

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANEAMENTO,
MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS

**REMOÇÃO DE POLUENTES EM UM SISTEMA
ALAGADO CONSTRUÍDO DE ESCOAMENTO
VERTICAL COM ALIMENTAÇÃO EM PULSO**

Lívia Cristina Oliveira Lana

Belo Horizonte

2013

**REMOÇÃO DE POLUENTES EM UM SISTEMA
ALAGADO CONSTRUÍDO DE ESCOAMENTO
VERTICAL COM ALIMENTAÇÃO EM PULSO**

Lívia Cristina Oliveira Lana

Livia Cristina Oliveira Lana

**REMOÇÃO DE POLUENTES EM UM SISTEMA
ALAGADO CONSTRUÍDO DE ESCOAMENTO
VERTICAL COM ALIMENTAÇÃO EM PULSO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos.

Área de concentração: Saneamento

Linha de pesquisa: Tratamento de águas residuárias

Orientador: Marcos von Sperling

Belo Horizonte
Escola de Engenharia da UFMG
2013

L243r

Lana, Livia Cristina Oliveira.

Remoção de poluentes em um sistema alagado construído de escoamento vertical com alimentação em pulso [manuscrito] / Livia Cristina Oliveira Lana. – 2013.

xi, 102 f., enc. : il.

Orientador: Marcos Von Sperling.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.

Inclui bibliografia.

1. Engenharia Sanitária – Teses. 2. Saneamento – Teses. 3. Esgotos – Teses. I. Sperling, Marcos Von. II. Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. III. Título.

CDU: 628(043)

Página com as assinaturas dos membros da banca examinadora, fornecida pelo Colegiado do Programa

DEDICATÓRIA

Aos meus pais e ao meu país

.

“Ao cabo de escutar co’o mais ansioso estudo filosofia, e foro, e medicina, e tudo até a teologia... encontro-me qual dantes; em nada me risquei do rol dos ignorantes. Mestre em artes me chamo; inculco-me doutor; e em dez anos vai já que, intrépido impostor, aí trago em roda viva um bando de crendeiros, meus alunos... de nada, e ignaros verdadeiros. O que só liquidei depois de tanta lida foi que a humana inciência é lei nunca infringida” (Goethe).

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais que, apesar do meu constante mau humor, sempre me incentivaram a seguir quando nem eu acreditava, pelo “paitrocínio” prolongado e que, juntamente com o restante da minha família, compreenderam minha ausência quando foi necessário;

Ao professor Marcos von Sperling, pela orientação e à Professora Juliana Calabria pelo constante apoio no decorrer da pesquisa. Agradeço também à banca examinadora, pelo aceite ao convite e pela leitura crítica do trabalho;

Aos amigos do mestrado e do doutorado SMARH e dos laboratórios de análises microbiológicas e análises físico-químicas pelos lanches e almoços, pelo apoio e por me ouvirem durante minhas crises existenciais. Em especial à Débora Morais, Alyne Duarte, Cintia Dutra, Renata Cortês, Graziella Patricio e Érika Abreu com quem eu aprendi a ser uma “engenhóloga”;

Um agradecimento especial à Suzane Inácio cuja dedicação e eficiência evitaram ou minimizaram hecatombes ocorridas durante a pesquisa. Ao “Seu” Raimundo pela ajuda e dedicação nas etapas de campo e pela manutenção do sistema;

Agradeço ao esforço e dedicação dos alunos de Iniciação Científica, Gabriel Vasconcelos, Mariana Paraense, Maria Luíza Nietzsche, Ingrid Santos, Giordana Flôr e Gabriela Maciel sem os quais esse trabalho não seria possível;

Aos meus irmãos, minha irmã e meus sobrinhos, que mesmo de longe eu sei que me apoiaram. Ao João pelo amor, carinho, suporte. À Bruna por ouvir minhas ladainhas. À Ariana que foi minha companheira de aventuras ou desventuras em BH. Aos amigos, colegas e agregados de Viçosa que, mesmo estando cada um em um canto do mundo, sempre serão uma espécie de família pra mim;

À CAPES, pela bolsa de mestrado, que permitiu a minha formação. À Larry Page e Sergey Brin cuja criação facilitou imensamente a minha vida. E a quem eu esqueci ou deixei de citar, mas foi importante.

RESUMO

Investigou-se o comportamento de um sistema alagado construído de escoamento vertical e alimentação em pulso para o tratamento de esgotos sanitários brutos de aproximadamente 100 habitantes, utilizando cerca de 1,0 m²/hab. O sistema é composto por três filtros que operam alternadamente e em paralelo, mas apenas dois deles um plantado com tifton 85 (*Cynodon spp*) e outro não plantado (controle) foram objeto de estudo neste trabalho. Cada unidade recebeu esgoto bruto por dois dias e meio e permaneceu sem alimentação por quatro dias e meio. Avaliou-se a influência da presença de plantas, do regime de alimentação e do tempo de operação sobre o desempenho do sistema por meio da análise de diversos parâmetros físico-químicos (temperatura, pH, DBO, DQO, SST, NTK, N-NH₄⁺, nitrito, nitrato e PT). O material aderido ao meio suporte foi também analisado em termos da concentração de ST e da presença de bactérias relacionadas ao ciclo do nitrogênio em duas profundidades (10 e 30 cm). As vazões efluentes foram quantificadas por método volumétrico. Foi determinada também a capacidade de absorção dos nutrientes pelo capim. A estes dados foram acrescidos resultados do monitoramento anterior do mesmo sistema, perfazendo um total de cerca de dois anos e meio de análises. Para avaliação da influência do regime de alimentação dividiu-se o período de monitoramento em duas fases: a fase 1, correspondente ao monitoramento realizado de 2010 a 2011, foi caracterizada pela aplicação de bateladas de 940 L a cada duas horas e taxa de aplicação hidráulica de 0,38 m³/m².d, ao passo que na fase 2, resultados obtidos em 2012, a alimentação foi realizada com a aplicação de 540 L a cada hora com taxa de aplicação de 0,45 m³/m².d. De maneira geral a unidade plantada teve um melhor desempenho, sendo que suas eficiências médias de remoção para a fase 1 e 2 foram, respectivamente: DBO: 79 e 82%; DQO: 72 e 81%; SST: 83 e 85%; PT: 45 e 21 %; NTK: 55 e 56%. Para a unidade não plantada (controle) as eficiências para cada fase foram: DBO: 78 e 80%; DQO: 72 e 81%; SST: 77 e 77%; PT: 50 e 33 %; NTK: 46 e 47%. A unidade plantada demonstrou uma maior concentração de sólidos aderidos nos primeiros 20 cm de leito e uma maior concentração de organismos associados à conversão do nitrogênio. Na unidade não plantada foram observados maiores picos de vazão. De modo geral a aplicação de bateladas de menor volume com maior frequência foi positiva para o desempenho do sistema, apesar de ter implicado em uma menor entrada de oxigênio no interior do filtro. Os resultados demonstram uma boa aplicabilidade do sistema às condições brasileiras, sobretudo para o tratamento de efluentes de pequenas comunidades, podendo seu desempenho ser otimizado com o amadurecimento do sistema e com modificações operacionais simples.

ABSTRACT

This study investigated the behavior of a vertical-flow constructed wetland system treating raw municipal sewage of approximately 100 population equivalents (around 1 m²/inhabitant). There were three units in parallel, two of which are investigated here. One of the units was planted with tifton 85 (*Cynodon spp*) and the other was unplanted (control unit). Each unit was fed with raw sewage for 2.5 days and had a rest period of 4.5 days. The influence of plants, feeding mode and operation time was investigated in terms of the removal of several physico-chemical parameters (pH, temperature, dissolved oxygen, BOD, COD, TSS, TKN, N-NH₄⁺, nitrite, nitrate and total phosphorus). Also, the solids attached to the filter medium were collected at different depths (10 cm and 30 cm) for the evaluation of solids retention and most probable number of nitrifying and denitrifying bacteria. The effluent discharges were measured by volumetric method. Tifton 85 nutrient extraction capacity was evaluated. To this data were added the results from a previous monitoring, so the total time of the study comprised two and a half years. Two different hydraulic loading rates and dosing frequencies were tested for each filter in order to evaluate the impact of the operational mode on their performance. The hydraulic loading rate (HLR) applied in each bed from March 2010 until December 2011 was of 0.38 m³.m⁻².d⁻¹ (batch of 940L of wastewater every 2 hours) – Phase 1 and from January 2012 to July 2012 it was 0.45 m³.m⁻².d⁻¹ (batch of 560L of wastewater every 1 hour) – Phase 2. The planted unit performed better than the unplanted one, indicating a positive influence of the presence of plants, and its mean removal efficiencies for phases 1 and 2 were, respectively: BOD: 79 and 82%; COD: 72 and 81%; TSS: 83 and 85% ; TKN: 55 e 56%; Total-P: 45 and 21%. For the unplanted unit the results for each phase were: BOD: 78 and 80%; COD: 72 and 81%; TSS: 77 and 77% ; TKN: 46 and 47%; Total-P: 50 and 33%. Higher total and volatile solids attachment and higher amount of bacteria involved in the nitrogen cycle were observed in the planted filter medium, what can explain its higher nitrification and solids removal. The unplanted unit showed higher peak discharges. The application of smaller influent volume with a higher batch frequency improved the performance of both units, but a higher improvement was observed in the unplanted unit. No signs of medium clogging have been observed in the units. The system simplicity and the good removal efficiencies indicate its high applicability in small communities in Brazil.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	V
LISTA DE TABELAS.....	VII
LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS.....	VIII
1 INTRODUÇÃO.....	1
2 OBJETIVOS.....	3
2.1 OBJETIVO GERAL	3
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	3
3 REVISÃO DA LITERATURA.....	4
3.1 OS SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS	4
3.1.1 <i>Conceituação, aplicabilidade e desenvolvimento histórico</i>	4
3.1.2 <i>Sistemas alagados construídos de alimentação em pulso (SACV - AP) e o Sistema Francês (SF)</i> .	6
3.2 REMOÇÃO DE POLUENTES EM SACV-AP.....	9
3.2.1 <i>Influência do potencial redox</i>	9
3.2.2 <i>Remoção da matéria orgânica</i>	10
3.2.3 <i>Retenção de sólidos e colmatação</i>	11
3.2.4 <i>Remoção de fósforo</i>	14
3.2.5 <i>Conversão do nitrogênio</i>	15
3.2.6 <i>Caracterização da comunidade microbiana</i>	21
3.3 INFLUÊNCIA DAS PLANTAS	22
3.3.1 <i>O capim Tifton - 85</i>	25
3.4 HIDRODINÂMICA E ESTUDOS COM TRAÇADORES EM SACV	26
3.4.1 <i>Hidráulica em SACV</i>	26
3.4.2 <i>Estudos com traçadores e aplicações</i>	28
3.4.3 <i>Influência do regime de alimentação na remoção de poluentes em SACV</i>	32
3.5 DINÂMICA DO OXIGÊNIO EM SACV	35
4 MATERIAL E MÉTODOS	41
4.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	41
4.2 SISTEMA DE TRATAMENTO (SACV-AP)	43
4.2.1 <i>Meio filtrante</i>	43
4.2.2 <i>Sistema de alimentação e drenagem</i>	44
4.2.3 <i>Vegetação e manejo</i>	47
4.3 MONITORAMENTO DO AFLUENTE E DO EFLUENTE	48
4.4 ANÁLISE DO MATERIAL VEGETAL – PRODUTIVIDADE E TEOR DE NUTRIENTES	50
4.5 ANÁLISE DOS SÓLIDOS E DA BIOMASSA PRESENTES NO MEIO SUPORTE	51
4.5.1 <i>Análise da biomassa aderida</i>	52
4.6 ESTUDO HIDRODINÂMICO	53
4.7 ESTIMATIVA DA TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO NO MEIO SUPORTE	54
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	58
5.1 REMOÇÃO DE POLUENTES	58
5.1.1 <i>Remoção de matéria orgânica</i>	60
5.1.2 <i>Remoção de sólidos e colmatação</i>	66
5.1.3 <i>Remoção de nutrientes</i>	74
5.2 ESTUDO HIDRODINÂMICO	90
5.2.1 <i>Hidrogramas de vazão</i>	90
5.2.2 <i>Testes com traçadores</i>	93
5.3 ESTIMATIVA DA TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO NO MEIO SUPORTE	94
6 CONCLUSÕES	98
7 RECOMENDAÇÕES	99
8 REFERÊNCIAS.....	100

LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1: Exemplos da aplicação de SAC no mundo	4
Figura 3.2. Estimativa da distribuição da população brasileira por número de municípios em julho de 2012.	6
Figura 3.3: Principais características dos diferentes modelos de SAC aplicados no tratamento de efluentes.	7
Figura 3.4: Exemplo de SACV tratando esgotos domésticos brutos, variante francesa.	8
Figura 3.5: SAC do tipo francês construído em Albodón, Espanha, com três leitos no primeiro estágio tratando esgotos brutos e dois no segundo estágio para pós-tratamento.	8
Figura 3.6: Resultados das análises de (A) perfis de concentração de DQO, N-NH ₄ ⁺ , N-NO ₂ ⁻ e N-NO ₃ ⁻ e (B) condutividade hidráulica relativa.....	14
Figura 3.7: Conversão do nitrogênio em SACV-AP modificado com zona saturada.....	21
Figura 3.8: Comparação entre a carga e a remoção de DBO e DQO para SACH plantados e não plantados. Não plantados N= 16 e 7, plantados N=30 e 7, respectivamente.	24
Figura 3.9: Curva DTR para filtros de areia de alimentação intermitente. (Profundidade=65cm, TAH = 0,4m ³ /m ² d e f = 8 bateladas/d)	30
Figura 4.1: Imagem de satélite da Estação de Tratamento do Arrudas em 15 de junho de 2009	41
Figura 4.2: Ponto de captação do esgoto que alimenta o SAC.....	42
Figura 4.3: Vista geral do sistema de tratamento a ser estudado; (a) caixa de alimentação, (b) unidade plantada – UP, (c) unidade não plantada (controle) – UC, (d) unidade não monitorada.	43
Figura 4.4: Corte da peneira para remoção de sólidos grosseiros.	45
Figura 4.5: Detalhe do crescimento do capim na unidade plantada (UP).	48
Figura 4.6: Delineamento das comparações estatísticas.....	50
Figura 4.7: Quadrado utilizado para coleta do material vegetal (esquerda) e pesagem do material coletado (direita).....	51
Figura 4.8: Ponto de coleta do meio suporte (esquerda) e tubos incubados para análise de NMP (direita).....	53
Figura 5.1: Gráficos <i>Box-Whisker</i> do pH (esquerda) e das temperaturas (direita). Em cada gráfico, o lado esquerdo representa a Fase 1 e o lado direito a Fase 2	60
Figura 5.2: Gráficos de distribuição de frequência das concentrações efluentes (esquerda) e eficiências de remoção (direita) de DBO.	63

Figura 5.3: Gráficos de distribuição de frequência das concentrações efluentes (esquerda) e eficiências de remoção (direita) de DQO.	63
Figura 5.4: Gráficos <i>Box-Whisker</i> das concentrações afluentes e efluentes (esquerda) e das eficiências de remoção (direita) de DBO em cada unidade em cada fase.	64
Figura 5.5: Gráficos <i>Box-Whisker</i> das concentrações afluentes e efluentes (esquerda) e das eficiências de remoção (direita) de DQO em cada unidade em cada fase.	64
Figura 5.6: Série histórica das concentrações efluentes de SST.	68
Figura 5.7: Gráficos de distribuição de frequência das concentrações efluentes de SST (esquerda) e percentual de atendimento ao padrão de lançamento (direita).	68
Figura 5.8: Gráficos <i>Box-Whisker</i> das concentrações afluentes e efluentes (esquerda) e das eficiências de remoção (direita) de SST em cada unidade em cada fase.	70
Figura 5.9: Gráficos <i>Box-Whisker</i> da relação SSV/SSV afluente e efluente em cada unidade em cada fase.	71
Figura 5.10: Concentração de sólidos totais acumulados no meio suporte.	72
Figura 5.11: Série Histórica do monitoramento das concentrações de NT e PT.	77
Figura 5.12: Gráficos <i>Box-Whisker</i> do potencial redox afluente e efluente e das concentrações afluentes e efluentes de oxigênio dissolvido.	78
Figura 5.13: Gráficos <i>Box-Whisker</i> da alcalinidade afluente e efluente em cada fase.	82
Figura 5.14: Concentrações médias afluentes e efluentes das frações de nitrogênio em cada fase.	83
Figura 5.15: Gráficos <i>Box-Whisker</i> das concentrações afluentes e efluentes e das eficiências de remoção de NTK.	85
Figura 5.16: Gráficos <i>Box-Whisker</i> das concentrações afluentes e efluentes e das eficiências de remoção de N-NH ₄ ⁺	85
Figura 5.17: NMP de bactérias relacionadas ao ciclo do nitrogênio de acordo com a unidade e a profundidade de coleta.	89
Figura 5.18: Resultados da medição de vazão na unidade controle.	91
Figura 5.19: Resultados da medição de vazão na unidade controle.	91
Figura 5.20: Perfil das concentrações de oxigênio efluentes em cada batelada.	93
Figura 5.21: Resultados experimentais do traçador Tecnécio.	94

LISTA DE TABELAS

Tabela 3.1: Tipos de reações de oxirredução promovidas por micro-organismos	10
Tabela 3.2: Exemplos da duração da operação em experimentos envolvendo SACV	31
Tabela 3.3: Estudos verificando a influência da TAH sobre a performance dos sistemas.....	33
Tabela 4.1: Características do material filtrante utilizado e comparação com os padrões de projeto.....	44
Tabela 4.2: Detalhes do regime de alimentação adotado em cada fase operacional.	46
Tabela 4.3: Comparação entre cargas afluentes em cada fase operacional	47
Tabela 4.4: Parâmetros físico-químicos avaliados, frequência de análises e metodologia.	49
Tabela 5.1- Síntese dos resultados médios das análises físico-químicas - comparação entre fases.	58
Tabela 5.2- Comparação entre valores típicos de concentração de poluentes em esgotos sanitários e valores médios encontrados no monitoramento.	59
Tabela 5.3-Estatística descritiva dos resultados do monitoramento de DQO e DBO.	62
Tabela 5.4-Análise comparativa da influência de plantas na remoção de DBO e DQO.	65
Tabela 5.5-Médias da relação DQO/DBO para o afluente e efluente.	66
Tabela 5.6-Estatística descritiva dos resultados do monitoramento de SST.	67
Tabela 5.7-Relação STV/ST nos sólidos acumulados.....	73
Tabela 5.8-Estatística descritiva dos resultados do monitoramento da concentração e da eficiência de remoção de N total e P total.	75
Tabela 5.9-Estatística descritiva dos resultados de NTK, N-NH ₄ ⁺ , N-N _{org}	80
Tabela 5.10- Síntese dos resultados das análises nutricionais do capim Tifton-85.....	86
Tabela 5.11- Resultado das análises da biomassa aderida (NMP/100ml).....	88
Tabela 5.12- Resultado das análises da biomassa aderida (NMP/gSV).....	88
Tabela 5.11- Resultado da estimativa do balanço de oxigênio.....	96

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS.

