nitrificação =  $4,3\text{gO}_2/\text{gNTK}$ ;
- recuperação do oxigênio devido o processo de desnitrificação =  $2,9\text{gO}_2/\text{gNO}_3\text{-N}$  desnitrificado.

Nestas condições, Platzer (1999) obteve uma remoção de 85% de DQO e uma capacidade de desnitrificação de 10%, e pode, então, prever a demanda de oxigênio conforme segue:

$$\text{O}_2 \text{ demanda (g/d)} = (0,85 * 0,7 * \text{DQO}_{\text{afluente}} + 4,3 \text{ NTK}_{\text{afluente}} - 0,1 * 2,9 * \text{NTK}_{\text{afluente}}) \quad (5)$$

Para o desenvolvimento das equações que quantificam as entradas de oxigênio, Platzer (1999) destaca que a difusão é diretamente relacionada com os parâmetros físicos do material filtrante ( $d_{10}$ , porosidade...). Obteve em uma areia relativamente fina ( $d_{10} = 0,11\text{mm}$ ) um coeficiente de difusão de  $3,5 \cdot 10^{-3} \text{cm}^2/\text{s}$ , ou seja, dentro da faixa definida na literatura especializada ( $2 \cdot 10^{-3}$  a  $6,5 \cdot 10^{-3} \text{cm}^2/\text{s}$ ). Desta forma, a quantidade de oxigênio difundida no material filtrante resultou, via aplicação da 1ª Lei de Fick, numa taxa de  $1\text{gO}_2/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ . Com esta taxa de difusão e ciente de que esta não ocorre por um período de cerca de 1,5 horas após

cada aplicação de esgoto no filtro (devido a saturação dos poros – menor difusão atmosférica na água do que no ar), o autor desenvolveu a seguinte equação:

$$O_2 \text{ entrada difusão (g/d)} = 1 \text{ (gO}_2\text{/m}^2\text{.h)} * \text{área superficial (m}^2\text{)} * [24\text{(h)} - 1,5\text{(h)} * N_{\text{aplicações}}] \quad (6)$$

A entrada de oxigênio por convecção é função da carga hidráulica aplicada (não devendo ser superior a 250mm/d – para as condições climáticas do Hemisfério Norte) e do tempo de infiltração na massa filtrante. Como o ar contém cerca de 300mgO<sub>2</sub>/L, a entrada por difusão pode ser prevista de acordo com a equação abaixo:

$$O_2 \text{ entrada convecção (g/d)} = 0,3 \text{ (gO}_2\text{/L)} * \text{volume esgoto aplicado (m}^3\text{/d)} * 1000 \text{ (L/m)} \quad (7)$$

Com o desenvolvimento das equações acima descritas, o balanço de oxigênio é expresso como segue:

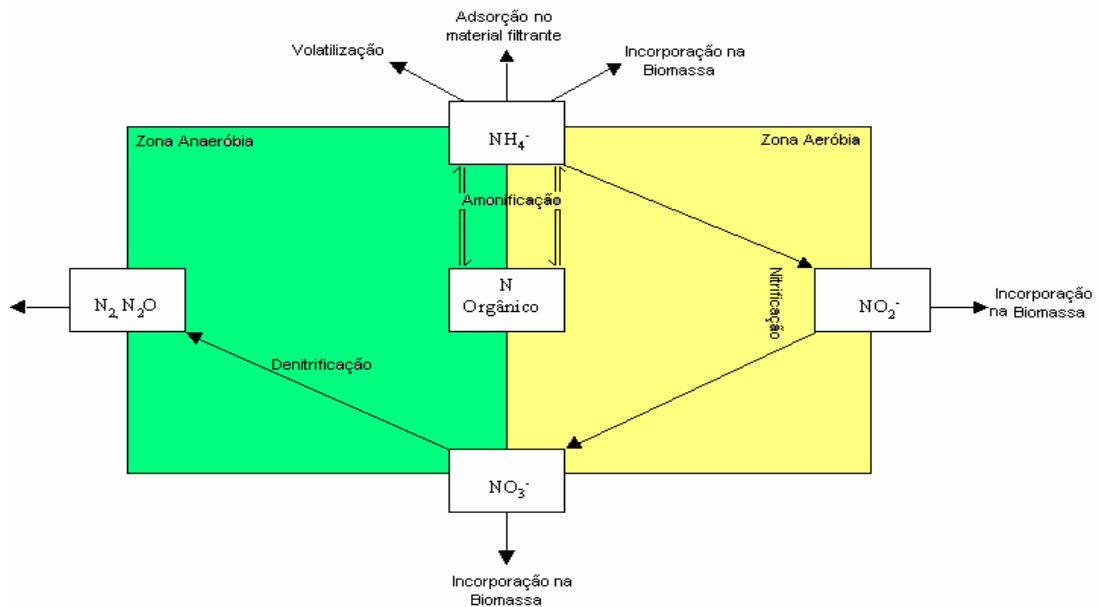
$$O_2 \text{ entrada por difusão} + O_2 \text{ entrada por convecção} - O_2 \text{ demanda} > 0 \text{ (g/d)} \quad (8)$$

Platzer (1999) recomenda ainda, que não deve-se exceder uma carga aplicada de 6,5gNTK/m<sup>2</sup>.d., para que a nitrificação ocorra. Porém, Cooper *et al.* (1996) relatou bons resultados com cargas aplicadas de 48gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>.d em sistemas projetados como tratamento terciário (onde a DBO<sub>5</sub> afluyente era menor que 30mg/L).

### 2.3.2.3. Vias de transformação do nitrogênio nos filtros plantados com macrófitas

O nitrogênio é um elemento chave nos ciclos biogeoquímicos existentes nos *wetlands* construídos. As formas encontradas nos filtros plantados com macrófitas, na sua maior parte oriundas dos lançamentos de esgotos, variam desde compostos orgânicos – aminoácidos, uréia, ácidos úricos, purinas e pirimidinas, até compostos inorgânicos em diferentes estágios de oxidação – amônia (NH<sub>4</sub> e/ou NH<sub>3</sub>), nitrito (NO<sub>2</sub>), nitrato (NO<sub>3</sub>), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N<sub>2</sub>O) e, finalmente, nitrogênio gás (N<sub>2</sub>). Vários processos biológicos e físico-químicos podem transformar o nitrogênio nestas diferentes formas, conforme demonstrado na figura 7.

O principal mecanismo de remoção de nitrogênio orgânico nos FPMs é a seqüência dos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação (Cooper *et al.*, 1996; Kadlec e Knight, 1996; IWA, 2000). Em resumo, o nitrogênio orgânico é mineralizado à amônia através da hidrólise e degradação bacteriana; a amônia é oxidada a nitrato por meio de bactérias nitrificantes em zonas aeróbias; por fim, os nitratos são convertidos a nitrogênio gasoso em ambientes anóxicos e anaeróbios. O oxigênio requerido para a nitrificação é suprido por convecção e difusão atmosférica e pelas plantas. Porém, o nitrogênio também é requerido pelas macrófitas e, portanto, incorporado em sua biomassa. Outros mecanismos como a volatilização e a adsorção são verificados, porém, em menor importância quando comparados com a nitrificação / desnitrificação.



**Figura 7:** Transformações do nitrogênio nos *wetlands* construídos.

(Fonte: adaptado de Cooper *et al.*, 1996).

- **Amonificação**

Amonificação é um processo no qual o N-orgânico é convertido a N-inorgânico, especialmente N-amônia pela ação de bactérias hidrolíticas. As taxas de conversão do N-orgânico à N-amônia são rápidas em zonas aeróbias e decrescem em zonas facultativas e anaeróbias.

O nitrogênio orgânico (proteínas e uréia) pode ser convertido a amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) ou amônia ( $\text{NH}_3$ ), dependendo da faixa de pH. Em pH próximo da neutralidade, prevalece o surgimento de amônio e dióxido de carbono, bem como íon hidroxila que podem afetar a acidez do meio (IFU, 2000). A faixa ótima de pH para o processo de amonificação está entre 6,5 e 8,5 (Cooper *et al.*, 1996).

Nos FPMs a taxa de amonificação é dependente da temperatura, pH, razão carbono/nitrogênio (C/N) residual e de nutrientes disponíveis no sistema, bem como as condições do solo – textura e estrutura (Reddy e Patrick, 1984 *apud* IWA, 2000).

### • Nitrificação

Nitrificação é um processo quimioautotrófico, usualmente definida como uma oxidação biológica da amônia a nitrato sob condições aeróbias e mediada, basicamente, por dois gêneros de microrganismos: *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* (WPCF, 1983; WEF, 1994; IWA, 2000).

Estes dois gêneros de bactérias nitrificantes utilizam o dióxido de carbono e a alcalinidade do meio (cerca de  $7,14\text{mgCaCO}_3$  por  $\text{mgNH}_4\text{-N}$  oxidado – Cooper *et al.*, 1996) como fonte de carbono para a síntese de novas células. Estes organismos requerem, também, oxigênio –  $\text{O}_2$  como acceptor de elétrons (numa proporção aproximada de  $4,3\text{mgO}_2$  por  $\text{mgNH}_4\text{-N}$  oxidado) durante a conversão da amônia a nitrito e, finalmente, a nitrato (IWA, 2000).

A nitrificação ocorre em duas etapas: a primeira é a conversão da amônia a nitrito, mediada pelas *Nitrosomonas*; a segunda, o nitrito formado é convertido a nitrato por meio das *Nitrobacter* (WPCF, 1983). Estas etapas são demonstradas nas equações que seguem:



A taxa de oxidação da amônia – cinética da nitrificação, é diretamente proporcional a taxa de crescimento dos organismos nitrificantes (WPCF, 1983). Porém, a velocidade desta transformação é influenciada por uma série de parâmetros que, segundo Vymazal (1995) *apud*



IWA (2000), são: pH, alcalinidade, temperatura, fonte de carbono inorgânico, população microbiana, concentração da amônia e a quantidade de oxigênio dissolvido.

Parâmetros como pH, alcalinidade, temperatura e oxigênio, podem ser modificados a fim de otimizar a nitrificação, sendo que estes parâmetros apresentam os seguintes valores ótimos (WPCF, 1983; WEF, 1994; IWA, 2000):

- pH e alcalinidade: a faixa ótima de pH varia entre 7,5 e 8,6. Abaixo do valor inferior da faixa tem-se uma rápida diminuição na nitrificação. O controle do pH mostra-se relevante, pois o processo de nitrificação consome alcalinidade do meio, sendo que para valores inferiores a 50mgCaCO<sub>3</sub>/L após a oxidação da amônia, faz-se necessário uma adição forçada de alcalinidade. Portanto, se a alcalinidade do meio não se mantiver, o pH irá diminuir e a nitrificação será inibida. Valores altos de pH, também, inibem o processo, pois alta concentração de amônia livre é tóxica para *Nitrosomonas*;
- temperatura: a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes varia consideravelmente com a temperatura. Desta forma, a temperatura afeta a taxa de conversão da amônia a nitrito e nitrato, tornando-se um fator de inibição do processo. Tendo em vista que o decréscimo da temperatura afeta mais as bactérias formadoras de nitratos – *Nitrobacter* do que as formadoras de nitrito – *Nitrosomonas*, um aumento deste nitrito tende a prevalecer, e este, conseqüentemente, pode ser tóxico a outros organismos presentes. A faixa ótima de temperatura relatada em culturas puras varia de 25 a 35° C, e nos solos varia de 30 a 40° C. Abaixo de 15° C têm-se uma considerável diminuição nas taxas de conversão, sendo a faixa de 4 a 5° C o mínimo de temperatura para que ocorra a nitrificação;
- oxigênio: a presença de oxigênio dissolvido é uma condição essencial para a nitrificação. Aproximadamente 4,3mg de O<sub>2</sub> por mg de nitrogênio amoniacal faz-se necessário para oxidar esta amônia a nitrogênio nitrato. Portanto, quanto maior a concentração de amônia a ser oxidada, maior será a necessidade de oxigênio dentro do meio filtrante nos *wetlands* construído de escoamento sub-superficial. Este oxigênio é carregado para o interior do meio filtrante via convecção e difusão atmosférica, bem como através das macrófitas.

Bento (2005) destaca que nos últimos anos, com a utilização de ferramentas da biologia molecular, como a identificação dos microrganismos pela técnica de *Fluorescence in situ Hybridization* – FISH, observou-se que outras espécies de bactérias nitrificantes têm importante papel na nitrificação do nitrogênio em estações de tratamento de esgotos. Muitos estudos, reforça a pesquisadora, têm evidenciado a dominância de *Nitrosococcus mobilis* e *Nitrospira* como bactérias oxidantes de amônia e nitrito, respectivamente em reatores biológicos.

- **Desnitrificação**

Desnitrificação biológica é definida como um processo no qual microrganismos – bactérias quimioheterotróficas reduzem o nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e, finalmente, nitrogênio gás, sob condições anóxicas (onde o oxigênio dissolvido não está presente sendo, então, disponibilizado o oxigênio de fontes como o nitrato, nitrito, fosfato ou até mesmo o sulfato) (WPCF, 1983; Cooper *et al.*, 1996).

O nitrato nesse processo atua como acceptor final de elétrons e o mecanismo enzimático ocorre em condições anaeróbicas ou com baixas tensões de oxigênio. Todas as bactérias capazes desse tipo de respiração preferem, se possível, a utilização do oxigênio como acceptor de elétrons.

Existem inúmeros gêneros de bactérias quimioheterotróficas capazes de reduzir nitrato. Os gêneros *Bacillus*, *Micrococcus* e *Pseudomonas* são os mais importantes encontrados no solo (IWA, 2000); já em ambientes aquáticos as mais importantes são as *Pseudomonas*, *Aeromonas* e *Vibrio* (Grant e Long, 1981 *apud* IWA, 2000).

A desnitrificação dá-se em duas etapas: a primeira é a conversão do nitrato a nitrito e a segunda, é a redução deste nitrito a óxido nítrico, óxido nitroso e, finalmente, nitrogênio gasoso. Os três últimos produtos são gases e escapam para a atmosfera (Cooper *et al.*, 1996).

A presença de oxigênio dissolvido inibe o sistema enzimático necessário à desnitrificação, tornando-se, portanto, num parâmetro crítico a ser controlado. Outros parâmetros como pH e alcalinidade também são importantes ao processo. A faixa ótima de pH deve ser entre 7,0 e 8,0, porém, durante a desnitrificação, alcalinidade é produzida podendo resultar num aumento do pH (Cooper *et al.*, 1996).

O carbono orgânico deve estar disponível como fonte de energia para as bactérias desnitrificantes. Esta fonte de carbono precisa ser suficiente nos efluentes ou estar contida no biofilme aderido ao material filtrante. Caso isto não ocorra, fontes sintéticas como o metanol, etanol ou ácido acético devem ser fornecidas.

- **Assimilação de nitrogênio pelas macrófitas**

As macrófitas presentes nos *wetlands* construídos requerem nutrientes para seu crescimento e reprodução. Dado ao fato que estas macrófitas são altamente produtivas, consideráveis quantidades de nutrientes podem ser incorporados na sua biomassa (Brix, 1997).

A forma de incorporação do nitrogênio na biomassa das macrófitas é a assimilação. Este processo refere-se a uma variedade de processos biológicos que convertem formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos que servem de reserva para as células e os tecidos das plantas. As duas formas de nitrogênio geralmente utilizadas são a amônia e o nitrato. Porém, a amônia por ser mais reduzida energeticamente do que o nitrato torna-se a fonte preferencial. Contudo, em ambientes onde o nitrato é predominante este será, então, a principal fonte de nitrogênio inorgânico passível de ser assimilado (Kadlec e Knight, 1996).

As macrófitas utilizam enzimas (nitrato redutase e nitrito redutase) para converter o nitrogênio oxidado às formas assimiláveis de amônia. Porém, a produção destas enzimas diminui quando o nitrogênio amoniacal está presente (Melzer e Exler, 1982 *apud* Kadlec e Knight, 1996). Este processo é relevante em ambientes onde se têm nitrato e amônia em concentrações elevadas, pois a assimilação pela planta poderá ser inibida e o nitrato não ser assimilado.

A capacidade de retirada de nitrogênio – assimilação pelas macrófitas, e desta forma a quantidade que pode ser removida se a planta for podada, é aproximadamente, segundo Brix (1997), na faixa de 200 a 2500kgN/ha.ano (0,05 a 0,68g/m<sup>2</sup>.d), sob condições de clima temperado. O mesmo autor indica que se as plantas não forem podadas, uma grande quantidade de nitrogênio que fora incorporado à biomassa retornará ao meio devido a morte e decomposição dos seus tecidos. Vymazal (2005) aponta para um potencial de retirada de nitrogênio via assimilação pelas macrófitas e a subsequente poda, sob condições de clima tropical e subtropical, valores de até 10% do total de nutrientes removidos nos FPMs. Tanner

*et al.* (2002a), na ilha norte da Nova Zelândia – clima subtropical, reportaram remoções de até 0,48gN/m<sup>2</sup>.d, devido a incorporação nas macrófitas.

- **Adsorção no material filtrante**

Amônia não ionizada pode ser removida de uma solução através de reações de adsorção com detritos e sedimentos inorgânicos – geralmente ocorrido nos *wetlands* construídos de escoamento superficial, e por meio de adsorção ao material filtrante nos *wetlands* construído de escoamento subsuperficial, tais como os FPMHs e FPMVs (Kadlec e Knight, 1996). Porém, a capacidade de troca iônica da amônia com os minerais do material filtrante não é considerada como sendo uma forma de remoção permanente (Cooper *et al.*, 1996).

Se o material filtrante for submetido a alimentação intermitente, caso verificado nos filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical, a amônia adsorvida pode ser oxidada a nitrato (Kadlec e Knight, 1996). Por outro lado, somente sistemas com alimentação intermitente mostram rápidas remoções da amônia da massa líquida devido a adsorção no material filtrante (Cooper *et al.*, 1996).

O modelo de Freundlich pode ser utilizado para quantificar a amônia adsorvida ao material filtrante (Kadlec e Knight, 1996; IWA, 2000).

#### **2.3.2.4. Performances dos filtros plantados na nitrificação e desnitrificação**

Ambos os filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal e fluxo vertical, como visto, possuem habilidades na depuração da matéria carbonácea e remoção de sólidos em suspensão. Porém, em relação à nitrificação e desnitrificação tem-se diferenciado a ocorrência destes processos nos dois regimes de fluxo.

- **Nitrificação**

O FPMv é mais empregado para a nitrificação devido a maior incorporação de oxigênio via convecção e difusão atmosférica no material filtrante, como destacado anteriormente. Este fenômeno ocorre devido à intermitência de aplicação do efluente, que durante a alimentação deste no material filtrante tende a promover um "arraste" do O<sub>2</sub> atmosférico criando um gradiente de convecção, por diferença de pressão entre a atmosfera e o interior da massa sólida. A fração de O<sub>2</sub> arrastada, somado àquela fração difundida, tende a penetrar e ser

distribuído às camadas mais profundas do maciço, sob uma taxa específica, definida como coeficiente de difusão.

A grande limitação à nitrificação está vinculada à potencialidade de transferência de oxigênio no maciço filtrante e a quantidade de matéria orgânica carbonácea solúvel presente, pois o crescimento das bactérias heterotróficas (as quais irão oxidar esta matéria orgânica) é mais acelerado do que as bactérias autotróficas (potenciais oxidadoras da amônia), competindo, portanto, pelo oxigênio presente (Vymazal, 2005). Desta forma, a tendência da aplicação de FPMVs na promoção da nitrificação conduz ao uso combinado com unidades de tratamento que irão remover o carbono orgânico solúvel, implantadas a montante dos filtros (Cooper *et al.*, 1996; IWA, 2000; Gschlößl *et al.*, 2004a; Philippi e Sezerino, 2004; Vymazal, 2005).

Inúmeros trabalhos têm reportado a nitrificação nos sistemas de fluxo vertical, sendo a maior parte deles empregados para efluentes domésticos submetidos a condições de clima temperado, destacando-se os trabalhos desenvolvidos na Alemanha (Felde e Kunst, 1997; Platzer, 1999; Kayser *et al.*, 2003; Gschlößl *et al.*, 2004a; Kayser e Kunst, 2005), na Áustria (Laber *et al.*, 1997), na França (Boutin e Liénard, 2004) e no Reino Unido (Weedon, 2001; Cooper, 2005).

Já para sistemas implantados sob clima tropical ou subtropical poucos são os sistemas estudados e publicados. Kantawanichkul *et al.* (2000), na Tailândia, verificaram num estudo em escala piloto – trabalhando com dejetos de suínos, porcentagens de transformação de amônia para nitrato de 45% e 64% para cargas aplicadas de  $6,22\text{gNH}_3\text{-N/m}^2\cdot\text{d}$  e  $9,52\text{gNH}_3\text{-N/m}^2\cdot\text{d}$ , respectivamente. Sezerino *et al.* (2003), também aplicando FPMV no tratamento de efluentes da suinocultura no Brasil, reportaram 58% de remoção de  $\text{NH}_4\text{-N}$  para elevadas cargas afluentes aplicadas (média de  $14\text{gNH}_4\text{-N/m}^2\cdot\text{d}$ ), sendo que deste percentual de remoção 49% foi devido a transformação de  $\text{NH}_4\text{-N}$  a  $\text{NO}_3\text{-N}$ .

Dado a necessidade de máxima aeração no material filtrante a fim de reduzir a competição dos organismos heterotróficos e autotróficos pelo oxigênio como acceptor de elétrons, a literatura especializada vem recomendando valores máximos (novamente para condições de clima temperado) para que a nitrificação ocorra nos FPMVs, em termos de taxa hidráulica (mm/d) e cargas orgânicas aplicadas no filtro ( $\text{gDQO/m}^2\cdot\text{d}$  e  $\text{gSS/m}^2\cdot\text{d}$ ), bem como os pulsos de alimentação e repouso do efluente a ser tratado. Diferentes valores são apresentados para

os parâmetros citados acima, tornando-se difícil a aplicação destes como ferramenta de projeto, principalmente, sob condições de clima subtropical.

Recomendações quanto aos pulsos de alimentação apontam para duas a quatro aplicações diárias quando o material filtrante dos FPMVs é a areia fina ou média (Felde e Kunst, 1997; Platzer, 1999; Kayser e Kunst, 2005). Quando o material filtrante é a brita, muito comum nos FPMs implantados no Reino Unido, tem-se um plano de alimentação de uma aplicação por hora (Cooper, 2005), contudo, com uma taxa hidráulica máxima de 5mm (5L/m<sup>2</sup>) (Felde e Kunst, 1997). A alimentação intermitente é necessária, conforme discutido anteriormente, para que a transferência de oxigênio se processe, assim como para que ocorra a difusão deste oxigênio às camadas mais profundas do maciço filtrante.

Em termos de taxa hidráulica aplicada, Platzer (1999) recomenda que não se ultrapasse 250mm/d (250L/m<sup>2</sup>.d) para que a nitrificação seja efetiva. Kayser e Kunst (2005) trabalharam com uma taxa bem inferior, aplicando 80mm/d divididos em 4 alimentações diárias (20mm/aplicação), e comprovaram através do monitoramento da quantidade de oxigênio ao longo do perfil vertical do filtro (preenchido com areia de granulometria até 2mm de diâmetro e 50cm de espessura) que antes da próxima aplicação de esgoto, o maciço filtrante praticamente tornou-se todo aeróbio (próximo dos 21% de O<sub>2</sub> no ar existente entre os poros da areia). As mesmas pesquisadoras empregando as equações do balanço de oxigênio propostas por Platzer e variando a taxa hidráulica aplicada de 60 a 120mm/d (sob 4 aplicações diárias) obtiveram uma transferência de oxigênio de 36gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>.d e 54gO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>.d, respectivamente.

As recomendações quanto as cargas orgânicas aplicadas estão vinculadas à colmatação do material filtrante. Quando este fenômeno ocorre, a transferência de oxigênio é reduzida e a nitrificação não se processa (Kayser e Kunst, 2005). Como destacado, os máximos carregamentos recomendados para as condições climáticas da Europa Central são de 20gDQO/m<sup>2</sup>.d e 5gSS/m<sup>2</sup>.d (Winter e Goetz, 2003).

- **Desnitrificação**

A desnitrificação é mais evidente nos sistemas de fluxo horizontal, pois na maior parte do tempo o material filtrante bem como a rizosfera permanecem inundados com o efluente aplicado. Esta inundação impede a entrada de O<sub>2</sub> atmosférico na massa sólida, tornando o

ambiente anóxico e/ou anaeróbio, propício para a ocorrência do processo (Cooper *et al.*, 2005).

A literatura reporta a potencialidade de filtros de fluxo horizontal em promover a desnitrificação de efluentes contendo nitrogênio nitrato em sua composição, sem que ocorra a introdução de carbono orgânico via, por exemplo, adição de metanol (Bayley *et al.*, 2003). Estes mesmos autores destacam que a abundância de raízes, particularmente nas camadas mais superficiais do filtro, podem ser consideradas uma fonte carbono orgânico quando da sua morte, bem como contribuem como área de suporte para o crescimento de bactérias desnitrificantes.

Platzer (1999) relatou que a utilização do sistema de fluxo horizontal mostrou-se eficiente para eliminar 80% do nitrogênio nitrificado em etapas anteriores, inclusive em situações de baixa relação carbono/nitrogênio – C/N (< 0,7). Porém, estes resultados foram alcançados para taxas de aplicação que não excediam 1gN/m<sup>2</sup>.d.

Esta configuração de filtro plantado vem sendo utilizada no Brasil para sistemas domésticos individuais ou para pequenas coletividades, onde remoções de nitrogênio inorgânico são reportados (Souza *et al.*, 2001; Meira *et al.*, 2001; Sezerino e Philippi, 2000; Roston e Mansor, 1999).

Kantawanichkul *et al.* (2000) identificaram cerca de 60% de desnitrificação em filtros plantado com macrófitas de fluxo horizontal aplicado a dejetos líquidos de suínos, porém devido a elevada concentração de nitrato (em média 140mg/L após processo de nitrificação) obtiveram, ainda, uma concentração média de 57mgNO<sub>3</sub>-N/L no efluente produzido no filtro.

#### **2.3.2.5. Performance dos filtros plantados no polimento de lagoa facultativa**

A performance das lagoas de estabilização, notadamente as lagoas facultativas, quanto a remoção de matéria orgânica e coliformes é amplamente discutida na literatura, destacando-se neste processo, conforme descrito anteriormente, a interação simbiótica entre bactérias e algas.

Poucos são os estudos relatando a aplicação de filtros plantados com macrófitas no polimento de lagoas de estabilização operando sob condições de clima subtropical, destacando-se os trabalhos de Polprasert e Koottatep (2004) desenvolvido na Tailândia, El Hafiane e El Hamouri (2004) em Marrocos, Tanner e Sukias (2002b) na Nova Zelândia, Yang e Wu (2000) no sul da China e Senzia *et al.* (2002) na Tanzânia – este sob influência de clima tropical. Já para condições de clima temperado, a maioria dos trabalhos relatando a aplicação de lagoas associadas aos *wetlands* construídos, idealizados sob diferentes arranjos, é oriunda da Alemanha (Kayser e Kunst, 2005; Kayser *et al.*, 2003; Gschlößl *et al.*, 2004b; Steinmann *et al.*, 2003; Gschlößl *et al.*, 1998) e França (Liénard *et al.*, 2004).

Gschlößl *et al.* (2004a), por exemplo, destacam que mais de 1.500 sistemas de tratamento na região da Bavária, sul da Alemanha, são compostos por lagoas de estabilização e filtros plantados com macrófitas, combinados ou não. Destaca, ainda, que esta seqüência de tratamento conduz a uma excelente qualidade do efluente final, apresentando concentração média de 40mgDBO<sub>5</sub>/L.

Para a região sul do Brasil, condições de clima subtropical, não há relatos da aplicação de lagoas de estabilização combinados com filtros plantados com macrófitas (*wetlands* construídos) no tratamento de esgotos domésticos, reforçando a relevância do estudo em questão.

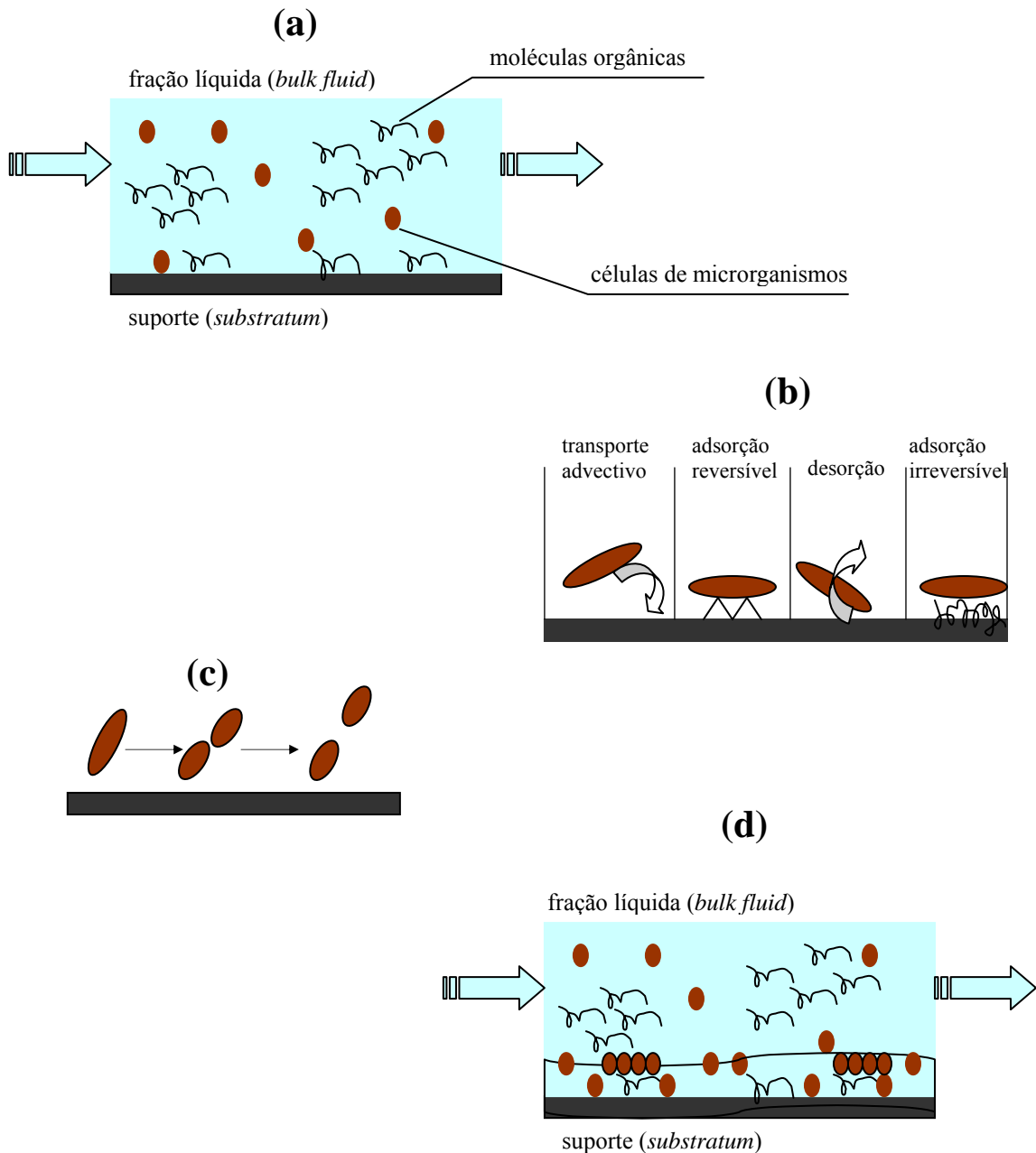
#### **2.4. Emprego da modelagem matemática nos filtros plantados com macrófitas**

Para se estudar a utilização da ferramenta modelagem matemática na descrição de fenômenos e processos que ocorrem junto aos filtros plantados com macrófitas, há a necessidade da introdução do conceito de biofilme.

Biofilme nada mais é do que um aglomerado de matéria orgânica e de microrganismos, na sua grande maioria bactérias, que se fixam a um meio suporte. A formação do biofilme, segundo Characklis e Marshal (1990), é resultante de inúmeros processos físicos, químicos e biológicos, destacando-se a seguinte seqüência (Figura 8):

- (I) moléculas orgânicas são transportadas da fração líquida (*bulk fluid*) até o suporte (*substratum*), onde parte destas são adsorvidas formando uma primeira camada de acumulação (Figura 8 – a);





**Figura 8:** Representação das etapas de formação do biofilme aderido a um meio suporte inerte (Fonte: adaptado de Characklis e Marshal, 1990)

- (II) uma parte dos microrganismos presentes na fração líquida é transportada para a primeira camada de acumulação (Figura 8 – b);
- (III) uma parcela dos microrganismos que atinge o substrato fica adsorvida a este durante um período finito de tempo, sendo então liberados – este processo é denominado desorção (Figura 8 – b);

- (IV) a desorção pode ser resultado das forças de cisalhamento provocadas pelo movimento do fluido, como também pode ser resultado de outros fatores físicos, químicos e biológicos (Figura 8 – b);
- (V) a porção de células de microrganismos que foram adsorvidos pode permanecer no meio suporte por um período de tempo grande o suficiente tornando esta adsorção irreversível (Figura 8 – b);
- (VI) os microrganismos que estão adsorvidos crescem e reproduzem-se utilizando o aporte nutricional existente na fração líquida, aumentando assim o número de células no biofilme. Durante o metabolismo destes microrganismos grandes quantidades de subprodutos são formadas, sendo que muitos destes são excretados na forma de substâncias poliméricas extracelulares (EPS - *extracellular polymeric substances*) responsáveis pela aderência de novas células oriundas da fração líquida, mantendo assim o biofilme aglomerado (Figura 8 – c);
- (VII) novas células e a matéria particulada presente na fração líquida são acumuladas ao biofilme. Acúmulo é, portanto, a imobilização de células e matéria particulada no biofilme, enquanto que a adsorção refere-se ao mesmo processo, porém, ocorrendo junto ao suporte (Figura 8 – d);
- (VIII) porções do biofilme são desprendidas e ficam suspensas na fração líquida. Desprendimento, portanto, é a perda de material do biofilme, enquanto que desorção é a perda de células e outros materiais do suporte (Figura 8 – d).

- **Modelagem e simulação**

Conceitualmente, modelagem pode ser definida como a identificação de quantidades e processos relevantes, bem como a descrição destes em um formato matemático ou lógico, empregando equações e/ou regras. Já simulação, é o processo no qual as equações que foram definidas via o modelo são convertidas dentro e/ou a partir de uma discretização numérica (algoritmos) e resolvidos ou aproximados por computador.

Os primeiros modelos matemáticos aplicados aos biofilmes surgiram por volta de 1970, com o desenvolvimento de modelos unidimensionais e completamente homogêneos, onde equações algébricas descreviam o perfil espacial de uma substância no biofilme. A partir de 1980, estes modelos foram refinados e transformados em modelos dinâmicos (*dynamic 1-D models*), incluindo-se multi-substratos e multi-espécies no biofilme. Estes modelos foram baseados em um conjunto de equações diferenciais os quais demandavam de resolução por

cálculos numéricos computacionais. A década de 90, século passado, foi a década dos modelos multi-dimensionais.

Dada a complexidade em se modelar matematicamente os processos biológicos, devido principalmente as inúmeras interações existentes, simplificações são freqüentemente introduzidas a fim de minimizar as dificuldades em quantificar as cinéticas de degradação e transformação, bem como na obtenção dos coeficientes estequiométricos.

Os modelos matemáticos mais empregados atualmente na predição de comportamentos biológicos em unidades de tratamento de esgotos, derivam dos estudos realizados pelo grupo de pesquisadores da IWA – *International Water Association*, denominados de ASM – *Active Sludge Models* (Modelos para Lodo Ativados). Contudo, estes modelos são baseados nos processos existentes junto a biomassa suspensa.

Estes modelos da IWA (ASM1, ASM2 e ASM3) descrevem o crescimento aeróbio das bactérias heterotróficas empregando equações de Monod para a matéria orgânica rapidamente biodegradável ( $S_s$ ) e o oxigênio dissolvido ( $S_o$ ), enquanto que o crescimento anóxico incorpora na sua equação termos derivados de Monod, como por exemplo para o nitrato ( $S_{NO}$ ). Da mesma forma, o crescimento de bactérias autotróficas emprega equações de Monod para a amônia ( $S_{NH}$ ) e o oxigênio dissolvido. Já o decaimento de bactérias heterotróficas e autotróficas é descrito através de equações de primeira ordem tanto sob condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias. A amonificação do nitrogênio orgânico solúvel é modelado, também, como equações de primeira ordem. A hidrólise da matéria orgânica lentamente biodegradável ( $X_s$ ), por sua vez, é expressa novamente em termos de Monod levando em consideração a razão  $X_s$ , bactérias heterotróficas,  $S_o$  e  $S_{NO}$  (USEPA, 1993). As tabelas 4 e 5 destacam os parâmetros cinéticos e estequiométricos, bem como as expressões cinéticas empregadas no modelo ASM1.

Atualmente os modelos empregados para os *wetlands* baseiam-se nos modelos desenvolvidos para os lodos ativados, apesar dos fenômenos ocorridos nos *wetlands* serem relacionados com a biomassa aderida e não suspensa. McBride e Tanner (2000) empregaram o ASM2 para descrever os processos de transformação de nitrogênio correlacionando este composto com a variação na espessura do biofilme e com as reações de adsorção e desorção ocorridos junto ao material filtrante – cascalho e as macrófitas. Os pesquisadores utilizaram um modelo do tipo

multiespécies denominado de *mathematical mixed-culture constant-porosity biofilm model*, desenvolvido inicialmente por Wanner e Gujer em 1986. A partir do modelo e das condições do ensaio, McBride e Tanner identificaram diferentes processos de transformação do nitrogênio, sendo estes: hidrólise aeróbia, anóxica e anaeróbia de compostos orgânicos de lenta degradação; crescimento aeróbio e desnitrificação pelas heterotróficas; fermentação; morte de heterotróficas; crescimento autotrófico e morte de autotróficas.

**Tabela 4:** Parâmetros cinéticos e estequiométricos utilizados no modelo ASM1

Eventos cinéticos	Símbolos
Crescimento e decaimento heterotrófico	$\mu_H$ ; $K_S$ ; $K_{OH}$ ; $K_{NO}$ ; $b_H$
Crescimento e decaimento autotrófico	$\mu_A$ ; $K_{NH}$ ; $K_{OA}$ ; $b_A$
Fator de correção para o crescimento autotrófico e heterotrófico	$\eta_g$
Amonificação	$K_a$
Hidrólise	$K_h$ ; $K_x$
Fator de correção para hidrólise anóxica	$\eta_h$
Coefficientes estequiométricos	Símbolos
Produção heterotrófica	$Y_H$
Produção autotrófica	$Y_A$
Fração da biomassa produzida e produtos degradados	$f_p$
massa de N / massa DQO na biomassa	$i_{XB}$
massa de N / massa de DQO nos produtos degradados	$i_{XP}$

Fonte: adaptado de USEPA (1993).

**Tabela 5:** Equações cinéticas empregadas no ASM1

Processo	Equação ( $g\ m^{-3}\ d^{-1}$ )
Crescimento aeróbio de heterotróficas	$\mu_H (S_S / (K_S + S_S)) (S_O / (K_{OH} + S_O)) X_{BH}$
Crescimento anóxico de heterotróficas	$\mu_H (S_S / (K_S + S_S)) (K_{OH} / (K_{OH} + S_O)) (S_{NO} / (K_{NO} + S_{NO})) X_{BH}$
Crescimento aeróbio de autotróficas	$\mu_A (S_{NH} / (K_{NH} + S_{NH})) (S_O / (K_{OA} + S_O)) X_{BA}$
Decaimento de heterotróficas	$b_H X_{BH}$
Decaimento de autotróficas	$b_A X_{BA}$
Amonificação de Norgânico solúvel	$K_a S_{ND} X_{BH}$
Hidrólise de orgânicos	$K_h ((X_S / X_{BH}) / K_X + (X_S / X_{BH})) [S_O / (K_{OH} + S_O) + \eta_h ((K_{OH} / (K_{OH} + S_O)) (S_{NO} / (K_{NO} + S_{NO})))] X_{BH}$
Hidrólise de Norgânico	$\rho (X_{ND} / X_S)$

$\mu_H$  = máxima taxa de crescimento de heterotróficas ( $d^{-1}$ )

$\mu_A$  = máxima taxa de crescimento de autotróficas ( $d^{-1}$ )

$K_S$  = constante de saturação para o  $S_S$  ( $g\ DQO/m^3$ )

$K_{OH}$  = constante de saturação para o oxigênio ( $g\ O_2/m^3$ )

$K_{NO}$  = constante de saturação para o  $S_{NO}$  ( $gNO_3^-/m^3$ )

$b_H$  = taxa de respiração endógena aeróbia heterotrófica ( $d^{-1}$ )

$K_h$  = constante de hidrólise ( $g\ DQO$  lentamente biodegradável /  $g$  células /  $d$ )

$K_X$  = constante de saturação para hidrólise ( $g\ DQO$  lentamente biodegradável /  $g$  células)

$K_{NH}$  = constante de saturação para o  $S_{NH}$  ( $gNO_4^+/m^3$ )

$K_{OA}$  = saturação de oxigênio para as nitrificantes ( $g\ O_2/m^3$ )

Fonte: adaptado de USEPA (1993).