$\Delta C_a/\Delta h$	Gradiente de concentração de oxigênio de acordo com a profundidade (g/m ³ m)
²⁴ Na	Sódio 24
^{99m} Tc	Tecnécio
A _{leito}	Área do leito que recebe a batelada
Anammox	Oxidação anaeróbia da amônia
ANME	Oxidação anaeróbia de metano associada à desnitrificação
A _{total}	Área total do sistema
BOA	Bactérias oxidadoras de amônia
BON	Bactérias oxidadoras de nitrito
CaCO ₃	Carbonato de cálcio
CDTN	Centro de Desenvolvimento de Tecnologia Nuclear
CePTs,	Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG/
CO ₂	Dióxido de Carbono
COPASA	Companhia de Saneamento de Minas Gerais,
cps	Contagem por segundo
CV	Coefficiente de variação
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
D _e	Coefficiente de difusão efetivo (m ² /h)
DESA/UFMG	Departamento de Engenharia Sanitária da Universidade Federal de Minas

Gerais

DQO	Demanda química de oxigênio
DTR	Distribuição dos tempos de residência
ep	Equivalente populacional
ETE Arrudas	Estação de Tratamento de Esgotos do Arrudas
F	Fluxo de massa de oxigênio para o sistema (g/m ² h)
FIA	Filtros intermitentes de areia
H ⁺	Íon hidrogênio
LECA	<i>light weight clay aggregates</i>
LH-PCR	<i>Length heterogeneity polymerase chain reaction</i>
MPIP	<i>Max Planck Institute Process</i>
N	Nitrogênio
NaBr	Brometo de Sódio
NaCl	Cloreto de sódio
NMP	Número mais provável
N-NH ₄ ⁺	Íon amônio
N-NO ₂ ⁻	Nitrito
N-NO ₃ ⁻	Nitrato
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio total Kjeldahl
OD	Oxigênio dissolvido

P	Fósforo
PBS	Tampão fosfato salino
PNSB	Pesquisa Nacional de Saneamento Básico
PT	Fósforo Total
Qa	Vazão afluyente ao sistema
Qb	Vazão da batelada
RTD	<i>Residence time distribution</i>
SAC	Sistemas alagados construídos
SACH	Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal
SACV	Sistemas alagados construídos de escoamento vertical
SACV-AP	Sistemas alagados construídos de escoamento vertical com alimentação em pulso
SF	Sistema francês
SF ₆	Hexafluoreto de Enxofre
SST	Sólidos suspensos totais
SSV	Sólidos suspensos voláteis
ST	Sólidos totais
TAH	Taxa de aplicação hidráulica
TAHinst	Taxa de aplicação hidráulica instantânea
t _b	Tempo de duração de uma batelada;
TDH	Tempo de detenção hidráulica

TTO	Taxa de transferência de oxigênio
UC	Unidade controle
UP	Unidade plantada com Tifton 85 (<i>Cynodon spp.</i>)
θ_a	Parte da porosidade do solo preenchida com ar

1 INTRODUÇÃO

A importância do setor de saneamento para a garantia do bem estar dos indivíduos e da qualidade ambiental é amplamente reconhecida. Entretanto o atual cenário brasileiro ainda demanda o desenvolvimento de tecnologias de tratamento simplificadas passíveis de aplicação em municípios de pequeno porte. Neste contexto os sistemas alagados construídos (SAC) aparecem como uma alternativa viável, pois não dependem de grandes gastos de energia ou manutenção, e são capazes de garantir alta eficiência de tratamento.

Apesar do avanço no desenvolvimento da tecnologia e de sua grande aplicabilidade, o maior emprego destes sistemas ainda encontra dificuldades associadas à complexidade de compreensão de seu funcionamento.

Os SAC podem ser construídos segundo uma série de modelos, sendo que uma dessas variantes é a de escoamento vertical com alimentação em pulso (SACV-AP). A principal vantagem deste é sua capacidade de tratar efluentes sem a necessidade de tratamento prévio, quer seja por decantadores primários, quer por reatores anaeróbios. Ademais, não incorpora etapas posteriores para o tratamento do efluente, além de não demandar também unidades para o tratamento do lodo.

Os SACV-AP se destacam ainda pelo grande potencial para ocorrência da nitrificação. O lançamento de efluentes nitrificados evita o consumo de oxigênio nos corpos receptores, possibilitando assim uma melhor qualidade de suas águas. Neste caso, sistemas capazes de converter amônia em outras formas, como o nitrato, podem ser bastante vantajosos. Deve-se lembrar, no entanto que, apesar do aumento da concentração das formas oxidadas, nestes sistemas a remoção de nitrogênio total geralmente não é expressiva. O excesso de nitrato pode vir a demandar uma etapa posterior de tratamento capaz de promover a desnitrificação, caso isso seja exequível. Outro modo de evitar os impactos gerados pela presença desse nutriente seria o reuso de tais efluentes.

Observa-se que o desempenho destes sistemas poderia ser otimizado no sentido da remoção conjunta da matéria orgânica e nutrientes. No entanto, esta otimização demanda o conhecimento aprofundado sobre as características, mecanismos, vantagens e limitações do uso de SACV-AP para o tratamento de efluentes sanitários.

Neste contexto a presente pesquisa procurou investigar o comportamento de um sistema alagado construído de escoamento vertical e alimentação em pulso para o tratamento de esgotos sanitários brutos de aproximadamente 100 habitantes, utilizando cerca de 1,0 m²/hab. Avaliou-se a influência da presença de plantas, do regime de alimentação e do tempo de operação sobre o desempenho do sistema. Adicionalmente procurou-se caracterizar o lodo aderido ao meio suporte em termos da concentração de sólidos e quantificação de alguns organismos associados à conversão de nitrogênio. A partir dos resultados discutiu-se a aplicabilidade de tais sistemas às condições brasileiras após dois anos e meio de funcionamento sugerindo modos de intensificação da remoção de poluentes em tais sistemas.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Analisar a influência das condições operacionais na remoção de poluentes em um sistema alagado construído de escoamento vertical com alimentação em pulso utilizado para o tratamento de esgotos sanitários brutos.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a influência do regime de alimentação e das características hidrodinâmicas na remoção de poluentes;
- Avaliar comparativamente as características de uma unidade plantada e uma não plantada em termos da eficiência de remoção de poluentes e, mais especificamente, da remoção de nitrogênio e fósforo pelas plantas;
- Analisar a concentração do lodo presente no meio suporte em termos da presença de microrganismos nitrificantes e desnitrificantes nele aderidos, bem como o seu acúmulo ao longo do tempo.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 Os sistemas alagados construídos

3.1.1 Conceituação, aplicabilidade e desenvolvimento histórico

Um SAC é uma unidade que promove o tratamento de efluentes pela interação entre o líquido, o meio suporte, os microrganismos e as plantas (quando presentes) (KADLEC e WALLACE, 2008). Como mostrado na Figura 3.1, estes sistemas se prestam a diferentes objetivos, podendo ser construídos de acordo com uma ampla variedade de modelos. São considerados naturais por reproduzirem condições que ocorrem espontaneamente nos ecossistemas sem a necessidade de suprimento adicional de energia para acelerar processos bioquímicos. Sezerino *et al.* (2005) destacam como vantagens desta tipologia a melhor ciclagem de nutrientes, menor produção de lodo, adequação à paisagem natural, baixos custos de implantação, operação e manutenção, eficiência adequada e possibilidade de reuso do efluente na agricultura e aquicultura.



Figura 3.1: Exemplos da aplicação de SAC no mundo. (a) tratamento de água cinza em área urbana com SAC subsuperficial em Oslo, Noruega (Foto: L. Urich, 2008); (b) SACV em construção durante o teste de uniformidade de distribuição em Lima, Peru (Foto: H. Hoffmann, 2008); (c) SACV tratando esgoto doméstico no Olympic Forest Park em Pequim, China (Foto: L. Germer, 2008).

Fonte: HOFFMANN *et al.* (2011)

Por se constituírem em sistemas naturais e, em consequência, demandarem grandes áreas, os SAC são mais aplicáveis ao tratamento descentralizado de esgotos ou para pequenas comunidades. Até a década de 1970 os países europeus seguiam a tendência do tratamento centralizado. Entretanto, os altos custos e as desvantagens técnicas e ambientais levaram os projetistas a optarem por sistemas descentralizados, como os SAC, fenômeno que cresceu nas décadas de 1980 e 1990 (HABERL *et al.*, 1995).

Na Europa o desenvolvimento da tecnologia se iniciou com Seidel, em 1952, que utilizava os SACV como o primeiro estágio de seus sistemas de tratamento. Estes envolviam séries de filtros de escoamento subsuperficial vertical e horizontal que ficaram comumente conhecidos como MPIP – *Max Planck Institute Process*, sendo a base de sistemas híbridos construídos no final do século XX (KADLEC e WALLACE, 2008).

Na França os sistemas foram primeiramente aplicados em 1978, no entanto as primeiras estações construídas encontraram dificuldades em relação à colmatação, o que levou ao desenvolvimento de sistemas com material suporte de maior granulometria. Apesar dos problemas, os sistemas continuaram a ser empregados naquele país. Seu sucesso é atribuído à remoção de lodo, já estabilizado, em grandes intervalos de tempo, à capacidade para o tratamento de efluentes bem diluídos e à baixa sensibilidade a variações de vazão. A operação também é menos dispendiosa por ser realizada por pessoal treinado, mas não necessariamente especializado. A qualidade do efluente é constante e não são notadas perdas de sólidos. Além disso, o sistema encontra respaldo na ideia de sustentabilidade, por se aproximar mais das realidades locais e resultar em gastos pequenos de energia e materiais. (LIÉNARD, 2010).

No Brasil, essas unidades ainda são pouco aplicadas na prática, entretanto deve-se considerar o aumento de pesquisas sobre o assunto, já que se acredita que exista um amplo campo para a ampliação do seu uso. Na Figura 3.2 é mostrado o gráfico da distribuição populacional em municípios no país, elaborado com base na estimativa da população residente nos municípios brasileiros com data de referência em 1º de julho de 2012 (IBGE, 2012). Por ele é possível observar que a grande maioria dos 5565 municípios brasileiros (89%) possui população inferior a 50.000 habitantes. Segundo a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB, publicada em 2008 (IBGE, 2008), a presença de redes coletoras de esgoto em municípios com essa faixa populacional se encontra abaixo da média nacional, sendo 55,2%. Do percentual coletado apenas 53% passa por algum tipo de tratamento. A própria pesquisa chama a atenção para a concentração de municípios nessa classe com características predominantemente rurais e com população dispersa, o que dificulta o fornecimento da rede coletora de esgotos. Observa-se que o grande déficit em ações de saneamento associado a baixas densidades populacionais inviabilizam a aplicação de sistemas centralizados de grande porte. Entretanto, a grande disponibilidade de área destas regiões cria um grande campo de aplicação para os SAC. É possível que eles sejam aplicados também em regiões com maiores adensamentos populacionais sendo viáveis para o tratamento de efluentes provenientes de áreas como

condomínios por exemplo, desde que o custo de implantação em termos do requisito de área seja criteriosamente avaliado.

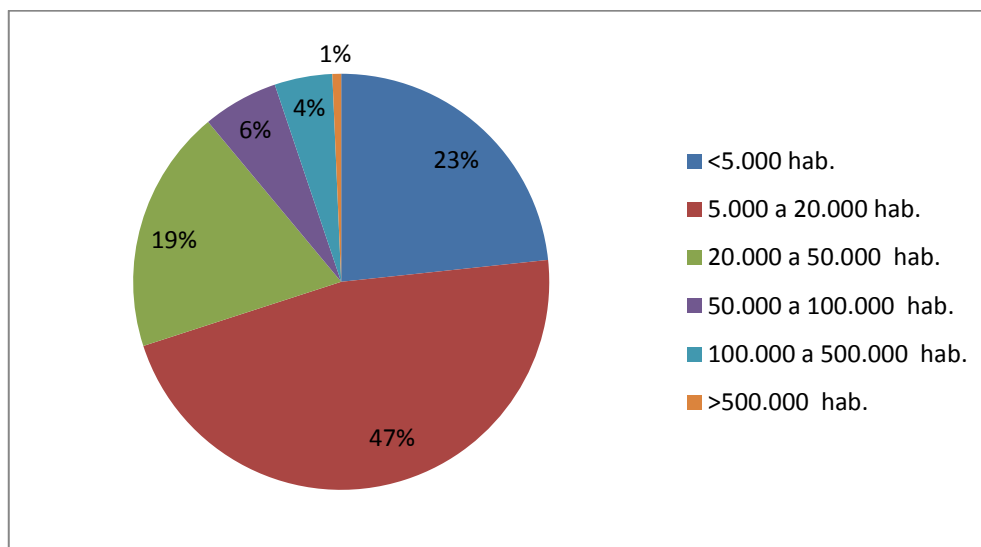


Figura 3.2. Estimativa da distribuição da população brasileira por número de municípios em julho de 2012.

Fonte: Adaptado de IBGE, 2012

Kantawanichkul *et al.* (2009) ressaltam que, apesar da grande aplicabilidade dos SAC em países tropicais, um fator que contribui para sua baixa utilização real seria a falta de conhecimento e de critérios de dimensionamento para estes sistemas em tais condições. Estes autores ressaltam ainda que, já que o clima e as condições locais afetam intimamente os processos de remoção em SACV, há uma grande necessidade de experiências com estes sistemas em países de clima tropical, de modo que sua real capacidade e eficiência em tais ambientes sejam esclarecidas.

3.1.2 Sistemas alagados construídos de alimentação em pulso (SACV - AP) e o Sistema Francês (SF)

Os SAC podem ser construídos com uma grande variedade de modelos hidráulicos, podendo ter escoamento superficial ou subsuperficial, escoamento vertical ou horizontal, operação contínua ou em bateladas. O diagrama da Figura 3.3 explicita-se as principais características dos diferentes tipos de SAC utilizados no tratamento de efluentes.

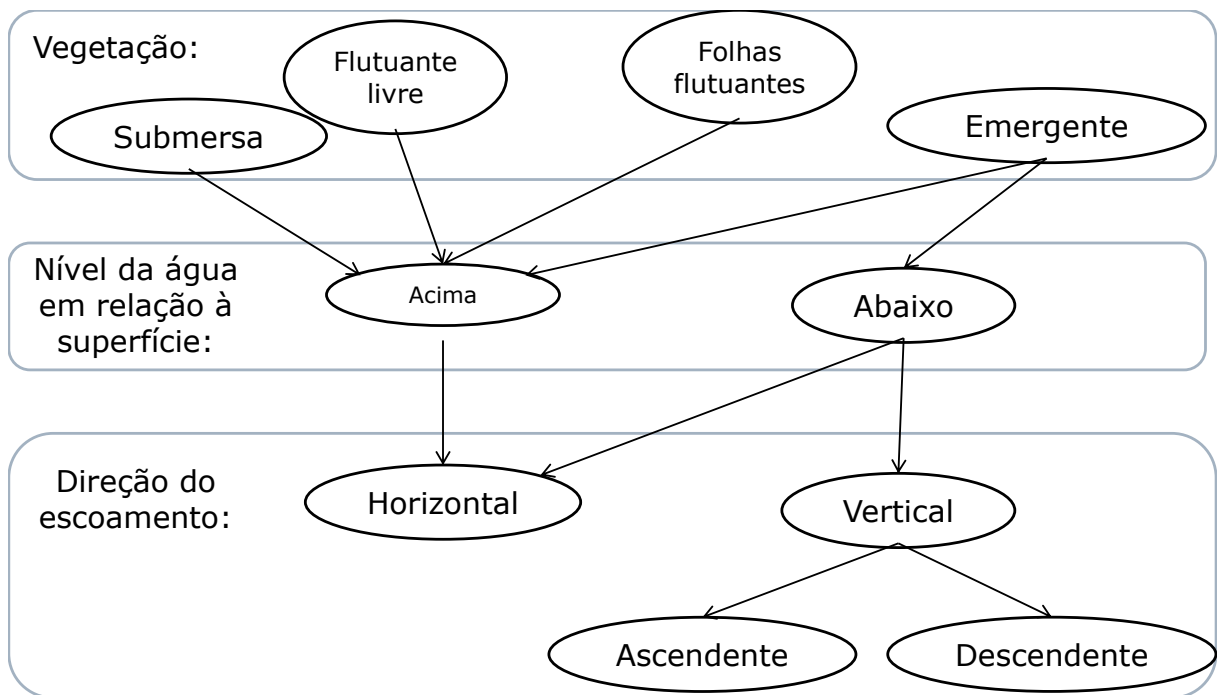


Figura 3.3: Principais características dos diferentes modelos de SAC aplicados no tratamento de efluentes.

Fonte: Adaptado de Vymazal, 2010

Este trabalho dará foco aos sistemas alagados construídos de escoamento vertical (SACV), nos quais a água é distribuída na superfície do meio suporte e tratada na medida em que sua percolação ocorre. Também destes podem ser detalhadas inúmeras variantes. São vantajosas quando comparadas às de escoamento horizontal (SACH) pelo menor requisito de área, mas ainda são ineficientes na remoção de nitrogênio devido à baixa desnitrificação. Atualmente são mais comuns no tratamento de pequenas fontes de poluição na Áustria, Dinamarca, França, Alemanha e Reino Unido e como pós-tratamento de outras unidades (KADLEC e WALLACE, 2008).

Segundo Kadlec e Wallace (2008) a variante dos SACV mais comum na Europa é a de alimentação em pulso (SACV-AP), que se caracteriza pela alimentação intermitente com uma única passagem do efluente no leito. Foram desenvolvidos para possibilitar uma grande transferência de oxigênio para o meio, aumentando assim a capacidade de oxidação da amônia, gerando um efluente nitrificado. Um exemplo de modelo deste sistema é a variante francesa, ou sistema francês (SF), apresentado na Figura 3.4, que mostra a seção transversal de um destes sistemas.

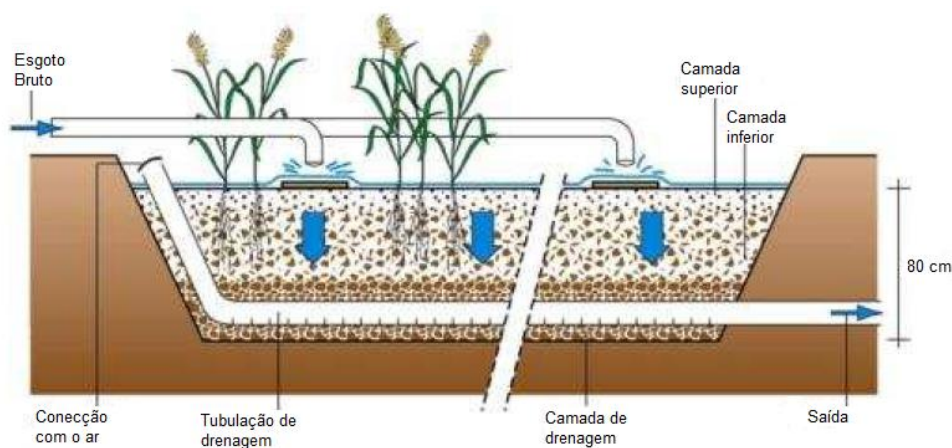


Figura 3.4: Exemplo de SACV tratando esgotos domésticos brutos, variante francesa.

Fonte: Adaptado de MOLLE *et al.*, 2005

Liénard (2010) apresenta uma revisão sobre os SF, delimitando o estado da arte atual dos mesmos na França. Atualmente são tipicamente compostos por dois estágios com uma área total de 2 m²/hab. cujos filtros são alimentados alternadamente e em paralelo. O primeiro estágio possui três filtros, cada um com 0,4m²/hab e alimentados por 3,5 dias e tendo 7 dias de descanso. O segundo estágio é composto de dois filtros, cada um com 3,5 dias de alimentação e 3,5 dias de descanso. Um exemplo de aplicação pode ser visto na Figura 3.5 O sistema mostrado foi construído na Espanha para o tratamento do esgoto de 800 habitantes. (HOFFMANN *et al.*, 2011). Usualmente considera-se que o primeiro estágio objetive a remoção de matéria orgânica, enquanto o segundo tem como função principal a oxidação de amônia. Tais sistemas são também caracterizados pela granulometria do meio suporte, que usualmente é composto de cascalho.



Figura 3.5: SAC do tipo francês construído em Albadón, Espanha, com três leitos no primeiro estágio tratando esgotos brutos e dois no segundo estágio para pós-tratamento.

Fonte: HOFFMANN *et al.*, 2011

Na França, por serem construídos por muitas empresas, atualmente são sugeridas inovações que objetivam principalmente a redução dos requisitos de área e dos custos associados ao sistema. Dentre elas podem-se citar a construção de um estágio único com recirculação, dois estágios construídos um acima do outro no mesmo leito ou um estágio com uma camada saturada no fundo e ainda a associação dos SAC com outros sistemas de tratamento (MOLLE, 2012).

Prost-Boucle e Molle (2012) destacam que em situações onde os requisitos de eficiência não são muito restritivos a aplicação de um segundo estágio do sistema francês é discutível, já que sua supressão pode reduzir a área requerida e gastos construtivos. Estes autores discutem ainda a aplicação da recirculação em um estágio único. A recirculação poderia beneficiar a remoção de nitrogênio pelo aumento do tempo de contato entre efluente e biomassa, no entanto, ao contrário do desejado, pode haver um aumento de custos com energia pela necessidade de bombas. Em países de clima tropical observa-se que é possível a aplicação de um estágio único sem a necessidade de recirculação. Nestes casos a eficiência é garantida pela influência das altas temperaturas que aceleram os mecanismos de degradação que ocorrem no meio. Molle (2012) ressalta a necessidade de pesquisa de configurações alternativas, sendo uma possibilidade o uso de um estágio único com apenas dois leitos alimentados alternadamente.

3.2 Remoção de poluentes em SACV-AP

A alimentação intermitente em SACV-AP garante a manutenção de condições aeróbias no sistema, o que influencia intimamente a remoção de poluentes. Os SACV-AP são unidades bastante eficientes para a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. A remoção de fósforo é baixa, a não ser que seja utilizado um meio suporte com alta capacidade de sorção. As condições aeróbias garantem a ocorrência da nitrificação, entretanto, a remoção do nitrogênio total é baixa (VYMAZAL, 2010).

3.2.1 Influência do potencial redox

As condições de oxirredução do meio afetam expressivamente a disponibilidade de nutrientes para os organismos, sendo que em solos alagados o potencial redox encontra-se entre -400 mV a +700mV (KADLEC E WALLACE, 2008).

A transformação de compostos por micro-organismos se dá principalmente por meio da fermentação e da respiração. Na respiração o micro-organismo induz uma transferência de elétrons de um composto para outro, assim, as condições de oxirredução estabelecidas no ambiente são essenciais para a remoção biológica de poluentes. Portanto, um alto potencial de oxirredução está associado a um meio oxidante e à promoção de processos aeróbios como a nitrificação por exemplo. Já potenciais redox baixos estão ligados a condições redutoras e ambientes nos quais a degradação ocorre principalmente por mecanismos anaeróbios como metanogênese (FAULWETTER *et al.*, 2009).

O tipo de respiração segue uma sequência dentro de faixas de potencial redox, como mostrado na Tabela 3.1. Energeticamente o oxidante mais favorável é o oxigênio, mas caso ele não esteja disponível podem se estabelecer outros organismos no meio, capazes de reduzir o nitrato (desnitrificação), o manganês, o ferro, o sulfeto e por último o CO₂ (KADLEC E WALLACE, 2008).

Tabela 3.1: Tipos de reações de oxirredução promovidas por micro-organismos.

Processo	Aceptor de elétrons	Produto final	Mol de e ⁻ por mol do acceptor de elétrons	ΔG ^o (kJ/mol de e ⁻)	Faixa de potencial Redox (mV)
Respiração aeróbia	O ₂	H ₂ O	5	-125,1	300 a 700
Redução do nitrato	NO ₃ ⁻	N ₂ , NO _x	5	-118,8	-100 a 300*
Redução do manganês	Mn ⁴⁺	Mn ²⁺	2	-94,5	-100 a 300
Redução do ferro	Fe ³⁺	Fe ²⁺	1	-24,3	-100 a 200
Redução do sulfato	SO ₄ ²⁻	S ²⁻	8	-25,4	-200 a -100
Metanogênese	CO ₂	CH ₄ , CO ₂	8	-23,2	-350 a -100

Fonte: FAULWETTER *et al.*, 2009; *KADLEC e WALLACE (2008).

Os SACV-AP são considerados sistemas aeróbios, já que o escoamento se dá em condições insaturadas, e isso indica que nestes sistemas é esperado que se estabeleça um alto potencial redox. Entretanto a alimentação em pulsos (ou bateladas) pode gerar uma variação temporal no potencial redox, criando um biofilme diversificado, capaz de atuar sob diferentes condições. As plantas e a sazonalidade também influenciam as condições de oxirredução no SAC (FAULWETTER *et al.*, 2009).

3.2.2 Remoção da matéria orgânica

A remoção de matéria orgânica em SACV-AP se dá predominantemente pela degradação aeróbia realizada pelos micro-organismos presentes no meio suporte. Por este motivo são mais eficientes quando comparados a outras tipologias, uma vez que o aproveitamento

energético de organismos que utilizam o oxigênio é superior. Com a aplicação de cargas orgânicas maiores estes sistemas passam a ter uma predominância de condições anaeróbias e a degradação neste caso será modificada (KADLEC E WALLACE, 2008).

Discutindo a influência da profundidade do leito, Kadlec e Wallace (2008) ressaltam que possivelmente a remoção de matéria orgânica em SACV-AP ocorra na superfície do meio filtrante, local com maior acumulação da biomassa, maior disponibilidade de oxigênio e matéria orgânica particulada. Wozniak *et al.* (2007) observaram que durante uma carga de alimentação, a concentração de oxigênio na camada de 10 cm abaixo da superfície decaiu mais rapidamente do que nas camadas inferiores, o que indica a ocorrência de consumo de oxigênio nesta camada em virtude da degradação aeróbia.

Korksuz *et al.* (2004) avaliaram o desempenho de um SACV-AP e notaram que as concentrações efluentes de DQO foram influenciadas pelas concentrações afluentes, pela ocorrência de eventos de precipitação e por mudanças sazonais. Molle *et al.* (2005), estudando o comportamento de 46 leitos de 1º estágio de SF, encontraram uma eficiência média de 79%, tendo afirmado que a remoção está relacionada à taxa de infiltração no leito. Analisando a influência da carga orgânica para a remoção de DQO estes autores concluíram que, mesmo com a aplicação de cargas superiores às de projeto, a remoção no primeiro estágio era satisfatória. Além disso, os autores reportam que com a aplicação de maiores cargas a variação na remoção de matéria orgânica era maior, possivelmente por problemas na distribuição do efluente no leito.

3.2.3 Retenção de sólidos e colmatação

A remoção de sólidos por SAC é uma das mais importantes funções destes sistemas, sendo que a aplicação de SACV-AP como tratamento primário para a remoção de sólidos data da década de 1960. A remoção se dá devido a uma série de fatores e mecanismos internos, sendo influenciada pela velocidade de percolação da água, a presença de plantas e a granulometria do meio (KADLEC E WALLACE, 2008). SAC usualmente possuem uma boa eficiência no que diz respeito à remoção de sólidos. Analisando os resultados de 98 unidades, Vymazal (2010) reporta uma eficiência média de 89% para SACV. Kadlec e Wallace (2008) verificaram os dados de 31 SACV-AP e encontraram eficiências médias de remoção de 87%. Nestes sistemas os sólidos são removidos principalmente por interceptação e precipitação e se

acumulam no leito filtrante. Tal acumulação pode ter consequências importantes em relação ao desempenho destes sistemas, podendo gerar colmatação (Kadlec e Wallace, 2008).

Desde o início do desenvolvimento da tecnologia a colmatação é considerada o maior problema operacional em SAC, sendo motivo de críticas à aplicação destes sistemas. Segundo Langergraber *et al.* (2003), o termo colmatação resume diversos processos que conduzem à redução da capacidade de infiltração do meio, causando inicialmente uma diminuição no aporte de oxigênio e, a longo prazo, culmina com a falha de desempenho da estação.

Considera-se que em SACV a acumulação de sólidos inorgânicos seja de maior importância para o processo. O aporte de sólidos depende da eficiência do pré-tratamento e das características do afluente a ser tratado. Este acúmulo pode ser verificado tanto na superfície (bloqueio externo) quanto no interior dos poros (bloqueio interno). A colmatação ocorre de maneira gradativa a partir da criação de um filme na superfície. Este filme possivelmente bloqueará a entrada de oxigênio para as camadas seguintes. Com a falta de oxigênio a mineralização dos sólidos orgânicos no interior dos poros será prejudicada intensificando o processo de bloqueio interno. Como consequência do bloqueio interno ocorrerá maior retenção de sólidos nas camadas superficiais (LANGERGRABER *et al.*, 2003)

Em relação ao acúmulo de sólidos orgânicos, a produção de lodo está relacionada ao equilíbrio entre o crescimento da biomassa e sua degradação. Quando este equilíbrio deixa de existir, possivelmente por um aporte excessivo de carga orgânica, ocorre um crescimento acelerado dos microrganismos. Nesta situação, com excesso de alimento, a respiração endógena não acontece e assim a quantidade de lodo aumenta, o que pode ocasionar uma obstrução dos poros do meio suporte. Entretanto, vários autores observam que o acúmulo de sólidos orgânicos pelo crescimento da biomassa pouco influencia a colmatação em SACV (LANGERGRABER *et al.*, 2003; WINTER e GOETZ, 2003)

Ao contrário do esperado, observa-se que nos SACV - AP a colmatação pode contribuir para a melhoria do desempenho do sistema. Resultados obtidos por Liey e Reeb (2010) sugerem que uma camada de até 5 cm de sólidos é benéfica à remoção de poluentes em SACV tratando esgoto bruto. A camada depositada tende a se tornar parte do meio biologicamente ativo, o que ao longo do tempo intensifica a remoção, não só de SST, mas também de DQO e NTK. Ainda assim, o aumento da colmatação nestes sistemas não afeta drasticamente a capacidade

hidráulica do leito, sendo apenas uma pequena camada superficial que afeta a infiltração no meio (MOLLE *et al.* 2005)

Molle *et al.* (2005), estudando os sistemas do tipo francês, constataram uma melhora na eficiência do tratamento pelo acúmulo de lodo nos primeiros anos de operação. Estes mesmos autores recomendam uma retirada de lodo apenas do primeiro estágio após 10 a 15 anos de funcionamento. Das 72 unidades estudadas por eles, a retirada do lodo só foi necessária em uma delas após nove anos de operação, não porque estava havendo prejuízo à eficiência do sistema, mas porque o acúmulo prejudicava a homogeneidade da distribuição. Isso demonstra uma baixa incidência de colmatação e um baixo acúmulo de lodo e que tal acúmulo normalmente não interfere na qualidade do efluente destes sistemas.

A baixa produção de lodo nestes sistemas está relacionada a dois fatores. O primeiro é a grande granulometria do meio suporte e o segundo é a alimentação alternada, que garante um período de descanso para os leitos, com consequente digestão e desidratação do lodo na camada superior.

Hua *et al.* (2010) investigaram o efeito da granulometria do meio suporte sobre o grau de colmatação em SACV em escala de bancada. Como esperado, a colmatação ocorreu mais rapidamente no leito de material de menor granulometria, no qual houve a formação de uma manta sobre a superfície do material suporte que prejudicou a infiltração dos sólidos para camadas interiores, bloqueando a infiltração e acelerando a colmatação na superfície. Os resultados dos autores mostraram que 80 a 90% dos sólidos ficaram acumulados nos primeiros seis centímetros, enquanto as camadas inferiores do leito permaneceram permeáveis. Nos resultados de Langergraber *et al.* (2003), a colmatação ocorreu apenas nos 10 cm iniciais, enquanto nas camadas inferiores ela resultou apenas numa queda dos picos de saturação pela não entrada de água na camada, já que esta era retida na camada colmatada.

Estudando filtros intermitentes constituídos de areia, Schwager e Boller (1997) também reportaram uma maior acumulação de biomassa nos primeiros 10 cm da camada filtrante e uma maior atividade microbiana nos primeiros 30cm. Tais conclusões foram tiradas a partir dos perfis de concentração de matéria orgânica e nitrogênio, Figura 3.6 (A) e da condutividade relativa, Figura 3.6 (B). Adicionalmente os diagramas indicam também que abaixo destes 30 cm não há diferença entre o filtro usado e o limpo em termos da

condutividade, o que demonstra que a camada inferior é de menor importância para a biodegradação de poluentes.