- **Modelagem empregando AQUASIM®**

AQUASIM® é um programa empregado na identificação e simulação de sistemas aquáticos. O programa inclui um modelo matemático unidimensional do tipo multi-substrato e multi-espécies. Pode ser empregado para calcular a remoção de substrato em reatores com biofilme, utilizando-se de inúmeras cinéticas de degradação, conforme especificado pelo usuário, bem como calcula o desenvolvimento da espessura do biofilme ao longo do tempo. Fenômenos como a aderência e o desprendimento de células de microrganismos no biofilme podem ser simulados, tanto na superfície do biofilme como no seu interior. A maior limitação do programa é que este considera os gradientes de variação espacial de substrato e de microrganismos junto ao biofilme, somente na direção perpendicular do material suporte – *substratum* (Wanner e Morgenroth, 2004).

O programa oferece três interfaces, quais são: rio e lago, coluna de solo e reator com biofilme. Este último é empregado para os filtros plantados com macrófitas. Dentro da interface reator com biofilme, é possível simular diferenciados comportamentos cinéticos de compostos orgânicos e de microrganismos (conforme cinética previamente definida) junto da fração líquida (*bulk fluid*), da matriz sólida do biofilme (*biofilm solid matrix*) e dos poros existentes no biofilme (*biofilm pore water*). Os resultados da simulação são plotados em gráficos bidimensionais.

## **CAPÍTULO 3 – Ensaio com diferentes materiais filtrantes**

---

Este capítulo refere-se à primeira etapa do estudo, realizado em escala de laboratório, e contempla os objetivos específicos, os procedimentos metodológicos adotados, os resultados obtidos, a discussão e as conclusões.

### **3.1. Objetivos**

Para esta etapa da pesquisa destacam-se os seguintes objetivos:

- testar três diferentes materiais passíveis de serem empregados como material filtrante em filtros plantados com macrófitas, notadamente os de fluxo vertical;
- identificar o potencial de tratabilidade dos esgotos (remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos) destes diferentes materiais filtrantes, submetidos a diferentes cargas orgânicas aplicadas;
- identificar a dinâmica da condutividade hidráulica associada com cargas de sólidos suspensos afluentes;
- definir o material filtrante a ser utilizado nas etapas de campo.

### **3.2. Metodologia**

Durante o período compreendido entre abril a novembro de 2003, foi conduzido um experimento em escala laboratorial junto ao Laboratório de Efluentes – LabEflu, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – ENS / UFSC. O experimento foi montado utilizando-se colunas de PVC com diâmetro de 150mm, as quais representam o perfil de uma unidade filtro de fluxo vertical (Figura 9).

Três diferentes materiais filtrantes foram empregados (areia, saibro e brita). Ensaio como a granulometria (curva granulométrica), segundo EB-2097 (ABNT, 1990), e a composição físico-química dos minerais constituintes foram realizados a fim de caracterizar estes materiais. A tabela 6 destaca a caracterização dos diferentes materiais ensaios.



### Colunas de PVC

Diâmetro nominal :  $\phi = 150\text{mm}$

Área superficial :  $A = 0,0177\text{ m}^2$

Altura do Leito Filtrante :  $h = 0,80\text{m}$

Volume útil :  $V = 0,015\text{ m}^3$

**Figura 9:** Colunas de PVC empregadas no ensaio em escala laboratorial

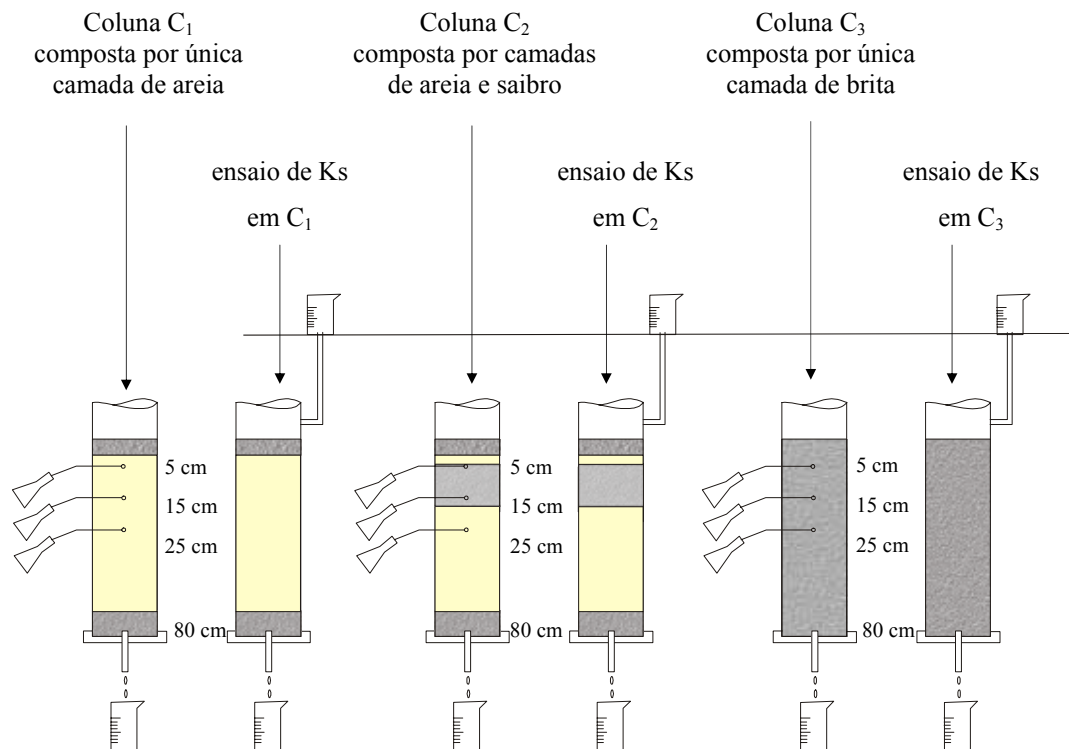
**Tabela 6:** Caracterização dos diferentes materiais empregados nos ensaios em colunas.

material	$d_{10}$ (mm)	$d_{60}$ (mm)	U $d_{60}/d_{10}$	P (mg/kg)	Al (mg/kg)	Ca (mg/kg)	Fe (mg/kg)	CTC (meq/100g)
areia	0,12	0,66	5,70	11,90	40,00	180,00	200,00	3,98
saibro	0,02	0,91	56,80	4,40	280,00	100,00	100,00	6,05
brita 1	7,00	13,21	1,89	—	—	—	—	—

*Legenda:* Valores para diâmetro efetivo ( $d_{10}$ ), diâmetro a 60% ( $d_{60}$ ), coeficiente de uniformidade (U), fósforo (P), alumínio (Al), cálcio (Ca), ferro (Fe) e capacidade de troca catiônica (CTC).

Os ensaios foram conduzidos em 3 pares de colunas contendo diferentes materiais filtrantes, conforme demonstrado na figura 10. A primeira coluna do par era utilizada para a coleta e o acompanhamento do grau de tratamento do percolado, e a outra tinha a finalidade de acompanhar a dinâmica da condutividade hidráulica saturada (Ks).

A alimentação das colunas foi realizada de forma intermitente (2 vezes por dia – 5 dias por semana). O afluente foi, primeiramente, disposto na C<sub>3</sub>. O percolado desta coluna C<sub>3</sub> foi, então, o afluente das demais colunas C<sub>1</sub> e C<sub>2</sub>.

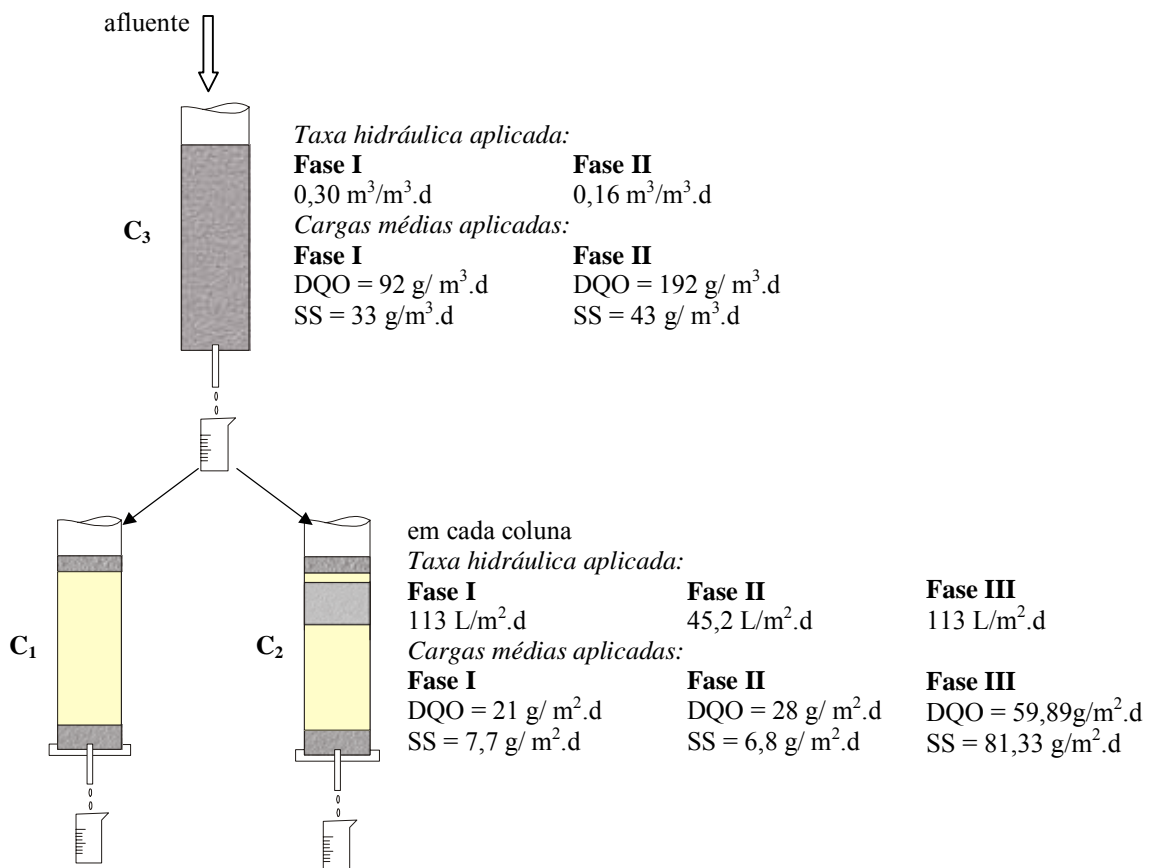


**Figura 10:** Esquema representativo do ensaio em colunas

O ensaio foi conduzido sob três fases, denominadas de fase I, II e III, variando-se as taxas hidráulicas e, conseqüentemente, as cargas orgânicas aplicadas. A fase I foi conduzida com efluentes de lagoas de estabilização empregadas no tratamento de esgotos domésticos. Na fase II, a alimentação foi realizada com dejetos brutos de suínos diluídos 50 vezes. A terceira e última fase – fase III, também foi conduzida com dejetos de suínos, contudo a coluna C<sub>3</sub> foi retirada de operação. A figura 11 destaca as taxas hidráulicas e cargas orgânicas aplicadas nas colunas durante as fases de estudo. Ressalta-se, que a coluna C<sub>3</sub> é representativa de filtro de pedra, o qual é projetado sob taxas hidráulicas e cargas orgânicas volumétricas ( $\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$  e  $\text{g}/\text{m}^3.\text{d}$ ) (Saidam *et al.*, 1995). Para as colunas C<sub>1</sub> e C<sub>2</sub>, representativos de filtros de areia, as taxas hidráulicas e cargas orgânicas foram expressas em termos da área superficial ( $\text{L}/\text{m}^2.\text{d}$  e  $\text{g}/\text{m}^2.\text{d}$ ).

As análises físico-químicas, responsáveis por fornecer informações sobre a tratabilidade dos materiais ensaiados, foram realizadas junto ao Laboratório de Meio Ambiente – LIMA, do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – ENS / UFSC. Foram avaliados os parâmetros demanda química de oxigênio – DQO e sólidos em suspensão – SS.





**Figura 11:** Esquema representativo da alimentação das colunas e suas respectivas taxas hidráulicas e cargas orgânicas médias aplicadas.

As análises de DQO foram realizadas segundo procedimento colorimétrico de refluxo fechado, descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995), baseado na oxidação do material orgânico presente na amostra com Dicromato de Potássio em presença de Ácido Sulfúrico, utilizando Cloreto de Prata como catalizador. Os reagentes e as soluções padrões para a adição da curva no espectrofotômetro da Hack<sup>®</sup>, modelo DR 4000, foram preparados em laboratório, abrangendo a faixa de 15mg/L a 1500mg/L de DQO (utilizando-se o Biftalato de Potássio). A curva obtida apresentou regressão exponencial, com  $R^2 = 0,991$ .

Os sólidos suspensos foram determinados gravimetricamente após filtração a vácuo de um volume conhecido de amostra, conforme descrito em APHA (1995). Utilizou-se membrana de fibra de vidro, diâmetro de 47mm e 0,45µm de porosidade. Após filtração, as membranas com amostras foram deixadas por 20min em estufa a 105°C e depois 15min em dissecador antes da pesagem. O resultado foi obtido conforme:

$$SS = \frac{(P_2 - P_1) \times 1000}{V} \quad (12)$$

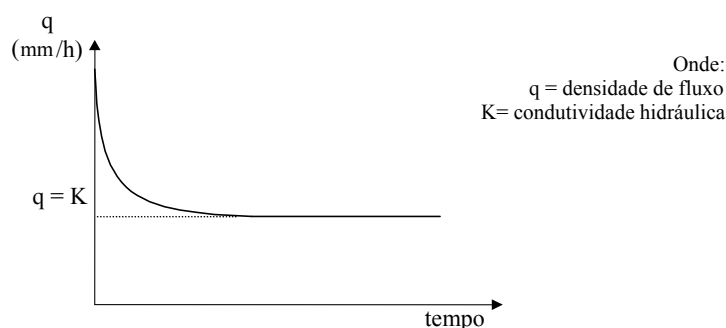
Onde:  $P_1$  = Peso em gramas da membrana de fibra de vidro sem amostra e previamente seca em estufa a  $105^\circ\text{C}$ ;  $P_2$  = Peso em gramas da membrana após filtração das amostras;  $V$  = volume da amostra filtrada (L).

A partir das análises dos parâmetros DQO e SS, e seus resultados gerados, aplicou-se análise de variância – ANOVA, com intervalo de confiança de 95% ( $p < 0,05$ ), utilizando-se o *software* Statistic<sup>®</sup> 6.0 (StatSoft, Inc., 2001) para a coluna  $C_1$  e  $C_2$ , a fim de verificar diferenças significativas entre o tratamento dos esgotos nos dois materiais ensaiados.

- **Ensaio de condutividade hidráulica saturada – Ks**

De acordo com os experimentos e a teoria desenvolvida pelo engenheiro hidráulico Henry Darcy, por volta do ano 1856, o qual estava interessado em estudar a filtração da água por meios porosos para fins de abastecimento da cidade de Dijon, na França, desenvolveu-se neste estudo permeâmetros de carga constante para a determinação da densidade de fluxo e, conseqüentemente, a condutividade hidráulica.

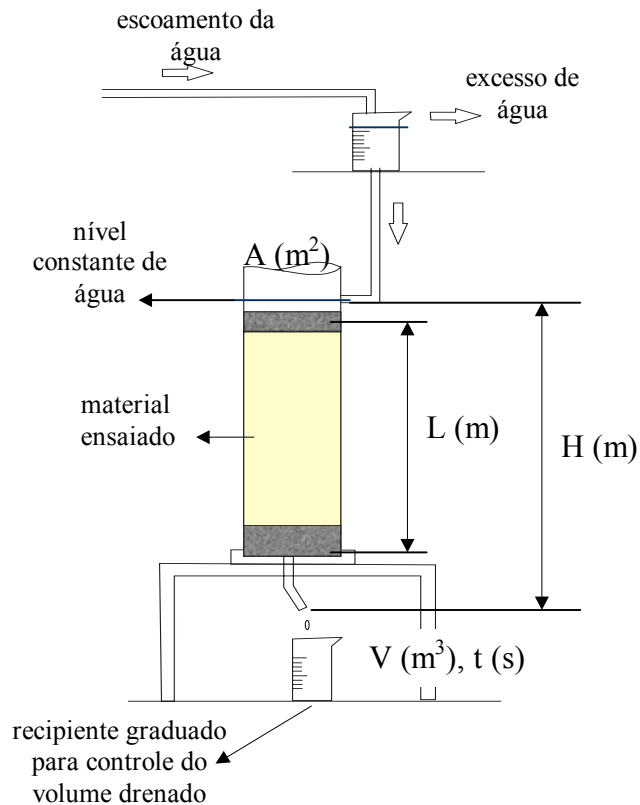
Da teoria de Darcy, tem-se que o comportamento da densidade de entrada de água ( $q$ ) na superfície de um solo relativamente seco (processo de infiltração) é elevado no início do processo de infiltração, decrescendo exponencialmente com o passar do tempo de infiltração, conforme ilustrado na figura 12 (Prevedello, 1996).



**Figura 12:** Curva de infiltração da água no solo (Fonte: Prevedello, 1996).

Matematicamente, esta densidade de fluxo é função do volume de água infiltrado, da área superficial de infiltração, do tempo necessário à infiltração, do gradiente hidráulico e,

consequentemente, de uma constante de proporcionalidade entre esta densidade de fluxo e o gradiente hidráulico, conhecida por condutividade hidráulica saturada –  $K_s$ . A figura 13 ilustra como estes parâmetros influenciam na determinação da condutividade hidráulica.



**Figura 13:** Permeômetro de carga constante construído em PVC com diâmetro de 150mm.

A equação que relaciona os parâmetros envolvidos com a obtenção da condutividade hidráulica é dada por:

$$q = \frac{V}{A \times t} = -K \times \frac{H}{L} \quad (13)$$

Onde:  $q$  = densidade de fluxo (m/s);  $V$  = volume drenado no tempo  $t$  ( $m^3$ );  $A$  = área superficial do permeômetro ( $m^2$ );  $t$  = tempo necessário para drenar o volume  $V$  (s);  $K$  = constante de proporcionalidade entre a densidade de fluxo e o gradiente hidráulico ou condutividade hidráulica (m/s); (-) = sinal indicando que o sentido do movimento é oposto ao gradiente hidráulico;  $H$  = potencial hidráulico ou altura da massa líquida (m);  $L$  = altura do material ensaiado (m)

Adotando como critério de medição o tempo necessário para a drenagem de um volume de 500mL para C<sub>1</sub> e C<sub>2</sub> e 1000mL para C<sub>3</sub> e considerando os parâmetros A, H e L como fixos e inerentes a cada coluna, obteve-se a partir da equação 13, com K<sub>s</sub> em evidência, as equações representativas da condutividade hidráulica saturada para cada coluna ensaiada, conforme segue:

- coluna C<sub>1</sub>:

$$K_s = \frac{0,053}{t} \text{ (m/s)} \quad (14)$$

- coluna C<sub>2</sub>:

$$K_s = \frac{0,065}{t} \text{ (m/s)} \quad (15)$$

- coluna C<sub>3</sub>:

$$K_s = \frac{0,133}{t} \text{ (m/s)} \quad (16)$$

Onde: t = tempo necessário para drenar o volume V (s).

Paralelamente ao par da coluna C<sub>1</sub>, foi instalado um permeâmetro de nível constante denominado de coluna branco (contendo a mesma areia de C<sub>1</sub>). Este permeâmetro não recebia efluente, era apenas alimentado com água, tendo como objetivo a determinação da diminuição de K<sub>s</sub> somente devido ao fenômeno de adensamento. A equação representativa da condutividade hidráulica nesta coluna, seguindo as mesmas prerrogativas da coluna C<sub>1</sub>, é dada por:

$$K_s = \frac{0,040}{t} \text{ (m/s)} \quad (17)$$

Onde: t = tempo necessário para drenar o volume V (s).

Concomitantemente ao ensaio de condutividade hidráulica, leituras do tempo de infiltração do efluente junto as colunas C<sub>1</sub> e C<sub>2</sub> foram realizadas durante a fase III. Convencionou-se anotar o tempo, utilizando-se cronômetro digital, entre o término da aplicação do afluente nas colunas e sua total infiltração verificada na superfície do maciço filtrante. Ressalta-se que esta avaliação foi conduzida a uma taxa hidráulica aplicada de 113L/m<sup>2</sup>.d, resultando em um

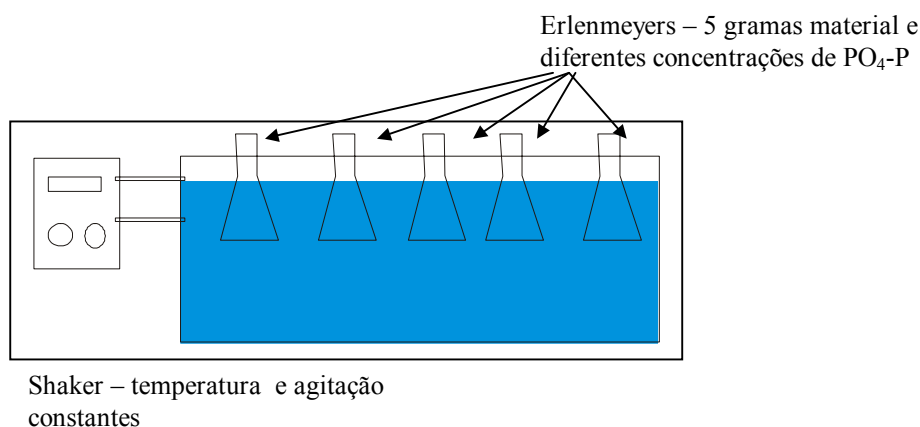
volume de alimentação de 2L/d, ou seja, 1L/pulso, dado que as colunas eram alimentadas duas vezes ao dia.

- **Ensaio de adsorção no material filtrante**

Um ensaio de adsorção de fósforo dissolvido reativo ( $\text{PO}_4\text{-P}$ ) foi realizado no material filtrante da coluna  $C_1$  (areia), com intuito de obter o potencial de adsorção intrínseco deste material. Foi desenvolvido junto ao LIMA / ENS-UFSC, sendo necessários a utilização dos seguintes materiais, equipamentos e procedimentos:

- 5 erlenmeyers de 100mL;
- *Shaker* (equipamento de agitação que opera com temperatura constante);
- Massa do material, seco em estufa;
- Balança de precisão;
- Pipetas volumétricas e graduadas;

O ensaio foi conduzido nos cinco erlenmeyers, sendo adicionada uma massa de 5g do material juntamente com diferentes concentrações de fósforo dissolvido reativo (100, 80, 60, 40, 20mg $\text{PO}_4\text{-P/L}$ , respectivamente em cada erlenmeyer). Logo em seguida foram colocados no *shaker* com agitação constante (Figura 14).



**Figura 14:** Esquema representativo da execução do ensaio de adsorção

Com a determinação da concentração de  $\text{PO}_4\text{-P}$  no início do ensaio e após o término do tempo de reação (72 horas para areia), tempo este obtido inicialmente pelo ensaio de cinética de remoção, obteve-se pela diferença da concentração conhecida e a lida a concentração de fósforo adsorvida por grama de material, podendo-se então construir uma isoterma. As

leituras para a obtenção da concentração do ortofosfato reativo foram feitas no espectrofotômetro (HACH® – modelo DR 4000) através do método Ácido Vanadomolibdato, sob uma faixa de leitura variando entre 0,5 a 20mg/L ( $R^2 = 0,999$ ), seguindo as orientações de APHA (1995).

### 3.3. Resultados e Discussão

A escolha do material filtrante a ser empregado nos filtros plantados com macrófitas (FPMs), torna-se um dos elementos de projeto e operação que merecem atenção especial, devido, principalmente, a dinâmica de fluxo do efluente no sistema. Tão importante quanto a escolha do material filtrante é a definição das cargas afluentes aplicadas, para a determinação e manutenção da vida útil do sistema de tratamento.

A média das cargas de DQO e SS aplicadas nas colunas  $C_1$  (areia) e  $C_2$  (areia e saibro) foram superiores àquelas citadas em literatura (20gDQO/m<sup>2</sup>.d e 5gSS/m<sup>2</sup>.d – Winter e Goetz, 2003), sendo:

- 21gDQO/m<sup>2</sup>.d e 7,7gSS/m<sup>2</sup>.d para a fase I;
- 28gDQO/m<sup>2</sup>.d e 6,8gSS/m<sup>2</sup>.d para a fase II;
- 60gDQO/m<sup>2</sup>.d e 81gSS/m<sup>2</sup>.d para a fase III.

As concentrações médias afluentes e efluentes, em termos de DQO e SS, nas colunas  $C_1$ ,  $C_2$  e  $C_3$  durante as três fases do estudo estão descritas na tabela 7.

Ao longo da fase I (com concentração média afluente de 110mgSS/L) a coluna  $C_3$  apresentou remoções médias de 49% para DQO e SS, respectivamente, enquanto que as colunas  $C_1$  e  $C_2$  apresentaram 64% e 59% de remoção média para DQO, respectivamente. Nesta mesma fase, não foram detectadas concentrações de SS no efluente tratado pela  $C_1$  e  $C_2$ , cuja a concentração média afluente de SS foi de 68mg/L. Ressalta-se que as cargas de DQO e SS aplicadas em  $C_1$  e  $C_2$  foram próximas às recomendadas em literatura.

**Tabela 7:** Concentrações médias afluentes e efluentes das colunas C<sub>1</sub>, C<sub>2</sub> e C<sub>3</sub> durante as três fases do estudo.

Fases do experimento	Concentração média afluente (mgDQO/L)	Concentração média efluente (mgDQO/L)		
		C <sub>1</sub>	C <sub>2</sub>	C <sub>3</sub>
I	370	67	78	189
II	890	51	61	509
III	530	65	86	—

Fases do experimento	Concentração média afluente (mgSS/L)	Concentração média efluente (mgSS/L)		
		C <sub>1</sub>	C <sub>2</sub>	C <sub>3</sub>
I	110	ND	ND	68
II	240	1,5	2,6	153
III	720	1,7	2,9	—

ND: não detectável

Em estudo paralelo realizado durante o período de doutoramento, filtros de pedra em escala piloto foram construídos e operados (entre os meses de maio de 2003 a março de 2005) junto a Estação Experimental de Tratamento e Reúso de Esgotos, anexo a ETE Continental de Florianópolis/SC (parceria entre o Laboratório de Reúso das Águas – Lara / ENS-UFSC, o Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD / ENS-UFSC e a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento do Estado de Santa Catarina – CASAN). Estes filtros de pedra (volume útil de 2,10m<sup>3</sup>) foram implantados a jusante de lagoas facultativas pilotos (área de 15,20m<sup>2</sup> e profundidade de 1,15m), com a finalidade de promover o polimento do efluente destas, ou seja, remoção da DQO remanescente e dos SS oriundos do crescimento algal associado às lagoas. Maiores detalhes e informações acerca da implantação e operação dos filtros de pedra em escala piloto, podem ser obtidas consultando os anais do 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (Sezerino *et al*, 2005).

Os filtros de pedra em escala piloto foram avaliados sob diferentes cargas volumétricas aplicadas. Durante um período de 203 dias de operação (após 220 dias de estudos prévios – conduzidos sob cargas diversas) no qual apenas um filtro de pedra estava em operação sob cargas aplicadas de 74gDQO/m<sup>3</sup>.d e 31gSS/m<sup>3</sup>.d (cargas próximas as aplicadas na coluna C<sub>3</sub>

durante a fase I), a remoção média foi de 22% para DQO e 52% para SS, gerando um efluente com concentração média de 163mgDQO/L e 43mgSS/L.

Comparando-se, então, a fase I da C<sub>3</sub> (preenchida com brita – representativo do perfil vertical de um filtro de pedra) com os 203 dias de avaliação do filtro de pedra em escala piloto, observa-se performances semelhantes. Contudo, o leito filtrante da unidade piloto era composto por três camadas escalonadas de pedra britada (brita 4 –  $\phi$  50 a 76mm, brita 2 –  $\phi$  12,5 a 25mm, brita 1 –  $\phi$  4,8 a 12,5mm), enquanto que C<sub>3</sub> fora preenchida com apenas uma camada de brita (Tabela 6). Porém, a melhor qualidade do efluente do filtro de pedra em escala piloto comparado com o efluente da C<sub>3</sub> – fase I, em termos de DQO e SS, não se atribui as diferenças na composição do material filtrante, e sim, na taxa hidráulica aplicada. A coluna C<sub>3</sub> fora submetida a uma taxa hidráulica sensivelmente superior a taxa empregada no filtro piloto ( $0,30\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$  para C<sub>3</sub> e  $0,17\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$  para filtro de pedra piloto).

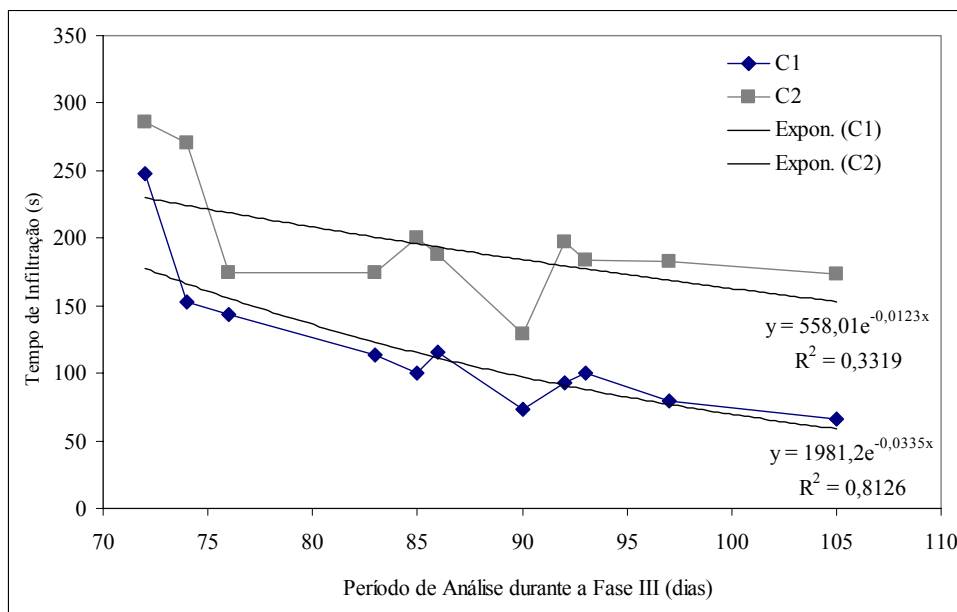
Durante a fase II, com taxa hidráulica aplicada de  $0,16\text{m}^3/\text{m}^3.\text{d}$ , a coluna C<sub>3</sub> apresentou remoção média de 43% para a DQO e 36% para os SS. Nesta fase, aumentou-se sensivelmente as cargas orgânicas volumétricas aplicadas ( $192\text{gDQO}/\text{m}^3.\text{d}$  e  $43\text{gSS}/\text{m}^3.\text{d}$ ), devido a mudança nas características do afluente (concentrações médias de 890mgDQO/L e 240mgSS/L), mas as performances de remoção em termos percentuais pouco variaram em relação a fase I, reforçando a hipótese da grande influência que a taxa hidráulica exerce.

Destaca-se que poucos são os grupos de pesquisadores que empregam a brita como material filtrante nos *wetlands* construídos. No Reino Unido há inúmeros sistemas que utilizam a brita e/ou cascalho (com diâmetro dos grãos variando de 4 a 16mm), principalmente em unidades de escoamento sub-superficial de fluxo horizontal (IWA, 2000). Em um tratamento de esgotos de uma pequena vila, localizada no Reino Unido, Cooper *et al* (1996) aplicando *wetland* construído de escoamento sub-superficial de fluxo horizontal preenchido com cascalho lavado (diâmetro dos grãos variando de 5 a 10mm), reportaram remoções médias de 85% de DBO<sub>5</sub>, 80% de DQO, 76% de SS e 29% de NH<sub>4</sub>-N. No Brasil, os pesquisadores da Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas (FEAGRI / UNICAMP) tem utilizado brita (com diâmetro dos grãos variando de 24 a 35mm) como material filtrante de leitos cultivados de fluxo vertical (*wetland* construído) no pós-tratamento de reatores anaeróbios, atingindo valores de remoção de 80% para a DQO e 78% para SS (Mazzola *et al*, 2005).



A performance média de remoção obtida em C<sub>1</sub> e C<sub>2</sub> durante a fase II (onde aumentou-se consideravelmente a concentração de DQO afluyente) foi de 90% e 88% para DQO, respectivamente e de 99% e 98% para SS, respectivamente. A remoção de DQO em C<sub>1</sub> e C<sub>2</sub> foi significativamente superior àquelas obtidas durante a fase I, reforçando a teoria de remoção de matéria orgânica carbonácea ocorrer segundo uma cinética de primeira ordem.

A terceira e última fase, período em que a coluna C<sub>3</sub> foi retirada de operação, apresentou performance média de remoção de 88% de DQO e 99% de SS para C<sub>1</sub> e 84% de DQO e 99% de SS para C<sub>2</sub>. Nesta fase, a carga superficial de SS aplicada foi elevada (81gSS/m<sup>2</sup>.d) comparada com aquelas citadas em literatura para este tipo de sistema, contudo, não foi observado um aumento significativo no tempo de drenagem do afluyente junto a superfície livre da coluna C<sub>1</sub> e C<sub>2</sub>, pelo contrário, houve um decréscimo no tempo de infiltração (Figura 15).



**Figura 15:** Gráfico evolutivo do tempo de infiltração junto as colunas C<sub>1</sub> e C<sub>2</sub>

Ao longo de todo o período de avaliação da tratabilidade dos esgotos nas colunas, não se verificou diferença significativa estatisticamente, quando da aplicação do teste ANOVA, entre os efluentes de C<sub>1</sub> e C<sub>2</sub> para a DQO ( $p = 0,59$ , ou seja,  $p > 0,05$ ) e para SS ( $p = 0,58$ ).

Importante a se verificar na figura 15, é que o tempo de infiltração junto a superfície do maciço filtrante das colunas C<sub>1</sub> e C<sub>2</sub> nunca foi superior ao recomendado na literatura (10min =

600seg) para que ocorra uma efetiva transferência de oxigênio via convecção e, conseqüentemente, potencial para oxidar a matéria orgânica carbonácea e o nitrogênio amoniacal (Platzer, 1999).

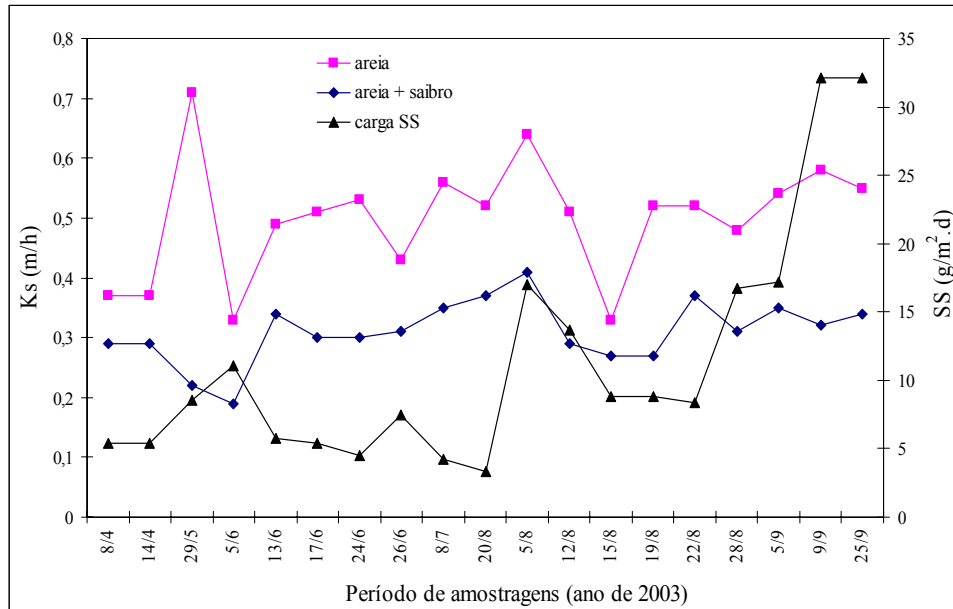
A aplicação intermitente aliada à rápida infiltração do efluente a ser tratado no maciço tende, conforme discutido anteriormente, a criar um gradiente de entrada de ar atmosférico, via convecção e difusão, suficiente para promover a oxidação do carbono e da amônia a nitrato (Platzer, 1999). Contudo, ressalta o mesmo autor, deve-se manter as taxas hidráulicas aplicadas em valores inferiores a 250mm/d (250L/m<sup>2</sup>.d) e carga de nitrogênio afluente inferior a 6,5gNTK/m<sup>2</sup>.d.

Estudos semelhantes realizados em colunas preenchidas com areias comprovam que a oxidação da amônia a nitrato (nitrificação) pode ocorrer concomitantemente com a redução da DQO (Felde e Kunst, 1997; Sezerino, 2002). Felde e Kunst (1997) reforçam ainda que com uma aplicação intermitente (duas vezes ao dia, sob uma taxa de 80mm/d), cerca de 90% da amônia é oxidada a nitrato nos primeiros 20cm do leito filtrante.

Nas colunas C<sub>1</sub> e C<sub>2</sub>, esperava-se que o tempo de infiltração junto à superfície livre dos maciços filtrantes aumentasse ao longo do período evolutivo do ensaio (40 dias de amostragem durante a fase III), devido à deposição de sólidos e o crescimento de biofilme, porém, isto não foi observado. Acredita-se que o intervalo entre as aplicações diárias, assim como o intervalo de dois dias de repouso após cinco dias de alimentação, conduziram a uma manutenção da porosidade das camadas superiores devido ao potencial de auto-digestão do biofilme (competição entre os microrganismos pelo alimento), refletindo no comportamento de variação do tempo de infiltração sem uma correlação direta com o período evolutivo.

A ausência de correlação entre o tempo de infiltração e o período de alimentação das colunas refletiu, também, no comportamento da condutividade hidráulica – K<sub>s</sub>. Para a coluna C<sub>3</sub>, K<sub>s</sub> não sofreu alteração significativa ao longo de um período de avaliação de cerca de quatro meses, apresentando valor médio de 13m/h. Sanford *et al* (1995) reportaram em seus estudos uma redução de valores de K<sub>s</sub> de 8m/h para 0,1m/h, durante um período de vinte e seis meses em unidades de filtro de pedra de escoamento horizontal tratando chorume.

Para as colunas C<sub>1</sub> e C<sub>2</sub>, houve variações nos valores de K<sub>s</sub> conforme variaram as cargas de SS aplicadas (Figura 16).

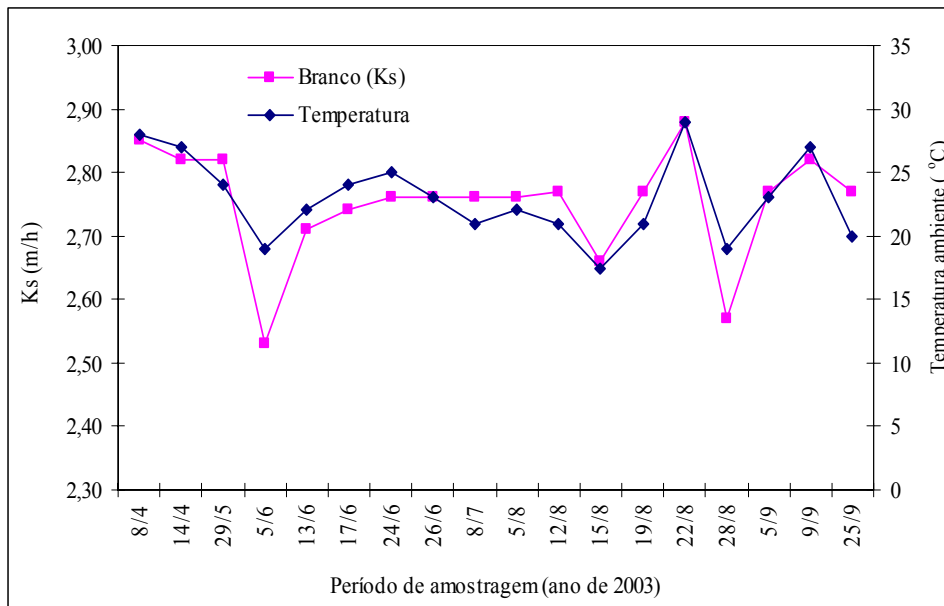


**Figura 16:** Comportamento da variação de K<sub>s</sub> segundo a carga de SS aplicada em C<sub>1</sub> e C<sub>2</sub>

A partir dos dados obtidos com o ensaio de K<sub>s</sub> e relacionando-os com a carga de SS aplicada nas colunas, não fica evidente a correlação entre o acúmulo do material orgânico na superfície do material filtrante das colunas com a redução do potencial de permeabilidade, durante o período de estudo. O que observa-se é uma redução de K<sub>s</sub> após picos de cargas de SS aplicadas.

A condutividade hidráulica de C<sub>1</sub> variou, ao longo de seis meses, entre os valores de 0,3m/h a 0,7m/h ( $8,3 \cdot 10^{-3} \text{cm/s}$  a  $1,9 \cdot 10^{-2} \text{cm/s}$ ), enquanto que C<sub>2</sub> apresentou valores variando de 0,2m/h a 0,4m/h ( $5,5 \cdot 10^{-3} \text{cm/s}$  a  $1,1 \cdot 10^{-2} \text{cm/s}$ ). Os valores de K<sub>s</sub> recomendados na literatura, destacados anteriormente, devem ser superiores a 0,36m/h.

Além da variação com as cargas de SS, K<sub>s</sub> varia, também, em função da temperatura. A coluna branco, responsável pelas informações referentes somente a redução de K<sub>s</sub> em função do adensamento natural, pois não sofria alimentação de esgotos, apresentou um comportamento indicativo de proporcionalidade entre temperatura e K<sub>s</sub>, ou seja, quanto maior a temperatura, maior K<sub>s</sub> (Figura 17).



**Figura 17:** Comportamento de Ks em função da temperatura, obtido junto a coluna de areia grossa sem alimentação com esgoto – coluna branco

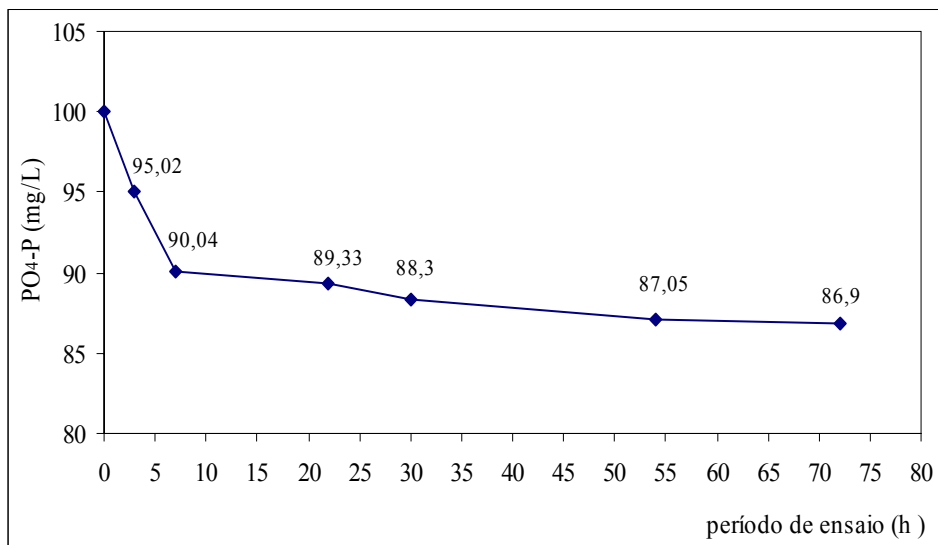
A coluna branco apresentou valores de Ks variando de 2,5m/h a 2,9m/h ( $6,9 \cdot 10^{-2}$ cm/s a  $8,0 \cdot 10^{-2}$ cm/s), ou seja, valores sensivelmente superiores a coluna C<sub>1</sub> (composta pelo mesmo material filtrante, porém sendo alimentada com esgoto).

Avaliando as figuras 16 e 17, apresentadas anteriormente, identifica-se a estreita relação entre a diminuição da condutividade hidráulica das areias quando estas são empregadas na filtração de esgotos, bem como se identifica a potencialidade do aumento desta condutividade quando do aumento da temperatura. Estes comportamentos conduzem à hipótese da possibilidade de se extrapolar as cargas de SS, recomendadas na literatura – sob condições ambientais da Europa Central, a serem aplicadas em filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical (*vertical flow constructed wetlands*) para as condições ambientais do território nacional.

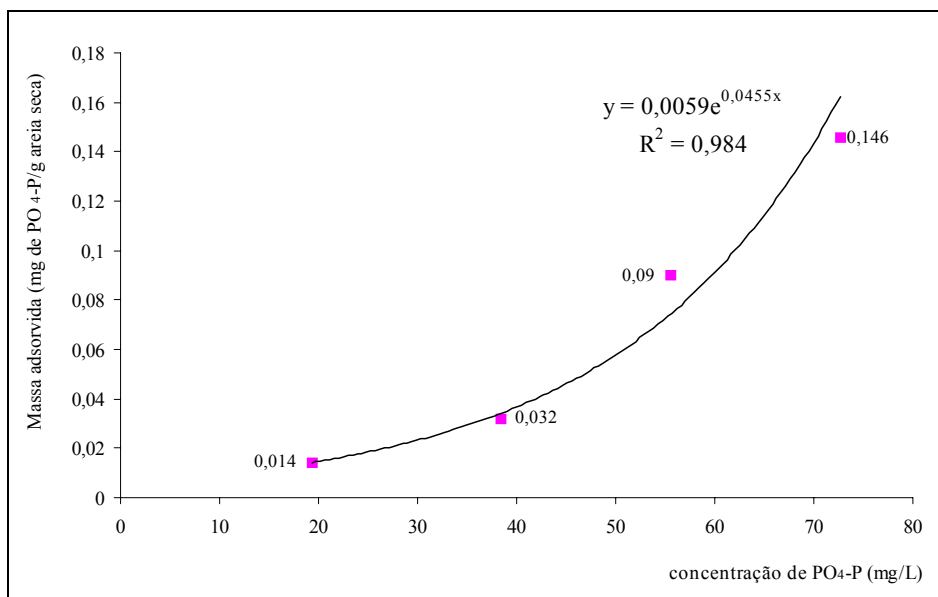
Além da necessidade de se conhecer a dinâmica de fluxo dos materiais ensaiados e seu potencial de tratabilidade, buscou-se prever um comportamento destes em relação à adsorção de fósforo. O ensaio de adsorção de fósforo foi conduzido somente na areia, pois ao longo do experimento em laboratório esta se mostrava como a mais indicada para compor o maciço filtrante dos filtros plantados com macrófitas.

Apesar da composição físico-química desta areia mostrar a presença de minerais como o alumínio, cálcio e ferro (tabela 6) bem inferiores aos recomendados na literatura para uma efetiva adsorção de fósforo (Arias *et al*, 2001; Drizo *et al*, 1999), optou-se em não enriquece-la com tais minerais (devido ao custo econômico associado), partindo, então, para a determinação do comportamento de adsorção do fósforo na areia em sua composição original.

A partir dos resultados da cinética de adsorção previamente realizada (Figura 18), obteve-se a curva de adsorção para a areia, conforme destaca a figura 19.



**Figura 18:** Comportamento da cinética de adsorção de PO<sub>4</sub>-P na areia



**Figura 19:** Curva de adsorção de fósforo dissolvido reativo obtida com ensaio junto a areia

Considerando a densidade dos grãos da areia como sendo  $2,61\text{g/cm}^3$  (Caputo, 1996), pode-se, através da figura 19, estimar uma adsorção de  $32,4\text{gPO}_4\text{-P/m}^3$  da areia ensaiada. Conhecendo-se a carga diária aplicada de ortofosfato reativo e o volume de material no filtro plantado com macrófitas (areia com mesma característica daquela ensaiada), poder-se-ia estimar por quanto tempo o filtro poderia adsorver esta forma de fósforo afluente.

### 3.4. Conclusões

A partir dos resultados obtidos com esta primeira fase do estudo, cujo objetivo principal foi a definição do material filtrante a ser empregado em filtros plantados com macrófitas, pode-se concluir:

- a brita apresentou baixa performance de remoção de DQO e SS, comparativamente aos demais materiais ensaiados, apresentando elevados valores de condutividade hidráulica ( $13\text{m/h}$ ) tornando-se uma desvantagem perante a formação de biofilme, dado a grande potencialidade de cisalhamento deste biofilme devido a elevada velocidade de percolação do efluente;
- a utilização da brita como material filtrante nos *wetlands*, via de regra, está vinculada aos sistemas de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal, de onde se tem diferentes velocidades de percolação, ou seja, uma condutividade hidráulica longitudinal contrária àquela determinada nesta etapa laboratorial;
- caso haja necessidade de reduzir as concentrações de SS afluentes aos filtros plantados com macrófitas, sendo a escolha da alternativa tecnológica para efetuar tal tarefa um sistema natural, recomenda-se a aplicação de filtros grosseiros de fluxo vertical preenchidos com brita 1 ( $\phi$  4,8 a 12,5mm) submetidos a uma taxa hidráulica máxima de  $0,16\text{m}^3/\text{m}^3\cdot\text{d}$ ;
- independentemente das fases do estudo, a areia mostrou-se ser um material com grandes potencialidades à aplicação como maciço filtrante nos filtros plantados com macrófitas, desde que obedecidos os índices físicos propostos na literatura. Estes podem ser facilmente determinados via ensaio da curva granulométrica;

- não houve diferença significativa na qualidade dos efluentes provenientes da coluna preenchida com areia e da coluna preenchida com areia e saibro, tendendo-se a escolha da utilização apenas da areia como material filtrante de filtros plantados com macrófitas, devido aspectos econômicos de obtenção do material e assentamento no filtro;
- ao longo dos sete meses de atividades desta etapa do estudo, não foi possível estabelecer uma correlação entre o acúmulo de material orgânico na superfície da areia com a redução da condutividade hidráulica da mesma;
- a areia manteve valores de condutividade hidráulica superiores ao mínimo recomendado em literatura (0,36m/h), mesmo quando a carga superficial aplicada em termos de SS foi de cerca de 80gSS/m<sup>2</sup>.d, ou seja, 16 vezes superior ao valor da literatura;
- os valores de condutividade hidráulica saturada (Ks) tiveram um comportamento característico em relação à temperatura ambiente, onde com menores temperaturas, menores foram os valores de Ks e vice e versa;
- as areias, de forma geral, não apresentam minerais como o ferro, cálcio e alumínio na sua composição, não possibilitando assim uma adsorção de ortofosfato reativo presente nos efluentes. O ensaio de adsorção de PO<sub>4</sub>-P para a areia empregada no estudo comprovou este baixo potencial de adsorção;
- a partir da isoterma de adsorção de PO<sub>4</sub>-P da areia ensaiada, assumindo a densidade dos grãos de areia como sendo os valores médios descritos na literatura, é possível estimar o tempo em que este macro-nutriente inorgânico permaneceria adsorvido;
- esta etapa do estudo conduziu à escolha da areia como sendo o material filtrante a ser empregado nos filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal e vertical, implantados em escala piloto, os quais serão descritos nos capítulos 4 e 5;
- destaca-se a dificuldade em encontrar em casas de materiais de construção areias com características semelhantes às preconizadas na literatura técnica, ou até mesmo na NBR 13969/97 (ABNT, 1997).

## **CAPÍTULO 4 – Filtro plantado com macrófitas empregado como polimento de lagoa facultativa**

---

Neste capítulo destaca-se a segunda etapa do estudo, realizado em módulo piloto – escala experimental. Os objetivos, a metodologia empregada, os resultados obtidos, a discussão e as conclusões serão apresentados a seguir.

### **4.1. Objetivos**

Os objetivos desta etapa do estudo foram:

- aplicar e avaliar o filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal como unidade de polimento de efluente de lagoa facultativa de tratamento secundário de esgotos domésticos, sob condições climáticas do sul do Brasil;
- identificar a potencialidade do filtro plantado na remoção de sólidos suspensos presentes no efluente de lagoas facultativas de tratamento secundário de esgotos domésticos;
- correlacionar as cargas orgânicas afluentes ao filtro plantado com a dinâmica do fluxo hidráulico no maciço filtrante;
- obter parâmetros de dimensionamento e operação para os filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal pós-lagoa facultativa, empregados sob condições de clima subtropical;
- identificar a dinâmica de manejo das macrófitas utilizadas na unidade de tratamento, desde o plantio até a poda.

### **4.2. Metodologia**

Para a realização do estudo em escala experimental de campo, iniciou-se em novembro de 2003 a implantação de dois filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal junto a Estação Experimental de Tratamento e Reúso de Esgotos – parceria entre o Laboratório de Reúso das Águas/LARA, o Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado/GESAD, ambos pertencentes ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/ENS da Universidade Federal de Santa Catarina/UFSC, e a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento/CASAN. Esta estação experimental encontra-se situada no bairro Potecas,



município de São José/Grande Florianópolis, anexo a Estação de Tratamento de Esgotos – ETE Continental de Florianópolis/SC (latitude 27°35'48'' e longitude 48°32'57''), de responsabilidade da CASAN.

A estação experimental (Figura 20) é composta por duas lagoas facultativas em escala piloto (cada qual com área de 15,20m<sup>2</sup> – 9,50m de comprimento por 1,60m de largura e profundidade de 1,15m), seguido de dois filtros de pedra em escala piloto (cada qual com área de 2,57m<sup>2</sup> e profundidade útil de 0,80m), uma estufa para hidroponia com efluentes tratados e dois filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal – FPMHs, objeto do estudo. As lagoas facultativas foram alimentadas com uma porção do efluente final da lagoa anaeróbia (em escala real – 7,30ha) pertencente à ETE Continental.



**Figura 20:** Foto representativa da ETE Experimental de Tratamento e Reúso de Esgotos (Parceria CASAN e LARA-GESAD/UFSC)

Os filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal foram idealizados para tratar o efluente das lagoas facultativas pilotos, sendo, portanto, a seqüência do tratamento avaliada composta pela lagoa anaeróbia (escala real), seguida por duas lagoas facultativas pilotos em paralelo e pelos filtros plantados, também em paralelo.

A ETE Experimental entrou em operação no ano de 2002 com o *start up* das lagoas facultativas pilotos. Contudo, a lagoa anaeróbia em escala real está em operação desde 1996. O monitoramento junto aos filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal iniciou em janeiro de 2004.

Os módulos FPMHs foram dimensionados empregando-se a equação da cinética de primeira ordem, em termos de matéria orgânica carbonácea, aplicável a reatores tipo pistão, conforme destacam Conley *et al.* (1991):

$$\frac{C_e}{C_o} = \exp(-K_T t) \quad (18)$$

Onde:  $C_e$  = concentração efluente em termos de  $\text{DBO}_5$  (mg/L);  $C_o$  = concentração afluenta em termos de  $\text{DBO}_5$  (mg/L);  $K_T$  = constante de reação da cinética de primeira ordem – dependente de T ( $\text{d}^{-1}$ );  $t$  = tempo de retenção hidráulico (d).

O tempo de retenção hidráulico na equação 18 é função da porosidade do maciço filtrante, do volume do filtro e da vazão que se deseja tratar (equação 19).

$$t = n \frac{V}{Q} \quad (19)$$

Onde:  $t$  = tempo de retenção hidráulico (d);  $n$  = porosidade do material filtrante ( $\text{m}^3$  vazios /  $\text{m}^3$  material);  $V$  = volume do filtro ( $\text{m}^3$ );  $Q$  = vazão a tratar ( $\text{m}^3/\text{d}$ ).

A constante  $K_T$  destacada na equação 18 pode ser obtida através de equações empíricas que relacionam a constante de reação a  $20^\circ\text{C}$  ( $K_{20}$ ) com a equação modificada de van't Hoff-Arrhenius (Natural Systems, 1990), conforme segue:

$$K_T = K_{20} (1,06)^{T-20} \quad (20)$$

Onde:  $K_T$  = constante de reação da cinética de primeira ordem – dependente de T ( $\text{d}^{-1}$ );  $K_{20}$  = constante de reação a  $20^\circ\text{C}$  ( $\text{d}^{-1}$ );  $T$  = temperatura crítica ( $^\circ\text{C}$ ).

Tem-se, então, a possibilidade de estimar a área superficial requerida para o filtro plantado com macrófitas, trabalhando-se com as equações 18,19 e 20, conforme segue:

$$C_e = C_o \exp(-K_T t) \quad (18) \text{ modificada}$$

aplicando o logaritmo natural:

$$\ln C_e = \ln C_o - K_T t \quad (21)$$

substituindo a equação 19 na equação 21:

$$\ln C_e = \ln C_o - K_T \frac{V}{Q} n \quad (22)$$

como o volume (V) é o produto da área (A) pela profundidade (p), tem-se:

$$\ln C_e = \ln C_o - K_T \frac{A \times p}{Q} n \quad (23)$$

multiplicando a equação 23 por (-1) e isolando A, obtêm-se:

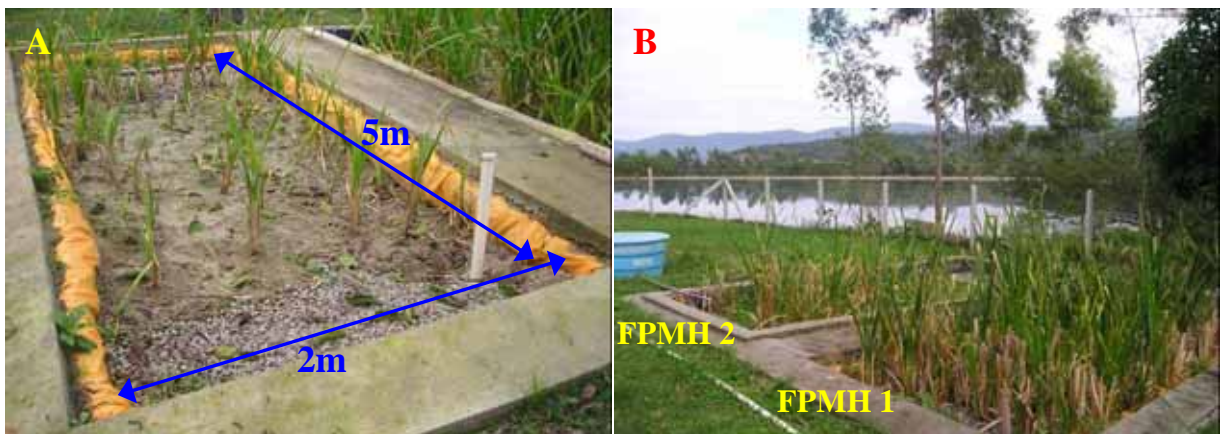
$$A = \frac{Q \times (\ln C_o - \ln C_e)}{K_T \times p \times n} \quad (24)$$

Onde: A = área superficial requerida (m<sup>2</sup>); Q = vazão afluente (m<sup>3</sup>/d); C<sub>o</sub> = concentração afluente em termos de DBO<sub>5</sub> (mg/L = g/m<sup>3</sup>) – oriundo das lagoas facultativas em escala piloto; C<sub>e</sub> = concentração efluente em termos de DBO<sub>5</sub> (mg/L = g/m<sup>3</sup>) – prevendo remoção de 90% no filtro plantado com macrófitas; K<sub>T</sub> = obtida pela equação 20 (d<sup>-1</sup>); n = porosidade do material filtrante (m<sup>3</sup> vazios / m<sup>3</sup> material); p = profundidade média do filtro (m).

Com o emprego da equação 24 e utilizando uma concentração afluente média de 90mgDBO<sub>5</sub>/L oriundo das lagoas facultativas (monitoramento realizado pela equipe de pesquisadores do LARA-ENS/UFSC durante o ano de 2003), da média dos valores de temperatura do ar no inverno (15°C), gerando assim um K<sub>15</sub> de 0,60d<sup>-1</sup> (empregando a equação 20 – assumindo K<sub>20</sub> de 0,80d<sup>-1</sup> – Conley *et al.*, 1991), da porosidade do material filtrante (valor teórico para areia de 0,35 – Caputo, 1996), das limitações de taxa hidráulica aplicada como sendo de 83mm/d e de profundidade em 0,60m, obtiveram-se as seguintes dimensões para os filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal:

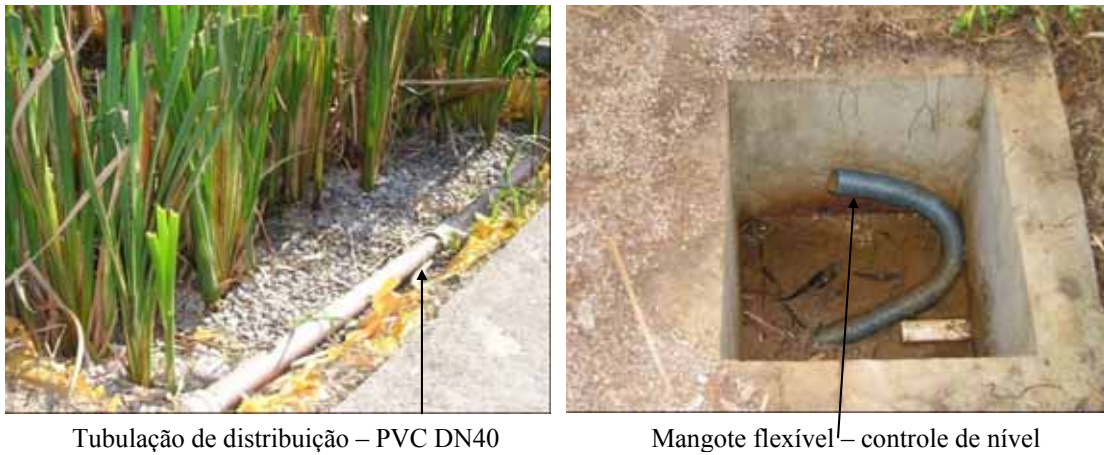
- área superficial =  $10\text{m}^2$
- comprimento = 5m
- largura = 2m
- tempo de retenção hidráulica teórica = 3,9d (aplicando a equação 19)

Duas unidades filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal foram idealizadas para trabalharem em paralelo, prevendo a necessidade de alternância de uso (Figura 21). Contudo, somente o FPMH 1 foi empregado no polimento dos efluentes das lagoas facultativas em escala piloto, enquanto que o FPMH 2 ficou em repouso, sem sofrer alimentação contínua de esgotos. Como prática para manter o FPMH 2, adotou-se promover uma alimentação de esgoto por mês (com uma vazão diária idêntica àquela utilizada no FPMH 1) e manter o controlador de nível (mangote flexível) elevado.



**Figura 21:** Fotos representativas dos filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal implantados na ETE Experimental de Tratamento e Reúso de Esgotos. (A) Em destaque as dimensões do filtro e a impermeabilização da lateral e fundo. (B) Em destaque a disposição dos filtros em paralelo.

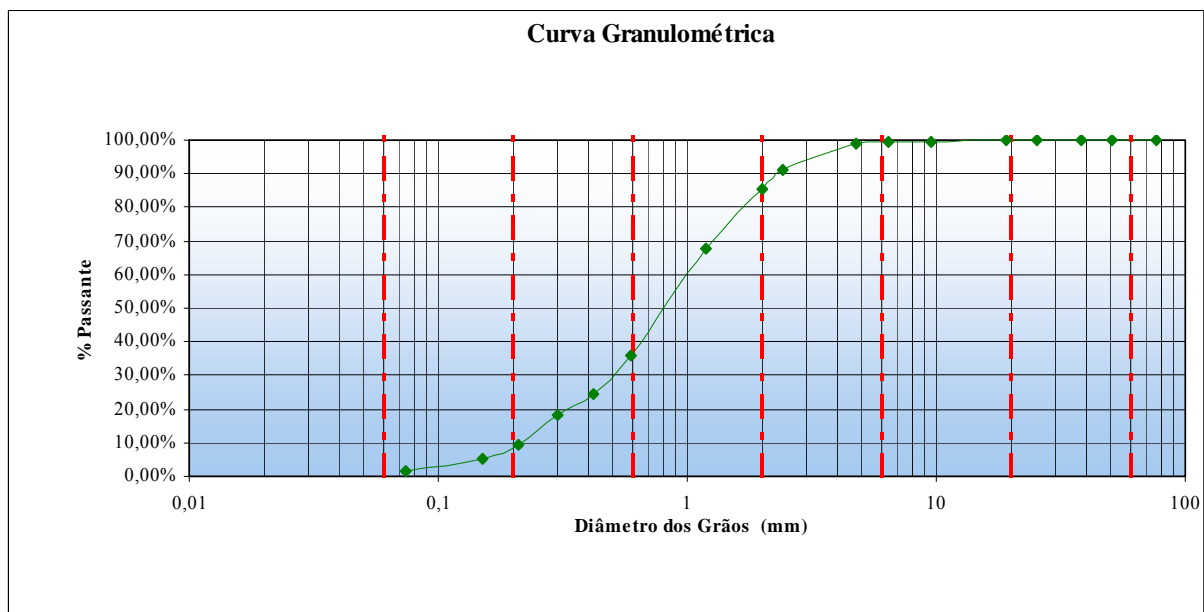
As unidades foram escavadas no solo, sendo a impermeabilização das laterais e fundo realizada com três camadas de lona plástica. As laterais dos filtros foram protegidas com a confecção de um piso cimentado. As tubulações de alimentação e coleta, em PVC DN 40, foram dispostas no sentido transversal dos filtros, recebendo furos de 8mm de diâmetro espaçados em 10cm ao longo de todo seu comprimento. A tubulação de coleta foi conectada a um tubo flexível, o qual permitia a flexibilização do controle de nível do efluente dentro do maciço filtrante. A figura 22 destaca as tubulações de distribuição e flexível.



**Figura 22:** Fotos representativas das tubulações nos FPMHs.

A areia empregada como material filtrante nos FPMHs possui as seguintes características, obtidas a partir da curva granulométrica (Figura 23):

- diâmetro efetivo ( $d_{10}$ ) de 0,20mm;
- uniformidade (U) de 4,9;
- percentual de areia grossa = 50,40%;
- percentual de areia média = 30,26%;
- percentual de areia fina = 9,6%;
- densidade real dos grãos de 2,621 g/cm<sup>3</sup>.



**Figura 23:** Curva granulométrica da areia utilizada nos filtros plantados com macrófitas. (Ensaio realizado no Laboratório de Solos do Departamento de Engenharia Civil da UFSC)



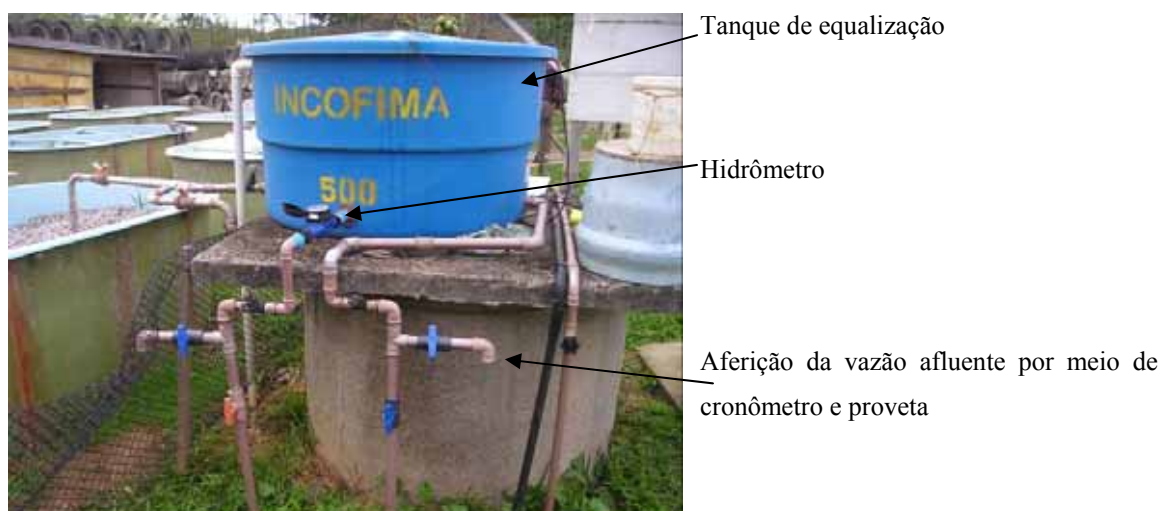
As macrófitas empregadas nos filtros plantados são conhecidas popularmente por taboa (*Typha* spp). Estas macrófitas foram retiradas manualmente de seu ambiente natural (várzea natural), localizada no campus da UFSC, e replantadas nos FPMHs sob uma densidade de quatro mudas por metro quadrado, seguindo orientações propostas por Brix (1997). A figura 24 destaca seqüência do plantio das macrófitas.



**Figura 24:** Fotos representativas das etapas de plantio das macrófitas nos FPMHs.

A identificação da espécie foi realizada com auxílio do Laboratório de Sistemática de Plantas Vasculares, do Centro de Ciências Biológicas/CCB da UFSC. Os indivíduos retirados foram observados e relacionados às características de inflorescência sendo empregado a chave de identificação das espécies de *Typha* proposta por Reitz (1984).

O monitoramento e o controle das unidades de tratamento, lagoa facultativa e FPMHs, deram-se por meio de aferição de vazão e retirada de plantas invasoras, sob uma periodicidade de 3 vezes por semana, ao longo do período compreendido entre o mês de janeiro de 2004 a janeiro de 2005. Entre os meses de fevereiro a novembro de 2005, estas ações foram realizadas diariamente. A vazão afluente as lagoas facultativas pilotos foram controladas por meio de bombeamento (bomba centrífuga modelo BCR2000 - Schneider<sup>®</sup>) e cubas graduadas. Os efluentes das lagoas facultativas eram dispostos em um tanque de acúmulo e encaminhados a um tanque de equalização via bombeamento. A partir deste tanque de equalização, o efluente seguia por gravidade até os FPMHs. Os filtros eram alimentados constantemente, com fluxo contínuo. A vazão afluente ao FPMH era controlada por meio de aferição manual (cronômetro e proveta) e por hidrômetro (hidrômetro multijato de 1,5m<sup>3</sup>/h - Actaris<sup>®</sup>) (Figura 25).



**Figura 25:** Controle e medição de vazão afluyente aos FPMHs

A avaliação do sistema foi realizada semanalmente por coletas pontuais das amostras do afluyente e efluyente (sempre as 9:00hs da manhã) seguidas de análises físico-químicas e bacteriológicas. Os parâmetros empregados na avaliação foram: potencial hidrogeniônico (pH), demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), nitrogênio amoniacal (NH<sub>4</sub>-N), ortofosfato reativo (PO<sub>4</sub>-P), sólidos em suspensão (SS), coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (*E.coli*). Os procedimentos para análise de DQO, SS e PO<sub>4</sub>-P foram os mesmos descritos no capítulo 3.

A medida de pH foi efetuada em pHmetro ATI ORION<sup>®</sup> modelo 310, imediatamente após a coleta das amostras.

As análises de nitrogênio amoniacal foram realizadas em espectrofotômetro da Hack<sup>®</sup>, modelo DR 4000, através da preparação dos reagentes e das soluções padrões em laboratório e a inserção das curvas no aparelho (Método de Nessler, descrito em Vogel, 1981 – faixa de leitura variando de 0,5 a 20,0 mgNH<sub>4</sub>-N/L, com R<sup>2</sup> = 0,996). Estas análises foram realizadas nas primeiras 24 horas após a coleta em amostras filtradas em membrana de fibra de vidro, porosidade de 0,45µm.

As análises de DBO<sub>5</sub> foram realizadas empregando-se o método respirométrico manométrico, medindo o consumo de oxigênio dissolvido durante 5 dias a 20°C em garrafas da Digimed<sup>®</sup>, de acordo com orientações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995).

As bactérias do grupo coliformes totais e *E. coli* foram quantificadas através do método do substrato cromogênico, baseado na ativação de enzimas presentes nessas bactérias por meio de substratos específicos, conforme descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995).

Na avaliação dos resultados de campo, além das análises descritiva e inferencial (responsáveis por descrever, analisar e interpretar os dados numéricos de uma amostra), obteve-se, adicionalmente, gráficos do tipo *box plot* mostrando a média, o erro médio, o desvio padrão, os valores discrepantes e extremos de uma variável empregando-se o *software* Statistic<sup>®</sup> 6.0 (StatSoft, Inc., 2001).

Dados climáticos como pluviosidade, insolação e temperatura do ar foram coletados, durante o período do estudo, junto à estação meteorológica situada no município de São José, Grande Florianópolis/SC (Latitude: 27°35'S; Longitude: 48°34'O e Altitude: 2 metros) sob a responsabilidade da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A. – EPAGRI.

### 4.3. Resultados e Discussão

A avaliação da performance de tratamento da ETE Experimental (mais especificamente em relação ao FPMH 1), realizada a partir dos resultados obtidos com o monitoramento periódico, será dividida em duas fases. Esta diferenciação faz-se necessário devido ao emprego de duas diferentes taxas hidráulicas aplicadas no FPMH 1, sendo:

- **fase 1:** taxa hidráulica aplicada de 83mm/d (ao longo do período compreendido entre janeiro de 2004 a junho de 2005);

- **fase 2:** taxa hidráulica aplicada de 62mm/d (ao longo do período compreendido entre os meses de julho a novembro de 2005). Esta redução na taxa hidráulica aplicada deu-se devido a ocorrência de escoamento superficial no FPMH 1 no mês de junho de 2005, ou seja, após 16 meses de operação com 83mm/d. Maiores detalhes quanto ao escoamento superficial, medidas mitigadoras empregadas e os resultados obtidos serão discutidos neste capítulo.



IWA (2000) destaca que a taxa hidráulica aplicada corresponde a vazão diária de alimentação dividida pela área superficial do filtro plantado, gerando, assim, uma vazão de alimentação no FPMH 1 de 830L/d ( $83\text{mm/d} = 83\text{L/m}^2\cdot\text{d}$ ; em uma área superficial de  $10\text{m}^2$ ) para a fase 1 e 620L/d para a fase 2 ( $62\text{mm/d} = 62\text{L/m}^2\cdot\text{d}$ ; em uma área superficial de  $10\text{m}^2$ ).

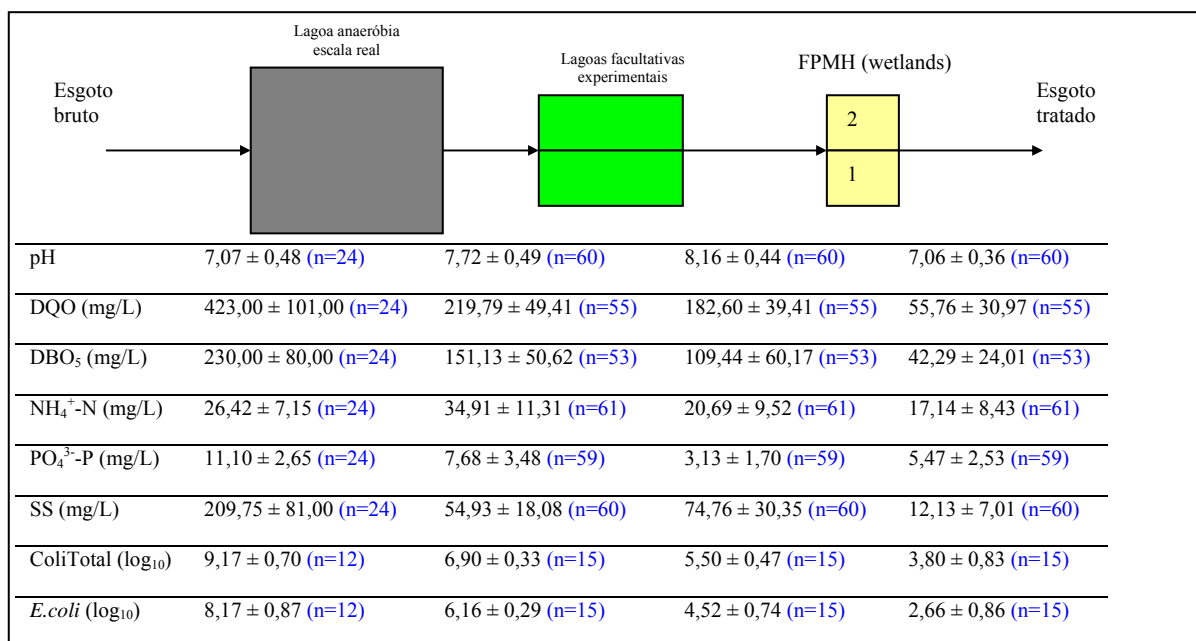
Vale ressaltar que além da diferenciação na taxa hidráulica aplicada no FPMH 1, durante a fase 1 as lagoas facultativas pilotos foram operadas sob dois tempos de retenção hidráulicos distintos, conforme segue:

- TRH de 20 dias durante o período dos meses do ano de 2004 com temperaturas mais frias (outono e inverno);
- TRH de 10 dias durante o período dos meses do ano de 2004 com temperaturas mais elevadas (verão e primavera) e para todos os meses de 2005 (verão, outono e inverno).

#### • **Resultados obtidos na fase 1**

Para efeito de avaliação da performance global da seqüência de tratamento, foram considerados os resultados obtidos com a caracterização do esgoto bruto, do efluente da lagoa anaeróbia, da média dos efluentes das lagoas facultativas pilotos (por não apresentarem variação significativa estatisticamente entre eles, conforme descrito por Bento, 2005) e apenas uma unidade de filtro plantado com macrófitas, haja visto que a unidade em paralelo manteve-se em repouso, ou seja, sem alimentação constante. Estes resultados médios obtidos com o monitoramento dos sistemas naturais estudados, ao longo do período compreendido entre os meses de janeiro/2004 a junho/2005 (fase 1), encontram-se resumidos na figura 26.

Em termos percentuais de remoção (Tabela 8), a seqüência tecnológica apresentou remoções elevadas para DQO, SS, Coliformes Totais e *E.coli* e satisfatórias para  $\text{DBO}_5$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$  e  $\text{PO}_4\text{-P}$ . O efluente final da ETE Experimental apresentou como concentração média em termos de matéria orgânica carbonácea, expressa indiretamente pela  $\text{DBO}_5$ , valor que atende os limites de lançamento estipulados na legislação ambiental de Santa Catarina (Santa Catarina, 1998), de onde se preconiza uma concentração máxima para lançamento de  $60\text{mgDBO}_5/\text{L}$  (ou 80% de eficiência de remoção). Ressalta-se que a mesma legislação reporta diferentes limites máximos de concentração, em termos de  $\text{DBO}_5$ , para a água de mistura (efluente + água do corpo receptor) de acordo com a classe do rio que receberá o efluente tratado.



**Figura 26:** Representação esquemática dos resultados médios obtidos, ± desvio padrão, (n = número de amostragens válidas) com a caracterização físico-química e bacteriológica dos afluentes e efluentes das unidades de tratamento, ao longo de janeiro/2004 a junho/2005.

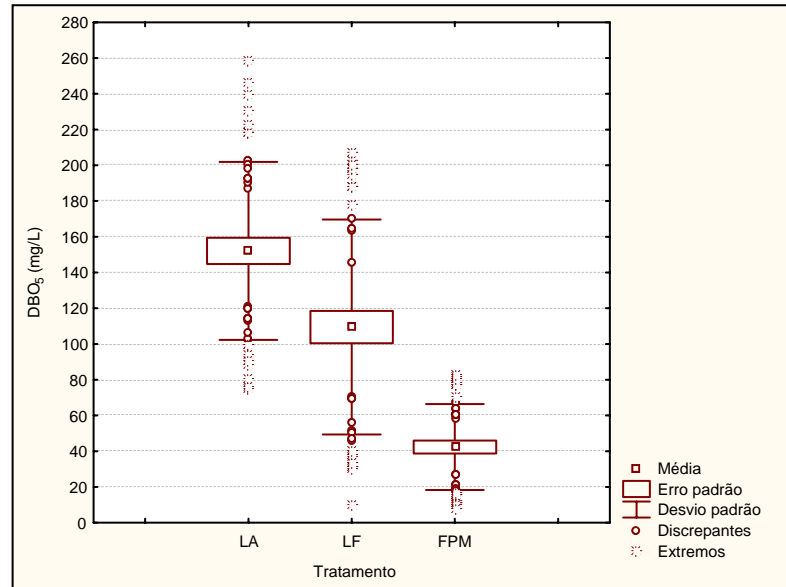
**Tabela 8:** Eficiências de remoção global (em termos percentuais) e relativos ao FPMH 1, durante a fase 1.

Parâmetros	Eficiência Relativa ao FPMH 1 (em relação ao efluente das lagoas facultativas pilotos)	
	Eficiência Global (entre esgoto bruto e tratado)	
<b>DQO</b>	87%	69%
<b>DBO<sub>5</sub></b>	80%	61%
<b>NH<sub>4</sub>-N</b>	35%	17%
<b>PO<sub>4</sub>P</b>	51%	*
<b>SS</b>	94%	84%
<b>Coli Total</b>	5,37 log's removidos	1,70 log's removidos
<b><i>E.coli</i></b>	5,51 log's removidos	1,86 log's removidos

\* não houve remoção no FPMH 1 para este parâmetro, considerando os valores médios durante o período entre os meses de janeiro/2004 a junho/2005.

Contudo, por se tratarem de sistemas que estão submetidos as condicionantes climáticas, as dinâmicas biológicas e as variações de cargas orgânicas afluentes, têm-se valores discrepantes e extremos, em termos de DBO<sub>5</sub>, que não atendem ao preconizado na legislação ambiental do estado de Santa Catarina (Figura 27). Estes valores discrepantes e extremos estiveram

presentes sob uma frequência de 25% do total das amostragens no efluente do filtro plantado com macrófitas.



**Figura 27:** Gráfico tipo *boxplot*, destacando os valores discrepantes e extremos de DBO<sub>5</sub> obtidos com o monitoramento da lagoa anaeróbia (LA), lagoa facultativa (LF) e o filtro plantado com macrófitas (FPM), ao longo de janeiro de 2004 a junho de 2005.

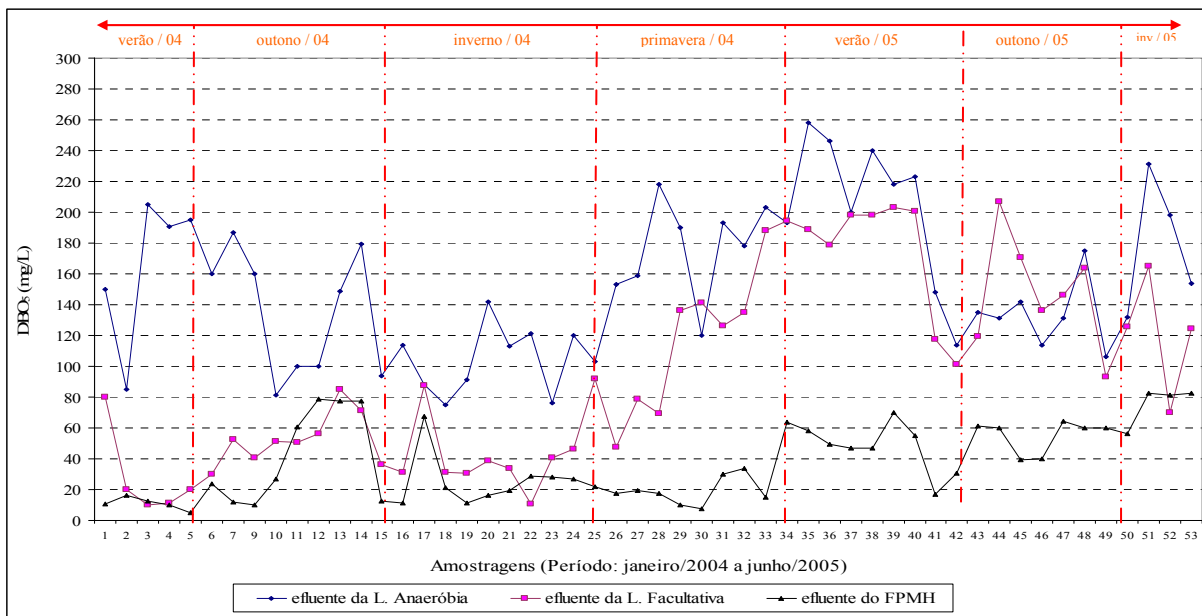
A figura 27 reflete a susceptibilidade dos sistemas naturais de tratamento, tais como as lagoas e os filtros plantados com macrófitas, às variações climáticas. Desta forma, avaliações comparativas e extrapolações tornam-se pouco representativas, assim como a utilização de equações de dimensionamento e coeficientes cinéticos determinados para experimentos específicos. A porcentagem de remoção obtida durante a fase 1 do monitoramento junto ao FPMH 1 (61%), reforça esta tese, ficando bem abaixo do previsto pela equação de dimensionamento (90%).