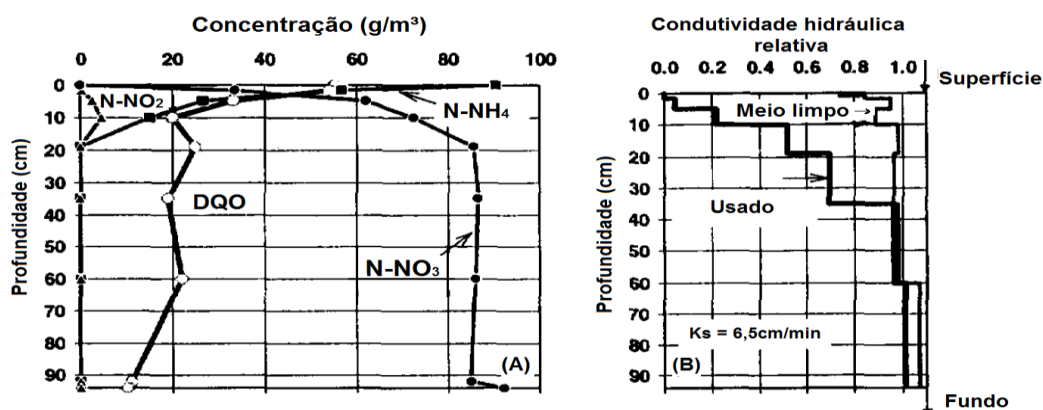


Figura 3.6: Resultados das análises de (A) perfis de concentração de DQO, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ e (B) condutividade hidráulica relativa.

Fonte: Adaptado de SCHAGER E BOLLER, 1997

Em relação à importância do período de descanso para o baixo acúmulo de lodo nestes sistemas, Platzer e Mauch (1997) afirmaram que em SACV constituídos de areia as taxas de infiltração podem ser restauradas por um período de descanso cuja duração dependerá das condições ambientais locais, sendo que em locais com clima frio este período de descanso deve ser prolongado. Assim é possível concluir que a alimentação alternada, com períodos de descanso para os leitos, garante a degradação dos sólidos orgânicos e contribui para o retardo da colmatação em SACV-AP.

3.2.4 Remoção de fósforo

Em SAC o fósforo está presente na forma de fosfato em compostos orgânicos e inorgânicos. Os ortofosfatos são a única forma utilizada por macrófitas. Nestes ambientes o fósforo pode sofrer diversas transformações, sem que, no entanto, haja modificação do estado de valência deste elemento. Dentre as transformações podem-se citar a acumulação no solo, a adsorção/dessorção, a precipitação/dissolução, a absorção por plantas e organismos, fragmentação e lixiviação e mineralização (VYMAZAL, 2006).

A remoção de fósforo em SAC usualmente é baixa, sendo o principal mecanismo a acumulação devido à adsorção/precipitação no meio suporte. Usualmente considera-se que a

absorção do P por plantas seja inferior a 5% sendo, portanto, essa uma via de menor importância para a remoção deste nutriente (STOTTMEISTER *et al.*, 2003).

A capacidade de remoção deste nutriente pode ser incrementada pelo uso de meios suporte não convencionais, com maior capacidade de sorção e que contenham maiores concentrações de cálcio, alumínio e ferro. Dentre eles podem-se citar materiais sintéticos como o LECA (*light weight clay aggregates*) ou resíduos industriais, como a escória de alto forno (VYMAZAL, 2010).

Korkusuz *et al.* (2004) utilizaram escória de alto forno como meio suporte e obtiveram concentrações efluentes de fósforo bastante reduzidas no início do experimento. A saturação do meio e a influência da precipitação neste caso foram determinantes para que o sistema tivesse uma diminuição da remoção de fósforo ao longo do tempo, mesmo com o uso de um material suporte não convencional. Apesar de tal diminuição, o sistema teve uma maior eficiência quando comparado ao constituído por brita. Em SF Molle *et al.* (2005) reportam uma média de remoção de fósforo de aproximadamente 40%.

3.2.5 Conversão do nitrogênio

Os compostos nitrogenados geram grande preocupação, uma vez que seu lançamento na natureza pode causar diversos impactos, tanto aos ecossistemas, quanto à saúde da população. Kadlec e Wallace (2008) destacam que o ciclo do nitrogênio em SAC é complexo e seu controle, mesmo que baseado apenas nas transformações químicas básicas é um desafio em termos de engenharia.

Kadlec *et al.* (2005) ressaltam que o ciclo do nitrogênio em SAC envolve uma série de interconversões entre diferentes espécies nitrogenadas, assim como transferência entre compartimentos. Além de na água intersticial, o nitrogênio pode ser retido dentro e fora do meio suporte, na biomassa viva e morta das plantas, invertebrados e microrganismos e adsorvido nas superfícies de sólidos orgânicos e inorgânicos. As vias de conversão incluem a volatilização, amonificação, nitrificação, desnitrificação, redução dissimilatória, assimilação, remineralização e sorção. A sorção e a acumulação pelos microrganismos são rápidas. Já a assimilação pelas plantas é lenta. Além disso, material proveniente das plantas pode sofrer decomposição, o que retorna nitrogênio para o sistema, sendo que essas taxas de decomposição lentas e sazonais.

Deve-se comentar que em SAC tratando esgotos domésticos a volatilização da amônia pode ser considerada um processo de menor relevância já que, caso os SAC sejam operados de maneira correta, o pH inferior a 8,5 dificulta a ocorrência deste processo (MUSTAFA E SCHOLZ, 2011).

Apesar da complexidade, a maioria dos estudos continua a considerar os SAC como sistemas estacionários, adotando uma abordagem do tipo “caixa preta”. Entretanto, os resultados destes estudos podem ser influenciados por fatores temporais relacionados à detenção de nitrogênio nos diferentes compartimentos e às variações sazonais de armazenamento e liberação de nitrogênio pelos microrganismos de acordo com a temperatura. Assim, fica claro que a medição de entradas e saídas do sistema é insuficiente para a descrição da remoção de N nestes sistemas.

Para facilitar o entendimento dessas interconversões, pode-se dizer que nos SAC são reconhecidos dois caminhos principais para o nitrogênio. O primeiro é o armazenamento e o segundo a conversão pela ação de micro-organismos.

O armazenamento pode ocorrer tanto na biomassa pelo crescimento de plantas e bactérias quanto pela adsorção ao meio suporte, sendo variável de acordo com o tipo de SAC. Formas orgânicas de nitrogênio se distribuem por diversos compartimentos como plantas, sólidos e biomassa. O tamanho desses compartimentos influencia os fluxos de nitrogênio, sendo assim relevantes para o seu entendimento (KADLEC & WALLACE, 2008).

Como pontuado por Chan *et al.* (2005) o armazenamento é uma via não renovável e, caso as plantas não sejam podadas ou o meio não seja substituído, ele se esgotará com o tempo. No entanto, as podas podem não ter um efeito significativo, já que menos de 10% da carga afluente de nitrogênio é removida pelas plantas e, por este motivo, em muitas unidades as podas não são realizadas (STOTTMEISTER *et al.*, 2003).

Morvannou *et al.* (2011) notaram que a aplicação de água sem amônia em um sistema resultava em liberação de nitrato, entretanto, quando a amônia era novamente aplicada, a liberação de nitrato inicial era reduzida e ia aumentando com o decorrer de novas aplicações, fato que foi atribuído à retenção de nitrogênio no meio. Estes resultados sugerem que após certo período de funcionamento, o nitrogênio armazenado pela biomassa alcança sua saturação. Isso resulta também na constância do consumo de oxigênio para a nitrificação após

o alcance deste nível já que, não havendo mais o armazenamento, toda a amônia afluyente passa a ser consumida pela biomassa.

Em relação à conversão pela biomassa aderida ao meio suporte, inicialmente, a redução da concentração de nitrogênio amoniacal em SACV era atribuída exclusivamente ao processo clássico de nitrificação/desnitrificação. No entanto, novas descobertas na área, sobretudo no campo da microbiologia, incitaram o questionamento sobre a influência de outros processos biológicos em SAC.

Jentten (2008) mostrou que há uma série de questões envolvendo a diversidade, metabolismo, interações e relevância ambiental que ainda demandam esclarecimento no que diz respeito ao ciclo microbiológico do nitrogênio no planeta. Os estudos nesta área estão profundamente ligados ao avanço das tecnologias de análises. Neste caso, novas informações adquiridas com novos experimentos seriam capazes de permitir o entendimento do ciclo biogeoquímico do nitrogênio na terra, possibilitando predições e modelagens futuras.

Neste caso são recomendados estudos capazes de esclarecer a influência de cada processo em SAC. A seguir são relacionados os principais mecanismos de conversão biológica entre formas de nitrogênio passíveis de ocorrência nestes sistemas.

3.2.5.1 Fixação biológica do nitrogênio

A fixação do nitrogênio é o processo de redução do nitrogênio atmosférico a nitrogênio amoniacal por bactérias autotróficas e heterotróficas, cianobactérias, e plantas. Apesar da indicação de que tal processo ocorra em SAC é improvável que as taxas de fixação influenciem diretamente o tratamento de efluentes em sistemas que já contém nitrogênio em grandes quantidades (KADLEC e WALLACE, 2008).

3.2.5.2 Amonificação

O processo de conversão biológica do nitrogênio orgânico proveniente da ureia ou de tecidos animais e vegetais a forma amoniacal recebe o nome de amonificação e pode ocorrer tanto na presença quanto ausência de oxigênio sendo realizada por organismos heterotróficos. Como discutido por Kadlec e Wallace (2008), a literatura tende a não considerar a amonificação apesar da quantidade considerável de nitrogênio orgânico no esgoto. Estes mesmos autores ressaltam que devido ao fato da amonificação ocorrer em taxas superiores à nitrificação ela pode contribuir para a liberação de amônia no efluente ao tratamento, outro ponto importante

é que a amonificação usualmente não se completa em SAC o que significa a liberação de compostos orgânicos para o meio ambiente.

3.2.5.3 Nitrificação/Desnitrificação

Como largamente conhecido, a nitrificação autotrófica é composta por duas etapas sucessivas. A primeira delas é a conversão de amônia a nitrito por bactérias oxidadoras de amônia (BOA) e a segunda é a conversão de nitrito a nitrato por bactérias oxidadoras de nitrito (BON). Ambas utilizam CO₂ e bicarbonato (consomem alcalinidade) para a síntese celular tendo a amônia e o nitrito como fonte de energia e o oxigênio como acceptor de elétrons. A oxidação de amônia ocorre em concentrações de oxigênio dissolvido (OD) superiores a 1 mg/L, entretanto para a oxidação de nitrito é necessária uma concentração de OD superior a 2,5 mg/L (PAREDES *et al.*, 2007). A temperatura ideal para a ocorrência do processo está entre 28C° e 36 °C (FAULWETTER *et al.*, 2009). As concentrações de OD em SACV-AP garantem a ocorrência do processo de nitrificação. Além disso, pela análise das condições observa-se que graças a influência da temperatura em climas tropicais, como o brasileiro, pode acelerar a conversão de amônia nestes sistemas.

Em sistemas alagados de alimentação intermitente, apesar do aumento das formas oxidadas, a remoção de nitrogênio total geralmente não é significativa, possivelmente pela não ocorrência da desnitrificação. Weedon (2010) estudou os dados de 36 sistemas construídos no Reino Unido e verificou uma eficiência de conversão do nitrogênio amoniacal de 90% na maioria destes sistemas, no entanto, a remoção de nitrogênio total só foi significativa em sistemas nos quais a colmatação levou ao afogamento, o que indica a ocorrência da desnitrificação.

A desnitrificação é o processo no qual bactérias heterotróficas facultativas de diversos gêneros capazes de usar tanto o O₂ quanto o nitrato como acceptor de elétrons convertem o nitrato a nitrogênio gasoso que, por sua vez, pode ser eliminado do sistema. A reação possui vários intermediários como nitrito, óxido nítrico e óxido nitroso, que podem ser liberados caso as condições ambientais não garantam a completude do processo. Ao contrário da nitrificação, a desnitrificação produz alcalinidade aumentando o pH da solução. Para ocorrer é necessária a presença de uma fonte de carbono. Usualmente considera-se que a desnitrificação seja inibida na presença de oxigênio, no entanto ela pode ocorrer em baixas concentrações deste elemento no meio líquido, abaixo de 1,5mg/L. É interessante lembrar que as diferentes condições estabelecidas em um sistema complexo como um SAC garante a ocorrência de processos

simultaneamente pela formação de biofilmes aderidos ao meio suporte (KADLEC e WALLACE, 2008).

Entretanto, em SACV-AP há notadamente a liberação de nitrato, o que demonstra uma baixa ocorrência de desnitrificação. O excesso de nitrato pode vir a demandar uma etapa posterior de tratamento capaz de promover a desnitrificação, caso isso seja exequível. Outro modo de evitar os impactos gerados pela presença desse nutriente seria o reuso de tais efluentes. Neste caso, mostra-se interessante avaliar o potencial para fertirrigação, desde que feita de maneira controlada e consciente, evitando a contaminação de mananciais de abastecimento.

3.2.5.4 Redução dissimilatória do nitrato a nitrogênio amoniacal

Apesar da consideração usual de que a desnitrificação seria a principal via de conversão do nitrato, é possível a ocorrência do processo de redução dissimilatória do nitrato a nitrogênio amoniacal, sobretudo em condições de abundância de carbono em relação ao nitrato na presença de bactérias fermentativas em condições anaeróbias e com baixo potencial redox (Kadlec e Wallace, 2008). Observa-se que tais condições são bem diferentes das existentes em um SACV-AP, neste caso, a ocorrência de tal processo, apesar de possível, não foi considerada uma via de grande relevância neste trabalho.

3.2.5.5 Desnitrificação autotrófica associada ao enxofre e desnitrificação aeróbia

A desnitrificação pode ainda estar associada à redução do enxofre como sulfeto, tiosulfato, ou sulfito ou à oxidação do enxofre elementar. Por outro lado, a desnitrificação aeróbia alterou o conceito de que a desnitrificação seria um processo que ocorre exclusivamente na ausência de oxigênio. Hoje se sabe que bactérias capazes de realizar este processo estão presentes em grande número em amostras de solo, porém sua atividade é baixa, mesmo assim é possível que haja certa influência de tais bactérias na conversão de compostos nitrogenados em SAC (Kadlec e Wallace, 2008)

3.2.5.6 Oxidação anaeróbia de metano associada à desnitrificação - ANME

A descoberta da ANME é recente e foi inicialmente constatada em sedimento de ambiente de água doce e inoculada em reator com mecanismo de retenção da biomassa. Análises moleculares em tal reator confirmaram a predominância de organismos do filo NC10, que não possui cultura pura ou isolada. Hoje sequências semelhantes aos representantes deste filo já foram encontradas em diferentes ambientes anóxicos, indicando uma grande diversidade de

habitats (ZHU *et al.*, 2010) Neste caso, é possível que tal processo ocorra em SAC, o que ainda demanda estudos no campo da microbiologia destes sistemas.

3.2.5.7 Oxidação anaeróbia da amônia (Anammox)

A oxidação anaeróbia da amônia associada à redução de nitrito tendo como produto final o nitrogênio gasoso é um caminho recentemente descoberto no ciclo global do nitrogênio e recebeu o nome de processo anammox. Sua ocorrência foi primeiramente observada por Arnold Mulder no início da década de 90 em uma unidade de tratamento de águas residuárias por desnitrificação (KUENEN, 2008). A descoberta do processo anammox foi de grande importância e gerou uma necessidade de reavaliação do ciclo global do nitrogênio. Hoje se reconhece que a reação é realizada por bactérias quimiolitotróficas ou mixotróficas que usam nitrito ou nitrato como aceptor de elétrons. As bactérias anammox foram identificadas como pertencentes à ordem *Brocadiales*, que é parte do filo dos Planctomycetes.

Zhu *et al.* (2010) discutiram o papel potencial exercido pelas bactérias anammox em sistemas alagados naturais e construídos relacionando-o ao aquecimento global. Estes autores demonstraram que os SAC oferecem um meio propício ao desenvolvimento destes organismos ressaltando a necessidade de realização de outros estudos.

Com modificações no projeto é possível estabelecer uma melhor remoção de nitrogênio total em sistemas híbridos (SACV-AP +SACH) através do processo de nitrificação parcial seguido da oxidação anaeróbia da amônia. Para isso Dong e Sun (2007) adaptaram uma unidade de SACV-AP para que em seu fundo de estabelecesse uma zona saturada. Com a formação de uma interface óxica-anóxica foi possível a ocorrência da nitrificação parcial, promovida por BOA na camada insaturada, seguida do processo anammox na camada saturada. Apesar da maior remoção de NT, o SACV-AP modificado gerou um efluente com maior concentração de amônia, entretanto, com a unidade de SACH como pós tratamento foi possível obter melhores eficiências de remoção de NT e nitrogênio amoniacal já que o processo anammox se completou neste estágio, adicionalmente as remoções de DQO e SST também foram maiores no processo modificado em comparação com o tradicional. O processo completo explorado por Dong e Sun (2007) é mostrado na Figura 3.7. É interessante ressaltar que o mesmo diagrama pode representar qualquer sistema onde se estabeleça uma interface óxica-anóxica, o que pode ocorrer dentro de um biofilme em um SACV-AP convencional, isso significa que é possível que o processo anammox e a desnitrificação ocorra, mesmo que em menores proporções em uma unidade com escoamento insaturado.

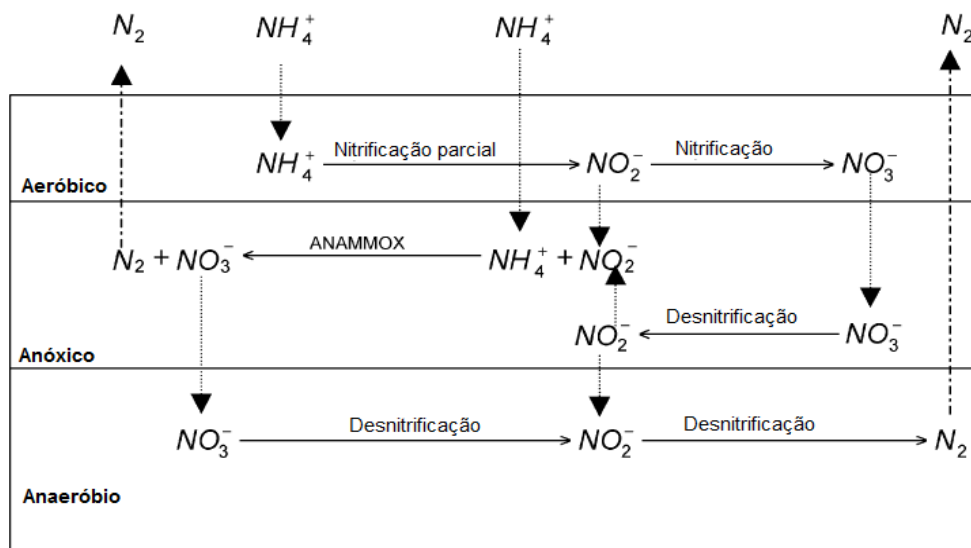


Figura 3.7: Conversão do nitrogênio em SACV-AP modificado com zona saturada

Fonte: DONG e SUN, 2007

3.2.6 Caracterização da comunidade microbiana

Encontram-se na literatura diversos estudos envolvendo a caracterização da biomassa microbiana em SAC. Vacca *et al.* (2005) estudaram as mudanças na comunidade microbiana em SAC em termos do tipo de escoamento, da influência das plantas e do material utilizado como meio suporte em sistemas em escala piloto construídos na Alemanha. Suas conclusões indicam que os parâmetros citados têm influência significativa sob os micro-organismos.

Ahn *et al.* (2006) objetivaram o desenvolvimento de um indicador da biomassa microbiana sensível às funções desempenhadas por estes organismos em SAC. A técnica por eles escolhida foi o LH-PCR, método utilizado para a caracterização das comunidades bacterianas pela amplificação de regiões variadas do RNAr SSU e posterior separação das mesmas de acordo com o comprimento do aplicom em um gel desnaturante de policrilamida, seguido de clonagem, técnica recente ainda não muito aplicada, sobretudo para o estudo de SAC. Assim, o estudo também procurou a validação do método. Os autores caracterizaram a biomassa microbiana desenvolvida em SAC sob a influência de macrófitas e carga de entrada do fósforo, apesar dos problemas reportados, os resultados sugeriram um sucesso na aplicação do LH-PCR no estudo de SAC e demonstraram uma diferença significativa nas comunidades em resposta às cargas afluentes de fósforo.

A respeito da diversidade microbiana em SACV-AP com recirculação, Sklars *et al.* (2010) procuraram verificar a influência das plantas do meio suporte e da sazonalidade sobre ela. Este estudo revelou uma baixa variação da diversidade em relação a estes fatores o que levou os autores a inferirem acerca de uma robustez do sistema.

Em relação ao ciclo do nitrogênio, Faulwetter *et al.* (2009) ressalta que, apesar de haver uma ampla literatura acerca da importância dos processos microbianos associados a ele em SAC, ainda existiam poucos estudos focados na análise direta dos micro-organismos. Entretanto, observa-se que há um crescimento nesse campo e que ele tem ocorrido de 2009 até agora. Mustafa e Sholz (2011) caracterizaram a biomassa microbiana associada à remoção de nitrogênio em SAC integrados na Irlanda. Apesar de não conseguirem associar diretamente os resultados acerca da microbiologia e os resultados de qualidade da água, por dificuldades em realizar um balanço de massa em um sistema aberto estes autores inferem a importância das análises para a interpretação da remoção de oxigênio nestes sistemas. Dong e Sun (2007) utilizaram a técnica de hibridação *in-situ* com sonda fluorescente para identificação de BOA e bactérias anammox no interior de um SACV-AP modificado obtendo resultados positivos para a presença de tais grupos.

Poucos estudos associados à quantificação da biomassa associada à conversão das formas nitrogenadas foram encontrados. Kantawanichkul *et al.* (2009) utilizaram a técnica do número mais provável para bactérias oxidadoras de amônia (BOA), nitrito (BON) e para as desnitrificantes em SACV em condições tropicais (Tailândia), porém com efluente sintético com alta concentração de NTK (300 mg/L). No caso não foi detectada influência da profundidade de amostragem ou da TAH, apenas das plantas em relação às BOA, porém, foram encontrados valores de mesma ordem de grandeza para as desnitrificantes em todos os sistemas estudados por eles, inclusive o não plantado.

3.3 Influência das plantas

As plantas podem exercer diversas funções em um SAC, sendo que as mais facilmente perceptíveis são as físicas (transpiração, resistência ao escoamento, retenção de sólidos) usualmente relacionadas ao tipo de vegetação e densidade.

A transpiração promovida pelas plantas, normalmente medida como evapotranspiração, influencia sua aplicação em SAC, sendo relevante para as perdas de água do sistema. Já em

relação à resistência ao escoamento e retenção de sólidos de acordo com a granulometria do meio suporte, as plantas podem tanto promover a colmatação pelo crescimento de suas raízes que obstruem os poros do leito ou causar a criação de novos caminhos secundários pela presença de raízes mortas (STOTTEMEISTER *et al.*, 2003).

Em relação ao tratamento de efluentes, sua influência é complexa, indo além dos efeitos físicos, podendo ocorrer de diversas maneiras. De maneira direta a presença de plantas interfere na retenção de nutrientes, já que estes são absorvidos durante seu crescimento, mas caso não ocorram podas periódicas esses nutrientes podem ser retidos e liberados sazonalmente (KADLEC e WALLACE, 2008).

A quantidade de nutrientes que pode ser acumulada no tecido das plantas depende da espécie utilizada, da carga de nutrientes afluente ao sistema e das condições ambientais, sendo esta capacidade limitada, finita e sazonal (TANNER, 2001). Em um ano, a absorção de nutrientes pelas plantas seria responsável apenas por 2-8% da remoção de nitrogênio e 1,9 a 5,3 % da remoção de fósforo nos SACV plantados (TANNER *et al.*, 1995). Nos trabalhos relacionados por Stottemeister *et al.* (2003) podem ser encontrados valores semelhantes, sendo a remoção de N abaixo de 10% e a de P abaixo de 5%.

Avaliando a influência da espécie plantada em SACV, Kantawanichkul *et al.* (2009) estimaram a porcentagem de remoção de massa de nitrogênio pelas plantas, tendo encontrado valores de entre 6,7% e 16,9% para a espécie do gênero *Cyperus* e de 0,5% a 3,3% para a taboa, demonstrando uma influência pequena da extração em relação à remoção de nutrientes no sistema.

Alguns autores citam o fenômeno da espiral de nutrientes, processo que ocorre sazonalmente e está intimamente ligado às plantas. Acredita-se que os nutrientes absorvidos retornem à solução presente no meio suporte como formas mais complexas, o que também aumenta o tempo de permanência dos nutrientes no sistema (TANNER, 2001).

Outro papel exercido pelas plantas se relaciona aos microrganismos, já que sua presença interfere na habilidade da biomassa microbiana para transformar compostos químicos, uma vez que são criadas condições únicas no meio próximo às suas raízes por meio da liberação de materiais orgânicos e oxidantes (BRIX, 1997; STOTTMEISTER *et al.*, 2003; AHN *et al.*, 2006).

Ahn *et al.* (2006) destacam que, no caso de SAC de escoamento horizontal, é reconhecido que a presença de plantas interfere no potencial redox, criando uma interface óxica-anóxica. Não são incomuns estudos que demonstram uma maior diversidade microbiana nas proximidades da rizosfera nestes sistemas (KIM *et al.*, 1999; VACCA *et al.*, 2005).

Em termos da remoção de matéria orgânica e sólidos destaca-se o estudo de Tanner (2001) acerca de SAC de escoamento horizontal subsuperficial, que constatou apenas uma ligeira diferença entre a remoção destes poluentes em sistemas plantados e não plantados. Na Figura 3.8 são mostrados os resultados para a remoção de DQO e DBO nos sistemas avaliados.

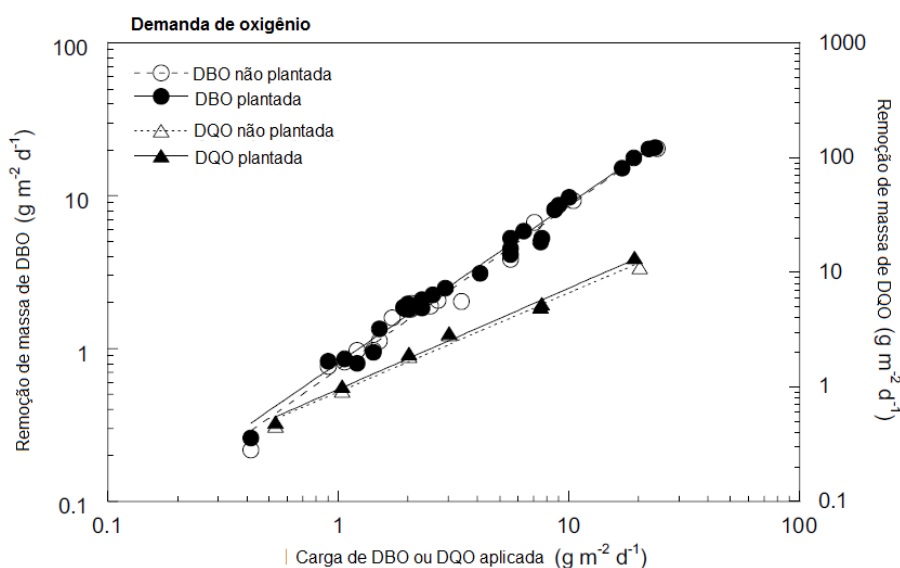


Figura 3.8: Comparação entre a carga e a remoção de DBO e DQO para SACH plantados e não plantados. Não plantados N= 16 e 7, plantados N=30 e 7, respectivamente.

Fonte: TANNER (2001)

Torrens *et al.* (2009), avaliando a influência das plantas sobre a capacidade de escoamento e a de remoção de poluentes em SACV-AP e filtros intermitentes de areia (FIA), observaram que para o meio arenoso as plantas aumentavam a velocidade de infiltração pela criação de caminhos preferenciais, e concluíram que diretamente a influência sobre a oxigenação do leito e a assimilação de nitrogênio era de menor importância. No entanto, observaram que as plantas contribuíam para a manutenção da temperatura interna nos períodos de inverno e que a manutenção nos filtros não plantados era mais dispendiosa e frequente pela necessidade de remoção de plantas daninhas e invasoras.

De maneira geral, apesar de uma ampla literatura acerca do tema, o grau de influência das plantas em relação à remoção de poluentes em SAC para o tratamento de efluentes é ainda controverso e por isso são necessárias novas pesquisas na área objetivando esclarecimento deste assunto.

Em relação à escolha da planta a ser utilizada em SAC, esta dependerá de fatores diversos, como por exemplo, as características de operação do sistema, maior eficiência de absorção de nutrientes, interesse paisagístico, interesse comercial, disponibilidade da espécie, adaptação ao clima. Por isso mesmo nota-se na literatura a possibilidade de aplicação de diferentes espécies nestes sistemas, como *Arundo donax*, *Hedychium coronarium*, *Cyperus* sp., *Heliconia rostrata*, *Phragmites australis*, *Cyperus alternifolius* L. dentre outras (LANGERGRABER *et al.*, 2003; SARMENTO *et al.*, 2010; YE *et al.*, 2012).

Sarmento *et al.* (2010) avaliaram o efeito de três espécies cultivadas em SAC. Foram testadas *Heliconia rostrata*, planta ornamental cujas flores podem ser vendidas; *Hedychium coronarium*, por suas boas características estéticas e *Cyperus* sp., planta mais resistente e amplamente disponível na região do estudo. Naquele caso, o *Cyperus* sp. demonstrou melhor desenvolvimento, produtividade e maior absorção de nutrientes e influenciou positivamente a conversão de nitrogênio amoniacal. Não houve influência em relação à remoção de matéria orgânica. Observou-se uma maior taxa de respiração nos sistemas plantados, o que foi atribuído à adesão dos micro-organismos às raízes. Kantawanichkul *et al.* (2012) compararam sistemas plantados com *Cyperus alternifolius* e *Vetiver zizanioides*, tendo constatado um melhor desempenho da primeira espécie.

3.3.1 O capim Tifton - 85

O Tifton-85, planta escolhida para este trabalho, é uma gramínea forrageira tropical resultante de trabalhos de melhoramento genético de forrageiras do gênero *Cynodon*. Como características marcantes podem-se citar a capacidade de produzir elevada quantidade de forragem com digestibilidade elevada e a resistência à seca e ao frio. Por essas características este capim é bastante utilizado em nosso país, sobretudo para a alimentação de vacas em lactação (ALVIM *et al.*, 1999). O uso alternativo para os resíduos resultantes de podas em SAC justifica a escolha de plantas comercialmente aplicáveis como o Tifton.

Estudando o comportamento agrônômico e a extração de macronutrientes pela taboa (*Typha latifolia*) e pelo tifton-85 em SAC de escoamento subsuperficial horizontal tratando águas residuárias da suinocultura precedido por reator anaeróbio, Fia *et al.* (2011) observaram que o tifton foi capaz de suportar maiores cargas orgânicas, estando sua produtividade entre 473 e 626 g/m² após 60 dias de cultivo, e sua capacidade extratora de nutrientes também foi superior, estando entre 44,3 e 54,0 gNTK/m² e 8,6 e 9,9 gP/m² em 120 dias de cultivo.

Matos *et al.* (2008) observaram uma máxima produtividade do capim tifton 85 de 1500 g/m² obtida aos 45 dias de cultivo em SAC tratando esgoto de indústria de laticínios. Este autor verificou um desenvolvimento das raízes do capim em SACH de até 30cm com maior concentração de raízes nos primeiros 10 cm do leito. Segundo Oliveira *et al.* (2000), em sistemas convencionais de cultivo no solo e com o uso de adubos químicos a produtividade do tifton aos 14 e aos 70 dias de cultivo deve estar entre 300 e 1200 g/m².

Em relação às podas, há pouca informação na literatura acerca de sua frequência para o capim tifton-85 utilizado em SAC. Para fins agrônômicos Ribeiro *et al.* (1998) observaram maior produção de matéria seca com um intervalo de corte de quatro semanas. Observa-se ainda que, com o envelhecimento da planta, ocorrem quedas nos teores de nutrientes, já que a mesma para de absorvê-los, havendo assim um efeito de diluição dos elementos na matéria seca.

3.4 Hidrodinâmica e estudos com traçadores em SACV

O tempo de detenção hidráulica (TDH), o padrão de mistura e o regime de alimentação são determinantes para a remoção de poluentes em SAC, uma vez que interferem na interação entre os poluentes e a biomassa, o que justifica a importância de estudos hidrodinâmicos.

3.4.1 Hidráulica em SACV

Considera-se que o escoamento em SACV-AP se dê de maneira insaturada, o que o torna mais complexo, apesar de possuir uma operação simples (SCHWAGER e BOLLER. 1997). É possível descrevê-lo com base na Lei de Darcy, cuja versão unidimensional para este caso seria calculada como na Equação 3.1. Entretanto deve-se considerar que, no caso destes sistemas, a condutividade hidráulica e o conteúdo de água no meio são função da lâmina d'água formada durante a alimentação (KADLEC e WALLACE, 2008).

$$q = \frac{Q}{A} = \left(K \frac{dH}{dx} \right) \quad (3.1)$$

Sendo:

q = Velocidade específica (m/s)

Q = Vazão (m³/s)

A = Área da seção transversal do leito (m²)

K = Condutividade hidráulica insaturada (m/s)

dH/dx = Gradiente de carga hidráulica total

O conhecimento do comportamento hidráulico do sistema é importante no sentido de permitir a melhoria das eficiências de tratamento, e nem sempre o conteúdo de água no sistema e a lâmina d'água estão em equilíbrio pela formação de caminhos preferenciais no meio suporte. Por este motivo são frequentemente usados modelos complexos na tentativa de prever o que ocorre no interior dessas unidades. Também por isso não são incomuns na literatura trabalhos que tratam os SACV-AP como modelos difásicos, como os de Forquet *et al.* (2009) e Morvannou *et al.* (2012).