Assumindo então, o decaimento médio dos valores da concentração de DBO<sub>5</sub> afluente e efluente ao FPMH 1, medidos ao longo da fase 1, obtém-se para este filtro plantado, através da equação 24, uma constante de decaimento para a temperatura crítica – média do inverno ( $K_{15}$ ) de  $0,20d^{-1}$ , ou seja, 33% inferior àquela empregada no dimensionamento.

Ao ser considerado o incremento de DBO<sub>5</sub> devido à presença de SS, de onde se reporta valores de  $0,35mgDBO_5/L$  para cada  $1mgSS/L$  (Mara, 1995; von Sperling, 1996), obtém-se um aumento na remoção média de DBO<sub>5</sub> para 66% junto ao FPMH 1. Ainda assim, abaixo do

previsto no dimensionamento. A constante de decaimento  $K_{15}$ , sob esta condição de avaliação, passa a apresentar um valor médio de  $0,27d^{-1}$ .

O comportamento evolutivo da  $DBO_5$  no sistema (Figura 28), revela um perfil muito variado junto as lagoas anaeróbia e facultativas, sendo menos expressivo junto ao FPMH 1. Vale ressaltar que nos meses de outono e inverno de 2004 as lagoas facultativas operaram sob um TRH de 20 dias e nos meses de verão e primavera de 2004, bem como ao longo de todo 2005, operaram com TRH de 10 dias, ou seja, com o dobro do carregamento em termos de  $DBO_5$ . Destaca-se que a literatura especializada em lagoas aponta, para as condições climáticas brasileiras, um TRH mínimo para lagoas facultativas de 15 dias (von Sperling, 1996).



**Figura 28:** Comportamento evolutivo da  $DBO_5$  durante a fase 1.

Ressalta-se, ainda, que durante as primeiras 25 amostragens (entre janeiro a outubro/2004) foi mensurado a  $DBO_{5\text{solúvel}}$  no efluente das lagoas facultativas pilotos, enquanto que para a lagoa anaeróbia e FPMH foi a  $DBO_{5\text{total}}$ . A partir da 26ª amostragem, a avaliação de todas as unidades deu-se com a  $DBO_{5\text{total}}$ . Com a avaliação da  $DBO_{5\text{total}}$  junto às lagoas facultativas, tem-se, também, a mensuração da matéria orgânica oriunda das algas presente nestas unidades.

Apesar de grandes variações na qualidade do efluente das lagoas facultativas (devido às variações do TRH e climáticas), o efluente do FPMH 1 mostrou-se menos susceptível as estas

variações. Houve aumento na concentração do efluente quando o afluente apresentava valores elevados. A qualidade do efluente do FPMH 1, em termos de  $DBO_5$ , foi pior quando as lagoas a montante trabalharam com TRH 10 dias comparativamente quando estas trabalharam com TRH 20 dias.

Após um período de 16 meses de operação do FPMH 1 (maio de 2005), percebeu-se a presença de empoçamento do efluente a ser tratado na porção inicial do filtro (Figura 29), acarretando em escoamentos superficiais (neste mês de maio/2005 houve uma precipitação pluviométrica atípica, atingindo um valor acumulado de 202mm) e, conseqüentemente, piora na qualidade do efluente tratado. A partir da 47ª amostragem (Figura 28) percebe-se um aumento na concentração de  $DBO_5$  efluente do FPMH 1.



**Figura 29:** Fotos ilustrativas do empoçamento do esgoto no FPMH 1.

(A) detalhe do empoçamento; (B) saturação do maciço visível a partir de abertura de vala manual.

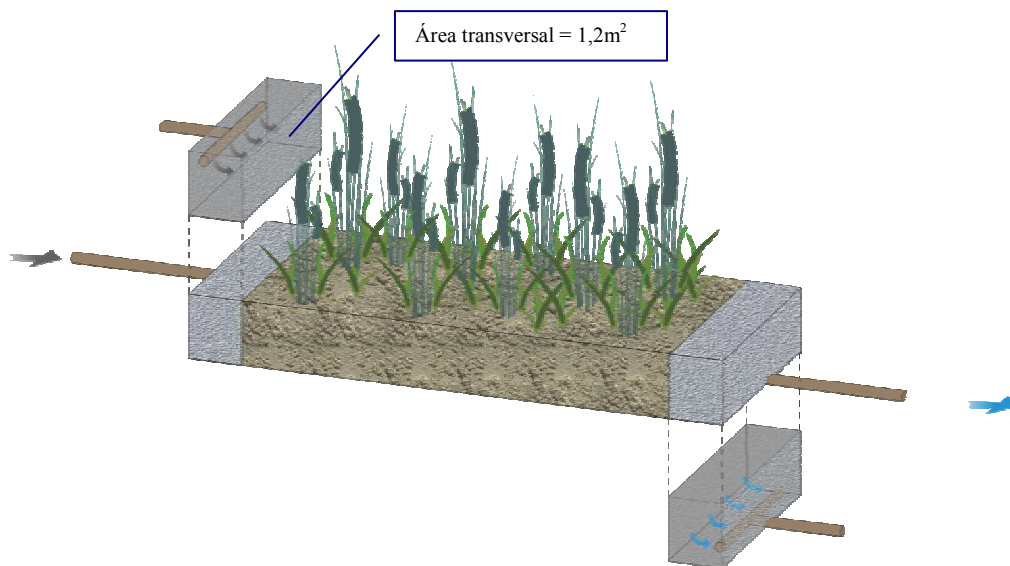
Este empoçamento é indício de início no processo de colmatação do material filtrante, conforme reforça a literatura (Cooper *et al.*, 2005). Além de que, este escoamento superficial tende a reduzir a qualidade do efluente final devido à ocorrência de curto-circuito, ou seja, o efluente não penetra no maciço filtrante e, conseqüentemente, não entra em contato com a rizosfera e os microrganismos associados, sendo liberado sem que permaneça tempo suficiente (quantificado como TRH) para que a biodegradação ocorra.

Conforme apresentado anteriormente, a colmatação é resultado, dentre outros fatores, da deposição da matéria orgânica particulada (mensurada como SS) junto ao material filtrante, o que acarreta na redução da condutividade hidráulica deste material e, conseqüentemente, a possíveis empoçamentos. Referências quanto às máximas cargas de SS aplicadas nos filtros

plantados para que seja reduzida a velocidade da colmatação, são apontadas na literatura para os filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical. Para os filtros de fluxo horizontal, não são reportados valores “máximos recomendados”, pois a grande maioria dos modelos de dimensionamento relaciona-se ao parâmetro  $DBO_5$ .

Esta negligência quanto ao carregamento de SS, aliado aos modelos de dimensionamento que se reportam a área superficial do filtro plantado, muitas vezes, conduzem à saturação da porção inicial do filtro plantado. Deve-se, portanto, levar em consideração quantas gramas de SS serão aplicadas por unidade de área da seção transversal do maciço filtrante.

Durante a fase 1 deste estudo, aplicou-se em média uma carga de  $52\text{gSS}/\text{m}^2$  de seção transversal por dia, considerando neste cálculo a vazão afluyente de  $830\text{L}/\text{d}$ , a concentração média afluyente ao filtro de  $74,76\text{mgSS}/\text{L}$  e a área da seção transversal de  $1,2\text{m}^2$  (2m de largura por 0,60m de profundidade). A figura 30 destaca a área transversal considerada nos cálculos.



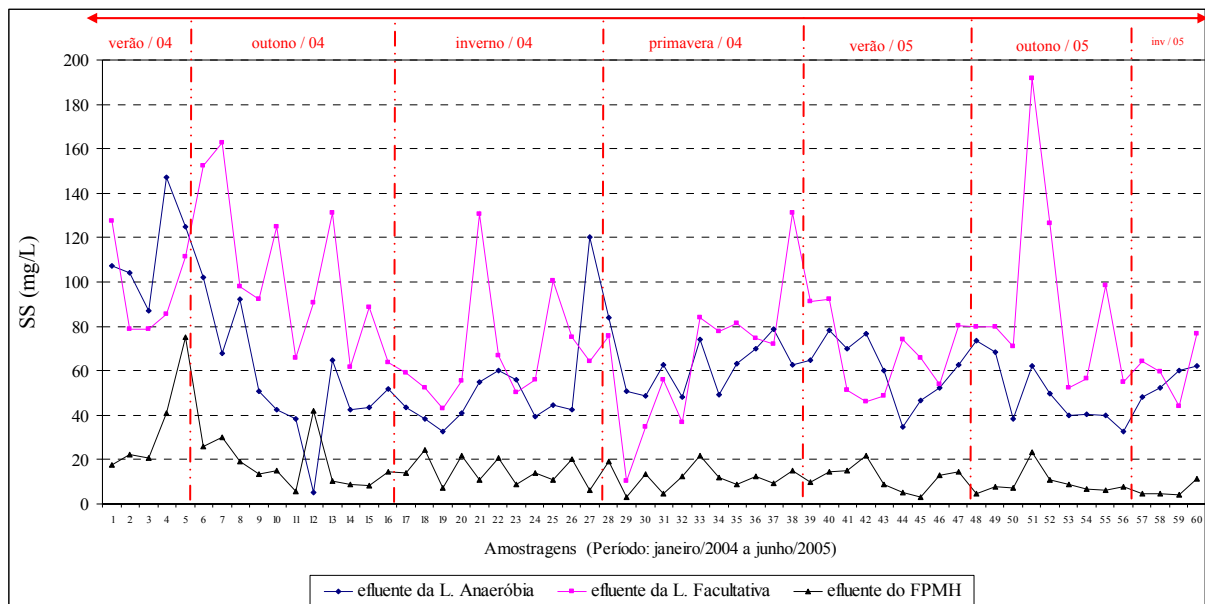
**Figura 30:** Área transversal do FPMH 1 considerada nos cálculos do carregamento de SS.

Apesar do FPMH 1 ser submetido a uma carga elevada de SS, comparativamente às cargas recomendadas para os filtros plantados de fluxo vertical ( $5\text{gSS}/\text{m}^2.\text{d}$ ) sob condições climáticas da Europa Central (Winter e Goetz, 2003), a remoção de SS pode ser considerada

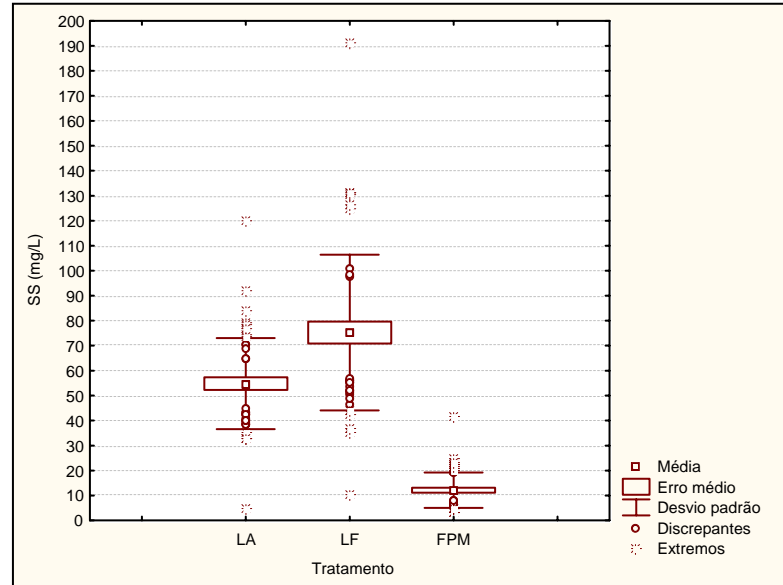
excelente, apresentando valores médios de 84% de remoção dos SS oriundos das lagoas facultativas pilotos.

Esta elevada performance de remoção reforça a tese da aplicação de filtros plantados com macrófitas como unidade de polimento de efluentes de lagoas, conforme destacam, dentre outros autores, Polprasert e Koottatep (2004) e Tanner e Sukias (2002b). Yang e Wu (2000), no sul da China, reportam em seu estudo cargas afluentes de 56,95gSS/m<sup>2</sup>.d e 50gDBO<sub>5</sub>/m<sup>2</sup>.d em um filtro plantado de fluxo horizontal pós lagoa de alta taxa, atingindo valores efluentes inferiores a 30mgSS/L e 30mgDBO<sub>5</sub>/L. Porém, não está relatado a vida útil do sistema, ou seja, por quanto tempo o filtro está operando sem a presença da colmatção.

Apesar das grandes variações na concentração de SS afluente ao FPMH 1, devido a dinâmica existente nas lagoas facultativas pilotos (proliferação de algas), o efluente do filtro plantado apresentou pequena variação ao longo dos 16 primeiros meses de operação (Figura 31). Mesmo com a presença do escoamento superficial, conforme já relatado, a qualidade do efluente em termos de SS não sofreu grandes variações, reforçando seu potencial na absorção de cargas de choque (Figura 32).



**Figura 31:** Comportamento evolutivo de SS durante a fase 1.

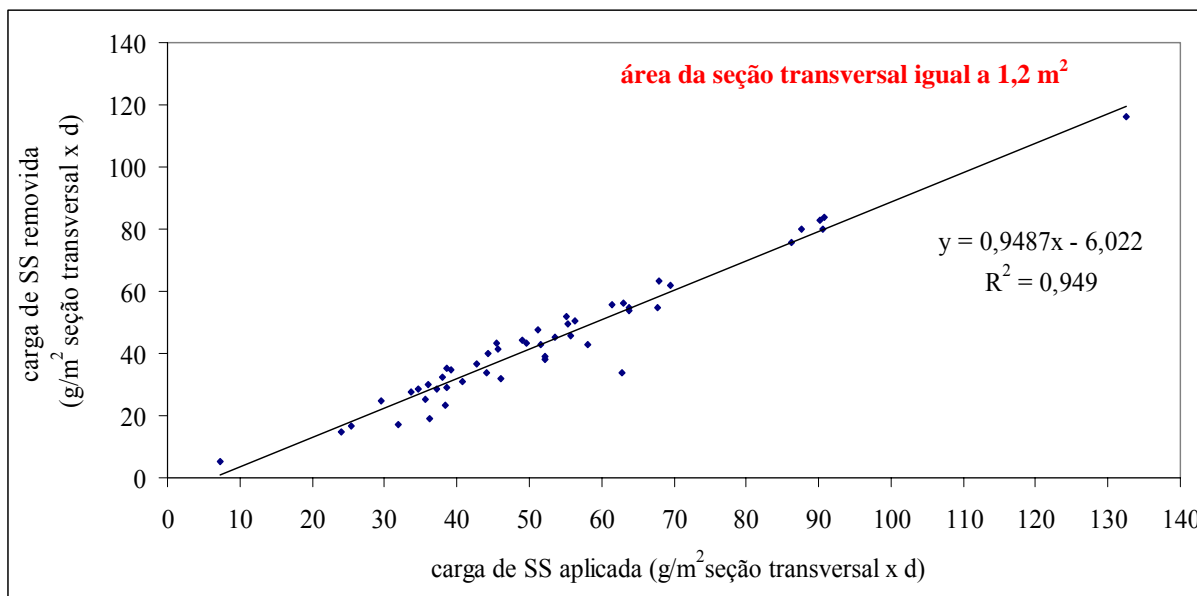


**Figura 32:** Gráfico tipo *boxplot*, destacando os valores discrepantes e extremos de SS obtidos com o monitoramento da lagoa anaeróbia (LA), lagoa facultativa (LF) e o filtro plantado com macrófitas (FPM), ao longo de janeiro de 2004 a junho de 2005.

Pode-se afirmar, inclusive, que a qualidade do efluente do FPMH 1, em termos de SS, é excelente, apresentando concentração média de  $12,13 \pm 7,01 \text{mgSS/L}$ . Valores semelhantes são reportados na literatura, em filtros plantados pós lagoas operando sob condições de clima subtropical, dentre os quais cita-se o trabalho de El Hafiane e El Hamouri (2004) que apresentam eficiência de remoção de 90% para SS em um filtro operando sob uma taxa hidráulica de 60mm/d, com concentração média efluente de 20mgSS/L.

Observou-se, também, um comportamento linear entre a carga de SS aplicada no FPMH 1 com a carga de SS removida, expressa em  $\text{g/m}^2 \cdot \text{d}$ , conforme apresentado na figura 33. Comportamento semelhante foi relatado por Sapkota e Bavor (1994), sendo que os autores trabalharam com diferentes cargas de SS aplicada, variando de 20 a  $400 \text{gSS/m}^2 \cdot \text{d}$ . Ressalta-se que o estudo apresentado pelos pesquisadores citados acima refere-se a um filtro de fluxo horizontal cujo material filtrante é a brita e não areia, por este motivo foi empregado elevadas cargas de SS. Estes autores afirmam que os mecanismos responsáveis pela remoção de SS são a sedimentação e a biodegradação, sendo que estes processos ocorrem conforme uma cinética de primeira ordem aplicável a reatores tipo pistão, tal como é apresentado para o parâmetro  $\text{DBO}_5$ .

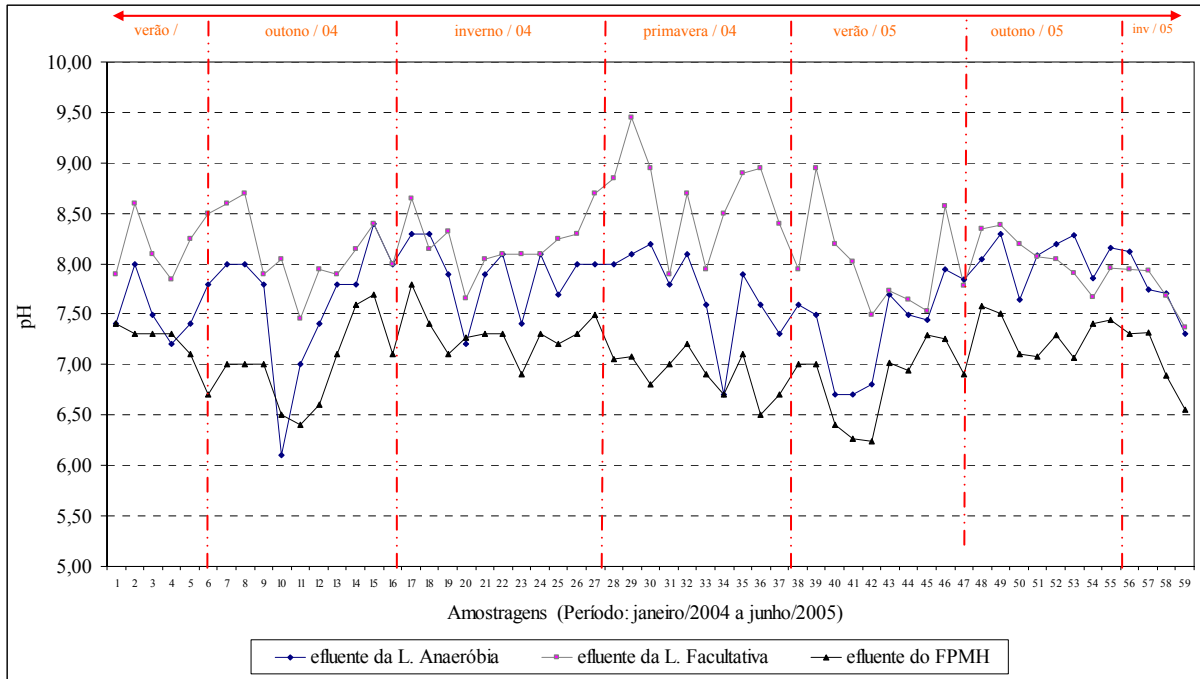




**Figura 33:** Correlação entre cargas de SS aplicadas e removidas junto ao FPMH 1.

Os valores de pH no efluente final da ETE experimental (efluente do FPMH 1) reforçam as afirmações disponíveis em literatura, as quais apontam para um potencial de tamponamento dos filtros plantados com macrófitas (Gschlößl et al., 2004b). Em 25% das amostragens, sob um total de 60, foram verificados valores de pH superiores a 8,5 nos efluentes das lagoas facultativas pilotos (Figura 34), devido ao processo de fotossíntese associado, contudo no efluente do filtro plantado o valor de pH apresentou média de 7,06 unidades, com um baixo desvio padrão ( $\pm 0,36$ ).

Em relação aos macro-nutrientes nitrogênio e fósforo, expressos neste trabalho como  $\text{NH}_4\text{-N}$  e  $\text{PO}_4\text{-P}$ , as lagoas facultativas obtiveram as maiores eficiências relativas, apresentando valores de 41% de remoção de  $\text{NH}_4\text{-N}$  e 59% de remoção de  $\text{PO}_4\text{-P}$ , devido, principalmente, a incorporação na biomassa (Bento, 2005). No filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal, por sua vez, foi baixa a performance de remoção de nitrogênio amoniacal, apresentando valor médio de 17% e inexistente em relação ao fósforo dissolvido reativo (ortofosfato). Ressalta-se que a remoção de nitrogênio e fósforo não foi considerada como objetivo principal do FPMH, e sim, a remoção de SS e  $\text{DBO}_5$  remanescente do sistema a montante (lagoas facultativas).



**Figura 34:** Comportamento evolutivo do pH durante a fase 1.

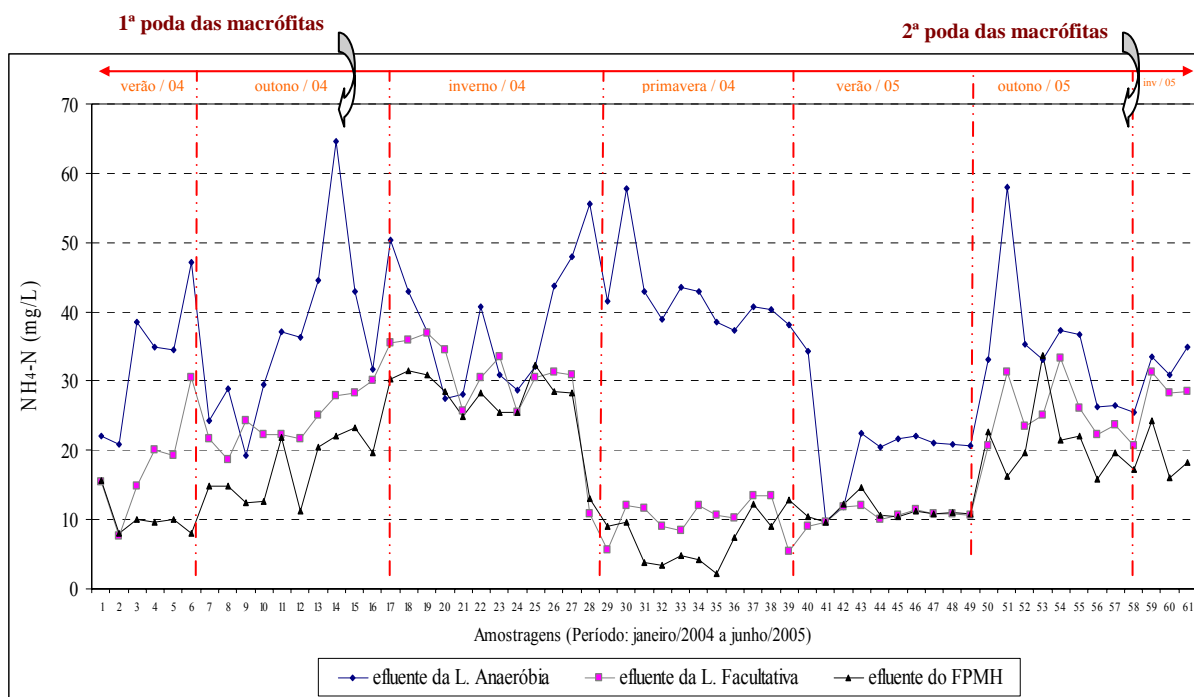
Diferentes são os processos de remoção do nitrogênio amoniacal da fração líquida nos filtros plantados, destacando-se a incorporação na biomassa vegetal, a adsorção ao material filtrante e, com mais ênfase, a nitrificação seguida da desnitrificação (Tanner *et al.*, 2002a; Kadlec e Knight, 1996). Contudo, em filtros de fluxo horizontal é limitada a seqüência da nitrificação seguida da desnitrificação devido à reduzida entrada de oxigênio no maciço filtrante (Cooper *et al.*, 2005). É reportado na literatura a potencialidade de filtros de fluxo horizontal em promover a desnitrificação de efluentes contendo nitrogênio nitrato em sua composição, sem que ocorra a introdução de carbono orgânico via, por exemplo, adição de metanol (Bayley *et al.*, 2003). Estes mesmos autores destacam que a abundância de raízes, particularmente nas camadas mais superficiais do filtro, podem ser consideradas uma fonte carbono orgânico quando da sua morte, bem como contribuem como área de suporte para o crescimento de bactérias desnitrificantes. No presente estudo, dado que as lagoas facultativas pilotos não oxidaram a amônia existente no efluente (Bento, 2005), não foi reportado desnitrificação no FPMH 1.

Considerando que a desnitrificação não se fez presente no FPMH 1, assim como a volatilização da amônia não pode ser considerada como uma via de remoção no filtro plantado, pois as condições de pH estiveram próximas a neutralidade, atribui-se a remoção de amônia afluente à incorporação no biofilme bacteriano e na biomassa vegetal, uma vez que a

adsorção da amônia em materiais filtrantes, tais como a areia, não é uma via de remoção permanente, ou melhor, é possível que ocorra no início de operação de um filtro, mas quando da redução do potencial de adsorção do material, esta amônia é liberada novamente no efluente (Kadlec e Knight, 1996).

El Hafiane e El Hamouri (2004) e Kaseva (2004) reforçam em seus estudos que a incorporação na biomassa das macrófitas foram os maiores mecanismos de remoção da amônia afluente, sendo inclusive comparado, em ambos os estudos, a performance de filtros plantados com filtros não plantados. Kaseva (2004), trabalhando na Tanzânia, relata que filtros não plantados, denominado como controle – preenchido com o mesmo material filtrante dos filtros plantados, apresentou uma remoção de amônia de 11,2%, enquanto que um filtro plantado com *Typha* spp., operando sob as mesmas condições da unidade controle, apresentou remoção média de 23%. El Hafiane e El Hamouri (2004), no Marrocos, reportaram uma remoção de 50% da amônia afluente em filtros plantados com junco comum (*Arundo donax*), contra 15% de remoção para um filtro não plantado operando em paralelo.

O comportamento do nitrogênio amoniacal na ETE experimental ao longo do período evolutivo (Figura 35) revela uma ampla variação nas concentrações efluentes da lagoa anaeróbia, apresentando valor médio superior a média do esgoto bruto (Figura 26) – devido ao processo de hidrólise do nitrogênio orgânico (resultado semelhante relatado por Gschlöbl *et al.*, 1998), principalmente durante os meses do ano cuja temperatura era mais elevada. Nas lagoas facultativas pilotos, observam-se maiores remoções de amônia nos meses do ano em que a temperatura e insolação foram mais elevadas, devido a maior incorporação na biomassa bacterio-algal (Bento, 2005). Tem-se uma diferenciação no comportamento entre o inverno de 2004 e o inverno de 2005 devido as lagoas operarem com tempos de retenção distintos (TRH de 20 dias em 2004 e TRH de 10 dias em 2005). Já no FPMH 1 observa-se um aumento na concentração no efluente após os 3 meses iniciais de operação, atribuído a liberação da amônia adsorvida, bem como após as podas das macrófitas (1ª poda efetuada no outono de 2004 e 2ª poda efetuada no outono de 2005). A máxima eficiência de remoção de amônia no FPMH 1 deu-se nos meses da primavera de 2004 e verão de 2005, culminando com o máximo desenvolvimento das macrófitas. Contudo, ocorreu, também, neste período uma redução nas concentrações de  $\text{NH}_4\text{-N}$  no efluente das lagoas facultativas experimentais, devido a máxima atividade fotossintética das algas.

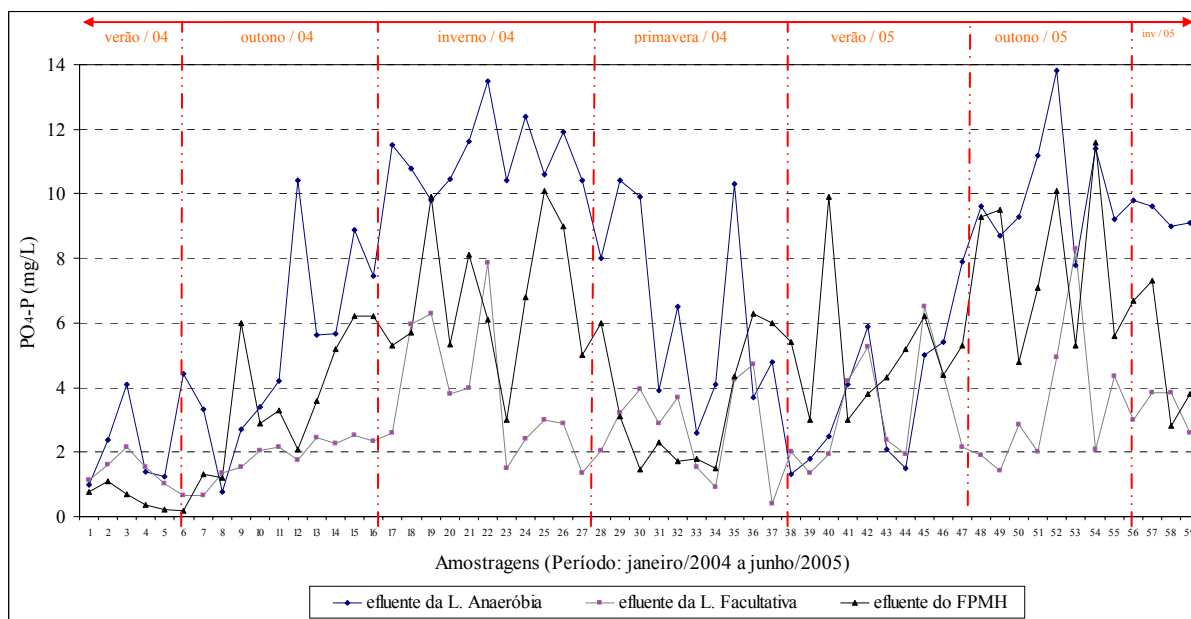


**Figura 35:** Comportamento evolutivo do  $\text{NH}_4\text{-N}$  durante a fase 1.

Em relação ao  $\text{PO}_4\text{-P}$ , verificou-se uma dinâmica particular com inicial remoção da concentração afluenta no FPMH seguida por períodos de concentrações efluentes superiores às afluentes. Os mecanismos de retenção do fósforo incluem processos físicos, químicos e biológicos, envolvendo fenômenos de precipitação, sedimentação e, principalmente, adsorção. O mecanismo de remoção consiste na incorporação deste fósforo na biomassa das macrófitas e a poda regular subsequente (Arias *et al.*, 2001; Kadlec e Knight, 1996).

Os maiores responsáveis pela redução das concentrações de  $\text{PO}_4\text{-P}$  no efluente durante os primeiros meses de operação são as reações de adsorção e precipitação que ocorrem quando da presença no material filtrante de minerais como o cálcio, alumínio e o ferro (Arias *et al.*, 2001). Dado ao fato que areias comerciais possuem baixos teores dos minerais citados, o potencial de adsorção é baixo, permitindo assim a liberação de  $\text{PO}_4\text{-P}$  adsorvido ao longo do tempo.

Souza *et al.* (2001) verificaram brusco decaimento da eficiência de remoção do fósforo em *wetlands* horizontais após o 8º mês de operação. No presente estudo, somente nos 3 primeiros meses de operação do FPM ocorreu remoção deste parâmetro no efluente final (Figura 36).



**Figura 36:** Comportamento evolutivo do  $\text{PO}_4\text{-P}$  durante a fase 1.

O comportamento do  $\text{PO}_4\text{-P}$  no efluente do FPMH 1 já era previsto, conforme os resultados de adsorção de fósforo na areia grossa apontaram durante a etapa de ensaios em laboratório (capítulo 3). Aquele ensaio de adsorção indicou um potencial de acúmulo de  $32,4\text{gPO}_4\text{-P/m}^3\cdot\text{d}$ . Considerando a densidade dos grãos da areia como sendo  $2,61\text{g/cm}^3$  (Caputo, 1996) e a carga média afluente de  $2,60\text{gPO}_4\text{-P/d}$  (para a concentração média afluente ao filtro de  $3,13\text{mgPO}_4\text{-P/L}$  e a vazão de alimentação de  $0,83\text{m}^3/\text{d}$ ), o fósforo afluente ao FPMH 1 ficaria adsorvido por cerca de 75 dias (considerando todo o volume dos grãos do FPMH 1).

O fósforo dissolvido reativo, conforme apresentado na figura 36, começou a ser liberado a partir da 6ª amostragem, ou seja, a partir do 75º dia de operação do FPMH 1, corroborando com os cálculos obtidos a partir do ensaio de adsorção. Visualiza-se, também, uma maior remoção do fósforo no efluente do FPMH 1 entre a primavera de 2004 e verão de 2005, período no qual as macrófitas atingiram seu máximo crescimento. Destaca-se o comportamento semelhante para a amônia (Figura 35).

Filtros plantados com macrófitas são conhecidos por oferecer uma adequada combinação de fatores físicos, químicos e biológicos para a remoção de organismos patogênicos. Os fatores físicos incluem a filtração, exposição aos raios ultravioletas e sedimentação. Os fatores químicos incluem a oxidação, exposição aos biocidas excretados pelas raízes de algumas plantas e adsorção junto a matéria orgânica. Os mecanismos de remoção biológica incluem a

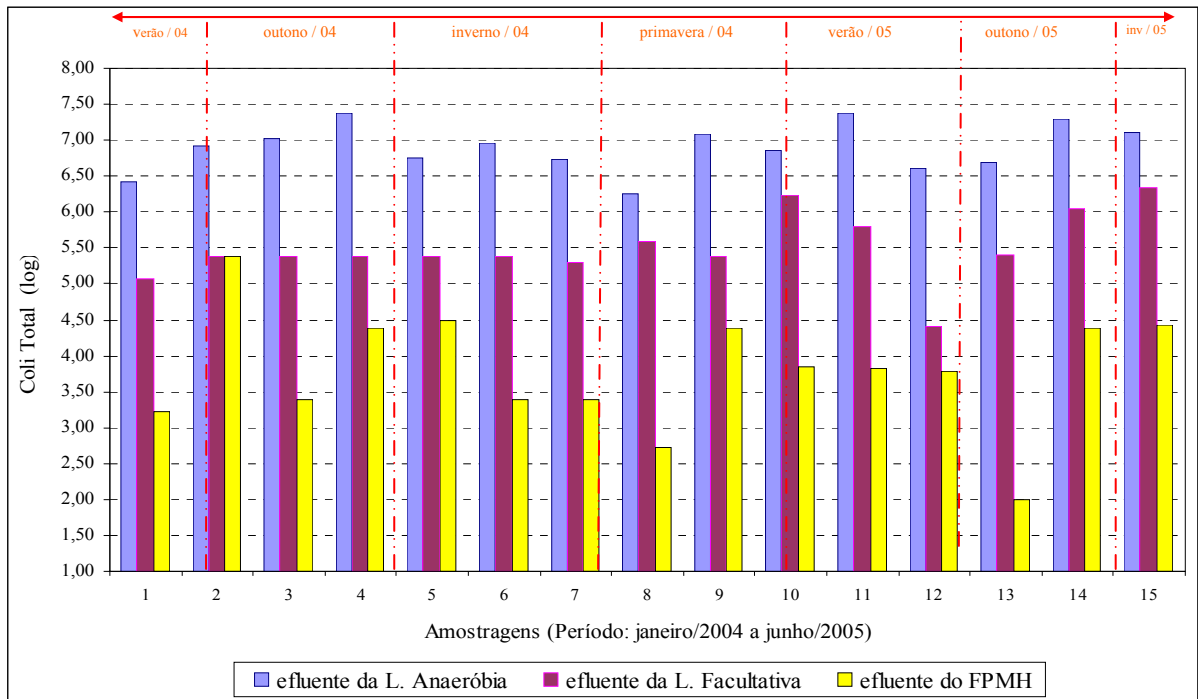
predação por nematóides e protistas, ataque pelas bactérias e vírus e, finalmente, morte natural (IWA, 2000).

O tempo de retenção no sistema, também, desempenha um papel importante, como demonstraram Khatiwada e Polprasert (1999). Segundo estes autores, os principais mecanismos que atuam sobre a remoção de microrganismos fecais, em condições climáticas tropicais e subtropicais, são o efeito da temperatura, a radiação solar, a sedimentação e a filtração.

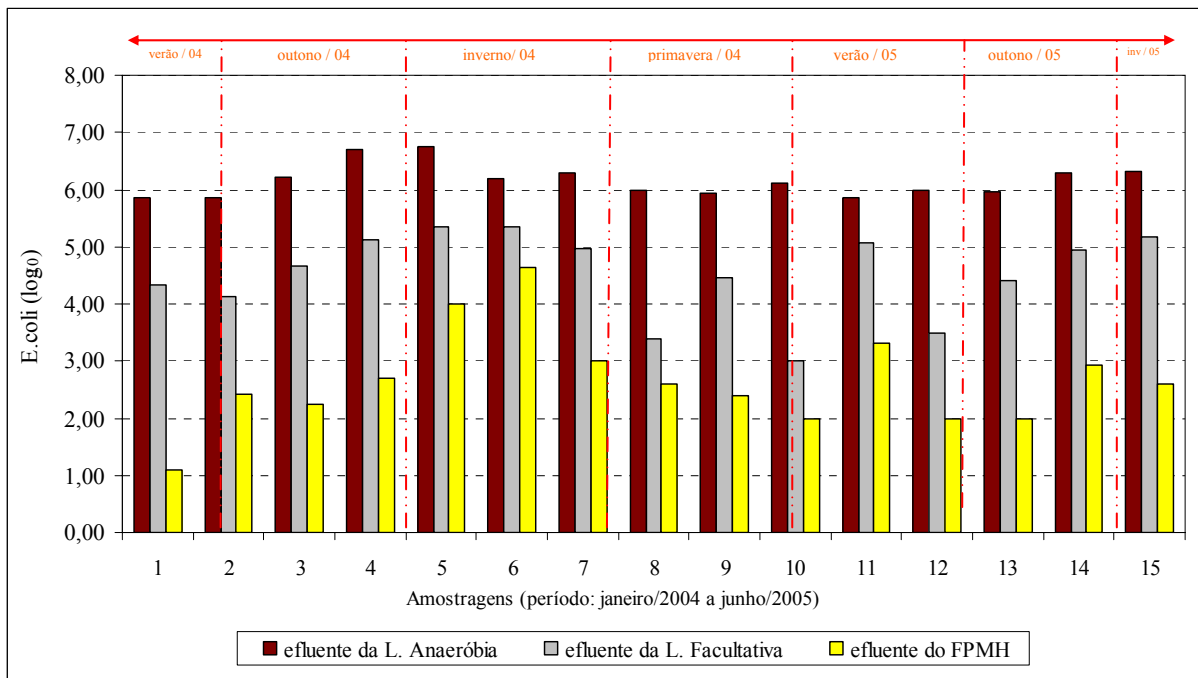
Estudos da AERMC (1999) em um filtro plantado aplicado ao tratamento de efluentes de 500 pessoas, na França, permitiram observar grandes variações na eliminação de coliformes fecais entre o verão (com mais de 3 unidades logarítmicas removidas) e o inverno (com 1 a 2 unidades logarítmicas removidas). Segundo os autores do estudo, esta variação pôde ser atribuída a diferentes fenômenos, dentre os quais: (i) o metabolismo dos microrganismos é mais intenso à temperatura elevada; (ii) a atividade metabólica geral, na rizosfera, diminui no inverno com a queda de temperatura e haveria, portanto, menor quantidade de antibióticos secretados e menor predação bacteriana.

No presente estudo, observou-se nos meses de verão valores de até 2,38log's de coliformes totais removidos e de 3,25log's *E.coli* removidos e no inverno com um máximo de 2,00log's de coliformes totais removidos e de 2,57log's *E.coli* removidos (Figuras 37 e 38).

Destaca-se que o FPMH 1 apresentou uma qualidade no efluente final em termos de *E.coli* inferior ao preconizado pela OMS (Organização Mundial da Saúde) para a irrigação, com valores médios inferiores a  $10^3$ NMP/100mL, ressaltando, assim, sua potencialidade como polimento final de lagoas.