Os modelos de escoamento que tentam descrever como o líquido escoar no interior dos poros são úteis para a descrição do desempenho das unidades e estimativa das concentrações de saída dos poluentes (COTA, 2011). Os modelos de escoamento pistonado e de mistura completa são considerados ideais, no entanto, apesar dos projetos serem executados para que os sistemas possuam tal tipo de escoamento, isso raramente ocorre na realidade. Tais desvios são causados pela formação de caminhos preferenciais ou zonas mortas ou por dispersão dentro do reator. Usualmente é necessário conhecer quanto tempo o material permanece no reator, o que é determinante para a eficiência do tratamento biológico. Como elementos da água que escoam pelos SAC levam tempos diferentes para percorrer o sistema, a análise da distribuição dos tempos de residência pode ser uma alternativa para a definição do TDH. Esta pode ser realizada por um teste de traçador de pulso único ou um experimento com a função degrau (LEVENSPIEL, 2000). Observa-se também que os testes de traçador são aplicáveis para a comparação dos modelos computacionais com situações reais, como discutido no item a seguir.

3.4.2 Estudos com traçadores e aplicações

O uso de traçadores para estudos é antigo e bastante difundido (SILVA *et al.*, 2009). Tal técnica, aplicada na construção de curvas de distribuição de tempos de detenção hidráulica, é um dos métodos mais simples e eficientes para a análise do desempenho hidráulico de reatores em escala plena. Dentre suas aplicações, Metcalf e Eddy (2003) citam a análise dos padrões de escoamento em SAC.

Para a realização de um teste com traçadores a escolha do material a ser utilizado é crucial para o sucesso do experimento. Metcalf e Eddy (2003) enumeram as seguintes características ideais para um traçador:

- não deve ser afetado pelo escoamento;
- quando diluído deve ter essencialmente a mesma densidade da água;
- deve ser conservativo para permitir uma análise do balanço de massa;
- sua injeção deve ser possível de ser realizada em um curto espaço de tempo;
- sua quantificação deve ser possível;
- deve ter uma difusão molecular baixa;
- não pode ser absorvido ou reagir com as superfícies expostas do reator ou com as partículas presentes no esgoto.

Os traçadores podem ser classificados segundo sua origem (naturais e artificiais) ou segundo sua utilização (internos e externos). Os externos, aqueles que são adicionados ao sistema a ser estudado e que são mais comuns, se classificam em fluorescentes, biológicos, químicos, radioativos e ativáveis (SILVA *et al.*, 2009). Compostos químicos que têm comumente sido utilizados em testes com traçador são cloreto de lítio, rodamina, permanganato de potássio, gás hexafluorídrico, potássio, cloreto de sódio (METCALF e EDDY, 2003).

Os traçadores radioativos são compostos cujos átomos estudados são radioativados. São utilizados com grande frequência, sobretudo por apresentarem baixos limites de detecção e

por sua aplicabilidade em medições contínuas. Entretanto, apresentam como desvantagem a dificuldade de manipulação e a possível contaminação do meio (SILVA *et al.*, 2009).

Fauquex *et al.* (1983) utilizaram traçadores radioativos para a caracterização da mistura em um reator de leito fluidizado. Neste estudo foram utilizados o ^{99m}Tc solúvel e sólidos marcados com ^{24}Na , e os autores tentavam na época, confirmar a aplicabilidade do método com traçadores radioativos para este fim. No experimento comprovou-se as vantagens da aplicação desta técnica nesse tipo de experimento, principalmente pelas dificuldades de aplicação de outros métodos analíticos e pelo fato do movimento no reator não ser influenciado pelos detectores.

Quando a injeção do traçador é realizada de maneira instantânea, o experimento é realizado com a função pulso. Já na função degrau o fluido normal é substituído por um traçador de determinada concentração e é medida sua concentração de saída (LEVENSPIEL, 2000). O experimento com a função pulso é mais usual por sua maior simplicidade.

Em um teste de pulso o composto traçador é inicialmente introduzido no afluente. É então determinado o tempo de saída do material no efluente por meio da coleta de uma série de amostras em determinados intervalos de tempo ou pela medição através de técnicas instrumentais. O método utilizado para a injeção do traçador determinará o tipo de resposta a ser observada na saída, e a sua escolha dependerá das características do afluente e do efluente (METCALF e EDDY, 2003).

Testes de traçador em sistemas de fluxo intermitente fornecem uma curva semelhante àquelas geradas em testes em sistemas de fluxo contínuo, porém com pequenas deflexões durante cada ciclo. A colmatação neste caso terá o efeito de aumentar o tempo de detenção hidráulica, retendo a água no leito por mais tempo (KADLEC e WALLACE, 2008).

A realização de testes deste tipo podem ter diversos objetivos e isso definirá qual traçador será utilizado e como os dados serão manipulados. Podem ser verificados na literatura diversos trabalhos utilizando a análise da distribuição dos tempos de residência (DTR) (Residence time distribution – RTD) para SACV (LANGERGRABER, 2003 e TORRENS *et al.*, 2009).

Objetivando a determinação da distribuição dos tempos de residência (DTR), Torrens *et al.* (2009) utilizaram o NaCl como traçador em SACV-AP e em filtros de areia de alimentação

intermitente (FIA) utilizados como pós tratamento de lagoas de estabilização. Eles concluíram que a DTR era influenciada pela presença de plantas, pelo acúmulo de sólidos e pelo regime de alimentação do sistema. Na Figura 3.9 são mostradas as curvas de DTR construídas por Torrens *et al.* (2009), sendo que nelas é possível notar claramente o efeito de diminuição dos picos ao longo das sucessivas bateladas.

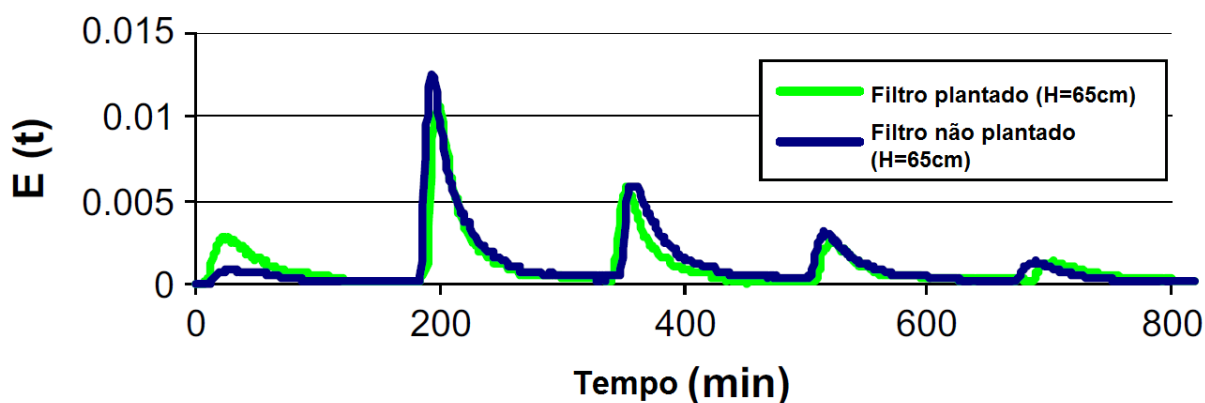


Figura 3.9: Curva DTR para filtros de areia de alimentação intermitente. (Profundidade=65cm, TAH = 0,4m³/m²d e $f = 8$ bateladas/d)

Fonte: TORRENS et al. (2009)

Testes de traçador também podem ser aplicados para a análise do desenvolvimento da colmatação em SAC. Este é o caso do estudo realizado por Knowles *et al.* (2010), no qual a rodamina WT foi aplicada para a modelagem das condições hidráulicas de um SACH colmatado, indicando uma influência significativa das plantas nestes sistemas para o aumento da colmatação e retardo do escoamento.

Apesar da grande aplicabilidade dos estudos hidrodinâmicos, Giraldi *et al.* (2009) concluíram que estes, por si só, não definem um regime de alimentação ótimo, já que a remoção de poluentes em SACV é altamente influenciada pela transferência de oxigênio e a colmatação, que por sua vez também sofrem influência das condições hidrodinâmicas, o que indica a necessidade de modelos que aliem a hidráulica com a bioquímica destes sistemas de modo a permitir sua otimização.

3.4.2.1 Testes de traçador associados ao tempo de operação de SAC

A colmatação e acúmulo de matéria orgânica estão intimamente relacionadas ao tempo de operação de SAC e podem modificar drasticamente sua hidrodinâmica. Por este motivo Giraldi *et al.* (2009) ressaltam que é importante o estudo hidrodinâmico em unidades maduras (após 2 ou 3 anos de funcionamento).

Neste ponto é interessante ressaltar que grande parte dos experimentos envolvendo o desempenho de SACV tem notadamente uma curta duração, como exemplificado na Tabela 3.2. Kadlec e Wallace (2008) também chamam a atenção para o problema da realização de estudos de curta duração, discutindo o grande número de estudos em unidades que não tiveram tempo suficiente para amadurecer e desenvolver características de sistemas reais, como a colmatação. Por este motivo, é importante que a realização de estudos hidrodinâmicos e de desempenho seja feita em unidades maduras, já que estas terão características diferentes das jovens.

Tabela 3.2: Exemplos da duração da operação em experimentos envolvendo SACV

<i>Referência</i>	<i>Duração do experimento</i>
Zhao <i>et al.</i> (2012)	8 meses
Ahn <i>et al.</i> (2006)	2 meses
Chang <i>et al.</i> (2012)	5 meses
Kantawanichkul e Boontakhum (2012)	5,5 meses
Giraldi <i>et al.</i> (2009)	7 meses

A maturação dos sistemas torna sua modelagem mais complexa, já que a formação de uma camada de lodo afeta tanto o escoamento quanto a difusão de oxigênio, interferindo, portanto, na biodegradação. Como consequência a realização de estudos de curto prazo dificulta o conhecimento da viabilidade e conservação destes sistemas em longo prazo (KADLEC E WALLACE, 2008).

Schwager e Boller (1997) utilizaram testes de traçador (NaBr) em um filtro de areia com alimentação intermitente limpo e após dois anos de operação. Seus resultados mostraram que o crescimento da biomassa, dentre outros fatores, aumentava o tempo de detenção do traçador no filtro. Estes autores diferenciaram o conteúdo de água imobilizada no meio pela influência da colmatação. Essa fração imobilizada não participa diretamente do escoamento. Em um

experimento em um filtro usado quando se adiciona o traçador em uma batelada e sua concentração é medida também nos ciclos de alimentação posteriores o composto pode se difundir da água que participa do escoamento para a água imóvel o que também contribui para o atraso na resposta do traçador. Os autores compararam seu teste com o modelo computacional, verificando uma boa adequação. Adicionalmente os autores utilizaram um modelo difásico para a simulação da difusão de oxigênio no sistema que foi verificado com outro teste de traçador, neste caso utilizando o SF₆, um gás, os resultados encontrados serão discutidos no item sobre a dinâmica do oxigênio no sistema.

Morvannou *et al.* (2012) compararam modelos de escoamento passíveis de utilização em SACV-AP. Para isso aplicaram tanto o modelo de equilíbrio clássico quanto o modelo de porosidade dupla através do Software HYDRUS - 1D, objetivando a simulação das condições hidrodinâmicas no meio. Sua modelagem foi comparada a um teste de traçador realizado em um sistema maduro (após 7 anos de operação) para determinar qual dos dois modelos testados era mais aplicável. Seus resultados revelaram que o modelo de porosidade dupla pareceu ser mais apropriado para a simulação dos caminhos preferenciais em um SF.

3.4.3 Influência do regime de alimentação na remoção de poluentes em SACV

Como já explicitado, os SACV-AP são caracterizados pela alimentação de modo intermitente, sendo que normalmente eles recebem uma baixa taxa de aplicação hidráulica e neste caso o líquido escoar por poros parcialmente preenchidos por ar. O regime de alimentação em termos da carga aplicada e do volume e frequência de bateladas é determinante para o desempenho do sistema.

3.4.3.1 Taxa de aplicação hidráulica

A taxa de aplicação hidráulica média (TAH), dada pela equação 3.2, é um parâmetro bastante utilizado como referência para o dimensionamento de SACV-AP.

$$TAH = \frac{Qa}{A_{total}} \quad (3.2)$$

Sendo:

TAH = Taxa de aplicação hidráulica média(m³/m²d)

Qa = Vazão afluyente ao sistema (m³/d)

A_{total} = Área total do sistema (m²)

Em diversos estudos, procurou-se avaliar a influência deste parâmetro sobre o desempenho destes sistemas, sendo que alguns deles, as TAH testadas e as principais conclusões a este respeito são mostrados na Tabela 3.3.

Tabela 3.3: Estudos verificando a influência da TAH sobre a performance dos sistemas

Referência	TAH avaliadas (m ³ /m ² d)	Conclusões
Ye et al. (2012)	0,3 e 0,5	As concentrações de oxigênio na superfície do filtro (primeiros 30 cm) alimentado com menor TAH são maiores, entretanto no fundo elas se tornam semelhantes havendo em ambos uma menor concentração de OD. Com a maior TAH o acúmulo de sólidos é maior na superfície e decresce nos primeiros 20 cm enquanto com a menor TAH a acumulação é crescente nos primeiros 20 cm
Prost-Boucle e Molle (2012)	0,5; 0,4; 0,75*	A nitrificação foi prejudicada com a aplicação de TAH superiores a 0,7m ³ /m ² d, principalmente no inverno. A remoção de SST não foi influenciada pela TAH.
Kantawanichkul et al (2009)	0,02, 0,05 e 0,08	Concentrações efluentes de DQO não variaram com a taxa de aplicação mas estas influenciaram os processos de conversão do nitrogênio
Torrens et al (2009)	0,15 a 0,8	Maiores taxas de aplicação ocasionam maiores velocidades de escoamento e conseqüentemente menor contato entre a biomassa e o substrato, entretanto tal influência também está relacionada a outros parâmetros operacionais como a frequência e o volume das bateladas.

*sistema com recirculação

Em SACV-AP é importante diferenciar a taxa de aplicação hidráulica média (TAH) da taxa de aplicação durante um evento de alimentação, denominada taxa de aplicação hidráulica instantânea (TAHinst), dada pela equação 3.3 (Kadlec e Wallace, 2008).

$$TAH_{inst} = \frac{V}{t_b \cdot A_{leito}} = \frac{Qb}{A_{leito}} \quad (3.3)$$

Sendo:

TAHinst = Taxa de aplicação hidráulica instantânea (L/m²h);

V = Volume aplicado em cada batelada (L);

t_b = Tempo de duração de uma batelada(h);

A_{leito} = Área do leito que recebe a batelada (m²);

Qb = Vazão da batelada(L/h).

O uso de baixas TAHinst, entre 5 e 10L/m²h, visa evitar que durante cada evento de alimentação ocorram picos de liberação de poluentes, sobretudo DQO e N-NH₄⁺, que

prejudicam o desempenho do sistema, apesar da eficiência média permanecer satisfatória (BOLLER *et al.*, 1993). Para o SF alimentados com esgoto bruto, a TAHinst deve ser aumentada visando a garantia de uma boa distribuição na superfície e evitando o entupimento dos sistemas de alimentação, por isso são recomendados valores superiores a $0,5\text{m}^3/\text{m}^2\text{h}$ (AEMRC, 2005). Cota (2011) e Moraes (2012), estudando o mesmo sistema do presente estudo, utilizaram TAHinst igual a $0,39\text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$, que corresponde a $10,7\text{ L}/\text{m}^2\text{h}$, valor ligeiramente superior ao recomendado por Boller *et al.* (1993).

Ainda em relação a isso é importante considerar que caso as bateladas ocorram em um curto período de tempo, a taxa de aplicação instantânea superará a capacidade de drenagem e o sistema ficará afogado, promovendo condições de saturação na camada superior do leito e talvez algum empoçamento. Condições de saturação excessivas podem criar condições anaeróbias no leito e assim a eficiência de remoção de poluentes poderá ser prejudicada (KADLEC e WALLACE, 2008).

3.4.3.2 Volume aplicado, altura da lâmina d'água e frequência de alimentação

Segundo os critérios de dimensionamento do SF é importante que o volume aplicado em cada batelada garanta a formação de uma lâmina superficial de 2 a 5 cm. Caso ela seja inferior a 2,0 cm a distribuição do afluente poderá ser prejudicada e se superior a 5 cm o aumento da velocidade de infiltração/percolação pode prejudicar o desempenho do sistema (AEMRC, 2005).

Para uma mesma TAH é possível que a aplicação de maiores volumes acarrete uma melhor difusão de oxigênio no sistema, entretanto, haverá um menor contato entre a biomassa e os poluentes. Por outro lado a aplicação de menores volumes, apesar de diminuir o aporte de oxigênio, garante menor velocidade de escoamento do líquido, o que pode melhorar a degradação pelo aumento do tempo de detenção hidráulica (TDH) (MOLLE *et al.*, 2006; STEVIK *et al.*, 1999). No entanto, como destacado por Torrens *et al.* (2009), o fracionamento excessivo do volume pode ocasionar uma diminuição excessiva das velocidades de escoamento e do aporte de oxigênio, o que pode prejudicar o processo. Nesse sentido, a definição do volume a ser aplicado também deve estar associado à definição da frequência de aplicação, outro importante parâmetro para a operação de SACV-AP.