**Figura 37:** Comportamento evolutivo de Coliformes totais durante a fase 1.



**Figura 38:** Comportamento evolutivo de *E. coli* durante a fase 1.

Os dados climáticos coletados durante o período de janeiro de 2004 a junho de 2005, revelaram as seguintes relações:

- a diferença entre a máxima precipitação pluviométrica, ocorrida em setembro de 2005, com a evaporação média deste mesmo mês, correspondeu em média a 4% da vazão afluyente das lagoas facultativas operadas com TRH de 10dias e 9% da vazão de alimentação diária no FPM, promovendo assim uma diluição pouco representativa junto ao filtro;
- valores de insolação média diária (nº horas sol/ dia) variando de 4 a 6h/d durante o inverno e 6 a 7,7h/d durante o verão, influenciando significativamente na fotossíntese e no potencial de evapotranspiração das macrófitas;
- temperatura média do ar nos meses de verão em torno de 25°C e no inverno de 17°C, sendo que fora empregado no dimensionamento das lagoas facultativas e do FPM uma temperatura crítica de inverno igual a 15°C.

As ações sobre as macrófitas resumiram-se, primeiramente, na sua identificação, sendo que a análise do ambiente natural e das características morfológicas gerais da população, correspondem aos da família Typhaceae, cujos caracteres relevantes à identificação observados na inflorescência (Figura 39), foram:

- flor masculina: 2 a 3 estames monadelfos; concetivo menor que 1cm; bractéola ramificada; pólen simples; repleta de pêlos;
- flor feminina: abracteada; repleta de pêlos;
- inflorescência: ráquis secundária subpiramidas, escaliformes; masculina geralmente unida à feminina.

Segundo a chave proposta por Reitz (1984), a maioria dos caracteres correspondem aos da *Typha domingensis* Pers.

As atividades de manutenção das macrófitas referem-se a retirada das plantas invasoras e duas podas realizadas, uma no outono de 2004 e outra no outono de 2005 (Figura 40).





**Figura 39:** Detalhe da inflorescência das macrófitas no FPMH 1.



**Figura 40:** Detalhes das plantas invasoras e do processo de poda das macrófitas.  
 (A) invasoras rasteiras; (B) retirada manual das invasoras; (C) poda manual das macrófitas;  
 (D) vista dos módulos FPMH 1 e 2 após a poda.

Após a realização das podas, as macrófitas levaram em média 3 meses para recobrir toda a área do filtro plantado, em ambas as situações (Figura 41).



**Figura 41:** Detalhes da evolução das macrófitas nos FPMHs

\* referem-se ao período posterior a fase 1



- **Resultados obtidos na fase 2**

As atividades desenvolvidas durante a fase 2 do estudo (período compreendido entre os meses de julho a novembro de 2005) junto aos filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal como unidade de polimento de efluente de lagoas facultativas, referem-se, basicamente, as ações mitigadoras contra o escoamento superficial verificado no FPMH 1.

Conforme discutido anteriormente, o escoamento superficial observado após 16 meses de operação do FPMH 1 foi reflexo da alta carga de SS aplicada na seção transversal do filtro ( $52\text{gSS}/\text{m}^2$  seção transversal.d).

Como prática recomendada na literatura, tem-se a interrupção da alimentação dos filtros plantados sob estas condições de colmatção, direcionando o efluente a uma unidade de igual capacidade em repouso. Contudo, a unidade em repouso – FPMH 2 foi empregado, desde janeiro de 2005, no polimento de efluentes oriundos de filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical, os quais serão explorados no capítulo 5, atuando assim como sistemas híbridos (filtros plantados de fluxo vertical seguido de unidades de fluxo horizontal).

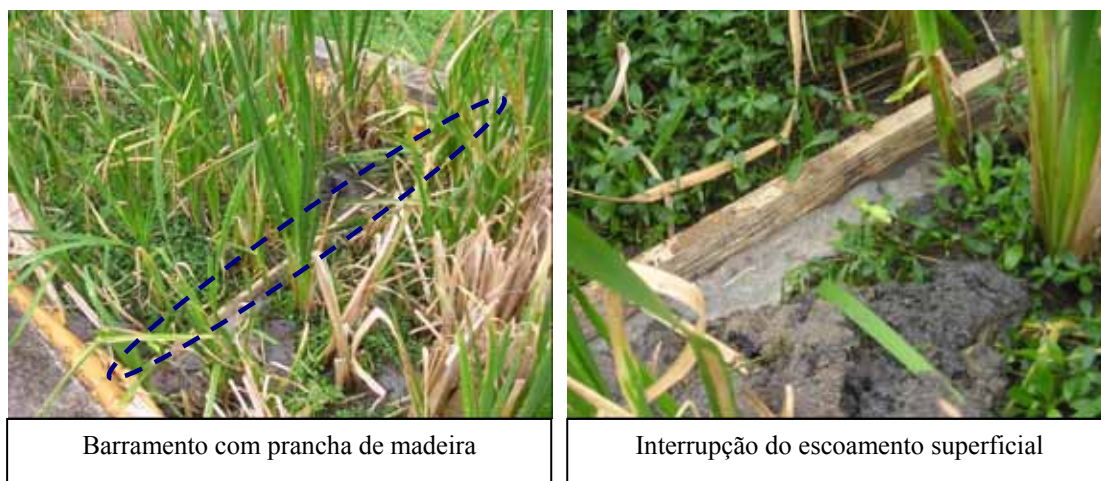
Devido, então, a esta opção de pesquisa, duas ações foram conduzidas junto ao FPMH 1 para evitar o escoamento superficial, conforme segue:

- retenção física do escoamento superficial;
- redução da taxa hidráulica afluente.

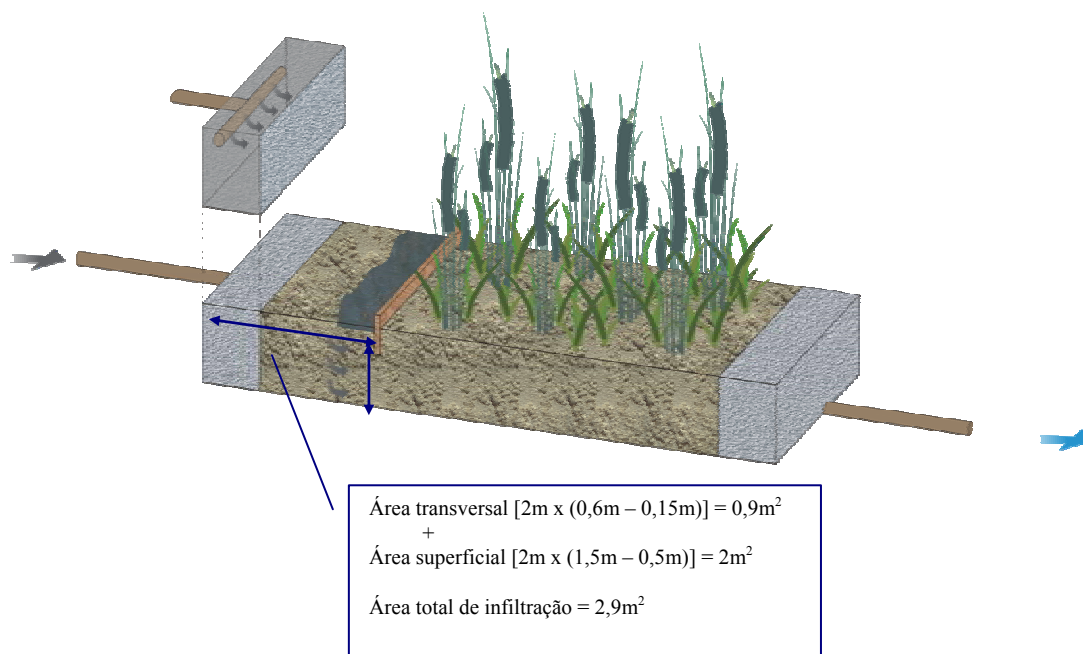
A retenção física do escoamento superficial foi realizada por meio de um barramento (utilizando-se uma prancha de madeira de 2m de comprimento por 30cm de altura e 3cm de espessura) a qual foi disposta perpendicularmente ao sentido de fluxo do esgoto (Figura 42). Este barreamento promoveu, também, um aumento 41% na área de infiltração, conforme ilustrado na figura 43, passando de  $1,20\text{m}^2$  de área da seção transversal para  $2,90\text{m}^2$  de área de seções superficial e transversal. Este aumento na área de infiltração promoveu uma redução na carga de SS por  $\text{m}^2$  que percola pelo filtro.

Após a ação de barramento, partiu-se para a redução da taxa hidráulica aplicada a um valor de  $62\text{mm}/\text{d}$  ( $62\text{L}/\text{m}^2.\text{d}$ ). A redução da taxa hidráulica e o aumento da área de infiltração geraram

uma carga média afluyente de  $16\text{gSS}/\text{m}^2\cdot\text{d}$  no FPMH 1 (considerando a concentração média afluyente medida ao longo da fase 1 – figura 26)



**Figura 42:** Medida mitigadora empregada no FPMH 1 para a interrupção do escoamento superficial.



**Figura 43:** Esquema representativo do aumento na área de infiltração no FPMH 1.

Os resultados médios obtidos na fase 2, assim como as performances de remoção do FPMH 1, estão descritos na tabela 9.

**Tabela 9:** Resultados médios  $\pm$  desvio padrão das unidades da ETE Experimental e performances obtidas junto ao FPMH 1, durante a fase 2 (julho a novembro de 2005).

Parâmetros	Efluente da L. anaeróbia	Efluente das lagoas facultativas pilotos	Efluente do FPMH 1	Remoção FPMH 1 (em relação as lagoas facultativas)
<b>pH</b>	7,57 $\pm$ 0,31 (n = 9)	7,79 $\pm$ 0,36 (n = 9)	7,02 $\pm$ 0,51 (n = 9)	—
<b>DQO (mg/L)</b>	195,06 $\pm$ 54,64 (n = 10)	190,02 $\pm$ 57,20 (n = 10)	65,48 $\pm$ 30,00 (n = 10)	65%
<b>NH<sub>4</sub>-N (mg/L)</b>	33,18 $\pm$ 7,14 (n = 12)	27,25 $\pm$ 7,25 (n = 12)	21,00 $\pm$ 7,63 (n = 12)	23%
<b>PO<sub>4</sub>-P (mg/L)</b>	9,11 $\pm$ 1,79 (n = 8)	3,58 $\pm$ 1,66 (n = 8)	5,16 $\pm$ 1,38 (n = 8)	—
<b>SS (mg/L)</b>	53,46 $\pm$ 13,66 (n = 12)	83,35 $\pm$ 44,27 (n = 12)	12,98 $\pm$ 9,34 (n = 12)	84%
<b>Coli Total (log)</b>	6,57 $\pm$ 0,33 (n = 3)	5,76 $\pm$ 0,27 (n = 3)	4,39 $\pm$ 0,03 (n = 3)	1,37 log's
<b><i>E.coli</i> (log)</b>	5,94 $\pm$ 0,07 (n = 3)	5,36 $\pm$ 0,18 (n = 3)	3,66 $\pm$ 0,57 (n = 3)	1,70 log's

(n = número de amostragens)

Comparativamente à fase 1, praticamente não houve diferença na dinâmica do tratamento junto ao FPMH 1 durante esta segunda fase, apresentando performances médias de remoção semelhantes (durante a primeira fase o FPMH 1 apresentou remoções de 69% para DQO, 17% para NH<sub>4</sub>-N, 84% para SS, 1,70log's de Coli Total e 1,86log's de *E.coli*), comprovando assim, que as medidas mitigadoras contra o escoamento superficial surtiram efeito positivo. Há que se ressaltar, porém, que 30% da área superficial do filtro permaneceu inundada.

A grande relevância em evitar o escoamento superficial junto aos filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal, conforme abordado anteriormente, é não permitir curto-circuito do efluente junto ao maciço filtrante. Contudo, não menos importante, tem-se associado ao escoamento superficial empoçamentos que são responsáveis pela emissão de odor e proliferação de vetores.

#### 4.4. Conclusões

A partir da operação, ao longo de 22 meses, do filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal – FPMH no polimento de efluentes de lagoas facultativas empregadas no

tratamento de esgotos domésticos, sob condições climáticas do sul do Brasil (clima subtropical), pode-se concluir:

- o FPMH apresentou melhor qualidade do efluente final, em termos de  $DBO_5$ , quando as lagoas facultativas pilotos, instaladas a montante, operaram com TRH de 20 dias;
- a equação de dimensionamento, em função da cinética de primeira ordem, para obtenção da área superficial do FPMH leva em consideração somente o decaimento da  $DBO_5$ , não sendo possível prever o tempo de vida útil da unidade, ou seja, o tempo anterior ao escoamento superficial e/ou a colmatação do material filtrante;
- a taxa hidráulica aplicada ( $mm/d = L/m^2$  de seção transversal.d) é uma relação que deve ser empregada na determinação da área superficial do FPMH;
- a negligência quanto ao carregamento de SS, aliado aos modelos de dimensionamento que se reportam à área superficial do filtro plantado, muitas vezes, conduzem à saturação da porção inicial do filtro plantado. Deve-se, portanto, levar em consideração quantas gramas de SS serão aplicadas por unidade de área da seção transversal do maciço filtrante;
- uma forma de reduzir a carga de SS aplicada sem que se promova ampliação na área do filtro plantado previamente definida, seria distribuir o afluente ao longo da maior dimensão do filtro, ou seja, ao longo do seu comprimento, ao invés da largura, como comumente verificado na literatura. Esta forma de distribuição diminui a relação de carregamento em função da área perpendicular ao escoamento;
- a carga aplicada de SS ( $gSS/m^2.d$ ) define a área perpendicular ao fluxo necessária à manutenção das condições de escoamento no FPMH e, conseqüentemente, as relações geométricas do filtro;
- mesmo com grandes variações nas concentrações de SS afluente ao FPMH, característica peculiar às lagoas facultativas, o efluente final manteve-se com um baixo desvio padrão, indicando boa absorção de cargas choques;

- a carga de SS aplicada apresentou um comportamento linear com a carga de SS removida junto ao FPMH;
- com uma carga aplicada de  $52\text{gSS/m}^2$  de seção transversal por dia durante 16 meses de operação do FPMH, evidenciou-se escoamento superficial, indicando o início do processo de colmatação do material filtrante. Há, portanto, a necessidade de alternância de uso, ou seja, a utilização de outro FPMH em paralelo;
- durante a ocorrência de escoamento superficial, houve redução na eficiência de remoção de  $\text{DBO}_5$ ;
- mesmo aplicando elevadas cargas de SS, o FPMH apresentou excelente qualidade no polimento de efluente de lagoa facultativa, contudo há o risco de escoamento superficial e, conseqüentemente, piora nas características do efluente final;
- como formas mitigadoras para corrigir o escoamento superficial, pode-se promover um barramento físico do fluxo, aumentando assim a área de infiltração, bem como deve-se reduzir a taxa hidráulica afluyente;
- a taxa de  $83\text{mm/d}$  com uma carga de até  $52\text{gSS/m}^2$  de seção transversal por dia, para uma concentração média afluyente limite de  $80\text{mgSS/L}$ , mostraram-se efetivas como parâmetros de dimensionamento de FPMH pós-lagoa facultativa, sob condições de clima subtropical;
- o FPMH apresentou um potencial de tamponamento do efluente das lagoas facultativas pilotos, com valor médio de pH no efluente próximo a neutralidade;
- o efluente final do FPMH, em termos de bactérias do grupo coliforme, apresentou excelente qualidade, sem a necessidade de aditivos químicos. Em termos de *E.coli*, o efluente final poderia ser empregado na agricultura;
- o manejo empregado nas macrófitas mostrou-se eficaz, com uma poda anual realizada no outono. Cerca de três meses após a poda, as macrófitas já recobrem toda a área do filtro;

- a máxima remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo dissolvido reativo no FPMH deram-se concomitantemente com o máximo crescimento das macrófitas (*Typha domingensis*), cerca de três meses após as podas;
  
- a unidade FPMH apresentou reduzida manutenção e operação, requerendo somente a retirada de espécies invasoras, poda das macrófitas e elevação ou rebaixamento do dispositivo de controle de nível durante períodos de estiagem ou de intensa precipitação pluviométrica;
  
- a seqüência de unidades naturais de tratamento de esgotos adapta-se à realidade catarinense, passível de ser empregada em locais de baixa densidade populacional, caso característicos de inúmeros municípios de Santa Catarina, bem como para a zona rural.



## **CAPÍTULO 5 – Filtro plantado com macrófitas empregado na nitrificação de efluente de lagoa anaeróbia**

---

Este capítulo 5 refere-se a terceira etapa do estudo de identificação da potencialidade de filtros plantados com macrófitas no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. Esta etapa da pesquisa foi conduzida paralelamente à segunda etapa (capítulo 4), sendo realizada em módulos pilotos sob escala experimental. No presente capítulo serão apresentados os objetivos, a metodologia empregada, os resultados obtidos e as discussões sobre estes resultados e, por fim, as conclusões.

### **5.1. Objetivos**

Para esta etapa de pesquisa destacam-se os seguintes objetivos:

- avaliar a dinâmica do pós-tratamento de efluente de lagoa anaeróbia empregando filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical, sob condições de clima subtropical, em relação a diferentes taxas hidráulicas e cargas orgânicas afluentes aplicadas;
- determinar a potencialidade de filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical, com diferentes espessuras de material filtrante, na nitrificação de efluente de lagoa anaeróbia empregada no tratamento de esgotos domésticos;
- avaliar a potencialidade de nitrificação e desnitrificação do sistema híbrido (filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical seguido de filtro plantado com macrófita de fluxo horizontal), pós-lagoa anaeróbia;
- identificar a adaptação e manejo das macrófitas utilizadas nos filtros plantados.

### **5.2. Metodologia**

Esta etapa do estudo foi conduzida em conjunto com a segunda etapa (filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal como polimento de efluente de lagoa facultativa), durante o período compreendido entre os meses de fevereiro a novembro de 2005. Seis módulos experimentais de filtro plantado com macrófitas de fluxo vertical – FPMVs foram implantados junto a ETE Experimental de Tratamento e Reúso de Esgotos (LARA-

GESAD/UFSC; CASAN), anexo a ETE Continental de Florianópolis (CASAN), situada no bairro Potecas, município de São José, Grande Florianópolis/SC.

Os FPMVs foram idealizados para tratarem uma fração do efluente final da lagoa anaeróbia (em escala real – 7,3ha, sob a responsabilidade da CASAN). Três dos seis módulos foram preenchidos com 0,75m de material filtrante (0,05m de brita 1 no topo, 0,60m de areia no meio e 0,10m de brita 1 no fundo) e os três módulos restantes foram preenchidos com 0,45m de material filtrante (0,05m de brita 1 no topo, 0,30m de areia no meio e 0,10m de brita 1 no fundo). Esta diferenciação na altura do leito filtrante foi idealizada a fim de avaliar, técnica e economicamente, a transformação do nitrogênio amoniacal a nitrogênio nitrato, haja visto que a literatura especializada aponta para uma máxima performance de transformação da amônia a nitrato nos primeiros 0,15m do leito filtrante (Felde e Kunst, 1997, Kayser e Kunst, 2005).

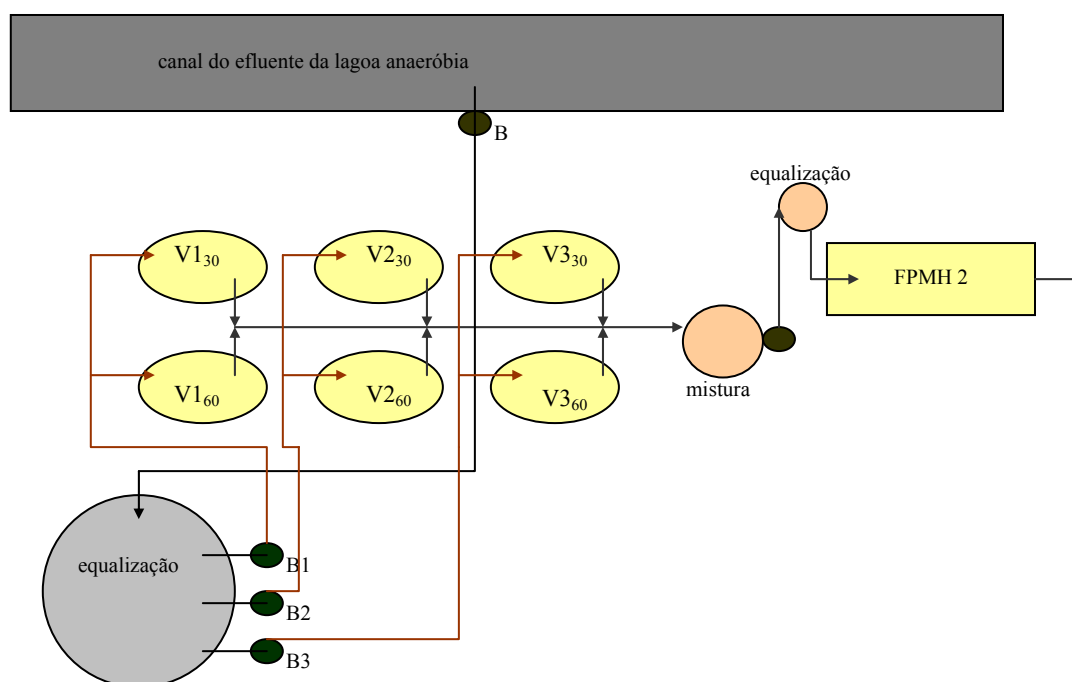
A areia empregada como material filtrante possuía as mesmas características daquela empregada no filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal (capítulo 4), quais eram:

- diâmetro efetivo ( $d_{10}$ ) de 0,20mm;
- uniformidade (U) de 4,9;
- percentual de areia grossa = 50,40%;
- percentual de areia média = 30,26%;
- percentual de areia fina = 9,6%;
- densidade real dos grãos de 2,621g/cm<sup>3</sup>.

Os seis módulos FPMVs foram dispostos em pares e alimentados sob diferentes cargas orgânicas e, conseqüentemente, diferentes taxas hidráulicas. A alimentação dos FPMVs com o efluente final da lagoa anaeróbia foi intermitente, com três aplicações diárias (de 8 em 8 horas), e controlada por meio de tanque de equalização (reservatório 2.000L), bombeamento (bomba centrífuga modelo BCR2000 – Schneider<sup>®</sup>) e temporizador digital. Os efluentes dos FPMVs foram encaminhados a um tanque de mistura (reservatório enterrado de 500L) e seguiram, via bombeamento (bomba centrífuga modelo BCR2000 – Schneider<sup>®</sup>), para um filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal (FPMH 2 – idêntico ao empregado no polimento do efluente da lagoa facultativa – capítulo 4) que permanecia em repouso (Figura 44).

Os pares de FPMVs foram identificados de acordo com a carga de SS aplicada e a espessura do leito de areia, como sendo:

- V1<sub>60</sub>: preenchido com 0,60m de espessura de areia e alimentado com 10gSS/m<sup>2</sup>.d;
- V1<sub>30</sub>: preenchido com 0,30m de espessura de areia e alimentado com 10gSS/m<sup>2</sup>.d;
  
- V2<sub>60</sub>: preenchido com 0,60m de espessura de areia e alimentado com 15gSS/m<sup>2</sup>.d;
- V2<sub>30</sub>: preenchido com 0,30m de espessura de areia e alimentado com 15gSS/m<sup>2</sup>.d;
  
- V3<sub>60</sub>: preenchido com 0,60m de espessura de areia e alimentado com 20gSS/m<sup>2</sup>.d;
- V3<sub>30</sub>: preenchido com 0,30m de espessura de areia e alimentado com 20gSS/m<sup>2</sup>.d;



**Figura 44:** Esquema representativo das unidades experimentais estudadas (FPMVs seguido de FPMH) durante a etapa 3 (sem escala).

Os módulos FPMVs foram construídos utilizando-se tanques de fibra de vidro, cujas dimensões eram: área superficial de 2,57m<sup>2</sup>, profundidade de 1,20m e volume de 3,08m<sup>3</sup>. A tubulação de distribuição, PVC rígido DN 25, foi perfurada ao longo de toda sua extensão longitudinal, com furos variando entre 6 a 8mm. Esta tubulação foi apoiada sob uma camada de 0,05m de brita 1 que ficava sobre a areia utilizada como material filtrante. A tubulação de coleta, PVC rígido com DN 40, foi perfurada ao longo de toda a extensão longitudinal com

furos de 10mm. Esta tubulação foi disposta no meio de uma camada de 0,10m de espessura de brita 1 que foi assentada no fundo do tanque (Figura 45).



**Figura 45:** Fotos ilustrativas dos módulos FPMVs.

(A) detalhe dos tanques de fibra de vidro; (B) tubulação de coleta de fundo – PVC DN 40; (C) detalhe da camada de fundo do material filtrante (brita 1 e areia); (D) detalhe do assentamento da areia; (E) tubulação de distribuição do afluente – PVC DN 25; (F) vista geral dos módulos FPMVs, reservatório de equalização, bombeamento – sob a lona plástica e o FPMH 2 ao fundo.

As macrófitas utilizadas, classificadas como *Typha domingensis* (popularmente conhecidas como taboa), foram plantadas sob uma densidade de quatro mudas por metro quadrado seguindo orientações descritas por Brix (1997) (Figura 46).



**Figura 46:** Plantio e adaptação das macrófitas. (A) detalhe do plantio manual; (B) detalhe das onze mudas de *Typha domingensis* em cada módulo FPMV.

Duas medições pontuais para a avaliação do crescimento das macrófitas nos FPMVs foram realizadas. Foi contado o número de indivíduos em cada módulo, incluindo as mudas sobreviventes e seus perfilhos (indivíduos provenientes do mesmo rizoma) e a folhagem, ou seja, o número total de folhas de um indivíduo. Foi medido, também, o comprimento foliar dos indivíduos, a fim de se obter a média do comprimento das macrófitas em cada módulo, sendo que esta média foi obtida em relação ao maior e ao menor comprimento foliar dos indivíduos componentes de um mesmo módulo. Os módulos foram divididos em três quadrantes e retirados de modo aleatório quatro indivíduos, totalizando doze indivíduos analisados (em termos de comprimento foliar e número de folhas) por módulo.

As taxas hidráulicas aplicadas foram controladas para que as cargas de SS se mantivessem em 10, 15 e 20gSS/m<sup>2</sup>.d para os V1<sub>60-30</sub>, V2<sub>60-30</sub> e V3<sub>60-30</sub>, respectivamente. Controlando o tempo de acionamento da bomba e aferindo sua vazão por meio de hidrômetro (hidrômetro multijato de 1,5m<sup>3</sup>/h – Actaris<sup>®</sup>) (Figura 47) foram aplicadas, em cada módulo, as seguintes taxas hidráulicas médias:

- V1<sub>60</sub> e V1<sub>30</sub>: 153,70mm/d;
- V2<sub>60</sub> e V2<sub>30</sub>: 230,74mm/d;
- V3<sub>60</sub> e V3<sub>30</sub>: 307,39mm/d.





**Figura 47:** Controle da vazão de alimentação afluente. (A) detalhe do hidrômetro; (B) detalhe do momento da aplicação do afluente junto ao FPMv.

O monitoramento e controle dos módulos FPMVs deram-se diariamente por meio de aferição da vazão de alimentação, através das leituras dos hidrômetros e ajustes nos período de acionamento das bombas (via utilização do temporizador eletrônico) e retirada manual de plantas invasoras. Para o módulo FPMH 2, a jusante dos filtros verticais, o controle da vazão de alimentação deu-se manualmente, utilizando-se cronômetro e proveta. Este filtro plantado recebia todos os efluentes dos módulos verticais, sob uma taxa hidráulica de 83mm/d (83L/m<sup>2</sup>.d).

A avaliação do sistema foi realizada semanalmente (sempre as 9:00hs da manhã) por meio de coletas pontuais das amostras do afluente (pós-reservatório de equalização = efluente da lagoa anaeróbia), efluentes de cada módulo FPMVs (V1<sub>60-30</sub>, V3<sub>60-30</sub> e V3<sub>60-30</sub>), no reservatório de mistura (correspondente a mistura dos efluentes dos FPMVs) e efluente do FPMH 2, seguidas de análises físico-químicas e bacteriológicas. Os parâmetros empregados na avaliação foram: potencial hidrogeniônico (pH), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (NH<sub>4</sub>-N), nitrogênio nitrito (NO<sub>2</sub>-N), nitrogênio nitrato (NO<sub>3</sub>-N), fósforo dissolvido reativo (PO<sub>4</sub>-P), sólidos em suspensão (SS), coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (*E.coli*). Os procedimentos para análise de DQO, SS e PO<sub>4</sub>-P foram os mesmos descritos no capítulo 3 e para o pH, NH<sub>4</sub>-N, CT e *E.coli* conforme descritos no capítulo 4.

As análises de nitrogênio nitrito e nitrogênio nitrato, foram realizadas nas primeiras 24 horas após a coleta em amostras filtradas em membrana de fibra de vidro, porosidade de 0,45µm. A determinação de NO<sub>2</sub>-N foi obtida aplicando-se o método da Alfaftalamina, sob uma faixa de leitura no espectrofotômetro (HACH<sup>®</sup> – modelo DR4000) variando de 0,00 a 1,00 ±

0,03mg/L, com um  $R^2$  de 0,994. Já a concentração de  $\text{NO}_3\text{-N}$  foi obtida aplicando-se o método da Brucina, sob uma faixa de leitura no espectrofotômetro variando de 0,50 a  $12,00 \pm 0,40$ mg/L, com um  $R^2$  de 0,996. Ambas as metodologias para a determinação destas frações de nitrogênio inorgânico oxidado são descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1995)

Na avaliação dos resultados de campo, além das análises descritiva e inferencial (responsáveis por descrever, analisar e interpretar os dados numéricos de uma amostra), obteve-se, adicionalmente, gráficos do tipo *box plot* mostrando a média, o erro médio, o desvio padrão, os valores discrepantes e extremos de uma variável empregando-se o *software* Statistic<sup>®</sup> 6.0 (StatSoft, Inc., 2001).

Para a interpretação dos resultados entre os pares de FPMVs aplicou-se análise de variância – ANOVA, utilizando-se o *software* Statistic<sup>®</sup> 6.0 (StatSoft, Inc., 2001). Este é um teste de hipóteses que fornece a probabilidade dos grupos (tratamentos) terem médias iguais ou diferentes. Existem duas hipóteses:  $H_0$  – as médias são iguais, não há diferença entre os tratamentos e  $H_1$  – as médias são diferentes, há diferença entre os tratamentos. Portanto, o objetivo do teste é determinar a probabilidade (p) que permite aceitar ou rejeitar  $H_0$ . Se  $p > \alpha$  aceita-se  $H_0$  e se  $p < \alpha$  rejeita-se  $H_0$ . Aplicou-se o teste de variância ANOVA com nível de significância de 5% ( $\alpha=0,05$ ) para a verificação de diferenças significativas.

Da mesma forma como descrito no capítulo 4, dados climáticos como pluviosidade, insolação e temperatura do ar foram coletados, durante o período do estudo, junto à estação meteorológica situada no município de São José, Grande Florianópolis/SC (Latitude: 27°35'S; Longitude: 48°34'O e Altitude: 2 metros) sob a responsabilidade da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina S.A. – EPAGRI.

### **5.3. Resultados e Discussão**

Os resultados médios obtidos com monitoramento físico-químico e bacteriológico dos efluentes das unidades de tratamento, ao longo do período de fevereiro a novembro de 2005, são apresentados na tabela 10.

A avaliação destes resultados dar-se-á, num primeiro momento, em relação a performance de nitrificação entre os pares de FPMVs submetidos a mesma carga de SS aplicada, bem como entre os FPMVs com a mesma composição de material filtrante, ou seja, com a mesma espessura de areia. Em um segundo momento, será avaliado a performance global da seqüência: efluente da lagoa anaeróbia, efluente da mistura dos FPMVs e efluente do FPMH2.

- **Nitrificação nos filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical – FPMVs**

A nitrificação foi evidente em todos os seis módulos FPMVs devido a constatação de remoção de nitrogênio amoniacal e a formação de nitrogênio nitrato no efluente de cada módulo (Tabela 10).

Concentrações significativas de  $\text{NO}_3\text{-N}$  foram reportadas nos efluentes dos módulos FPMVs a partir da terceira amostragem, cerca de trinta dias após iniciado o tratamento nos filtros (Figuras 48, 49, 50, 51, 52 e 53), reforçando a hipótese da efetiva transferência de oxigênio no maciço filtrante, devido principalmente ao regime intermitente de alimentação e as características do material filtrante, assim como da adaptação das bactérias nitrificantes junto ao biofilme formado na rizosfera.

Em relação os três pares de FPMVs ( $\text{V1}_{60} - \text{V1}_{30}$ ,  $\text{V2}_{60} - \text{V2}_{30}$  e  $\text{V3}_{60} - \text{V3}_{30}$ ), os módulos preenchidos com 0,60m de areia foram os que apresentaram concentrações médias efluentes em termos de  $\text{NH}_4\text{-N}$  inferiores comparativamente aos módulos com 0,30m de areia, assim como concentrações médias efluentes em termos de  $\text{NO}_3\text{-N}$  superiores comparativamente aos módulos com 0,30m de areia (Tabela 10). A análise de variância ANOVA realizada para estes três pares de FPMVs, em relação as frações de nitrogênio inorgânico no efluente de cada módulo, revelaram variações significativas em termos de  $\text{NH}_4\text{-N}$  para os três pares, em termos de  $\text{NO}_2\text{-N}$  somente para o par  $\text{V1}_{60} - \text{V1}_{30}$  e em termos de  $\text{NO}_3\text{-N}$  para os pares  $\text{V2}_{60} - \text{V2}_{30}$  e  $\text{V3}_{60} - \text{V3}_{30}$  (Tabela 11).

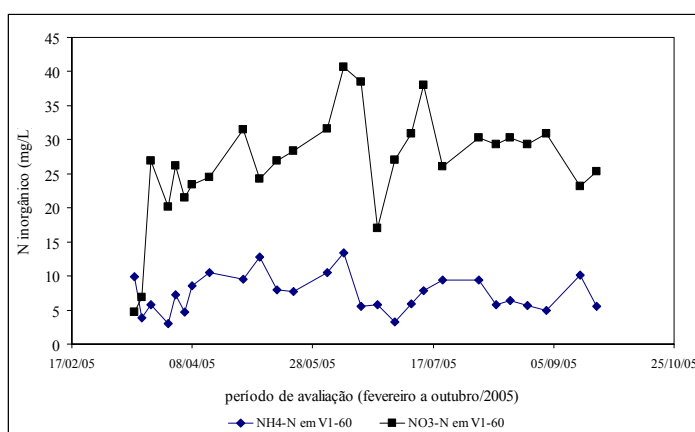




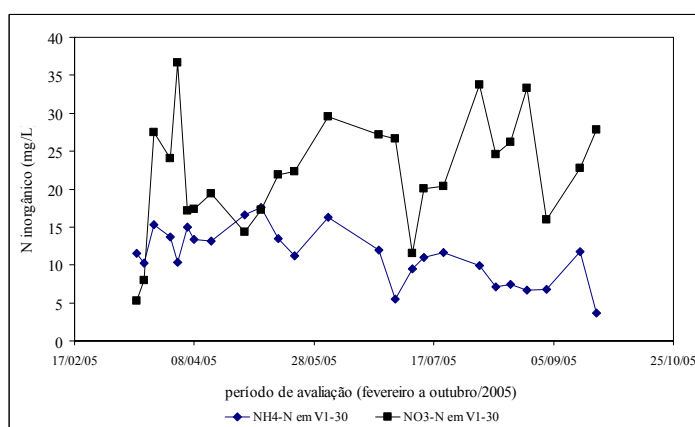
**Tabela 11:** Resultados obtidos com análise de variância ANOVA, para as frações de nitrogênio inorgânico, entre os pares V1<sub>60</sub> – V1<sub>30</sub>, V2<sub>60</sub> – V2<sub>30</sub> e V3<sub>60</sub> – V3<sub>30</sub>.

Parâmetros	V1 <sub>60</sub> – V1 <sub>30</sub>	V2 <sub>60</sub> – V2 <sub>30</sub>	V3 <sub>60</sub> – V3 <sub>30</sub>
NH <sub>4</sub> -N	$p = 0,0001 < \alpha$	$p = 0,0003 < \alpha$	$p = 0,0003 < \alpha$
NO <sub>2</sub> -N	$p = 0,03 < \alpha$	$p = 0,06 > \alpha$	$p = 1 > \alpha$
NO <sub>3</sub> -N	$p = 0,06 > \alpha$	$p = 0,017 < \alpha$	$p = 0,0009 < \alpha$
NO <sub>x</sub> -N	$p = 0,22 > \alpha$	$p = 0,06 > \alpha$	$p = 0,003 < \alpha$

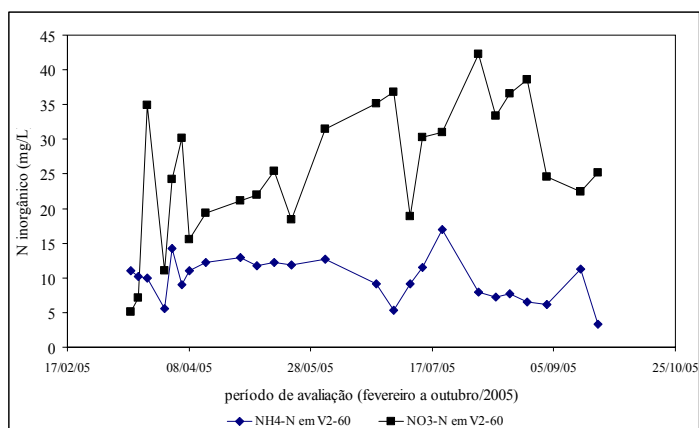
$p > \alpha$  aceita-se H<sub>0</sub>;  $p < \alpha$  rejeita-se H<sub>0</sub> (aceita-se H<sub>1</sub>)  
 H<sub>0</sub> – as médias são iguais, não há diferença entre os tratamentos  
 H<sub>1</sub> – as médias são diferentes, há diferença entre os tratamentos  
 Nível de significância de 5% ( $\alpha=0,05$ )



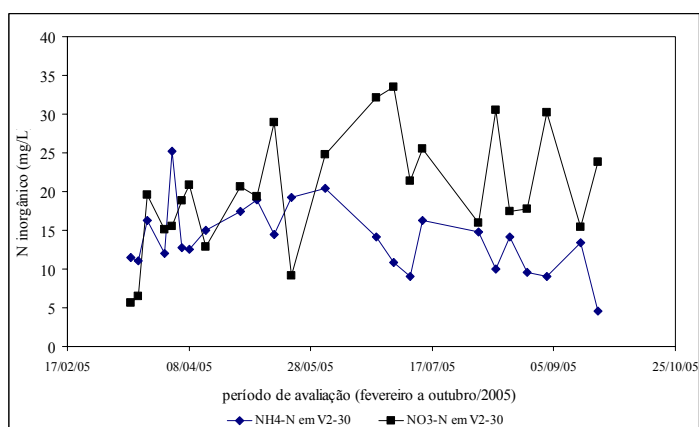
**Figura 48:** Evolução das concentrações de NH<sub>4</sub>-N e NO<sub>3</sub>-N no efluente do FPMV1<sub>60</sub>



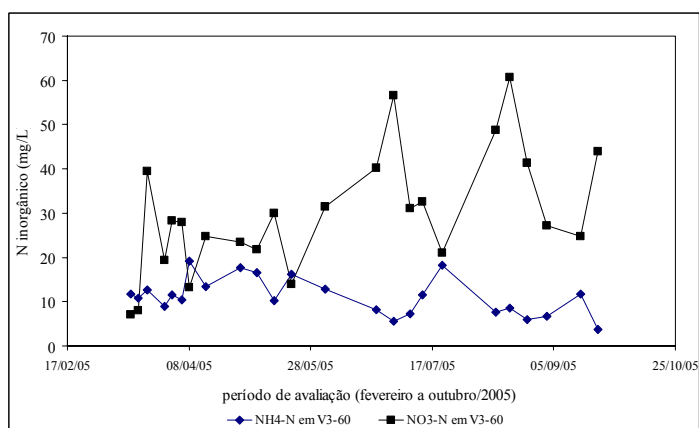
**Figura 49:** Evolução das concentrações de NH<sub>4</sub>-N e NO<sub>3</sub>-N no efluente do FPMV1<sub>30</sub>



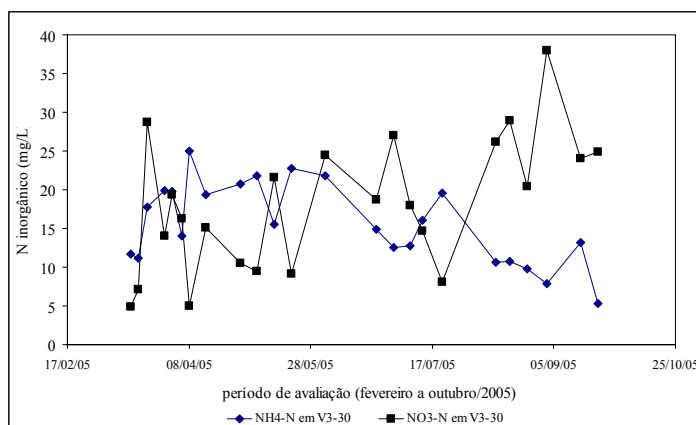
**Figura 50:** Evolução das concentrações de  $\text{NH}_4\text{-N}$  e  $\text{NO}_3\text{-N}$  no efluente do FPMV2<sub>60</sub>



**Figura 51:** Evolução das concentrações de  $\text{NH}_4\text{-N}$  e  $\text{NO}_3\text{-N}$  no efluente do FPMV2<sub>30</sub>



**Figura 52:** Evolução das concentrações de  $\text{NH}_4\text{-N}$  e  $\text{NO}_3\text{-N}$  no efluente do FPMV3<sub>60</sub>



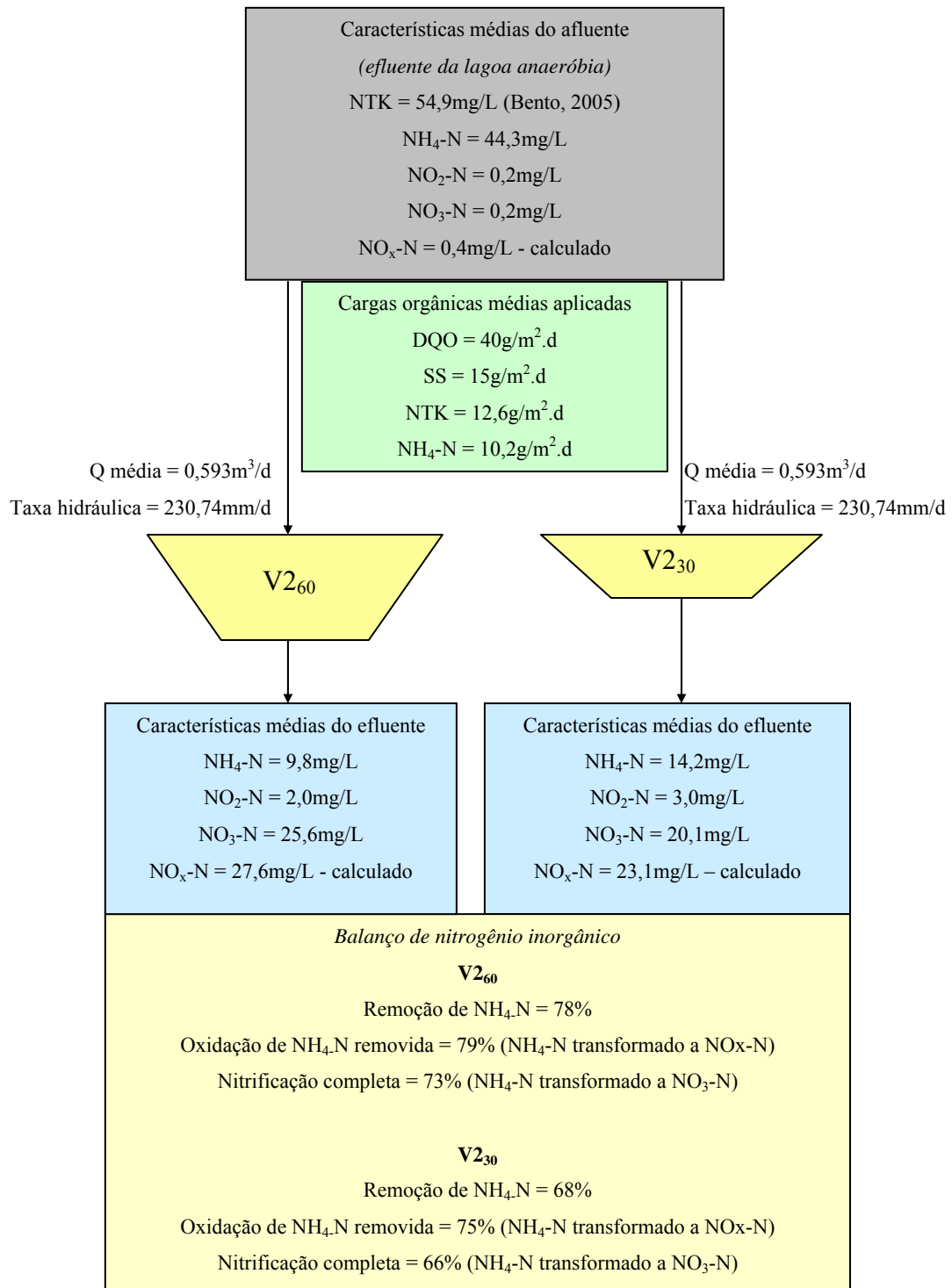
**Figura 53:** Evolução das concentrações de NH<sub>4</sub>-N e NO<sub>3</sub>-N no efluente do FPMV<sub>330</sub>

Aplicando um balanço de nitrogênio inorgânico junto aos pares V1<sub>60</sub> – V1<sub>30</sub>, V2<sub>60</sub> – V2<sub>30</sub> e V3<sub>60</sub> – V3<sub>30</sub> observa-se que os módulos preenchidos com 0,60m de areia promovem uma maior nitrificação, comparativamente aos módulos com 0,30m de areia (Figuras 54, 55 e 56).