Frequências maiores com volumes menores podem ser vantajosas, mas é importante lembrar que durante a etapa de drenagem, entre uma batelada e outra, o ar penetra nos poros de acordo

com o consumo de oxigênio e por difusão. Assim em menores frequências a drenagem do líquido pode se completar antes da aplicação de uma nova batelada, além disso, um volume maior de líquido aplicado garante uma maior entrada de OD por convecção (KADLEC E WALLACE (2008)). Fica assim evidente que a definição de uma frequência e um volume a ser aplicado que garantam tanto a entrada suficiente de oxigênio quanto o contato entre a biomassa e o líquido são essenciais para o bom desempenho do sistema.

Aplicando SACV-AP constituídos de areia e FIA como pós-tratamento de lagoas de estabilização visando a remoção de algas e de matéria orgânica residual, Torrens *et al.* (2009) testaram diferentes TAH associados a diferentes regimes de alimentação com frequências entre 3 e 32 ciclos/d em sistemas alimentados por 3,5 dias e com período de descanso de 7 dias. Inicialmente a aplicação de menores volumes com uma frequência maior foi benéfica para a remoção de SST, DQO e NTK. Entretanto, com o passar do tempo, apesar da remoção de matéria orgânica e sólidos permanecer constante, a nitrificação diminuiu consideravelmente, o que pode ser explicado pela menor difusão de oxigênio entre uma batelada e outra. Além disso, a transferência de oxigênio para o sistema pode ter sido prejudicada por uma maior acumulação de sólidos na superfície dos leitos. Segundo os autores, isso poderia ser controlado pelo estabelecimento de menores períodos de alimentação e maiores períodos de descanso. Entretanto, é importante lembrar que o meio suporte é determinante para estes fenômenos e, no caso, a baixa granulometria da areia utilizada pode ter influenciado os resultados. Por fim, os autores ressaltam que o número de ciclos de alimentação por dia e os períodos de alimentação/descanso devem ser definidos de acordo com a situação do sistema em termos do material suporte, da profundidade do leito, da TAH, dentre outros, para que se garanta o bom funcionamento do sistema.

Kantawanichkul e Boontakhum (2012), estudando a influência do regime de alimentação em SACV-AP, concluíram que o menor tempo de alimentação propicia uma melhor remoção de DQO e nitrificação, já que permite uma melhor oxigenação do leito durante a batelada.

3.5 Dinâmica do oxigênio em SACV

O interesse pelo oxigênio dissolvido no tratamento de esgotos não se justifica apenas por este ser um parâmetro de qualidade em corpos d'água receptores. O oxigênio está intimamente relacionado aos mecanismos de remoção de poluentes, acarretando tanto a degradação aeróbia da matéria orgânica carbonácea quanto a nitrificação. Para evitar o estabelecimento de

condições anaeróbias é importante garantir que o oxigênio esteja presente em concentrações suficientes, tanto para a degradação da matéria orgânica, quanto para a nitrificação. Schwager e Boller (1997) destacam que condições com limitação de oxigênio podem se estabelecer caso a carga de demanda de oxigênio seja superior a 20 gO₂/m²d. Como destacado por Erickson e Tyler (2000), um sistema eficiente manterá um balanço entre a demanda e a entrada de oxigênio.

Usualmente define-se que a incorporação de oxigênio em SACV se dá por duas vias: a convecção e a difusão, ambas garantidas pela intermitência da alimentação do sistema. A convecção consiste no arraste do oxigênio promovido pela entrada do líquido no meio suporte. Segundo Platzer (1999), se o tempo decorrido entre a aplicação do líquido e sua completa infiltração for curto, o volume de esgoto corresponde ao volume de ar atmosférico que entra na massa por convecção. Neste caso, segundo Sezerino *et al.* (2005), a entrada de oxigênio pode ser calculada assumindo-se que o ar atmosférico contém 0,3 gO₂/L.

A difusão ocorre graças ao gradiente de concentração formado entre a atmosfera, rica em oxigênio, e o esgoto afluyente. Usualmente o fluxo de massa é calculado com base na lei de Fick.

$$F = -\theta_a D_e \left(\frac{\Delta C_a}{\Delta h} \right) \quad (3.4)$$

Onde:

F = fluxo de massa de oxigênio para o sistema (g/m²h)

D_e = Coeficiente de difusão efetivo (m²/h)

ΔC_a/Δh = gradiente de concentração de oxigênio de acordo com a profundidade (g/m³.m)

θ_a = parte da porosidade do solo preenchida com ar, depende da saturação do meio.

A saturação do meio interfere na difusão de oxigênio, já que quanto maior ela é, menor é a difusão, uma vez que quanto mais água estiver presente, menor será a parte de poros ocupada por ar. Por este motivo Platzer (1999) descarta do cálculo de entrada de oxigênio por difusão o período de saturação do meio que se dá após cada batelada. Tal fato é comprovado no experimento com traçador gasoso feito por SCHWAGER e BOLLER (1997), que verificaram um período de 15 minutos de saturação após cada batelada, no qual não foi observada qualquer difusão de oxigênio em um filtro intermitente de areia. Já Platzer (1999) considera o

tempo de 1,5 h de saturação após cada batelada. Por este motivo o tempo para ocorrência da difusão está relacionado ao número de eventos de alimentação.

O coeficiente de difusão efetivo está ainda relacionado à granulometria do material suporte. Geralmente materiais de maior granulometria, apesar de possuírem uma menor porosidade, possuem um número maior de poros grandes, o que resulta em um maior coeficiente de difusão (Erickson e Tyler, 2000). Entretanto, no caso de sistemas com crescimento aderido, é importante considerar que com o desenvolvimento da biomassa o tamanho dos poros tende a decrescer, e como consequência a difusão de oxigênio diminuiria com o amadurecimento do sistema.

Pode-se perceber que a determinação do fluxo de oxigênio em um sistema alagado construído é complexa e depende das condições do meio e do sistema. Na literatura tende-se a considerar o valor de $1\text{gO}_2/\text{m}^2\text{h}$ em sistemas nos quais o meio filtrante é composto de areia (Platzer, 1999). Observa-se que os trabalhos disponíveis na literatura utilizam a areia como meio suporte, não tendo sido encontrado trabalho disponível que calcule o coeficiente de difusão em um meio composto por brita ou cascalho.

O oxigênio pode ainda ser liberado pelas raízes das macrófitas quando estas estão presentes. A quantidade liberada dependerá de diversos fatores como características da espécie utilizada e a demanda de oxigênio do meio externo (BRIX, 1997). Brix & Schierup (1990) estudando sistemas plantados com *Phragmites australis* concluíram que quase todo o oxigênio transferido às camadas inferiores pelas plantas era consumido pela própria planta para sua respiração o que resultou em uma estimativa de liberação de oxigênio para o meio de $0,02\text{gO}_2/\text{m}^2\text{d}$. Tipicamente, estudos com SACV-AP tendem a desconsiderar o efeito da introdução de oxigênio no meio pelas plantas. Isso se deve ao fato do aporte de oxigênio por essa via ser significativamente inferior à entrada de oxigênio pelos processos físicos. Stottmeister *et al.* (2003), relacionando estudos que estimaram a taxa de transferência de oxigênio (TTO) proveniente das plantas em condições anóxicas, reportaram valores entre 5 e $12\text{gO}_2/\text{m}^2\text{d}$. Estes mesmos autores ressaltam que em condições moderadamente reduzidas ($E_h > -150\text{mV}$) as taxas de liberação de O_2 tendem a ser menores. Ye *et al.* (2012), avaliando a oxigenação em SACV-AP com TAH de 0,3 e $0,5\text{m}^2/\text{m}^2\text{d}$, concluíram que a transferência do oxigênio proveniente da atmosfera contribuiu com mais de 99,9% do total de oxigênio no

meio, concluindo que a entrada de oxigênio por influência da vegetação seria um processo minoritário.

A soma das entradas de oxigênio por convecção e difusão e entrada pelas raízes deve superar a demanda de oxigênio para a degradação da matéria orgânica e para a nitrificação. Na prática observa-se que a modelagem deste processo é complexa.

Woźniak *et al.* (2007) estudaram a interação entre a concentração de oxigênio e a remoção de poluentes de efluentes de sistema combinado em SACV em escala laboratorial preenchidos com areia. Seus resultados indicaram que o maior consumo de oxigênio ocorre nos primeiros centímetros do leito, possivelmente pela maior concentração da biomassa. Foi detectada também uma reaeração no interior do filtro, possivelmente pela difusão do oxigênio retido nos interstícios das camadas inferiores do leito.

A taxa de transferência de oxigênio nos SACV tem um impacto expressivo no projeto, desempenho e modelagem destes sistemas. Para projeto, alguns autores a igualam ao consumo de oxigênio estimando-a por meio de equações matemáticas como a Equação 2.1, aplicada por Cooper (2005).

$$TTO = Q \times \left[\frac{(DBO_0 - DBO_f) + 4,3(N-NH_{4\ 0} - NH_{4\ f})}{A_{total}} \right] \quad (3.5)$$

Onde:

TTO= Taxa de transferência de oxigênio estimada (g/m².d).

Q = Vazão afluyente ao sistema (m³/d).

A_{total} = Área total do sistema (m²)

DBO₀-DBO_f = Diferença entre a DBO de entrada e de saída (g/m³).

N-NH_{4 0}-N-NH_{4 f} = Diferença do nitrogênio amoniacal de entrada e de saída (g/m³)

Cooper (2005) aplicou esta fórmula em estudos disponíveis na literatura, encontrando valores bastante variáveis, desde 5,41 gO₂/m²d a valores superiores a 100 gO₂/m²d Esta fórmula para a estimativa da TTO hipotética foi aplicada por Kantawanichkul *et al.* (2009), que concluíram que seus resultados variaram significativamente de acordo com a TAH e com a presença ou ausência das plantas. Considerando o uso da TTO para o dimensionamento da área superficial destes sistemas, os autores encontraram uma TTO de 80 gO₂/m²d para a TAH de 0,08m³/m²d

e em sistemas plantados, valor superior às recomendações de projeto de $30\text{gO}_2/\text{m}^2\text{d}$ sugeridas por Platzter (1999). Neste caso os autores concluíram que, apesar de sua importância, a TTO não limitou a degradação nos sistemas, mas sim a falta de contato entre a biomassa e o substrato. É importante lembrar que este cálculo se presta apenas a estimar a parte de oxigênio transferida que é consumida pela biomassa, não considerando que parte do oxigênio tem outras saídas ou ainda permanece no meio líquido, não sendo essa uma maneira de estimar quanto de oxigênio efetivamente foi transferido ao meio líquido em cada batelada.

Alguns trabalhos se baseiam em modelos para o entendimento dos processos de transferência e consumo do oxigênio nessas unidades. Neste campo podem-se citar os estudos de Chan *et al.* (2005) e Ouyang *et al.* (2010, 2011).

Como já citado no item anterior a TAH, TAHinst, o volume a frequência de bateladas influenciam profundamente a entrada de oxigênio em SACV-AP. Forquet *et al.* (2009), estudando a aplicação de um modelo “difásico” em SACV-AP constituídos de areia para a avaliação do ar inserido em cada batelada, concluíram que a alimentação dos sistemas de modo a favorecer uma formação de maiores lâminas superficiais permite uma maior penetração do ar. Neste caso, os autores sugerem que a diminuição do número de bateladas por dia favorece a aeração.

Há ainda os que trabalham com a medição de diversos parâmetros em sistemas de escala plena para a análise dos fenômenos de transferência de gases, como Brix & Schierup (1990) e Molle *et al.* (2008). Estes últimos alcançaram eficiências de nitrificação de 55% nos filtros insaturados sem constatar influência significativa da temperatura, nem da profundidade ou da presença de dispositivos adicionais de aeração. Verificaram ainda que em SACV insaturados o consumo de OD foi maior na parte superior pela maior biomassa, sendo a renovação de oxigênio completa durante o período de descanso. No entanto, como pontuado por Tyroller *et al.* (2010), nos SAC tratando esgotos o consumo de oxigênio pela biomassa é praticamente imediato, o que dificulta sua medição direta. Para lidar com este problema estes autores aplicaram o método indireto utilizando traçador gasoso (propano), que não é produzido nem consumido pela biomassa e cujas mudanças de concentração podem ser relacionadas às do oxigênio.

Morvannou *et al.* (2011) adaptaram um equipamento desenvolvido para resíduos domésticos para avaliar a respirometria de amostras coletadas de diferentes profundidades de SACV. O

método aplicado permitiu a avaliação dos gases gerados a partir de amostras misturadas em cilindros e alimentadas com fluxo de ar ambiente. O método foi usado para a medição do consumo de oxigênio pela biomassa em um determinado intervalo de tempo, sendo que este consumo foi associado à proporção de matéria seca da amostra. Os resultados deste experimento sugerem que nem o TDH nem o volume aplicado influenciavam o consumo de oxigênio, sendo que este era alterado apenas pela variação na massa de nitrogênio aplicada. Além disso, foi notado que essa alteração não era proporcional à carga de nitrogênio, fenômeno que foi atribuído à limitação de transferência de oxigênio para o meio.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Caracterização da área de estudo

O presente estudo foi realizado no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento UFMG/COPASA - CePTs, onde as unidades foram implantadas. O CePTs localiza-se na Estação de Tratamento de Esgotos do Arrudas, ETE Arrudas, na Avenida dos Andradas, 8805, na margem esquerda do Ribeirão Arrudas, coordenadas geográficas: latitude 617.600 S e longitude 7.799.400 W, operada pela Companhia de Saneamento de Minas Gerais, COPASA. Além dos esgotos sanitários da população da capital, a ETE também atende parte da cidade de Contagem-MG por meio de processo biológico de lodos ativados. A imagem de satélite da estação pode ser observada na Figura 4.1. Em destaque são mostrados o tratamento preliminar e o SACV-AP estudado neste trabalho. O clima da região segundo a classificação de Köppen é do tipo Cwa - tropical de altitude, sendo caracterizado por um período seco que se estende de abril a setembro e um chuvoso que vai de outubro a março. A temperatura média do ar é de 21°C.



Figura 4.1: Imagem de satélite da Estação de Tratamento do Arrudas em 15 de junho de 2009

Fonte: Google Earth

O sistema estudado recebe parte do esgoto da ETE, cerca de $13 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$, após sua passagem por tratamento preliminar. A Figura 4.2 mostra em destaque o ponto de captação do esgoto.



Figura 4.2: Ponto de captação do esgoto que alimenta o SAC

Na ETE Arrudas, os sólidos grosseiros são removidos primeiramente por uma grade grossa de limpeza manual com espaçamento entre as grades de 100 mm. Na sequência o efluente passa por um conjunto de quatro grades finas de limpeza mecanizada capazes de remover sólidos grosseiros de menores dimensões, com espaçamento entre barras de 15 mm. Em seguida o esgoto é encaminhado aos desarenadores, com quatro unidades em paralelo, sendo que apenas três delas operam em determinado período. A areia depositada no fundo é retirada por um raspador circular com braço duplo associado a uma ponte. Os sólidos gerados no tratamento preliminar são encaminhados para caçambas e posteriormente para o aterro sanitário.

4.2 Sistema de tratamento (SACV-AP)

O sistema foi construído em 2007, e o dimensionamento se baseou nas características do esgoto afluyente ao CePTS aferidas durante o ano de 2007 e nas características típicas do primeiro estágio de um sistema francês sugeridas por Molle *et al.* (2005). O projeto foi baseado no atendimento a uma população de 100 habitantes, com vazão média de projeto de 11,3 m³/d. Foram construídos três filtros verticais alimentados em paralelo alternadamente, cada um com 3,1 m de largura, 9,4 m de comprimento e 1,0 m de parede lateral preenchidos com 0,7 m de meio suporte. Neste caso a área de cada leito é 29,1m² e a área total do sistema corresponde a 87,4m². Apenas dois dos três leitos foram considerados neste trabalho, um plantado com Tifton 85 (*Cynodon spp.*) - UP e outro não plantado (unidade controle) - UC. O sistema é mostrado na Figura 4.3, sendo que no detalhe é mostrado o corte transversal dos filtros.



Figura 4.3: Vista geral do sistema de tratamento a ser estudado; (a) caixa de alimentação, (b) unidade plantada – UP, (c) unidade não plantada (controle) – UC, (d) unidade não monitorada.

Fonte: Adaptado de Cota (2011)

4.2.1 Meio filtrante

Cada leito foi preenchido por 40 cm de brita 0 (2,4 a 12,5 mm) na camada superficial, 15 cm de brita 1 (4,8 a 25 mm) na camada intermediária e 15 cm de brita 3 (19 a 50 mm) na camada inferior ou de drenagem. As granulometrias diferem ligeiramente das características de projeto sugeridas em Molle *et al.* (2005) e AERMC (2005) em virtude da disponibilidade

comercial do material no Brasil (COTA, 2011). As características do material utilizado em comparação com as sugeridas na literatura são mostradas na Tabela 4.1.

Tabela 4.1: Características do material filtrante utilizado e comparação com os padrões de projeto.