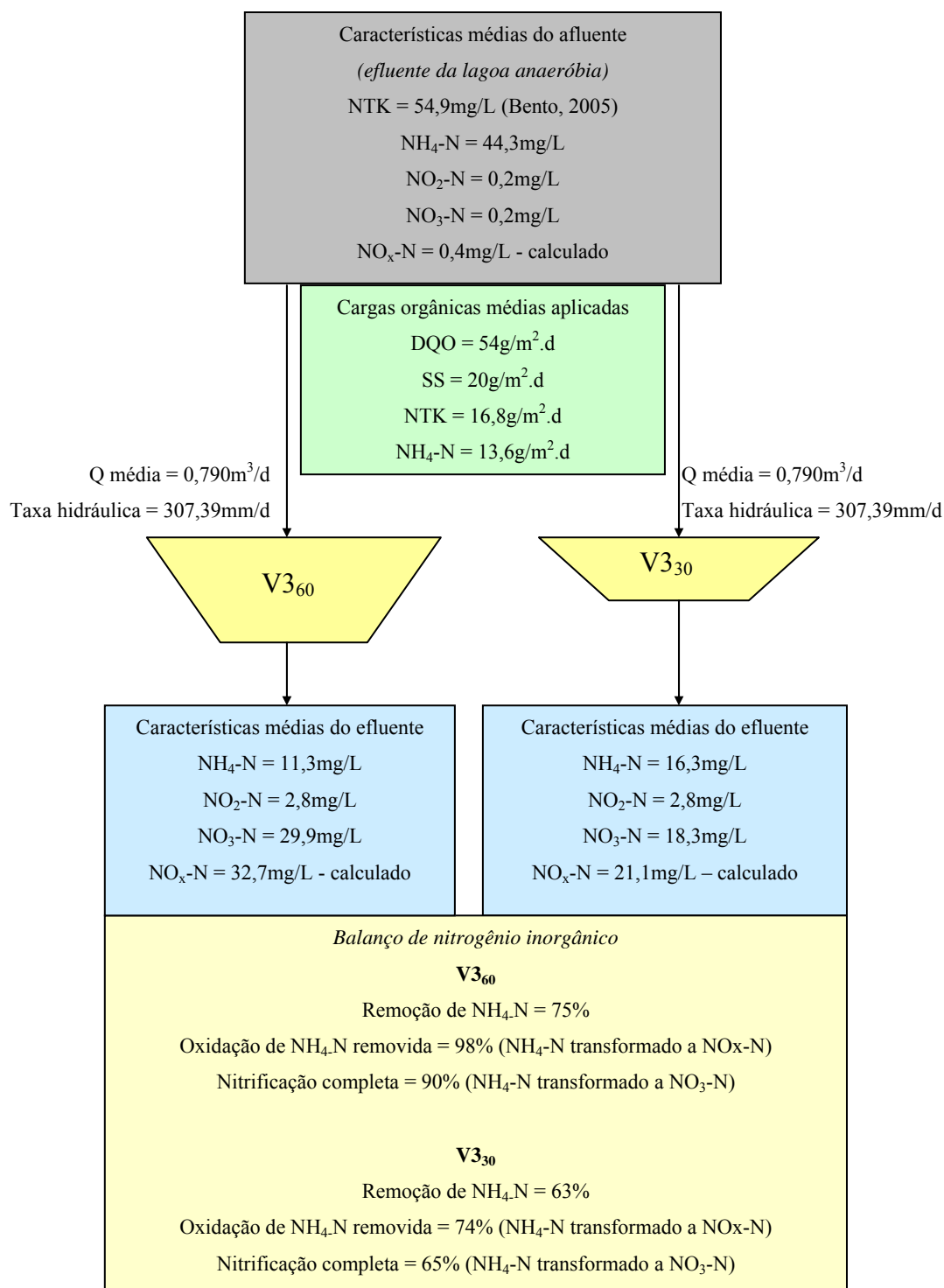
Esta potencialidade de maior nitrificação apresentada pelos módulos com 0,60m de espessura de areia, comparativamente aos módulos com 0,30m de espessura de areia, pode ser atribuída ao fenômeno de adsorção junto ao material filtrante (Kadlec e Knight, 1996; Cooper *et al.*, 1996), pois os módulos com 0,60m de areia possuem maior volume reativo comparados aos módulos de 0,30m. Além de que, com maior espessura de material filtrante maior é o tempo de retenção hidráulico no filtro, permitindo assim maior tempo para a hidrólise do NTK à NH<sub>4</sub>-N. Kayser e Kunst (2005) destacam que em grande parte dos casos estudados na Europa, a nitrificação é praticamente completada após os primeiros 0,05m de profundidade nos filtros verticais, porém, em casos de elevadas cargas de nitrogênio afluentes aplicadas (superiores a 6,5gNTK/m<sup>2</sup>.d – Platzer, 1999, por exemplo), esta zona de nitrificação no material filtrante aumenta para profundidades superiores a 0,30m, conforme verificado nos filtros verticais em estudo (todos com cargas de NTK afluentes superiores ao valor recomendado na literatura).

Contudo, o par V1<sub>60</sub> – V1<sub>30</sub> (carregado com cargas orgânicas médias de 27gDQO/m<sup>2</sup>.d, 10gSS/m<sup>2</sup>.d, 8,4gNTK/m<sup>2</sup>.d e 6,8gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>.d; taxa hidráulica de 153,70mm/d) não apresentou variação significativa em termos de concentração NO<sub>x</sub>-N efluente (Tabela 11), o que permite inferir a escolha da utilização de um FPMV com apenas 0,45m espessura de material filtrante (0,05m de brita 1 na camada superior, 0,30m de areia no meio e 0,10m de brita 1 no fundo) caso o objetivo da utilização do FPMV pós-lagoa anaeróbia e submetido as condições de clima subtropical seja a promoção da nitrificação.





**Figura 55:** Balço de nitrogênio inorgânico nos módulos FPMVs V2<sub>60</sub> e V2<sub>30</sub>.



**Figura 56:** Balço de nitrogênio inorgânico nos módulos FPMVs V3<sub>60</sub> e V3<sub>30</sub>.

A partir de uma avaliação comparativa da evolução temporal das concentrações de  $\text{NH}_4\text{-N}$  e  $\text{NO}_3\text{-N}$  efluentes entre os módulos preenchidos com 0,60m de areia, é possível verificar um comportamento similar entre o V1<sub>60</sub> e V2<sub>60</sub>, indicando que em termos de formação de nitrato,

durante o período de estudo, a variação na carga orgânica aplicada ( $10\text{gSS}/\text{m}^2.\text{d}$  e  $15\text{gSS}/\text{m}^2.\text{d}$ ) e da taxa hidráulica aplicada ( $153,70\text{mm}/\text{d}$  e  $230,74\text{mm}/\text{d}$ ) não exerceram influência significativa, demonstrado pela similaridade na concentração média efluente ( $V1_{60} = 26,2 \pm 8,2\text{mgNO}_3\text{-N}/\text{L}$  e  $V2_{60} = 25,6 \pm 9,7\text{mgNO}_3\text{-N}/\text{L}$ ). O resultado obtido com a análise de variância ANOVA entre  $V1_{60}$  e  $V2_{60}$  (Tabela 12) corrobora com o comportamento evolutivo, dado que não foi verificada variação significativa, em termos de  $\text{NO}_3\text{-N}$ , entre as concentrações efluentes nestes dois módulos ( $p = 0,97 > \alpha$ ).

Entre os pares  $V1_{60} - V3_{60}$  e  $V2_{60} - V3_{60}$  é possível verificar variações no comportamento evolutivo (Figuras 48, 50 e 52), porém, quando aplicado o teste ANOVA (Tabela 12) só há variação significativa entre o par  $V1_{60} - V3_{60}$  para o parâmetro  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Esta constatação estatística conduz, também, à escolha da utilização do filtro plantado com macrófitas  $V3_{60}$  (submetido a cargas orgânicas de  $54\text{gDQO}/\text{m}^2.\text{d}$ ,  $20\text{gSS}/\text{m}^2.\text{d}$  e  $13,6\text{gNH}_4\text{-N}/\text{m}^2.\text{d}$  e taxa hidráulica aplicada de  $307,39\text{mm}/\text{d}$ ), caso o objetivo de sua aplicação seja a nitrificação de efluente de lagoa anaeróbia sob condições de clima subtropical (concentração média efluente em  $V3_{60}$  de  $29,9 \pm 13,9\text{mgNO}_3\text{-N}/\text{L}$ ).

**Tabela 12:** Resultados obtidos com análise de variância ANOVA, para as frações de nitrogênio inorgânico, entre os pares  $V1_{60} - V2_{60}$ ,  $V1_{60} - V3_{60}$  e  $V2_{60} - V3_{60}$ .

Parâmetros	$V1_{60} - V2_{60}$	$V1_{60} - V3_{60}$	$V2_{60} - V3_{60}$
$\text{NH}_4\text{-N}$	$p = 0,002 < \alpha$	$p = 0,0001 < \alpha$	$p = 0,22 > \alpha$
$\text{NO}_2\text{-N}$	$p = 0,70 > \alpha$	$p = 0,28 > \alpha$	$p = 0,14 > \alpha$
$\text{NO}_3\text{-N}$	$p = 0,97 > \alpha$	$p = 0,26 > \alpha$	$p = 0,29 > \alpha$

$p > \alpha$  aceita-se  $H_0$ ;  $p < \alpha$  rejeita-se  $H_0$  (aceita-se  $H_1$ )

$H_0$  – as médias são iguais, não há diferença entre os tratamentos

$H_1$  – as médias são diferentes, há diferença entre os tratamentos

Nível de significância de 5% ( $\alpha=0,05$ )

A partir dos resultados estatísticos apresentados e discutidos acima, sob uma primeira avaliação, os módulos  $V1_{30}$  e  $V3_{60}$  mostraram grandes potencialidades como pós-tratamento de efluente de lagoa anaeróbia, mais especificamente em relação a nitrificação do nitrogênio amoniacal afluente.  $V1_{30}$  mostrou uma remoção média de amônia de 75% (sendo que deste percentual, 66% foi transformado a  $\text{NO}_3\text{-N}$  – Figura 54), enquanto que  $V3_{60}$  apresentou, também, uma remoção média de amônia de 75% (sendo que deste percentual, 98% foi transformado a  $\text{NO}_3\text{-N}$  – Figura 56). Em termos de concentração média efluente, os valores obtidos foram  $22,1 \pm 7,7\text{mgNO}_3\text{-N}/\text{L}$  e  $29,9 \pm 13,9\text{mgNO}_3\text{-N}/\text{L}$  para  $V1_{30}$  e  $V3_{60}$ ,



respectivamente. A vantagem que V1<sub>30</sub> apresenta é em relação a profundidade do material filtrante ser de 0,45m (0,05m de brita 1 no topo, 0,30m de areia no meio e 0,10m de brita 1 no fundo), o que denota uma relação de economia na compra e assentamento do material filtrante, enquanto que V3<sub>60</sub> apresenta vantagem em relação ao carregamento afluyente (cargas orgânicas de 54gDQO/m<sup>2</sup>.d, 20gSS/m<sup>2</sup>.d e 13,6gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>.d e taxa hidráulica aplicada de 307,39mm/d) o que denota economia no volume de implantação.

Ressalta-se que em todos os pares de FPMVs as cargas afluentes em termos de DQO, SS e NTK foram superiores àquelas recomendadas na literatura para condições de clima temperado (20gDQO/m<sup>2</sup>.d e 5gSS/m<sup>2</sup>.d – Winter e Goetz, 2003; 6,5gNTK/m<sup>2</sup>.d – Platzer, 1999), sendo que a nitrificação foi efetiva e não houve indício de colmatação em nenhum filtro, durante o período compreendido entre os meses de fevereiro a novembro de 2005, mostrando assim a potencialidade de filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical aplicados à nitrificação de efluente de lagoa anaeróbia, tratando esgoto doméstico e submetidos as condições de clima subtropical. Destaca-se, também, que cargas elevadas de NH<sub>4</sub>-N afluentes aos filtros verticais não são reportadas na literatura. O filtros V3<sub>60</sub> e V3<sub>30</sub> foram submetidos a uma carga média de 13,6gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>.d e atingiram eficiências de remoção de 75% e 63% para NH<sub>4</sub>-N, respectivamente. Sezerino *et al.* (2003) aplicando FPMV com profundidade de material filtrante de 0,90m (0,60m de areia – d<sub>10</sub> = 0,23mm e U = 6), pós-lagoa de maturação aplicada ao tratamento de dejetos de suínos, relatam 58% de remoção de NH<sub>4</sub>-N quando aplicado 14gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>.d, também sob condições de clima subtropical.

- **Transferência de oxigênio e eficiências globais**

Em relação a transferência de oxigênio no maciço filtrante dos FPMVs, baseado nas equações propostas por Platzer (1999), todos os módulos mostraram efetiva transferência de oxigênio, comprovado pela oxidação do nitrogênio amoniacal afluyente. Aplicando-se, contudo, as equações de balanço de oxigênio para os seis módulos verticais, obteve-se um balanço positivo (entradas de O<sub>2</sub> superiores a demanda de O<sub>2</sub> para a matéria carbonácea e nitrogenada) considerando três aplicações diárias (Tabela 13).

A partir da tabela 13 destaca-se que a entrada de oxigênio por difusão é constante para todos os módulos devido estes possuírem a mesma área superficial, e que a entrada por convecção é proporcional à taxa hidráulica aplicada. É possível, também, estimar a taxa de entrada de

oxigênio como sendo de  $65,61\text{gO}_2/\text{m}^2.\text{d}$ ,  $88,72\text{gO}_2/\text{m}^2.\text{d}$  e  $111,72\text{gO}_2/\text{m}^2.\text{d}$  para os pares  $V1_{60} - V1_{30}$ ,  $V2_{60} - V2_{30}$  e  $V3_{60} - V3_{30}$ , respectivamente. Caso a alimentação do afluente aos FPMVs fosse quatro vezes ao dia, as taxas de entrada de oxigênio tenderiam a diminuir devido ao período em que os poros do material filtrante permaneceriam saturados, obtendo assim uma transferência por difusão menor, pois a difusão do oxigênio na água é cerca de  $10^4$  vezes menor do que no ar (Kayser e Kunst, 2005). Devido a este fenômeno, Platzer (1999) considera que não há transferência de  $\text{O}_2$  via difusão cerca de 1,5 horas após a aplicação do efluente.

**Tabela 13:** Balanço de oxigênio realizado para os seis módulos FPMVs, conforme equações propostas por Platzer (1999).

Módulo	Taxa hidráulica (mm/d)	Carga de DQO (g/d)	Carga de NTK (g/d)	Demanda de $\text{O}_2$ (g/d)	Entrada convecção (g/d)	Entrada difusão (g/d)	Balanço de $\text{O}_2$ (g/d)
V1 <sub>60</sub>	153,70	69,77	21,69	122,62	118,50	50,12	+46,00
V1 <sub>30</sub>	153,70	69,77	21,69	121,64	118,50	50,12	+46,10
V2 <sub>60</sub>	230,74	104,75	32,56	168,24	177,90	50,12	+59,78
V2 <sub>30</sub>	230,74	104,75	32,56	166,04	177,90	50,12	+61,98
V3 <sub>60</sub>	307,39	139,54	43,37	240,34	237,00	50,12	+46,77
V3 <sub>30</sub>	307,39	139,54	43,37	238,39	237,00	50,12	+48,73

*Considerações de cálculo:*

(i) área superficial dos filtros plantados =  $2,57\text{m}^2$ ;

(ii) três aplicações diárias (de 8 em 8 horas);

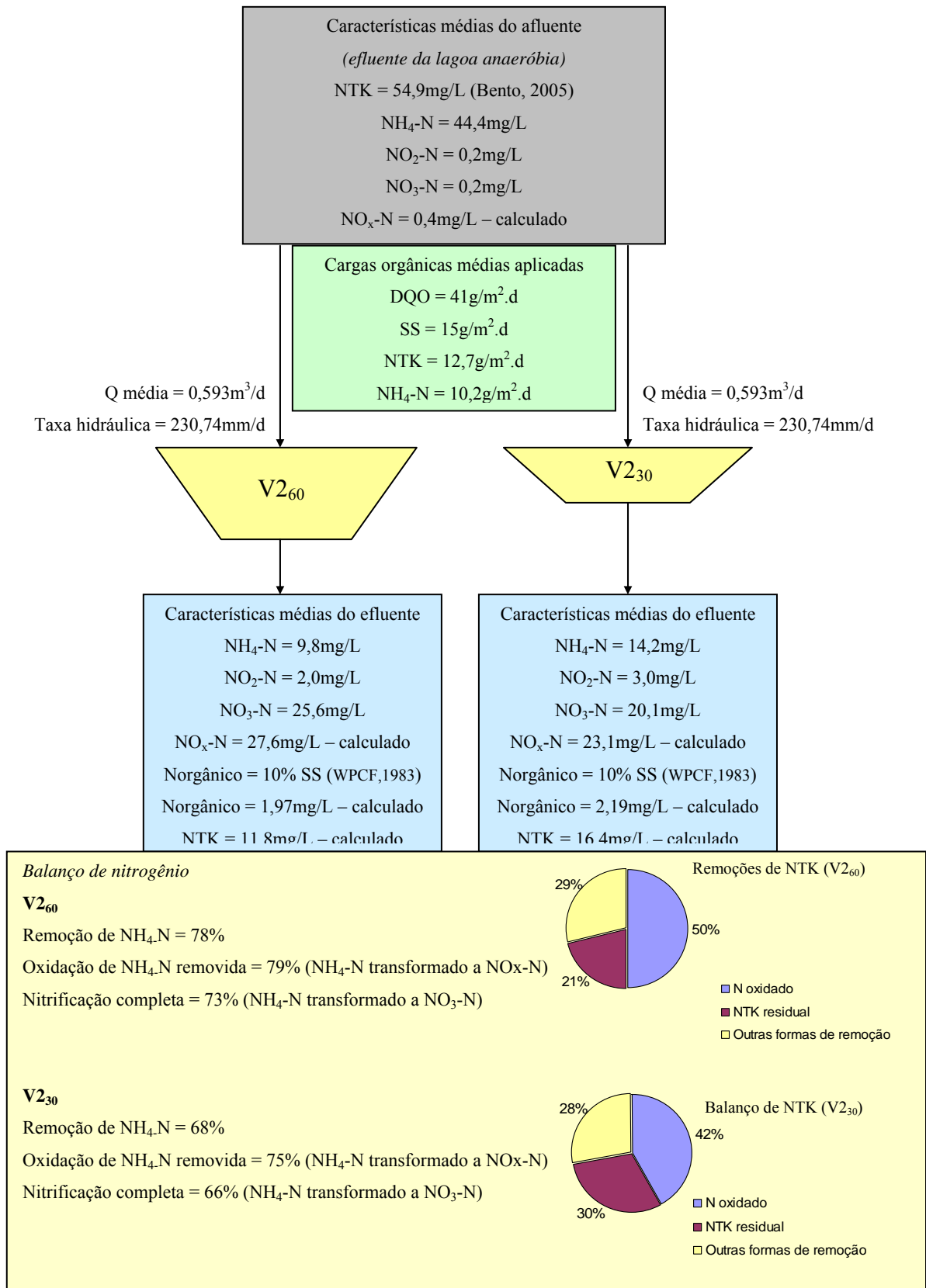
(iii) foram consideradas as remoções efetivas de cada FPMV em termos de DQO ( $V1_{60} = 73\%$ ;  $V1_{30} = 71\%$ ;  $V2_{60} = 72\%$ ;  $V2_{30} = 69\%$ ;  $V3_{60} = 68\%$ ;  $V3_{30} = 66\%$ ), diferentemente dos 85% previstos pela formulação de Platzer (1999);

(iv) da mesma forma do que proposto por Platzer (1999), foi considerado um “ganho” de 10% oxigênio devido a um potencial desnitrificação nos FPMVs.

O balanço de oxigênio realizado sob os seis módulos FPMVs conduz à escolha do módulo V2<sub>60</sub>, pois este apresentou o segundo valor mais elevado em termos de saldo de  $\text{O}_2$  ( $59,78\text{gO}_2/\text{d}$ ) e uma eficiência de remoção de DQO (72%) praticamente igual ao maior valor (73% de remoção em V1<sub>60</sub>) obtido durante o período de avaliação. Corroborando com a avaliação do balanço de oxigênio, a análise inferencial ANOVA não apresentou variação significativa nos valores de DQO efluente entre o V1<sub>60</sub> e V2<sub>60</sub> ( $p = 0,49 > \alpha$ ).

Aplicando, novamente, o balanço de oxigênio para V2<sub>60</sub> – V2<sub>30</sub>, porém considerando-se as frações orgânicas afluentes (NTK afluente) e efluentes (estimado em relação ao parâmetro SS efluente), pode-se estimar as vias de remoção do nitrogênio afluente (Figura 57). O NTK

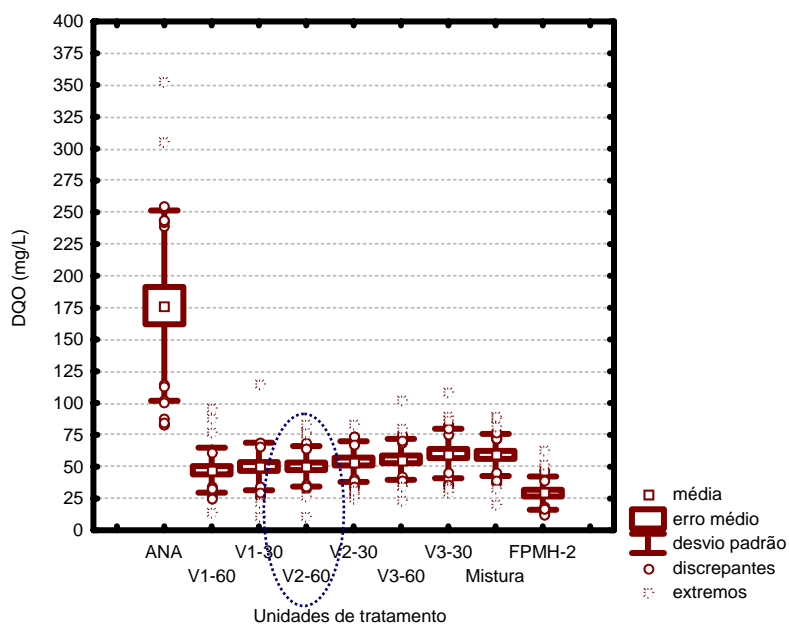
efluente foi calculado a partir da relação existente entre a composição de SS em termos de nitrogênio orgânico, como sendo 10% de SS (WPCF, 1983), somado ao NH<sub>4</sub>-N efluente.



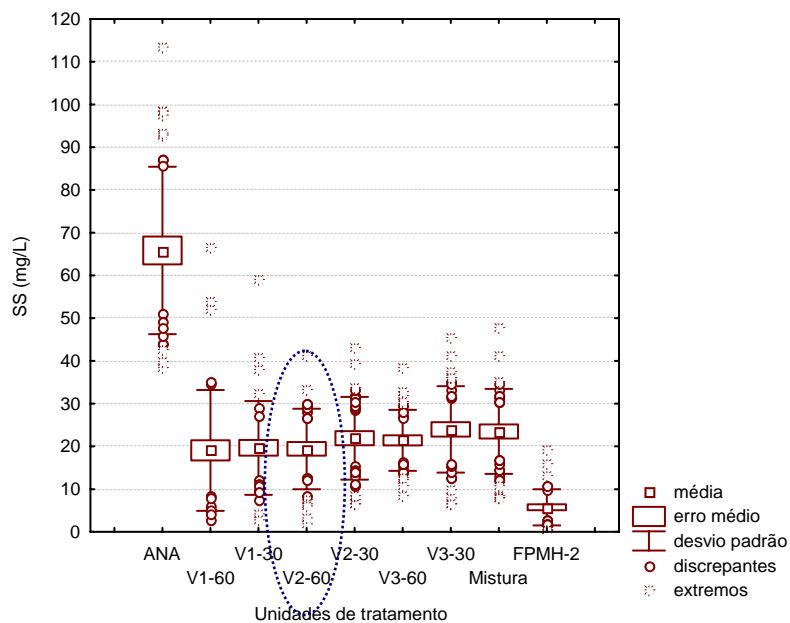
**Figura 57:** Balanço de NTK nos módulos FPMVs V<sub>260</sub> e V<sub>230</sub>.

Concomitantemente, em termos de eficiência global (Figuras 58, 59, 60 e 61), avaliando-se todos os parâmetros monitorados, o filtro V2<sub>60</sub> mostrou a maior potencialidade de utilização como unidade de pós-tratamento de efluente de lagoa anaeróbia, sob todos os aspectos, ou seja, sob a qualidade físico-química média do efluente final gerado e a taxa hidráulica afluyente empregada, inferior àquela recomendada na literatura (250mm/d – Platzer, 1999).

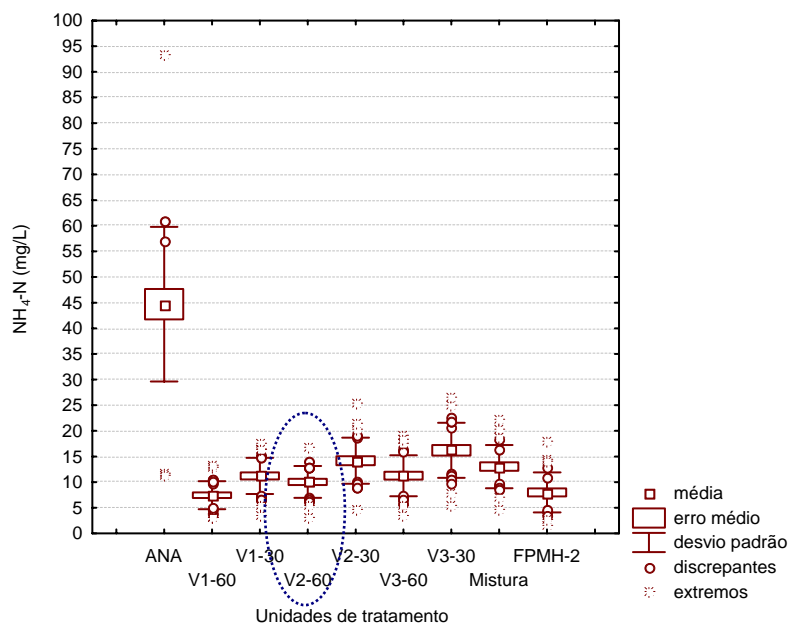
A qualidade do efluente final de V2<sub>60</sub> em termos bacteriológicos foi a melhor dentre todos os FPMVs, considerando principalmente o baixo desvio padrão em torno da média ( $4,83 \pm 0,07$  log de *E.coli* – Tabela 10). Ressalta-se que este filtro vertical apresentou uma performance de remoção de 1log de *E.coli* em relação ao efluente final da lagoa anaeróbia.



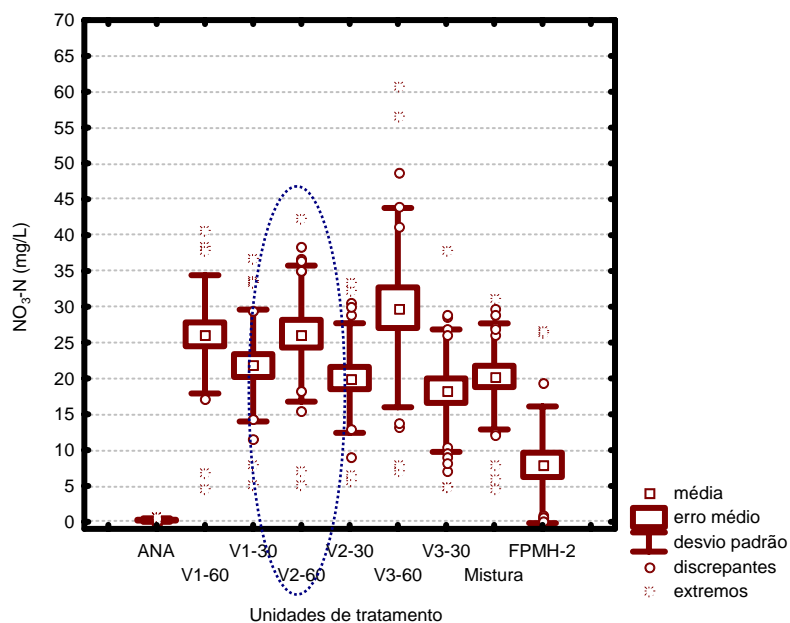
**Figura 58:** Gráfico tipo *boxplot*, destacando os valores médios, discrepantes e extremos de DQO obtidos com o monitoramento dos módulos FPMVs, ao longo de fevereiro a novembro de 2005.



**Figura 59:** Gráfico tipo *boxplot*, destacando os valores médios, discrepantes e extremos de SS obtidos com o monitoramento dos módulos FPMVs, ao longo de fevereiro a novembro de 2005.



**Figura 60:** Gráfico tipo *boxplot*, destacando os valores médios, discrepantes e extremos de  $\text{NH}_4\text{-N}$  obtidos com o monitoramento dos módulos FPMVs, ao longo de fevereiro a novembro de 2005.



**Figura 61:** Gráfico tipo *boxplot*, destacando os valores médios, discrepantes e extremos de NO<sub>3</sub>-N obtidos com o monitoramento dos módulos FPMVs, ao longo de fevereiro a novembro de 2005.

As macrófitas foram plantadas por duas vezes nos seis módulos FPMVs (em fevereiro e junho de 2005) sob uma densidade de quatro mudas por m<sup>2</sup>, o que resultou em onze mudas por módulo. Foi necessário realizar o segundo plantio devido a um problema de adaptação da mesma. Este problema de adaptação esteve relacionado à reduzida permanência de umidade na rizosfera, devido a retirada completa da matéria orgânica das raízes após a colheita do ambiente natural (Figura 62) da mesma forma como foi realizado para o FPMH 1 (capítulo 4). Porém, nos filtros plantados de fluxo horizontal o maciço filtrante permanece inundado com o esgoto afluente (controlado pela elevação do mangote flexível conectado à tubulação de coleta), o que fornece às macrófitas um ambiente saturado de umidade e matéria orgânica.

Duas ações mitigadoras foram empregadas: (i) replantio das mudas mantendo uma quantidade de matéria orgânica nas raízes (Figura 63) e (ii) manutenção do maciço filtrante saturado de efluente por um período de 5 dias após o plantio das macrófitas.

Com o emprego das ações mitigadoras destacadas acima, as macrófitas desenvolveram-se por completo em todos os módulos, apresentando, inclusive, inflorescências (Figura 64).



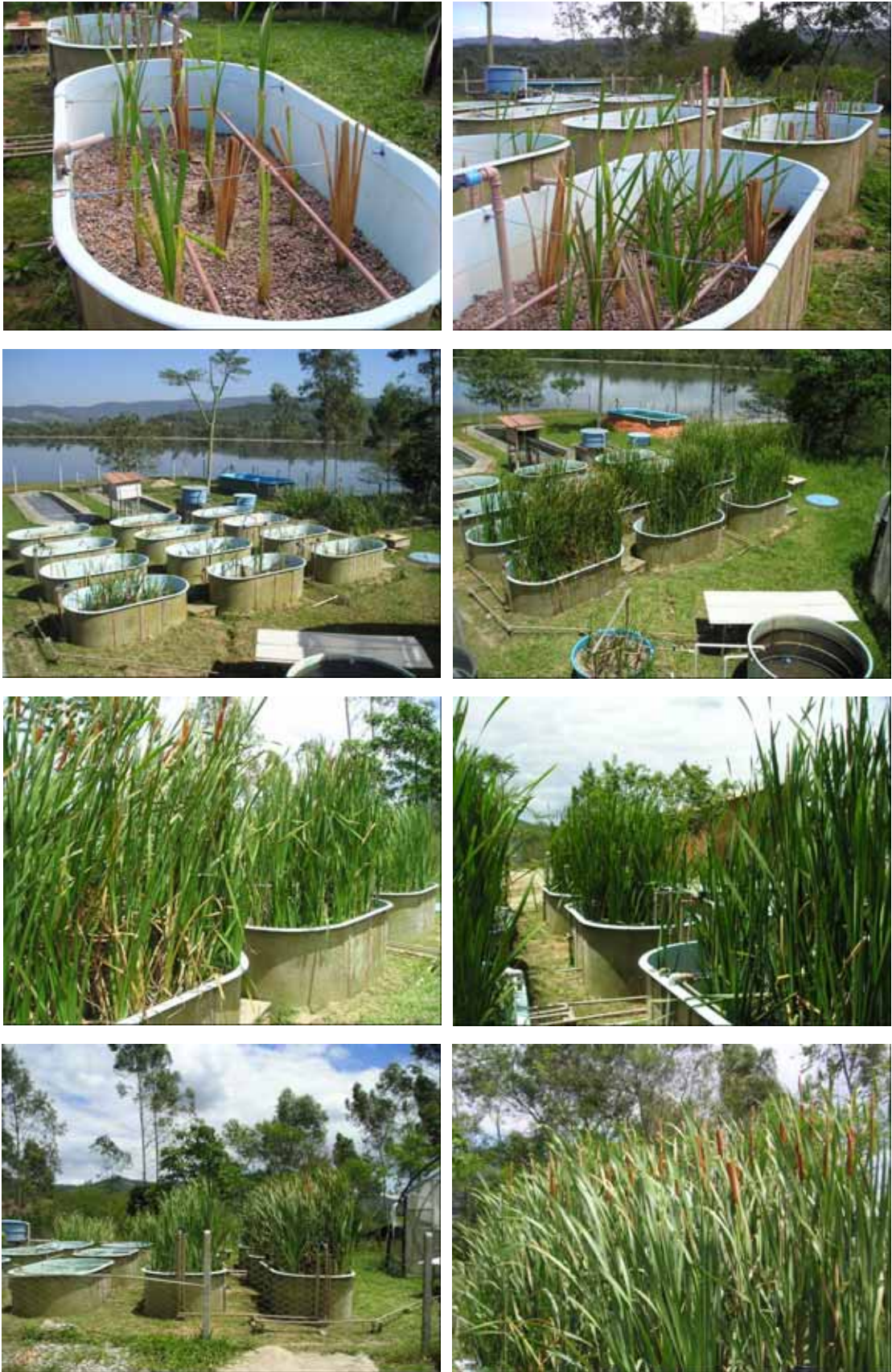
**Figura 62:** Fotos do primeiro plantio realizado nos FPMVs em fevereiro de 2005. (A) detalhe da retirada do excesso de matéria orgânica das raízes; (B) detalhe do plantio manual da macrófita sem que houvesse matéria orgânica nas raízes e umidade no maciço filtrante.



**Figura 63:** Indivíduo de *Typha domingensis* replantado nos FPMVs.

Em outubro de 2005 foram realizadas medições pontuais para avaliação do crescimento das macrófitas, medindo-se o número de indivíduos por módulo e seus perfilhos, o número total de folhas por indivíduo e a média de comprimento foliar dos indivíduos (Tabela 14).





**Figura 64:** Evolução das macrófitas nos FPMVs após o replantio realizado em junho/2005.



**Tabela 14:** Média dos resultados obtidos com as avaliações pontuais nas macrófitas junto aos FPMVs (plântio em junho de 2005; avaliação em outubro de 2005).

Módulos	Nº de indivíduos	Média do	Média da área	Média do Nº de folhas
		comprimento foliar (cm)	foliar (cm <sup>2</sup> ) *	
V1 <sub>60</sub>	89	155,99 ± 43,86	155,99	11 ± 2
V1 <sub>30</sub>	43	109,08 ± 35,27	109,08	12 ± 2
V2 <sub>60</sub>	63	116,49 ± 23,89	116,49	12 ± 2
V2 <sub>30</sub>	55	93,78 ± 23,15	93,78	10 ± 3
V3 <sub>60</sub>	42	77,20 ± 19,76	77,20	11 ± 3
V3 <sub>30</sub>	44	107,39 ± 19,15	107,39	12 ± 2

\* Área foliar = comprimento foliar x 1cm (largura foliar padrão da *Typha*, segundo Reitz, 1984)

Apesar das médias dos resultados obtidos com as avaliações pontuais não serem sob um grande número de repetições, é possível inferir sobre as macrófitas nos FPMVs:

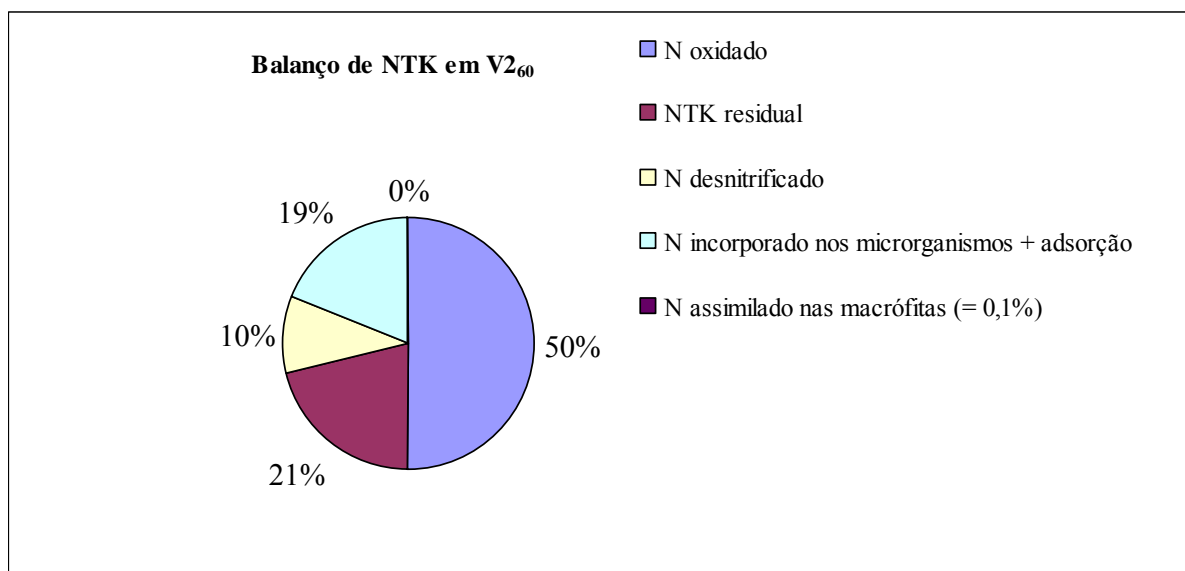
- o número de indivíduos foi mais expressivo junto ao V1<sub>60</sub>, seguido do V2<sub>60</sub> (que apresentou as melhores performances de tratamento global). Ressalta-se que foram plantados somente 11 indivíduos por módulo;

- com exceção dos módulos V2<sub>30</sub> e V3<sub>60</sub>, os demais apresentaram macrófitas com semelhantes médias de comprimento foliar;

- a média do número de folhas em um indivíduo foi semelhante em todas as amostras avaliadas.

Retornando ao balanço de NTK junto ao V2<sub>60</sub> e considerando as características das macrófitas presentes neste módulo, é possível fazer uma primeira estimativa da carga de nitrogênio diária removida do sistema devido a incorporação pelas macrófitas, dado que a literatura aponta para um potencial de retirada de nitrogênio via assimilação pelas macrófitas e a subsequente poda, sob condições de clima tropical e subtropical, valores médios de 0,48gN/m<sup>2</sup>.d (Tanner *et al.*, 2002a).

Assumindo, então, as considerações acima somada à potencialidade de desnitrificação dos FPMVs, apresentada na literatura como sendo 10% (Platzer, 1999), o módulo V2<sub>60</sub> apresentou um balanço de NTK conforme representado na figura 65.



**Figura 65:** Balanço estimado de NTK no módulo FPMV V2<sub>60</sub>

Sendo assim, ao se considerar o valor proposto por Tanner *et al.* (2000b) e a área foliar estimada no V2<sub>60</sub> (Tabela 14), ter-se-ia uma carga de aproximadamente 0,035gNTK/d removida via assimilação nas macrófitas, ou seja, 0,10% da carga de NTK afluyente (carga NTK média afluyente de 32,64gNTK/d). Ressalta-se que as macrófitas assimilam nitrogênio ou na forma amoniacal, ou na forma mais oxidada do nitrogênio, o nitrato.

Ao longo do ano de 2005, entre os meses de janeiro a novembro, os dados climáticos obtidos junto a Estação Meteorológica da EPAGRI, localizada no mesmo município que a ETE Experimental, apresentaram os seguintes valores médios:

- precipitação pluviométrica média de 172,1mm/mês;
- insolação média diária de 6horas de sol/dia.
- temperatura média do ar no verão de 25°C e no inverno de 17°C.

A diferença entre a máxima precipitação pluviométrica, ocorrida em setembro de 2005, com a evaporação média deste mesmo mês, correspondeu em média a 5%, 3% e 2,5% da vazão afluyente aos FPMVs V1<sub>60-30</sub>, V2<sub>60-30</sub> e V3<sub>60-30</sub>, respectivamente, e de 9% da vazão de

alimentação diária no FPMH 2, promovendo assim uma diluição pouco representativa junto aos filtros plantados.

- **Performance global da seqüência Lagoa anaeróbia, Mistura dos FPMVs e FPMH 2**

Outra grande potencialidade vinculada aos filtros plantados com macrófitas no pós-tratamento de efluente de lagoas de estabilização, é a utilização de sistemas híbridos após a lagoa anaeróbia.

Os sistemas híbridos são definidos como o emprego em seqüência de filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical e fluxo horizontal, ou vice e versa (Cooper *et al.*, 1996). No presente estudo, empregou-se a seqüência filtro plantado de fluxo vertical seguido de fluxo horizontal.

Devido a utilização dos filtros verticais em paralelo, sendo seus efluentes direcionados ao tanque de mistura, far-se-á uma avaliação da performance de tratamento com os resultados obtidos com a caracterização físico-química no efluente da lagoa anaeróbia, tanque de mistura e FPMH 2. Em termos de eficiência global, ou seja, avaliando a qualidade do efluente final (pós FPMH 2) em relação ao efluente da lagoa anaeróbia (Tabelas 10 e 15), destaca-se uma elevada performance no tratamento, apresentando uma qualidade de efluente que se enquadra na resolução CONAMA N° 357 de 2005.

**Tabela 15:** Performance de tratamento média obtida junto ao sistema híbrido (FPMV seguido de FPMH), em relação a qualidade do efluente da lagoa anaeróbia.

Parâmetros	Tanque de mistura	FPMH 2	
	(efluente dos FPMVs)	(i)	(ii)
DQO	66%	83%	50%
SS	64%	91%	76%
NH <sub>4</sub> -N	70%	82%	39%
NO <sub>2</sub> -N	—	50%	96%
NO <sub>3</sub> -N	—	—	61%
PO <sub>4</sub> -P	37%	77%	64%

(i) porcentagem de remoção em relação ao efluente da lagoa anaeróbia

(ii) porcentagem de remoção em relação a mistura dos efluentes dos FPMVs

Cabe salientar, a potencialidade do FPMH 2 na redução do nitrogênio oxidado formado a partir dos FPMVs, sem que houvesse nenhuma introdução de carbono orgânico induzida no filtro para propiciar condições bioquímicas às bactérias desnitrificantes. A concentração média afluyente ao FPMH 2 de  $\text{NO}_2\text{-N}$  e  $\text{NO}_3\text{-N}$  foi de  $2,7 \pm 1,6\text{mg/L}$  e  $20,3 \pm 7,4\text{mg/L}$ , respectivamente. O efluente final apresentou concentração média de  $0,1 \pm 0,2\text{mgNO}_2\text{-N/L}$  e  $7,9 \pm 8,1\text{mgNO}_3\text{-N/L}$ . Este comportamento vem ao encontro da literatura, a qual aponta para uma potencialidade de filtros de fluxo horizontal em promover a desnitrificação de efluentes contendo nitrogênio nitrato em sua composição, sem que ocorra a introdução de carbono orgânico via, por exemplo, adição de metanol (Bayley *et al.*, 2003). Estes mesmos autores destacam que a abundância de raízes, particularmente nas camadas mais superficiais do filtro, podem ser consideradas uma fonte carbono orgânico quando da sua morte, bem como contribuem como área de suporte para o crescimento de bactérias desnitrificantes.

Vale ressaltar que o FPMH 2 foi construído em janeiro de 2004 e submetido a um estágio de repouso durante cerca de 13 meses (de janeiro de 2004 a fevereiro de 2005), pois tinha sido idealizado inicialmente para trabalhar em paralelo ao FPMH 1 no polimento de efluente de lagoa facultativa (capítulo 4). As ações realizadas sob o FPMH 2 durante o período de repouso, resumiram-se apenas em alimentações aleatórias de esgoto (efluente de lagoa facultativa) e na manutenção da tubulação flexível em nível elevado (controlador de nível – mangote) a fim de manter o maciço filtrante saturado, garantindo assim a umidade e os nutrientes necessários às macrófitas.

A remoção do nitrogênio amoniacal, oriundo da lagoa anaeróbia, pelo sistema híbrido (83%) foi inferior ao valor reportado por Kantawanichkul *et al.* (2001), que obteve um valor de 98% para um sistema híbrido (fluxo vertical seguido de fluxo horizontal) trabalhando sob condições de clima tropical. Os pesquisadores trabalharam com uma carga de  $9,5\text{gNH}_4\text{-N/m}^2\text{.d}$ . No presente estudo, os FPMVs foram submetido a uma variação de carga de  $6,8$  a  $13,6\text{gNH}_4\text{-N/m}^2\text{.d}$  e o FPMH 2 a uma carga de  $1,1\text{gNH}_4\text{-N/m}^2\text{.d}$ .

O FPMH 2 foi submetido a uma taxa hidráulica de  $83\text{mm/d}$  e uma carga de SS média de  $16,25\text{gSS/m}^2$  de seção transversal.d e apresentou uma concentração média no efluente de  $5,7 \pm 4,2\text{mgSS/L}$ , ou seja, uma qualidade até então não reportada na literatura especializada.

Fato interessante reportado está relacionado à concentração do efluente final em termos de  $\text{PO}_4\text{-P}$ , pois o FPMH 2 apresentou valor médio de  $1,9 \pm 1,5\text{mgPO}_4\text{-P/L}$  sem que houvesse liberação deste fósforo devido a saturação do potencial de adsorção, durante os nove meses de estudo, contrário ao comportamento verificado nos ensaios em laboratório (capítulo 3) e no FPMH 1 (capítulo 4).

Em relação ao manejo das macrófitas, praticamente não houve ação sobre elas no FPMH 2. Estas foram plantadas em janeiro/2004, juntamente com as macrófitas do FPMH 1, e durante o ano de 2004 apenas uma poda foi realizada. Desde então, nenhuma poda foi efetuada, para que os tecidos mortos das macrófitas retornassem como fonte de carbono.

#### **5.4. Conclusões**

Com o monitoramento e avaliação, durante um período de 9 meses, dos FPMVs seguido de FPMH 2, pós-lagoa anaeróbia tratando efluente doméstico submetido as condições de clima subtropical, pode-se concluir:

- a nitrificação foi evidente em todos os módulos FPMVs, devido a presença de nitrogênio nitrato no efluente;
- houve efetiva transferência de  $\text{O}_2$  no maciço filtrante e adaptação das bactérias nitrificantes nos FPMVs;
- os módulos FPMVs preenchidos com 0,60m de espessura de areia ( $d_{10} = 0,20\text{mm}$  e  $U = 4,9$ ) foram mais efetivos na nitrificação do que os módulos com 0,30m de espessura de areia;
- não houve variação significativa estatisticamente, em relação a nitrificação, entre os módulos FPMVs preenchidos com 0,60m de espessura de areia, submetidos as taxas hidráulicas de 153,70mm/d e 230,74mm/d;
- todos os FPMVs foram submetidos a elevadas cargas orgânicas (2 a 4 vezes superior em termos de SS e 1,3 a 2,7 vezes superior em termos de DQO aos valores recomendados na

literatura, para condições de clima temperado) e mostraram-se efetivos na nitrificação de efluente de lagoa anaeróbia, sob condições de clima subtropical, sem presença de colmatação durante os primeiros 9 meses de avaliação;

- aplicando-se as equações de balanço de  $O_2$  propostas por Platzer (1999), o resultado obtido conduziu à escolha do FPMV V2<sub>60</sub> (preenchido com 0,60m de espessura de areia e submetido a uma taxa hidráulica de 230,74mm/d e as cargas médias afluentes de 41gDQO/m<sup>2</sup>.d, 15gSS/m<sup>2</sup>.d, 12,7gNTK/m<sup>2</sup>.d e 10,2gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>.d), pois este apresentou a melhor performance global de tratamento, considerando todos os parâmetros físico-químicos avaliados;

- em termos de concentração de *E.coli* no efluente, o módulo V2<sub>60</sub> foi o mais efetivo dentre todos os demais FPMVs, refletido, principalmente, pelo baixo desvio padrão em torno da média, apresentando remoção de 1log em relação ao efluente da lagoa anaeróbia;

- o plantio das macrófitas nos FPMVs difere do plantio realizado nos FPMHs, devido a este necessitar de uma manutenção de um residual de matéria orgânica ao redor do rizoma, para que o indivíduo tenha umidade e aporte de nutrientes;

- recomenda-se após o plantio das macrófitas *Typha domingensis* em filtros plantados de fluxo vertical, a manutenção do maciço filtrante saturado com água e/ou efluente por um período de, no mínimo, 5 dias para evitar o estresse sob a planta;

- 4 meses após o plantio de 11 mudas de *Typha domingensis* em cada módulo FPMV, a população variou de 42 indivíduos (módulo V3<sub>60</sub>) a 89 indivíduos (módulo V1<sub>60</sub>), mostrando a adaptação destas macrófitas perante as condições as quais foram submetidas;

- o emprego de filtro plantado com macrófitas de fluxo vertical seguido de filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal, pós-lagoa anaeróbia, promoveu a nitrificação do efluente seguido de desnitrificação (61% de redução do NO<sub>3</sub>-N afluente), sem a introdução de carbono orgânico induzido ao sistema;

- a seqüência de filtros plantados (sistema híbrido) apresentou excelente qualidade em termos de remoção de SS oriundo da lagoa anaeróbia (91% de remoção), com concentração média efluente de  $5,7 \pm 4,4\text{mgSS/L}$ .

## CAPÍTULO 6 – Conclusões finais e recomendações

---

Durante um período de aproximadamente quatro anos de envolvimento com este estudo, desenvolvendo uma ampla revisão bibliográfica e atividades de pesquisa em laboratório, em campo e por meio de simulação numérica, atuando na montagem, implantação, operação e avaliação de unidades em escala de bancada e piloto (módulos construídos em campo), buscou-se identificar as potencialidades dos filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) como pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização, sob condições de clima subtropical, a fim de aplicá-los como alternativa tecnológica para o tratamento descentralizado de esgotos domésticos.

Entre as potencialidades apontadas neste estudo com a utilização de filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal e fluxo vertical, associados ou não, como pós-tratamento de lagoas anaeróbias e lagoas facultativas empregadas no tratamento de esgotos domésticos e submetidas as condições de clima subtropical – sul do Brasil, pode-se concluir:

- i. A areia deve ser empregada como material filtrante tanto nos filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal, como nos filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical;
- ii. Deve-se proceder a caracterização da areia a ser empregada como material filtrante por meio de ensaio da curva granulométrica, pois as casas de material de construção, no geral, desconhecem os índices físicos (diâmetro efetivo –  $d_{10}$  e coeficiente de uniformidade – U) das areias que comercializam;
- iii. As areias, de forma geral, não apresentam um elevado potencial de adsorção dos macronutrientes solúveis presentes nos esgotos domésticos. Logo, se o propósito principal da aplicação de filtros plantados com macrófitas pós-lagoas de estabilização seja a remoção do fósforo dissolvido reativo ( $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ), há a necessidade de enriquecer esta areia com minerais de ferro ( $\text{Fe}^{3+}$ ), cálcio ( $\text{Ca}^{3+}$ ) ou alumínio ( $\text{Al}^{3+}$ ), ou ainda, proceder com um tratamento complementar;



- iv. O uso combinado de lagoa anaeróbia seguida de lagoa facultativa com filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal, apresentou uma eficiência global de remoção de 87% e 80% de DQO e DBO<sub>5</sub>, respectivamente, ou seja, performance inferior àquela estipulada nas hipóteses que conduziram o estudo. Já para o parâmetro SS, a seqüência de tratamento apresentou 94% de remoção, estando assim em conformidade à primeira hipótese definida para o trabalho de pesquisa;
- v. A taxa hidráulica aplicada ao filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal, deve ser considerada como uma ferramenta para a determinação da área superficial deste filtro, assim como a carga afluyente aplicada em termos de sólidos suspensos (gSS/m<sup>2</sup>.d) deve estar relacionada à área transversal ao escoamento, definindo assim, as relações de comprimento e largura do filtro;
- vi. Há a necessidade de projetar e implantar duas unidades filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal em paralelo, pois escoamentos superficiais podem ocorrer, indicando assim um início do processo de colmatação do material filtrante. Com a presença do escoamento superficial, a performance do filtro em termos de DBO<sub>5</sub> diminui, podendo apresentar valores absolutos de concentração superiores aos preconizados na legislação ambiental do Estado de Santa Catarina;
- vii. Os filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical foram efetivos na nitrificação do efluente gerado na lagoa anaeróbia, sendo o módulo que apresentou a maior potencialidade de oxidação completa do nitrogênio amoniacal afluyente (73% do total de NH<sub>4</sub>-N removida) foi àquele preenchido com 0,75m de espessura de material filtrante (0,05m de brita 1 no topo, 0,60m de areia no meio e 0,10m de brita 1 no fundo) e submetido a uma taxa hidráulica de 230,74mm/d e cargas de 41gDQO/m<sup>2</sup>.d, 15gSS/m<sup>2</sup>.d, 12,7gNTK/m<sup>2</sup>.d e 10,2gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>.d, corroborando com a segunda hipótese do estudo;
- viii. A utilização de filtro plantado com macrófitas de fluxo horizontal na seqüência do filtro plantado com macrófitas de fluxo vertical foi efetivo na redução de 61% do nitrogênio nitrato formado, sem que houvesse introdução de fonte induzida de carbono, mostrando assim, a potencialidade das macrófitas e do biofilme no aporte de

carbono necessário à desnitrificação. Esta constatação confirma a terceira hipótese que conduziu o trabalho de pesquisa;

- ix. As macrófitas classificadas como *Typha domingensis* (popularmente conhecidas como taboa) adaptaram-se as condições adversas existentes nos filtros horizontal e vertical, e atuaram na dinâmica de depuração do esgoto, comprovado pelo seu crescimento representativo e completo, apresentando, inclusive, inflorescências;

Vale ressaltar, que umas das maiores desvantagens dos sistemas naturais em relação aos sistemas convencionais, lodos ativados por exemplo, é o requerimento de área. Dado a esta necessidade, os sistemas naturais são recomendados para o tratamento de esgotos das regiões rurais e/ou de localidades com baixa densidade populacional (considerado aqui aqueles com menos de 50habitantes/km<sup>2</sup>) e disponibilidade territorial. Só na região da Grande Florianópolis/SC, por exemplo, existem oito municípios com densidade populacional menor do que 50habitantes/km<sup>2</sup>; destes, cinco municípios apresentam densidade menor do que 5habitantes/km<sup>2</sup>. Entre estes oito municípios, em apenas um a população é servida de sistema de esgotamento sanitário seguido de tratamento e disposição final.

Destaca-se, ainda, que a aplicação de sistemas naturais no tratamento de esgotos vem despontando como uma alternativa “tecnológica” sustentável, por apresentar uma melhor ciclagem dos nutrientes, reduzida produção de subprodutos, adequação à paisagem natural (sobretudo em áreas rurais), baixos custos de implantação, operação e manutenção (comparativamente aos sistemas ditos convencionais), eficiente desinfecção dos esgotos sem a necessidade de aditivos químicos e possibilidade de reúso do efluente. Este último, em uma primeira análise, reforça a idéia da necessidade em agregar valor aos esgotos tratados. Polprasert e Koottatep (2004) apresentam uma potencialidade da utilização de efluentes de lagoas de estabilização associadas aos sistemas tipo *wetlands* (sob suas mais diversas formas e arranjos) na agricultura e aquíicultura. As concentrações de nitrogênio amoniacal e nitrogênio nitrato efluentes dos filtros plantados estudados poderiam, por exemplo, serem empregados na agricultura.

A partir das conclusões geradas neste estudo, recomenda-se o emprego de filtros plantados com macrófitas associados às lagoas de estabilização no tratamento de esgotos domésticos. As potencialidades observadas e avaliadas, juntamente com as relações de dimensionamento e

operação obtidas, conduzem à utilização deste arranjo tecnológico para amenizar e, até mesmo reverter, o déficit no tratamento de esgotos domésticos evidente no Estado de Santa Catarina e ao longo de todo o território nacional.

Para estudos futuros, recomenda-se:

- i. a implementação de outras formas de sistema de alimentação dos filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal, com vistas a diminuição da carga aplicada, ou seja, induzindo o afluente percolar sobre uma maior área transversal;
- ii. uma operação e avaliação por maior tempo dos filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical, submetidos a taxas hidráulicas superiores a 230mm/d e cargas superiores a 15gSS/m<sup>2</sup>.d, a fim de se identificar possíveis problemas de fluxo – colmatção do maciço filtrante;
- iii. a busca pela identificação do papel das macrófitas na retirada de nutrientes, implementando medições periódicas e constantes de crescimento vegetativo e análises sob o tecido vegetal;
- iv. a continuidade dos estudos sob a identificação do potencial de desnitrificação dos filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal, buscando conhecer os aportes de carbono liberados no sistema, assim como, a identificação dos microrganismos envolvidos.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

---

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997). *NBR13969. Projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementares e disposição final dos efluentes de tanques sépticos: procedimentos*. Rio de Janeiro:ABNT. 57p.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (1990). *EB-2097. Material Filtrante – areia, antracito e pedregulho*. Rio de Janeiro:ABNT. 7p.
- Alaburda, J., Nishihara, L. (1998). Presença de compostos de nitrogênio em águas de poços. *Rev. Saude Pública*, v. 32, n.2. São Paulo. 9p.
- AERMC - Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse. (1999). *Épuration des Eaux Usées par des Filtres Plantes de Macrophytes: Une Étude Bibliographique*. Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, Lyon, France. 80p.
- APHA – American Public Health Association. (1995). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19 ed. Washington: APHA-AWWA-WEF.
- Arias, C. A., Del Bubba, M., Brix, H. (2001). Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. *Wat. Res.*, v. 35, n. 5, pp. 1159-1168.
- Baird, R., Bottomley, J., Taitz, H. (1979). Ammonia toxicity and pH control in fish toxicity bioassays of treated wastewater. *Water Research*. v.13, pp. 181-184.
- Bayley, M.L., Davidson, L., Hedaley, T.R. (2003). Nitrogen removal from domestic effluent using subsurface flow constructed wetlands: influence of depth, hydraulic residence time and pré-nitrification. *Wat. Sci. Tech.*, v. 48, n. 5, pp. 175-182.
- Bento, A. P. (2005). Tratamento de esgoto doméstico em lagoas de estabilização com suportes para o desenvolvimento de perifiton – biofilme. *Tese de Doutorado*. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. 197p.
- Bento, A.P., Sezerino, P.H., Reginatto, V., Lapolli, F.R. (2003). Desenvolvimento de biofilme nitrificante em lagoas facultativas de tratamento secundário de esgotos sanitários. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. *CD-Room*. Joinville/SC. Rio de Janeiro: ABES. 9p.
- Bento, A. P.; Lapolli, F. R.; Sartorato, J.; Ribeiro, L. F. (2002). Wastewater Treatment Using Stabilization Ponds: Florianópolis Experience, South Brazil. In: V International Conference on Waste Stabilisation Ponds. *Proceedings*. Auckland, New Zealand. pp. 679-684.
- Bento, A.P. (2000). Caracterização da microfauna no sistema insular de tratamento de esgotos de Florianópolis/SC: um instrumento de controle operacional e avaliação da eficiência do processo. *Dissertação de Mestrado*. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. 131p.
- Borges, K.P., Tauk-Tornisielo, S.M., Domingos, R.N., Angelis, D.F. (2002). Tratamento de efluentes contaminados com microrganismos por wetland construído. In: X Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. *CD Room - Anais*. Braga, Portugal: ABESB.
- Boutin, C. (1987) Domestic wastewater treatment in tanks planted with rooted macrophytes: case study, description of the system, design criteria and efficiency. *Wat. Sci. Tech.* v.19, n.10, pp. 29-40.

Boutin, C., Liénard, A. (2004). Reed bed filters for wastewater treatment in France: major design aspects and history of development. *Water* 21, April 2004, pp. 58-62.

Branco, S.M. (1986) *Hidrobiologia aplicada à engenharia sanitária*. 3ª ed. São Paulo: CETESB/ASCETESB. 640p.

Brix, H. (1997). Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Wat. Sci. Tech.*, v.35, n.5, pp. 11-17.

Bucksteeg, K. (1990). Treatment of domestic sewage in emergent helophyte beds – German experiences and ATV-guidelines A262. In: *Constructed wetlands in water pollution control*. Cooper, P.F. & Findlater, B.C. (eds). Cambridge, UK: IAWPRC. pp. 505-515.

Caputo, H.P. (1996). *Mecânica dos Solos e suas Aplicações: Fundamentos*. 6ª ed., v. 1. Rio de Janeiro: LTC Editora. 233 p.

CEPIS – Centro Panamericano de Engenharia Sanitária e Ciências do Ambiente (2000). Eutrofização em lagos cálidos tropicais. [www.cepis.ops-oms.org](http://www.cepis.ops-oms.org). Em 21 de abril de 2004.

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (1991). *Microbiologia de lodos ativados* – Série manuais. São Paulo: CETESB. 23 p.

Characklis, W.G., Marshall, K.C. eds. (1990). *Biofilms*. New York: John Wiley & Sons, Inc. 796p.

Clarke, E., Baldwin, A.H. (2002). *Responses of wetland plants to ammonia and water level*. *Ecological Engineering*, v.18, pp. 257-264.

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. (2005). Decreto N° 357 de 2005.

Conley, L.M., Dick, R.I., Liow, L.W. (1991). An assessment of the root zone method of wastewater treatment. *Research Journal of the WPCF*, v.63, n.3, pp. 239-247.

Cooper, P. (2005). The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. *Wat. Sci. Tech.*, v. 51, n. 9, pp. 81-90.

Cooper, D., Griffin, P., Cooper, P. (2005). Factors affecting the longevity of sub-surface horizontal flow systems operating as tertiary treatment for sewage effluent. *Wat. Sci. Tech.*, v. 51, n. 9, pp. 127-135.

Cooper, P.F., Job, G.D., Green, M.B. e Shutes, R.B.E. (1996). *Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. Swindon: WRc plc. 184 p

Craggs, R.J., Tanner, C.C., Sukias, J.P.S., Davies-Cooley, R.J. (2000). Nitrification potential of attached biofilms in dairy farm waste stabilization ponds. *Wat. Sci. Tech.*, v. 42, n.10-11, pp. 195-202

Drizo, A., Frost, C.A., Grace, J. e Smith, K.A. (1999). Physico-chemical screening of phosphate removing substrates for use in constructed wetlands systems. *Wat. Res.*, v.33, n.17, pp. 3595-3602.

El Hafiane, F., El Hamouri, B. (2004). Subsurface-horizontal flow constructed wetland for polishing high rate ponds effluent. In. 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland System for Water Pollution Control 2004. *Proceedings*. Avignon, France. pp. 141-145.

El-Shafai, S.A., El-Gohary, F.A., Nars, F.A., van der Steen, N.P., Gijzen, H.J. (2004). Chronic ammonia toxicity to duckweed-fed tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture* 232, pp. 117-127.

Esteves, F.A. (1998). *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP. 575p.

Felde, K.von e Kunst, S. (1997). N- and COD- removal in vertical-flow systems. *Wat.Sci.Tech.*, v.35, n.5, pp. 79-85.

Grant, W.D. e Long, P.E. (1981). Environmental microbiology. Glasgow, UK: Blackie & Son. In: *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation*. IWA, 2000. England: IWA Publishing. 156 p.

Gschlößl, T., Stuibler, H., Slowaczek, W. (2004a). Performance of vertical flow and hybrid reed bed systems with an aerobic decomposition pre-treatment. In. 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland System for Water Pollution Control 2004. *Proceedings*. Avignon, France. pp. 731-737.

Gschlößl, T., Neustifter, J., Jablonowski, N., Hübner, G., Schröder, P. (2004b). Polishing a lagoon's effluent by means of a reed bed zone: Longterm performance and first results as to the possibilities of phytoremediation. In. 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland System for Water Pollution Control 2004. *Proceedings*. Avignon, France. pp. 133-140.

Gschlößl, T., Steinmann, C., Schleyden, P., Melzer, A. (1998). Constructed wetlands for effluent polishing of lagoons. *Wat. Res.*, v.32, n.9, pp. 2639-2645.

Hunt, P.G. e Poach, M.E. (2000). State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. In: 7<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. *Proceedings*. Lake Buena Vista, FL: University of Florida / IWA. pp. 29-36

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2000). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br). Em 14 de abril de 2004.

IFU – Internationale Frauenuniversität GmgH (2000). Wastewater treatment Part 1. *Research notes*. Hanover: University of Hanover.

Ismiño-Orbe, R.A., Araújo-Lima, C.A.R.M., Gomes, L.C. (2003). Excreção de amônia por tambaqui (*Colossoma macropomuri*) de acordo com as variações na temperatura da água e massa do peixe. *Pesq.agropec.bras.*, Brasília, v. 38, n. 10, pp. 1234-1247.

IWA – International Water Association (2000). *Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation*. Scientific and Technical Report No. 8. London, England: IWA Publishing. 156 p.

Kadlec, R.H. e Knight, R.L. (1996). *Treatment Wetlands*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 893p.

Kantawanichkul, S., Somprasert, S., Aekasim, U., Shutes, R.B.E. (2003). Treatment of agricultural wastewater in two experimental combined constructed wetland systems in a tropical climate. *Wat.Sci.Tech.*, v.48, n.5, pp. 199-206.

Kantawanichkul, S., Neamkam, P., Shutes, R.B.E. (2001). Nitrogen removal in a combined system: vertical vegetated bed over horizontal flow sand bed. *Wat.Sci.Tech.*, v.44, n.11-12, pp. 137-142.

Kantawanichkul, S., Neamkam, P. e Shutes, R.B.E. (2000). Nitrogen removal in a combined system: vertical vegetated bed over horizontal flow sand bed. In: 7<sup>th</sup> International Conference on Wetland

Systems for Water Pollution Control. *Proceedings*. Lake Buena Vista, FL: University of Florida / IWA. pp. 293-299.

Kaseva, M.E. (2004). Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater – a tropical study. *Water Research*, v.37, p.681-687.

Kayser, K., Kunst, S. (2005). Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. *Wat.Sci.Tech.*, v.51, n.9, pp. 177-184.

Kayser, K., Kunst, S., Fehr, G., Voermanek, H. (2003). Controlling a combined lagoon/reed bed system using the oxidation-reduction potential (ORP). *Wat.Sci.Tech.*, v.48, n.5, pp. 167-174.

Khatiwada, N. R., Polprasert, C. (1999). Kinetics of fecal coliform removal in constructed wetland. *Wat. Sci. Tech.* v. 40. n.3. pp. 109-116.

Kellner, E., Pires, E.C. (1998). *Lagoas de estabilização: projeto e operação*. Rio de Janeiro: ABES. 244p.

Kickuth, R. (1977). Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewater by plant rhizosphere under limnic conditions. Utilization of manure by land spreading. London, UK: EUR 5672e. pp. 335-343. In: *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation*. IWA, 2000. England: IWA Publishing. 156 p.

Langergraber, G., Harbel, H., Laber, J., Pressl, A. (2003a). Evaluation of substrate clogging process in vertical flow constructed wetlands. *Wat.Sci.Tech.*, v. 48, n. 5, pp. 25-34.

Langergraber, G. (2003b). Simulation of subsurface flow constructed wetlands – results and further research needs. *Wat.Sci.Tech.*, v.48, n.5, pp. 157-166.

Larber, J., Perfler, R., Harbel, R. (1997). Two strategies for advanced nitrogen elimination in vertical flow constructed wetlands. *Wat.Sci.Tech.*, v. 35, n. 5, pp. 71-77.

Liénard, A. (2005). Wetland systems for water pollution control IX: Preface. *Wat.Sci.Tech.*, v.51, n. 9.

Liénard, A., Boutin, C., Molle, P., Racault, Y., Brissaud, F., Picot, B. (2004). Constructed wetlands and waste stabilization ponds for municipal wastewater treatment in France: comparison of performance and maintenance operations in terms of durability and reliability. In. 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland System for Water Pollution Control 2004. *Proceedings*. Avignon, France. pp. 13-22.

Lindenblatt, C., Wichern, M., Keller, A., Schwarzenbeck, N., Wilderer, P.A. (2003). Optimierung der Reinigungsleistung von schwach belastetem Deponiesickerwasser mit bewachsenen Bodenfiltern und SBR als aktivierte Vorklärung, *Wasserwirtschaft Wassertechnik WWT*, v. 10-11, s. 33-39.

Mara, D.D. (1995). Waste stabilization ponds: effluent quality requirements and implications for process design. In: 3<sup>rd</sup> IAWQ International Specialist Conference. Waste Stabilization Ponds: Technology and Applications. *Proceedings*. João Pessoa, PA. Brasil.

Mara, D.D., Alabaster, G.P., Pearson, H.W., Mills, S.W. (1992). *Waste stabilization ponds: a design manual for eastern Africa*. Lagoon Technology International Ltd. England. 121p.

Matthiensen, A. (2002). *Introdução às florações por cianobactérias tóxicas em corpos d'água e previsão normativa (Portaria n° 1469/MS/2000)*. Apostila de curso.

- Maynard, H. E.; Ouki, S. K.; Williams, S. C. (1999). Tertiary Lagoons: A review of removal mechanisms and performance. *Wat. Res.* 33 (7): 1-13.
- Mazzola, M., Roston, D.M., Valentim, M.A.A. (2005). Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9, n. 2, pp. 276-283.
- McBride, G.B., Tanner, C.C. (2000). Modelling biofilm nitrogen transformations in constructed wetland mesocosms with fluctuating water levels. *Ecological Engineering*, v. 14, pp. 93-106.
- Meira, C.M.B.S., Ceballos, B.S.O., Souza, J.T. e Koning, A. (2001). Wetlands vegetados no polimento de águas superficiais poluídas: primeiros resultados. In: 21 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. *CD Room - Anais*. João Pessoa, PB: ABES, 6 p.
- Melzer, A. e Exler, D. (1982). Nitrate and nitrite reductase activities in aquatic macrophytes. Studies on Aquatic Vascular Plants. Symoens *et al.* (ed), Royal Botanical Society of Belgium, Brussels, pp. 128-135. In: *Treatment Wetlands*. Kadlec, R.H. e Knight, R.L., 1996. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 893 p.
- Metcalf e Eddy (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. 3 ed. New York, USA: Metcalf & Eddy, Inc. 1334 p.
- Middlebrooks, E. J. (1995). Upgrading pond effluents: an overview. *Wat.Sci.Tech.*, v. 31, n. 12, pp. 353-368.
- Natural System for Wastewater Treatment. (1990). *Manual of Practice FD-16*. Alexandria, Va.: Water pollution Control Federation.
- Pano, A., Middlebrooks, E.J. (1982). Amônia nitrogen removal in facultative wastewater stabilization ponds. *J.Wat.Poll.Contr.Fed.*, v.4, n.54, pp. 344-351. In: *Lagoas de estabilização: projeto e operação*. Kellner, E., Pires, E.C. (1998). Rio de Janeiro: ABES. 244p.
- Philippi, L.S., Sezerino, P.H. (2004). Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Ed. do Autor. Florianópolis/SC. 144p.
- Philippi, L.S., Costa, R.H.R. e Sezerino, P.H. (1999). Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. *Wat.Sci.Tech.*, v. 40, n. 3, pp. 125-131.
- Platzer, C. (1999). Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *Wat.Sci. Tech.*, v. 40, n. 3, pp. 257-263.
- Polprasert, C., Koottatep, T. (2004). Integrated pond and constructed wetland system for sustainable wastewater management. In. 6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland System for Water Pollution Control 2004. *Proceedings*. Avignon, France. pp. 25-33.
- Prevedelo, C.L. (1996). *Física do solo com problemas resolvidos*. Curitiba: SAEFS. 446 p.
- Reddy, K.R. e Patrick, W.H. (1984). Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *Crit.Rev.Envir.Control*, v. 13, pp. 273-309. In: *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation*. IWA, 2000. England: IWA Publishing. 156 p.
- Reitz, R. (1984). *Tifáceas: Flora ilustrada catarinense*. Herbário Barbosa Rodrigues. Itajaí – SC. 14p.



Roston, D.M. e Mansor, M.T. (1999). Tratamento de esgoto por sistema de leitos cultivados de vazão sub-superficial: avaliação da remoção de nitrogênio. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. *CD Room - Anais*. Rio de Janeiro, RJ: ABES. pp. 519-524.

Saidam, M. Y., Ramadan, S. A., Butler, D.(1995). Upgrading waste stabilization pond effluent by rock filters. *Wat.Sci.Tech.*, v. 31, n. 12, pp. 369-378.

Sanford, W.E., Steenhuis, T.S., Yves Parlange, J., Surface, J.M., Peverly, J.H. (1995). Hydraulic conductivity of gravel and sand as substrates in rock-reed filters. *Ecological Engineering*, 4, pp. 321-336.

Santa Catarina. (1998). *Legislação sobre Recursos Hídricos*. Governo do Estado de Santa Catarina / Editora Universitária UNISUL. Tubarão, SC. 96p.

Sapkota, D.P., Bavor, H.J. (1994). Gravel media filtration as a constructed wetland component for the reduction of suspended solids from maturation pond effluent. *Wat. Sci. Tech.*, v. 29, n. 4, pp. 55-66.

Schmidt, I., Sliemers, O., Schmid, M., Bock, E., Fuerst, J., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M., Strous, M. (2003). New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. *FEMS Microbiology Reviews*, 772, pp. 1-12.

Schnoor, J. L. (1996). *Environmental modeling. Fate and transport of pollutants in water, air and soil*. John Wiley & Sons, Inc. New York. 682p

Senzia, A.M., Mashauri, D.A., Mayo, A.W., Mbwette, T.S.A., Katima, J.H.Y., Jørgensen, S.E. (2002). Performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands located at primary facultative and maturation ponds in Tanzania. In: 8<sup>th</sup> International IWA Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. *Proceedings*. Dar es Salaam, Tanzania.

Sezerino, P.H., Gotardo, J.T., Muraoka, R., Philippi, L.S., Lapolli, F.R. (2005). Filtro de pedra como pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização. In: 23 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. *CD Room - Anais*. Campo Grande, MS: ABES. 9 p.

Sezerino, P.H., Reginatto, V., Santos, M.A., Kayser, K., Kunst, S., Philippi, L.S., Soares, H.M. (2003). Nutrient removal from piggery effluent using vertical flow constructed wetlands in southern Brazil. *Wat.Sci.Tech.*, v.48, n.2, pp. 129-135.

Sezerino, P.H. (2002). Utilização de biofiltros com macrófitas (*vertical flow constructed wetlands*) como pós-tratamento de lagoas de estabilização aplicadas aos dejetos de suínos. *Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental*. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 123 p.

Sezerino, P.H. e Philippi, L.S. (2000). Utilização de um sistema experimental por meio de "wetland" construído no tratamento de esgotos domésticos pós tanque séptico. In: IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. *CD Room - Anais*. Porto Seguro, BA: ABES. pp. 688-697.

Souza, J.T., van Haandel, A. e Guimarães, A.V.A. (2001). Acumulação de fósforo em sistemas wetlands. In: 21 Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. *CD Room - Anais*. João Pessoa, PB: ABES. 5 p.

StatSoft, Inc. (2001). *Statistic: data analysis software system*. Version 6.0. Disponível em [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com)

Steinmann, C.R., Weinhart, S., Melzer, A. (2003). A combined system of lagoon and constructed wetland for an effective wastewater treatment. *Water Research*, v. 37, pp. 2035-2042.

- Tanner, C.C., Long Nguyen, M., Sukias, J.P.S. (2003). Using constructed wetlands to treat subsurface drainage from intensively grazed dairy pastures in New Zealand. *Wat.Sci.Tech.*, v.48, n.5, pp. 207-213.
- Tanner, C.C., Kadlec, R.H., Gibbs, M.M., Sukias, J.P.S., Nguyen, M.L. (2002a). Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands – influence of wastewater characteristics. *Ecological Engineering*, 18, pp. 499-520.
- Tanner, C.C., Sukias, J.P.S. (2002b). Linking pond and wetland treatment: performance of domestic and farm systems in New Zealand. In: 5<sup>th</sup> International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilization Ponds. *Proceedings*. Auckland, New Zealand. IWA, NZWWA.
- Uehara, M.Y., Vidal, W.L. (1989). *Operação e manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas*. São Paulo: CETESB – Série Manuais. 91p.
- USEPA – U.S. Environmental Protection Agency (1993). *Nitrogen control manual*. EPA/625/R-93/010, Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC. 311p.
- Verstraete, W. e Philips, S. (1998). Nitrification – denitrification processes and technologies in new contexts. *Environmental Pollution*, 102, S1, pp. 717-726.
- Vogel, A.L. (1981). *Análise inorgânica qualitativa*. 4<sup>a</sup>ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara.
- von Sperling, M. (1996). *Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lagoas de Estabilização*. vol 3. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 134 p.
- von Sperling, M. (1995). *Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. vol 1. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 240 p.
- Vymazal, J. (2005). Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*. Article in press. 13p.
- Vymazal, J. (1995). Algae and element cycling in wetlands. Boca Raton, Florida: CRC Press / Lewis Publisher. In: *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation*. IWA, 2000. England: IWA Publishing. 156 p.
- Wanner, O., Morgenroth, E. (2004). Biofilm modeling with AQUASIM. *Wat.Sci.Tech.*, v. 49, n. 11-12, pp. 137-144.
- Weedon, C.M. (2001). Compact vertical flow reed beds: Design rationale and early performance. *IWA Macrophytes Newsletter*, n. 23, pp. 12-20.
- WEF - Water Environment Federation (1994). *Wastewater Biology: The Life Processes*. Alexandria, Va: WEF. 184 p.
- Winter, K.J., Goetz, D. (2003). The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. *Wat.Sci.Tech.*, v.48, n.5, pp. 9-14.
- WPC – Water Pollution Control. (1990). *Wastewater Biology: The Microlife*. Alexandria, Va: Water Environment Federation. 16 p.
- WPCF - Water Pollution Control Federation (1983). *Nutrient Control*. Manual of Practice FD-17. Alexandria, VA: WPCF. 205 p.

Yang, Y., Wu, Z. (2000). Design study on gravel bed constructed wetland wastewater treatment system in the subtropics. In: 7<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. *Proceedings*. Lake Buena Vista, Florida, US.

## APÊNDICE A – Modelagem empregando AQUASIM<sup>®</sup>

---

Este apêndice refere-se às ações realizadas durante o estágio de doutoramento (Doutorado Sanduíche), desenvolvido ao longo do período compreendido entre os meses de fevereiro a junho de 2004, junto ao Instituto de Controle de Qualidade de Água e Gerenciamento de Resíduos (*Lehrstuhl und Versuchsanstalt für Wassergüte und Abfallwirtschaft*), da Universidade Tecnológica de Munique (*Technische Universität München*), na Alemanha.

Dentre diferentes atividades realizadas neste período, tais como visitas a unidades filtros plantados com macrófitas empregadas no tratamento de esgotos domésticos e industriais, na região da Bavária e ao norte da Alemanha, foi desenvolvido estudo sob a potencialidade em simular comportamentos depurativos nestes filtros plantados, utilizando-se a ferramenta computacional AQUASIM<sup>®</sup>, mais especificamente em relação a nitrificação do nitrogênio amoniacal afluente ao filtro.

Este capítulo, portanto, destaca o objetivo, a metodologia empregada, os resultados e a discussão das simulações numéricas realizadas sob experimentos envolvendo filtros plantado com macrófitas de fluxo vertical.

### A.1. Objetivo

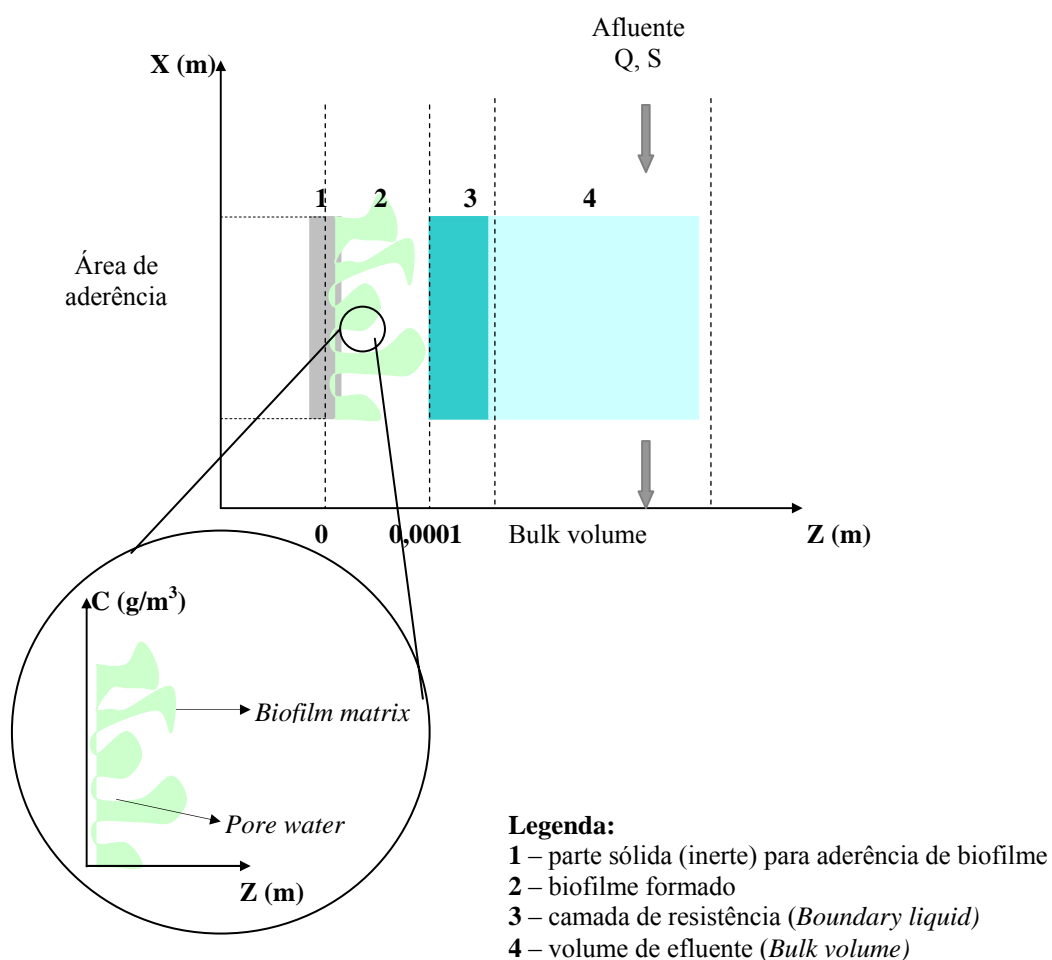
O objetivo desta etapa de pesquisa foi verificar a aplicabilidade da ferramenta modelagem matemática na simulação da nitrificação ocorrida junto aos filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical.

### A.2. Metodologia

Para a realização da simulação da nitrificação no filtro plantado com macrófitas de fluxo vertical, empregou-se o software AQUASIM<sup>®</sup>. Dentre as três interfaces que o programa oferece, a interface reator com biofilme (*biofilm reactor*) é empregado para os filtros, sendo possível simular diferenciados comportamentos cinéticos de compostos orgânicos e de

microrganismos (conforme cinética previamente definida) junto da fração líquida (*bulk fluid*), da matriz sólida do biofilme (*biofilm solid matrix*) e dos poros existentes no biofilme (*biofilm pore water*). Os resultados da simulação são plotados em gráficos bidimensionais.

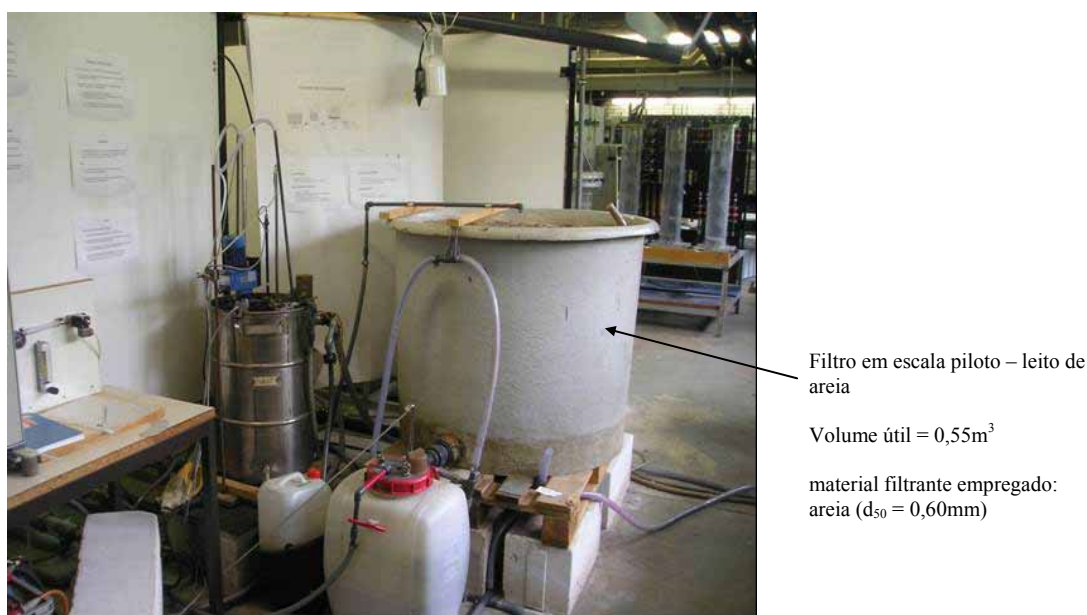
Os compostos solúveis são avaliados junto a fração de água (efluente) sob o biofilme, definido como *bulk volume*, e para a água entre os poros do biofilme, definido como *pore water*. Os particulados, também, são avaliados para o *bulk volume* e junto ao biofilme formado – *biofilm matrix*. A figura 66 ilustra as quatro dimensões utilizadas no modelo, de onde serão plotados os resultados.



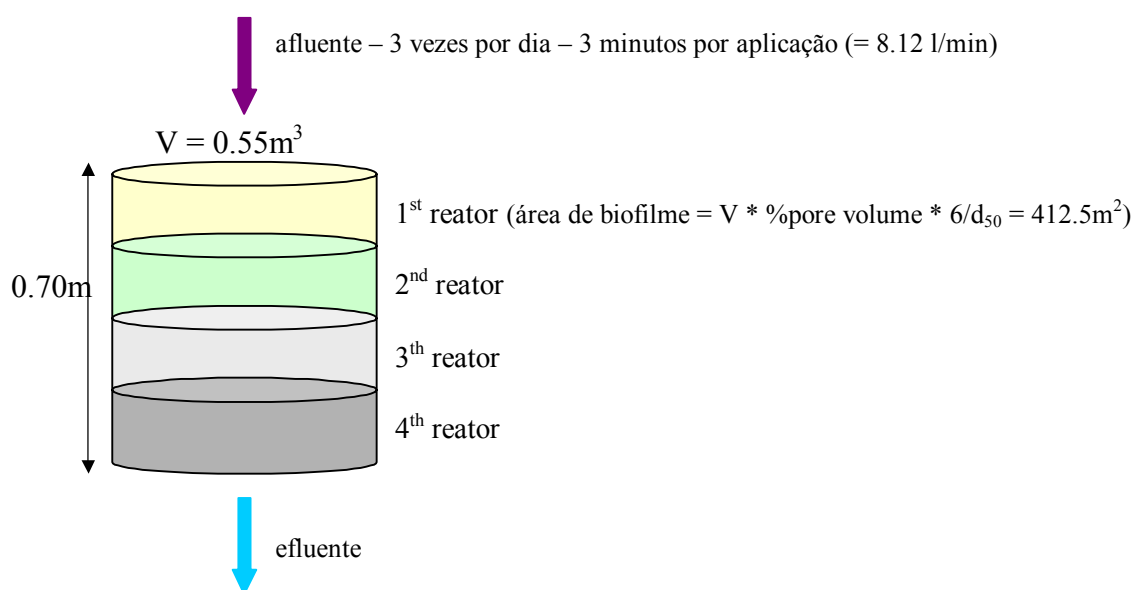
**Figura 66:** Esquema representativo das diferentes dimensões possíveis de serem estudadas na interface *Biofilm reactor*.

A partir dos experimentos realizados pelos pesquisadores do Instituto de Controle de Qualidade de Água e Gerenciamento de Resíduos, da Universidade Tecnológica de Munique,

Alemanha (Lindenblatt *et al.*, 2003), os quais estudaram um filtro em escala laboratorial (volume  $0,55\text{m}^3$ , profundidade  $0,70\text{m}$ ), empregando areia ( $d_{50} = 0,60\text{mm}$ ) como material filtrante (Figura 67), definiu-se trabalhar com a interface *Biofilm reactor*, subdividindo a unidade experimental em 4 sub reatores (Figura 68).



**Figura 67:** Filtro em escala piloto (Universidade Tecnológica de Munique, Alemanha).



**Figura 68:** Esquema representativo do reator experimental e das subdivisões propostas para a simulação empregando AQUASIM<sup>®</sup>

Oito diferentes processos, derivados do ASM 1 (*Activated Sludge Model* N° 1) foram considerados no modelo para prever o comportamento da remoção da DQO e a transformação da amônia a nitrato. As tabelas 16 e 17 destacam as cinéticas e os coeficientes estequiométricos empregados, respectivamente, na simulação. A tabela 18 apresenta os valores de entrada assumidos na simulação.

**Tabela 16:** Expressões cinéticas empregadas no modelo

Processos	Cinéticas ( $T_0 = 20\text{ }^\circ\text{C}$ )
1 Crescimento aeróbio de heterotróficas	$\mu_H \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{S_O}{K_O + S_O} X_H$
2 Crescimento anóxico de heterotróficas	$\mu_H \cdot \eta_H \cdot \frac{S_S}{K_S + S_S} \cdot \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \cdot \frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} X_H$
3 Decaimento aeróbio de heterotróficas	$b_H \cdot \frac{S_O}{S_O + K_O} \cdot X_H$
4 Decaimento anóxico de heterotróficas	$b_H \cdot \eta_D \cdot \frac{K_{OH}}{S_O + K_{OH}} \cdot \frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} X_H$
5 Crescimento aeróbio de autotróficas	$\mu_N \cdot \frac{S_{NH}}{K_N + S_{NH}} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_O + S_O} X_N$
6 Decaimento aeróbio de autotróficas	$b_N \cdot \frac{S_O}{S_O + K_O} \cdot X_N$
7 Decaimento anóxico de autotróficas	$b_N \cdot \eta_D \cdot \frac{K_{OH}}{S_O + K_{OH}} \cdot \frac{S_{NO}}{S_{NO} + K_{NO}} X_N$
8 Hidrólise	$k_h \cdot \frac{S_{XS}}{K_X + S_{XS} / X_H} \cdot X_H$

Parâmetros	Descrição
$S_I$	DQO solúvel inerte
$S_{NH}$	Nitrogênio amoniacal
$S_{NO}$	Nitrogênio nitrato
$S_O$	Oxigênio
$S_S$	DQO degradável
$S_{XS}$	DQO lentamente degradável
$X_H$	Biomassa heterotrófica
$X_I$	Biomassa inerte
$X_N$	Biomassa autotrófica

Quatro diferentes coeficientes de difusão foram empregados, conforme segue:

- Coeficiente de difusão para o oxigênio =  $2.2 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{d}$  (=  $1.52 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{min}$ );
- Coeficiente de difusão para a amônia =  $1.8 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{d}$  (=  $1.25 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{min}$ );
- Coeficiente de difusão para o nitrato =  $1.8 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{d}$  (=  $1.25 \cdot 10^{-7} \text{ m}^2/\text{min}$ );
- Coeficiente de difusão para o carbono =  $0.6 \cdot 10^{-4} \text{ m}^2/\text{d}$  (=  $4.10 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2/\text{min}$ );

**Tabela 17:** Coeficientes estequiométricos utilizados nas cinéticas empregadas no modelo

	<b>Processos</b>	<b>X<sub>H</sub></b>	<b>X<sub>N</sub></b>	<b>X<sub>I</sub></b>	<b>S<sub>XS</sub></b>	<b>S<sub>S</sub></b>	<b>S<sub>NH</sub></b>	<b>S<sub>O</sub></b>	<b>S<sub>NO</sub></b>	<b>S<sub>I</sub></b>
1	Crescimento aeróbio de heterotróficas	1				$-\frac{1}{Y_H}$	$-I_B + I_{BS} \cdot \frac{1}{Y_H}$	$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$		
2	Crescimento anóxico de heterotróficas	1				$-\frac{1}{Y_H}$	$-I_B + I_{BS} \cdot \frac{1}{Y_H}$		$-\frac{1}{2.9} \cdot \frac{1-Y_H}{Y_H}$	
3	Decaimento aeróbio de heterotróficas	-1		$f_I$			$I_B - I_{BS} \cdot f_I$	$1-f_I$		
4	Decaimento anóxico de heterotróficas	-1		$f_I$			$I_B - I_{BS} \cdot f_I$		$-\frac{1}{2.9} \cdot (1-f_I)$	
5	Crescimento aeróbio de autotróficas		1				$-\frac{1}{Y_N} - I_B$	$-\frac{4.6-Y_N}{Y_N}$	$\frac{1}{Y_N}$	
6	Decaimento aeróbio de autotróficas		-1	$f_I$			$I_B - I_{BS} \cdot f_I$	$1-f_I$		
7	Decaimento anóxico de autotróficas		-1	$f_I$			$I_B - I_{BS} \cdot f_I$		$-\frac{1}{2.9} \cdot (1-f_I)$	
80	Hidrólise				-1	1				

Para o desenvolvimento das equações do balanço de oxigênio necessário ao dimensionamento de filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical, utilizou os seguintes dados previamente estabelecidos (Platzer, 1999):

- quantidade de oxigênio requerido na degradação de DQO = 0,7gO<sub>2</sub>/gDQO;
- quantidade de oxigênio requerido para a nitrificação = 4,3gO<sub>2</sub>/gNTK;
- recuperação do oxigênio devido o processo de desnitrificação = 2,9gO<sub>2</sub>/gNO<sub>3</sub>-N.

As entradas de oxigênio, portanto, foram calculadas utilizando as equações propostas por Platzer (1999), sendo considerada uma alimentação intermitente (3 vezes ao dia), conforme apresentado no capítulo 2.

Todos os quatro reatores foram simulados separadamente, sendo os resultados obtidos no reator 1 os dados de entrada do reator 2, e assim por diante. Não foi considerado o papel das macrófitas no processo de transformação da amônia.



**Tabela 18:** Valores cinéticos e estequiométricos assumidos na simulação, obtidos em literatura a uma temperatura constante ( $T=20^{\circ}\text{C}$ ).

<b>Parâmetros</b>	<b>Unidade</b>	<b>Valor assumido</b>	<b>Descrição</b>
<b>Biomassa heterotrófica</b>			
$\mu_H$	$\text{d}^{-1}$	3	Máxima taxa de crescimento
$b_H$	$\text{d}^{-1}$	0.30	Máxima taxa de respiração endógena
$K_S$	$\text{g/m}^3$	10	Coeficiente de meia saturação para DQO
$K_{S\_Main}$	$\text{g/m}^3$	-	Coeficiente de meia saturação para DQO (manutenção do processo)
$K_O$	$\text{g/m}^3$	0.5	Coeficiente de meia saturação para $\text{O}_2$
$K_{O\_Main}$	$\text{g/m}^3$	0.5	Coeficiente de meia saturação para $\text{O}_2$ (manutenção do processo)
$K_{OH}$	$\text{g/m}^3$	0.5	Coeficiente de meia saturação para $\text{O}_2$ (inibição da desnitrificação)
$K_{NO}$	$\text{g/m}^3$	0.5	Coeficiente de meia saturação para $\text{NO}_3$
$\eta_D$	-	0.5	Fator de redução para decaimento anóxico
$\eta_H$	-	0.5	Fator de redução para crescimento anóxico
$Y_H$	$\text{g/g}$	0.67	Produção de biomassa
$k_H$	$\text{d}^{-1}$	18	Máxima taxa de hidrólise
$k_X$	$\text{g/m}^3$	0.1	Coeficiente de meia saturação para hidrólise
<b>Biomassa autotrófica</b>			
$\mu_N$	$\text{d}^{-1}$	1.3	Máxima taxa de crescimento
$b_N$	$\text{d}^{-1}$	0.2	Máxima taxa de respiração endógena
$Y_N$	$\text{g/g}$	0.24	Produção de biomassa
$K_N$	$\text{g/m}^3$	0.1	Coeficiente de meia saturação para $\text{NH}_4$
<b>Outros parâmetros</b>			
$I_{BS}$	$\text{g/g}$	0.02	Incorporação de nitrogênio em todas as frações de DQO, exceto biomassa
$I_B$	$\text{g/g}$	0.07	Incorporação de nitrogênio na biomassa
$f_I$	-	0.2	Fração inerte da biomassa autotrófica e heterotrófica
$k_{Detachment}$	-	1	Fator de desprendimento de biofilme
$D_{NH}$	$\text{m}^2/\text{d}$	$1.8 \cdot 10^{-4}$	Coeficiente de difusão para $\text{NH}_4$
$D_{NO}$	$\text{m}^2/\text{d}$	$1.8 \cdot 10^{-4}$	Coeficiente de difusão para $\text{NO}_3$
$D_{O_2}$	$\text{m}^2/\text{d}$	$2.2 \cdot 10^{-4}$	Coeficiente de difusão para $\text{O}_2$
$D_{Ss}$	$\text{m}^2/\text{d}$	$0.6 \cdot 10^{-4}$	Coeficiente de difusão para substrato
$\delta$	$\text{g/m}^3$	25000	Densidade inicial do biofilme

### A.3. Resultados e Discussão

O estudo sobre a definição das potencialidades que o *software* AQUASIM<sup>®</sup> oferece na simulação de comportamentos depurativos em filtros, pode ser considerado um resultado obtido durante o período de estágio de doutoramento (Doutorado Sanduíche), realizado na Universidade Tecnológica de Munique, na Alemanha.

As definições, baseadas em literatura, das cinéticas e coeficientes estequiométricos utilizados nas diferentes interfaces do *software*, permitiram um melhor entendimento das dinâmicas de decomposição da matéria carbonácea e da oxidação dos compostos nitrogenados realizados por microrganismos heterotróficos e autotróficos, componentes dos biofilmes formados junto aos filtros plantados com macrófitas.

Durante um período de cerca de 4 meses, diferentes simulações foram propostas e realizadas a fim de se identificar os comportamentos depurativos junto ao efluente que percola por um maciço filtrante como a areia, por exemplo. Também, foram simuladas situações junto ao biofilme formado, tais como seu crescimento e desprendimento.

Esta dinâmica de crescimento e de desprendimento do biofilme, quando bem caracterizada e estudada, pode ser uma grande ferramenta para se prever o fenômeno de colmatação dos materiais filtrantes componentes dos filtros plantados, bem como podem dar subsídios para uma previsão do potencial adsorvente do maciço.

Poucos são, ainda, os trabalhos publicados em relação a previsão de comportamentos depurativos em filtros plantados com macrófitas, destacando-se os estudos de McBride e Tanner (2000) e Langergraber (2003b). Ressalta-se que a maioria dos modelos matemáticos expressam os comportamentos de remoção de matéria orgânica como cinética de primeira ordem, porém, não fazem uma avaliação mais precisa em relação a atuação do biofilme em função do tempo.

A partir da necessidade da identificação da dinâmica do biofilme no processo de tratamento nos filtros plantados com macrófitas, aliada às dificuldades em realizar medições específicas nestes filtros, tais como as medições dos coeficientes de difusão do oxigênio e dos compostos

solúveis, a ferramenta modelagem matemática mostra-se atrativa na simulação das situações existentes no interior do maciço filtrante, podendo ser empregada para uma primeira aproximação.

Com a definição do modelo a ser empregado, definido as cinéticas envolvidas e os coeficientes estequiométricos empregados (Tabelas 16, 17 e 18), necessita-se partir para a etapa de calibração, que nada mais é do que “rodar” o modelo tendo como base resultados medidos em experimento de laboratório ou campo.

A partir, portanto, dos parâmetros de entrada estipulados e concentrações afluentes medidas em laboratório, pôde-se efetuar uma simulação para um período de 30 dias (após atingir *steady-state*, ou seja, simulação prévia com 350 dias – gerando uma densidade do biofilme de  $25000\text{g/m}^3$ ) que conduziu a resultados semelhantes aos medidos no experimento (Tabela 19).

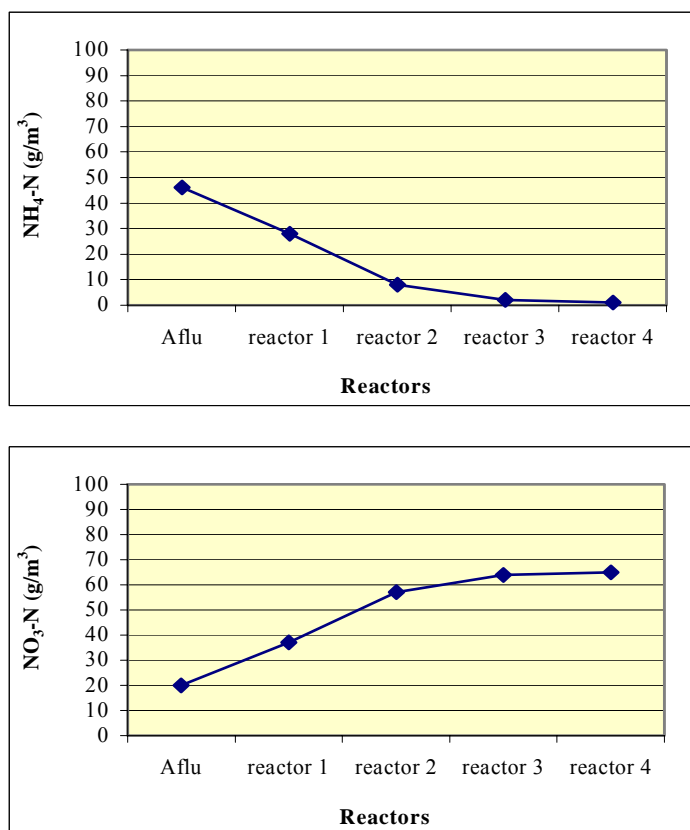
**Tabela 19:** Resultados comparativos obtidos no efluente final do filtro vertical após 30 dias de ensaio em laboratório e 30 dias de simulação

<b>Concentração média afluente (g/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Concentração efluente medido no experimento (g/m<sup>3</sup>)</b>	<b>Concentração efluente obtido com a simulação (g/m<sup>3</sup>)</b>
NH <sub>4</sub> -N = 49,40	NH <sub>4</sub> -N = 0,10	NH <sub>4</sub> -N = 0,79
NO <sub>3</sub> -N = 20,00	NO <sub>3</sub> -N = 62,00	NO <sub>3</sub> -N = 65,60

Este comportamento semelhante em relação as concentrações medidas em laboratório e as obtidas com a simulação, atesta a qualidade da escolha dos parâmetros de entrada (Tabela 18), traduzindo-se em um modelo calibrado, ou seja, os comportamentos depurativos ocorridos no experimento em laboratório, assim como a atuação dos microrganismos no biofilme formado na areia ensaiada, podem ser expressas matematicamente tais como aquelas descritas na tabela 16.

A nitrificação ao longo de todo o perfil vertical do reator (nas 4 sub-divisões propostas), após o período de simulação (Figura 69), atesta a efetiva transferência de oxigênio no maciço filtrante e reforça o comportamento de difusão referenciado na literatura (Platzer, 1999), ou seja, a velocidade de difusão do oxigênio ao longo do perfil vertical do filtro, para as condições ensaiadas ( $d_{50} = 0,60\text{mm}$  – três pulsos por dia), é cerca de  $2,2 \cdot 10^{-4}\text{m}^2/\text{d}$ . Ressalta-se

que esta representação da nitrificação refere-se a porção de efluente que percola pelo reator (*bulk volume*).



**Figura 69:** Gráficos evolutivos destacando a nitrificação obtidos com a simulação.

A partir da figura 69, obtida com a simulação, é possível verificar um comportamento semelhante relatado em experimentos de campo (Kayser e Kunst, 2005), no qual a velocidade de oxidação da amônia é maior nos primeiros 0,30m de profundidade do maciço filtrante, notadamente quando cargas elevadas de NH<sub>4</sub>-N são aplicadas. Nesta simulação, foi aplicada uma carga média de nitrogênio amoniacal de 9gNH<sub>4</sub>-N/m<sup>2</sup>.d e a maior velocidade de nitrificação ocorreu nos primeiros 0,35m (entre o reator 1 e reator 2, ou seja, nas duas primeiras sub-divisões, sendo que cada sub-divisão tem 0,175m de espessura).

#### A.4. Conclusões

A partir da aplicação da ferramenta computacional, empregando-se o *software* AQUASIM<sup>®</sup>, na simulação de comportamentos depurativos no interior do material filtrante, notadamente em relação a nitrificação, é possível inferir:

- a utilização de modelo matemático bidimensional, atuando em relação a profundidade do material filtrante e em relação a espessura do biofilme formado, a partir das cinéticas e coeficientes estequiométricos descritos no ASM 1 (*Active Sludge Model N°1*), promove uma boa descrição do comportamento depurativo de esgoto em filtros de areia;
- os coeficientes de difusão adotados e as cinéticas empregadas conduzem a uma simulação da nitrificação junto ao efluente do filtro muito próxima daquela mensurada junto ao experimento;
- as equações do balanço de oxigênio propostas por Platzer (1999) são adequadas à aplicação da simulação da nitrificação para o modelo estudado;
- a interface *biofilm reactor* existente no *software* AQUASIM<sup>®</sup>, conduz a rápidas simulações com elevadas velocidades de interações matemáticas;
- com a utilização do modelo desenvolvido é possível simular não apenas a nitrificação mas, também, o desenvolvimento do biofilme formado junto ao material filtrante (devido a dinâmica dos particulados junto ao *biofilm matrix*), e assim prever os períodos de despreendimento deste biofilme e, até mesmo, a colmatação associada. Porém, há a necessidade de refinamentos e calibrações;
- a modelagem matemática empregada na simulação do tratamento de esgotos em filtros plantados com macrófitas, não deve ser considerada como única e exclusiva para o dimensionamento e a otimização destes filtros, pois inúmeras simplificações são impostas nestes modelos, tais como ausência de influências das variações climáticas e hábitos da população contribuinte.

## APÊNDICE B – Dimensionamento hipotético

---

Para ilustrar a recomendação destacada no capítulo 6, idealizou-se um dimensionamento para os dois arranjos tecnológicos estudados (capítulo 4 e capítulo 5). Foram considerados os seguintes critérios:

- **população contribuinte = 500 habitantes;**
- contribuição per capita = 150L/hab.d;
- vazão média afluyente = 75m<sup>3</sup>/d;
- concentração do esgoto bruto em termos de DBO<sub>5</sub> = 230mg/L.
- **arranjo 1: Lagoa Anaeróbia – Lagoa Facultativa – FPMH;**
- **arranjo 2: Lagoa Anaeróbia – FPMV – FPMH;**
- carga volumétrica aplicada na Lagoa Anaeróbia = 77gDBO<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>.d;
- TRH da Lagoa Anaeróbia = 3d;
- carga superficial aplicada na Lagoa Facultativa = 84kgDBO<sub>5</sub>/ha.d;
- TRH da Lagoa Facultativa = 20d;
- carga de SS aplicada nos FPMHs = 52gSS/m<sup>2</sup> seção transversal ao fluxo.d;
- carga de SS aplicada no FPMV (arranjo 2) = 15gSS/m<sup>2</sup> área superficial.d;
- taxa hidráulica aplicada nos FPMHs = 83mm/d;
- taxa hidráulica aplicada no FPMV = 230,74mm/d;
- intermitência de aplicação do afluyente no FPMV = 3 vezes ao dia (de 8 em 8 horas)
- concentração de SS afluyente ao FPMH (arranjo 1) = 75mgSS/L;
- concentração de SS afluyente ao FPMV (arranjo 2) = 66mgSS/L;
- concentração de SS afluyente ao FPMH (arranjo 2) = 24mgSS/L;

Com base nos critérios de projeto definidos acima, obteve-se as seguintes dimensões para cada unidade de tratamento:

### - Arranjo 1:

- Lagoa Anaeróbia: Volume útil = 225m<sup>3</sup>
- Profundidade útil = 3m
- Área útil = 75m<sup>2</sup>
- Comprimento útil = 15m
- Largura útil = 5m

- Lagoa Facultativa: Volume útil =  $1564\text{m}^3$   
Profundidade útil = 1,15m  
Área útil =  $1360\text{m}^2$   
Comprimento útil = 80m  
Largura útil = 17m

- FPMH: Volume útil =  $549\text{m}^3$   
Profundidade útil = 0,60m  
Área útil =  $909\text{m}^2$   
Comprimento útil = 90m  
Largura útil = 10,10m

**- Arranjo 2:**

- Lagoa Anaeróbia: Volume útil =  $225\text{m}^3$   
Profundidade útil = 3m  
Área útil =  $75\text{m}^2$   
Comprimento útil = 15m  
Largura útil = 5m

- FPMV: Volume útil =  $249,75\text{m}^3$   
Profundidade útil = 0,75m  
Área útil =  $333\text{m}^2$   
Comprimento útil = 18,5m  
Largura útil = 18m

- FPMH: Volume útil =  $545,4\text{m}^3$   
Profundidade útil = 0,60m  
Área útil =  $909\text{m}^2$   
Comprimento útil = 58m  
Largura útil = 15,70m

As dimensões acima projetadas para uma população de 500habitantes, geraram uma demanda de área per capita de  $6,50\text{m}^2/\text{habitante}$  e  $5,12\text{m}^2/\text{habitante}$  para o Arranjo 1 e Arranjo 2,

respectivamente. Destaca-se que para ambos os filtros plantados com macrófitas, junto aos dois arranjos, foram consideradas unidades semelhantes em paralelo. Ao se considerar a área requerida pela ETE Continental de Florianópolis (Lagoa Anaeróbia – Lagoa Facultativa – Lagoa de maturação) e a população atendida, obtém-se uma demanda de área de 3,24m<sup>2</sup>/habitante.

Baseado nas performances obtidas com os sistemas em escala piloto, os quais forneceram subsídios de dimensionamento para o Arranjo 1 e Arranjo 2, hipoteticamente projetado acima, obtêm-se a seguinte previsão de qualidade do efluente final:

**- efluente final do Arranjo 1:**

- DQO = 56mg/L
- DBO<sub>5</sub>total = 42mg/L
- SS = 12mg/L
- NH<sub>4</sub>-N = 17mg/L
- PO<sub>4</sub>-P = 5mg/L
- *E.coli* = 4,57.10<sup>2</sup>NMP/100mL

**- efluente final do Arranjo 2:**

- DQO = 29mg/L
- SS = 6mg/L
- NH<sub>4</sub>-N = 8mg/L
- NO<sub>3</sub>-N = 7,9mg/L
- PO<sub>4</sub>-P = 1,9mg/L

**- efluente da ETE Continental de Florianópolis (Bento *et al.*, 2002):**

- DQO = 179mg/L
- DBO<sub>5</sub>solúvel = 45mg/L
- SS = 145mg/L
- NH<sub>4</sub>-N = 11mg/L
- NO<sub>3</sub>-N = 0,4mg/L
- PO<sub>4</sub>-P = 4mg/L
- *E.coli* = 1,99.10<sup>2</sup>NMP/100mL



A seqüência de lagoas de estabilização componentes da ETE Continental de Florianópolis, apresentou uma demanda de área inferior as demandas do Arranjo 1 e Arranjo 2, conforme mencionado anteriormente. Contudo, a qualidade do efluente final da ETE Continental foi inferior aos dos arranjos 1 e 2, necessitando, inclusive, de unidade de polimento do efluente final para a remoção de SS.

Em termos de custos para implantação, foi realizada uma estimativa hipotética, sem ser considerada a mão-de-obra, baseada nos seguintes critérios:

- hora máquina para escavação = R\$90,00;
- volume de escavação por hora =  $6\text{m}^3$ ;
- hora retirada de material = R\$60,00;
- volume de retirada de material por hora =  $8\text{m}^3$ ;
- metro quadrado colocado de manta de PEAD = R\$16,00;
- preço do material filtrante = R\$40,00/ $\text{m}^3$ ;
- tubulação de PVC DN 100 = R\$20,00/barra de 6m;
- Bombeamento = R\$2.000,00/unidade (somente para Arranjo 2);
- Reservatório de 30.000L colocado = R\$10.000,00 (somente para Arranjo 2);

Com os custos idealizados acima, o Arranjo 1 apresentou um montante estimado de R\$177.130,00 para a implantação, gerando um valor de R\$354,26/habitante. Já o Arranjo 2 apresentou um montante estimado de R\$171.900,00 para a implantação, gerando um valor de R\$343,80/habitante.

Acrescenta-se que para ambos os arranjos, há custos associados à manutenção e operação das unidades de tratamento.

## ANEXO

---

Durante os quatro anos de doutorado, foram realizadas as seguintes publicações:

### - Livro:

PHILIPPI, Luiz Sérgio; SEZERINO, Pablo Heleno. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis/SC: Edição do Autor, 2004. v. 1. 144 p

### - Periódicos:

BENTO, A.P., SEZERINO, P.H., PHILIPPI, L.S., REGINATTO, V., LAPOLLI, F.R. Caracterização da microfau na em estação de tratamento de esgotos do tipo lodos ativados: um instrumento de avaliação e controle do processo. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, n. 4, out/dez 2005, pp. 329-338.

SEZERINO, Pablo Heleno; REGINATTO, Valeria; SANTOS, Mônica Aguiar dos; KAISER, Katrin; KUNST, Sabine; PHILIPPI, Luiz Sérgio; SOARES, Hugo Moreira. Nutrient removal from piggery effluent using vertical flow constructed wetlands in southern Brazil. **Water Science and Technology**, London, v. 48, n. 2, p. 129-135, 2003.

SEZERINO, Pablo Heleno; PHILIPPI, Luiz Sérgio. Tratamento de esgotos usando filtros plantados com macrófitas. **Saneamento Ambiental**, São Paulo, v. AnoXIV, n. 95, p. 40-45, 2003.

### - Artigos em Congressos:

BENTO, Alessandra Pellizzaro; GOTARDO, Jackeline Tatiane; SEZERINO, Pablo Heleno; REGINATO, Valeria; LAPOLLI, Flávio Rubens. Avaliação da potencialidade de biofilmes em lagoas facultativas de tratamento secundário de esgotos domésticos. In: 23 CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2005, Campo Grande. **Cd Rom do 23 ABES**. ABES, 2005.

GOTARDO, Jackeline Tatiane; BENTO, Alessandra Pellizzaro; SEZERINO, Pablo Heleno; OLJNYK, Débora Parcias; LAPOLLI, Flávio Rubens. Avaliação de lagoa facultativa aplicada sob condições ambientais do sul do Brasil. In: 23 CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2005, Campo Grande. **Cd Rom do 23 ABES**. ABES, 2005.

SEZERINO, Pablo Heleno; GOTARDO, Jackeline Tatiane; MURAOKA, Ricardo; PHILIPPI, Luiz Sérgio; LAPOLLI, Flávio Rubens. Filtro de pedra como pós-tratamento de efluente de lagoa de estabilização. In: 23 CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2005, Campo Grande. **Cd Rom do 23 ABES**. ABES, 2005.

SEZERINO, Pablo Heleno; BENTO, Alessandra Pellizzaro; ALVARENGA, Rodrigo Augusto Freitas de; VALENTE, Victor Bustani; PHILIPPI, Luiz Sérgio. Filtro plantado com *Typha* spp de fluxo horizontal (Constructed Wetlands) aplicado como polimento de efluente de lagoa facultativa. In: 23 CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2005, Campo Grande. **Cd-Rom do 23 ABES**. ABES, 2005.

PHILIPPI, Luiz Sérgio; SEZERINO, Pablo Heleno; PETERS, Madelon Rebelo; LAPOLLI, Flávio Rubens. Reúso combinado de águas cinzas (grey water) e água de chuva em uma unidade residencial. In: 23 CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2005, Campo Grande. **CD-Rom do 23 ABES**. ABES, 2005.

SEZERINO, Pablo Heleno; BENTO, Alessandra Pellizzaro; WICHERN, Marc; LINDENBLATT, Claus;

PHILIPPI, Luiz Sérgio. Simulação da nitrificação em filtros plantados com macrófitas (vertical flow constructed wetlands). In: 23 CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2005, Campo Grande. **Cd Rom do 23 ABES**. ABES, 2005.

SEZERINO, Pablo Heleno; BENTO, Alessandra Pellizzaro; LOBO, Maria Angeles; LAPOLLI, Flávio Rubens; PHILIPPI, Luiz Sérgio. Sistemas naturais aplicados ao tratamento descentralizado de esgotos: uso combinado de lagoas de estabilização e filtros plantados com macrófitas (wetlands). In: 23 CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2005, Campo Grande. **Cd Rom do 23 ABES**. ABES, 2005.

GOTARDO, Jaqueline Tatiane; BENTO, Alessandra Pellizzaro; SEZERINO, Pablo Heleno; OLIJNYK, Débora Parcias; PHILIPPI, Luiz Sérgio; LAPOLLI, Flávio Rubens. Adaptação de parâmetros de projeto para lagoas facultativas de tratamento de esgotos domésticos na região sul do Brasil. In: XXIX CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 2004, San Juan, Puerto Rico. **Proceedings XXIX AIDIS**. San Juan, Puerto Rico: AIDIS, 2004.

SEZERINO, Pablo Heleno; KOSSATZ, Bruno; BELLI FILHO, Paulo; PLATZER, Christoph; PHILIPPI, Luiz Sérgio. Redução de DQO e SS de efluentes da suinocultura em leito de areia -estudos preliminares para a aplicação de sistema tipo wetlands. In: XI SIMPÓSIO LUSO-BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2004, Natal. **Cd Rom do XI SILUBESA** Rio de Janeiro: ABES, 2004.

SEZERINO, Pablo Heleno; BENTO, Alessandra Pellizzaro; GOTARDO, Jackeline Tatiane; PETERS, Madelon Rebelo; QUEIROZ, Adriano; OLIJNYK, Débora Parcias; LAPOLLI, Flávio Rubens; PHILIPPI, Luiz Sérgio. Sistemas naturais para o tratamento descentralizado de esgotos nos municípios da Grande Florianópolis -ferramenta para o desenvolvimento regional sustentável. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA EM RESÍDUOS E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 2004, Florianópolis/SC. **Anais do ICTR 2004**. São Paulo/SP: ICTR-NISAN/USP, 2004.

BENTO, Alessandra Pellizzaro; SEZERINO, Pablo Heleno; REGINATTO, Valeria; LAPOLLI, Flávio Rubens. Desenvolvimento de biofilme nitrificante em lagoas facultativas de tratamento secundário de esgotos sanitários. In: 22 CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2003, Joinville. **Cd Rom do 22 ABES** Rio de Janeiro: ABES, 2003.

SEZERINO, Pablo Heleno; PHILIPPI, Luiz Sérgio. Filtro plantado com macrófitas (wetlands) como tratamento de esgotos em unidades residenciais -critérios para dimensionamento. In: 22 CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2003, Joinville. **Cd Rom do 22 ABES** Rio de Janeiro: ABES, 2003.

KOSSATZ, Bruno; SEZERINO, Pablo Heleno; BELLI FILHO, Paulo; PHILIPPI, Luiz Sérgio. Estudos em escala laboratorial para a determinação de material filtrante de unidades wetlands: remoção de DQO, SS e NH<sub>4</sub>-N. In: 11 SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA USP, 2003, São Carlos/SP. **Anais do SIICUSP**. São Paulo/SP: USP, 2003.