Camadas	AERMC (2005) e MOLLE <i>et al.</i> (2005)	Material de preenchimento utilizado
Superior	2 a 8 mm h>30 cm	Brita 0 (2,4 a 12,5mm) h=40 cm
Transição	5 mm 10 < h < 20 cm	Brita 1 (4,8 a 25 mm) h=15 cm
Drenagem	20 a 40 mm 10 < h < 20 cm	Brita 3 (19 a 50 mm) h=15 cm

h=altura da camada

4.2.2 Sistema de alimentação e drenagem

Após a captação, o efluente é encaminhado por um conjunto moto-bomba a uma peneira para retenção dos sólidos grosseiros e material flutuante, que passam pelo tratamento preliminar e podem prejudicar as tubulações do sistema, já que o mesmo não foi projetado para o recebimento deste tipo de material. O corte da peneira, confeccionada em PVC, é mostrado na Figura 4.4.

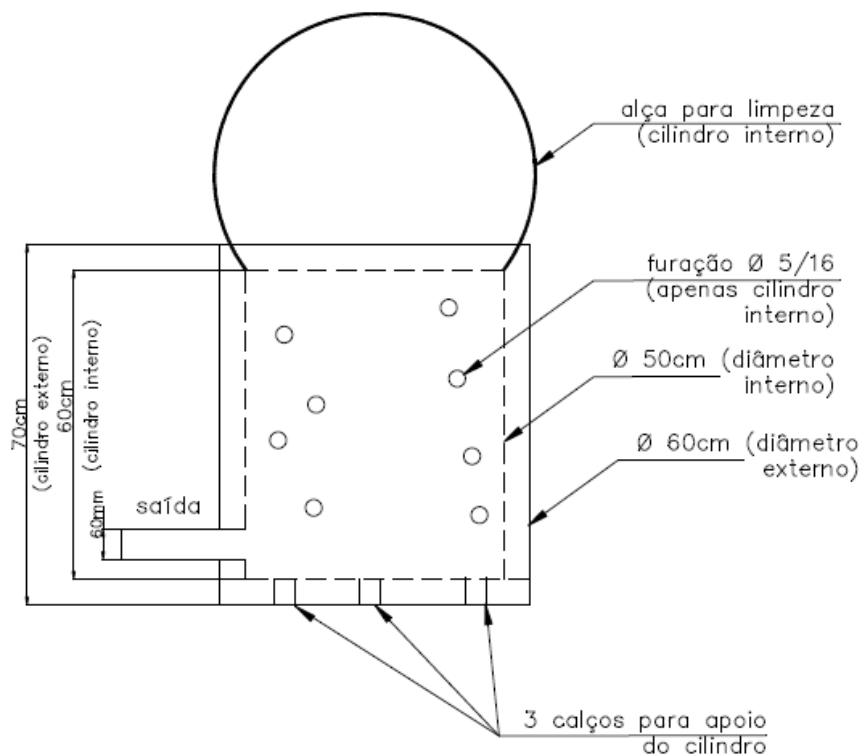


Figura 4.4: Corte da peneira para remoção de sólidos grosseiros.

Fonte: Cota (2011)

Em seguida o líquido é encaminhado a uma caixa de distribuição. A intermitência do sistema é garantida pela utilização de um sistema composto por dois sensores de nível de acionamento elétrico, localizados em alturas distintas no interior da caixa de distribuição, associados a uma bomba de deslocamento positivo do tipo “NEMO” e um inversor de frequência compatível. A altura do sensor superior pode ser alterada objetivando a modificação do volume da batelada e da taxa de aplicação superficial.

O sistema de distribuição inicialmente foi construído com tubulação de 9,4 m de comprimento e 25 mm de diâmetro, mas por problemas na distribuição a tubulação foi substituída em setembro e outubro de 2011 na unidade plantada e controle, respectivamente, passando a contar com duas tubulações em paralelo. A drenagem é feita por dois tubos perfurados com 100 mm de diâmetro localizados no fundo de cada leito.

Os filtros são alimentados de maneira alternada, o que é garantido pelo controle manual dos registros posicionados a montante de cada filtro. Cada um dos leitos é alimentado durante dois dias e meio e descansa por quatro dias e meio, enquanto as outras unidades são alimentadas.

Neste trabalho foram considerados também os dados obtidos por Cota (2011) e Moraes (2012) no mesmo sistema. Sendo assim, o monitoramento global do sistema se estendeu de março de 2010 a setembro de 2012. Para a avaliação da influência do regime de alimentação, como parte do presente estudo, no final de dezembro de 2011 a operação do sistema foi modificada. Os sistemas operaram desde 2009 com um período de duas horas entre bateladas de 940 L cada (Fase 1). Em dezembro de 2011 a frequência de bateladas aumentou e elas passaram a ocorrer a cada uma hora com um volume de 540 L cada (Fase 2). Conseqüentemente, a taxa de aplicação hidráulica em cada leito se elevou um pouco, passando de $0,38 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ para $0,45 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ nos dias de alimentação. Os dados da Fase 1 constam das pesquisas de Cota (2011) e Moraes (2012), ao passo que os dados da Fase 2 foram obtidos como parte desta dissertação. O regime de alimentação adotado em cada fase foi detalhado na Tabela 4.2.

Tabela 4.2: Detalhes do regime de alimentação adotado em cada fase operacional.

<i>Parâmetro</i>	Fase 1 <i>(março/2010 a novembro/2011)</i>	Fase 2 <i>(Dezembro/2011 a setembro/2012)</i>
Volume da batelada (L)	940	540
Frequência de bateladas (bateladas/d)	12	24
Intervalo entre eventos de alimentação (h)	2	1
Tempo da batelada (min.)	5	3
Vazão de alimentação do sistema (m³/d)	11	13
Vazão de cada batelada (m³/h)	11,3	10,8
TAH média do sistema (m³/m².d)	0,13	0,15
TAH média de cada leito (m³/m².d)	0,39	0,44
TAH instantânea (m³/m².h)	0,39	0,37
Altura da lâmina de água formada em cada batelada (cm)	3,2	1,9

Com a alteração no regime de alimentação, as cargas de poluentes afluentes ao sistema foram ligeiramente modificadas, como mostrado na Tabela 4.3. As concentrações apresentadas são as de projeto, que não necessariamente correspondem às médias observadas durante o período de monitoramento, tendo sido colocadas apenas para fins de comparação.

Tabela 4.3: Comparação entre cargas afluentes em cada fase operacional

Variável	Concentração média afluente de projeto (mg/l)	Carga afluente ao sistema (kg/d)		Taxa de aplicação em cada unidade (g/m ² d)		Taxa de aplicação no sistema como um todo (g/m ² d)	
		Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2
DQO	438	4,9	5,7	170	195	57	65
SST	286	3,2	3,7	111	127	37	42
NTK	30	0,3	0,4	12	13	3,9	4,4

4.2.3 Vegetação e manejo

Para a UP foi utilizado o capim Tifton-85 (*Cynodon dactylon* Pers.), cujo plantio foi realizado em novembro de 2008. Cota (2011) justifica a escolha da planta por seu potencial aproveitamento para alimentação animal. Como mostrado na Figura 4.2, partir do plantio o capim cobriu toda a área do leito, sendo bastante difícil precisar a densidade de plantas estabelecidas na área do filtro.



Figura 4.5: Detalhe do crescimento do capim na unidade plantada (UP).

Durante os dois anos e meio de monitoramento não foi estabelecida uma frequência exata de podas, sendo essas normalmente realizadas a partir do florescimento das plantas, em média a cada dois meses aproximadamente. Em cada poda o material aéreo das plantas foi retirado através de cortes próximos à superfície.

4.3 Monitoramento do afluente e do efluente

Foram realizadas duas coletas semanais, uma em cada unidade, pela manhã no ponto de entrada de esgoto bruto do CePTS e na saída (caixas de passagem) do sistema em alimentação na ocasião. Os parâmetros OD, temperatura, condutividade, potencial redox, turbidez e pH foram medidos “*in loco*”. Para os demais parâmetros, o material coletado foi transportado até o laboratório de análises físico-químicas do DESA/UFMG e preservado adequadamente quando necessário. Foram realizadas análises de DBO_5 , DQO, SST, SSV, PT, $N-NH_4^+$, NTK, $N-NO_2^-$, e alcalinidade, todas de acordo com os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 2005). Para a análise de $N-NO_3^-$ foi utilizada a metodologia descrita em Rodier (1990). Na Tabela 4.4 resume-se os parâmetros físico-químicos analisados e o programa de monitoramento.

Tabela 4.4: Parâmetros físico-químicos avaliados, frequência de análises e metodologia.

<i>Parâmetro Avaliado</i>	<i>Sigla</i>	<i>Unidade</i>	<i>Frequência</i>	<i>Método Analítico</i>
Potencial hidrogeniônico	pH		Semanal	Potenciométrico
Alcalinidade	-	mgCaCO ₃ /L	Semanal	Titulométrico
Temperatura do esgoto doméstico e do efluente das unidades	T	°C	Semanal	Determinação com termômetro
Condutividade elétrica	-	µS/cm	Semanal	Eletrométrico
Demanda Bioquímica de Oxigênio	DBO ₅	mg/L	Semanal	Respirométrico/Eletrométrico
Demanda Química de Oxigênio	DQO	mg/L	Semanal	Titulométrico/Refluxo fechado
Sólidos em suspensão totais	SST	mg/L	Semanal	Gravimétrico
Sólidos em suspensão voláteis	SSV	%		
Nitrato	N-NO ₃ ⁻	mg/L	Semanal	Espectrofotométrico – Salicilato
Nitrito	N-NO ₂ ⁻	mg/L	Semanal	Método Sulfanilínico
Nitrogênio amoniacal	N-NH ₄ ⁺	mg/L	Semanal	Semi-Micro Kjeldahl - Titulométrico
Nitrogênio total Kjeldahl	NTK	mg/L	Semanal	Semi-Micro digestão Kjeldahl – titulométrico
Fósforo total	P-Total	mg/L	Quinzenal	Método VanadoMolibdato
Oxigênio Dissolvido	OD	mg/L	Semanal	Eletrométrico

A análise da DQO filtrada foi feita apenas das amostras efluentes do sistema. A quantificação de PT foi iniciada somente em julho de 2011, entretanto, problemas analíticos prejudicaram a obtenção de dados, principalmente na primeira fase operacional. É importante ressaltar que dados da série nitrogenada coletados entre março de 2010 e junho de 2011 tiveram frequência quinzenal.

A partir dos dados do monitoramento do afluente e efluente foi possível comparar grupos de dados para verificação da influência de diferentes parâmetros na remoção de poluentes. No

fluxograma da Figura 4.6 mostra-se o delineamento de tais comparações. Para isso empregou-se o teste de hipótese não paramétrico “Teste U de Mann-Whitney”, considerando um nível de significância de 0,05, utilizando o Software *STATISTICA 6.1* (StatSoft, Inc., 2003).

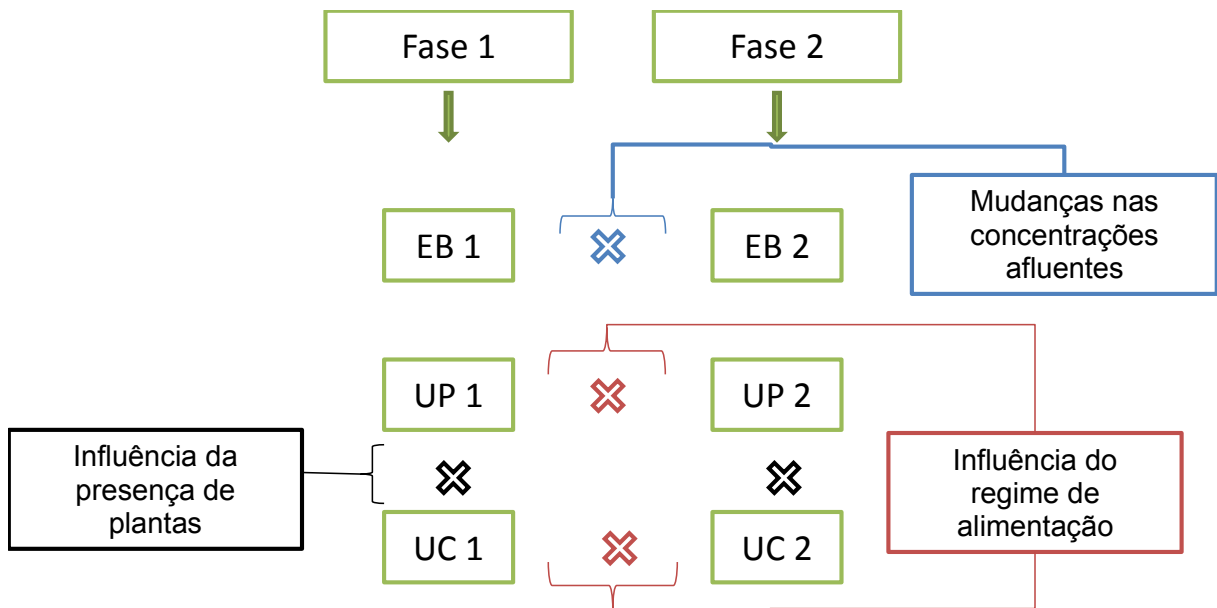


Figura 4.6: Delineamento das comparações estatísticas

Foi ainda verificada a adequação à legislação dos resultados de SST, DQO, DBO₅, comparando-os aos padrões de lançamento descritos na legislação estadual e federal (COPAM/CERH 01/08; CONAMA 430/11).

4.4 Análise do material vegetal – Produtividade e teor de nutrientes

A coleta do material aéreo das plantas foi feita em três quadrados de 1 m² selecionados ao acaso. Nas áreas selecionadas foi feito um corte rente à superfície da parte aérea das plantas. As amostras foram então pesadas (Figura 4.7) e encaminhadas para análise.



Figura 4.7: Quadrado utilizado para coleta do material vegetal (esquerda) e pesagem do material coletado (direita)

As amostras colhidas foram inicialmente encaminhadas ao laboratório do Instituto Mineiro da Agropecuária – IMA para análise da matéria seca e do teor nutricional. No decorrer da pesquisa as análises passaram a ser realizadas no Laboratório de Nutrição Animal da Escola de Veterinária da UFMG. Ambos utilizam a metodologia descrita em Malavolta *et al.* (1997). Os resultados obtidos foram extrapolados para toda a área da unidade plantada e assim foi possível avaliar a capacidade das plantas em extrair nutrientes por meio do produto entre a sua concentração e a produtividade da matéria seca. Os resultados foram comparados à massa de nitrogênio e fósforo afluente ao sistema durante o crescimento da vegetação, o que possibilitou a verificação da influência direta das plantas sobre a remoção de nutrientes.

4.5 Análise dos sólidos e da biomassa presentes no meio suporte

Amostras do material suporte foram coletadas em janeiro, março, maio, julho e setembro de 2012. Foi avaliada uma amostra composta de coletas em três pontos aleatórios de cada leito. Em cada ponto (Figura 4.8) foram retiradas amostras de 0,5 L de meio suporte a duas diferentes profundidades, uma a 10 cm da superfície e outra a 30 cm. As profundidades foram escolhidas por corresponderem à metade superior e inferior da primeira camada de 40 cm na qual se acredita que a retenção de sólidos seja mais considerável. Para os filtros plantados as raízes situadas a 10 cm também compunham parte da amostra. Em cada coleta foram obtidas amostras tanto dos SAC durante o funcionamento quanto durante o período de descanso.

Entretanto, por questões operacionais a análise da biomassa aderida foi feita apenas das amostras obtidas durante o funcionamento.

Para as análises físico-químicas, 0,3 L da amostra composta foram encaminhados ao laboratório de análises físico-químicas do DESA/UFMG e lavados com 500 ml de água destilada. O líquido resultante foi então caracterizado em termos de seu conteúdo de sólidos totais e voláteis de acordo com métodos citados no item anterior. 1L da amostra foi encaminhado ao laboratório de microbiologia e lavado com 2L de tampão fosfato salino (PBS 1x) para desprendimento das células; a solução foi então centrifugada a 4000rpm por 30 minutos, o sedimento foi pesado e aliqüotado para análises da biomassa aderida.

4.5.1 Análise da biomassa aderida

4.5.1.1 Análise do Número Mais Provável - NMP

A biomassa associada à conversão do nitrogênio presente no sistema foi quantificada através da técnica do número mais provável. O tamanho da população de bactérias nitrificantes foi estimado com base no método adaptado de Alexander e Clark (1982). Para as oxidadoras de amônia o meio de cultura utilizado foi o Amônia-Carbonato de cálcio, para as oxidadoras de nitrito o Nitrito-Carbonato de cálcio. Para as bactérias desnitrificantes adotou-se a metodologia descrita por Tiedje (1982) adaptada para amostras de lodo de esgoto sanitário utilizando meio nutriente genérico (*nutrient broth* – Acumedia) e NaNO_3 . Na Figura 4.8 é mostrado um exemplo de coleta na unidade controle e os tubos incubados para análise de NMP.



Figura 4.8: Ponto de coleta do meio suporte (esquerda) e tubos incubados para análise de NMP (direita)

Os resultados obtidos nas análises de NMP foram comparados à Tabela do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 2005). Estes, expressos em termos de NMP/ml, apresentam limite de confiança de 95%. Para comparação com outros trabalhos os dados foram inicialmente dispostos em NMP/100ml. Para a comparação entre as unidades o NMP foi corrigido de acordo com o volume de lodo total obtido da amostra permitiu que os resultados fossem reportados em NMP/m³ de leito na camada analisada.

4.5.1.2 Extração de DNA

Para a execução de estudos futuros parte do sedimento (0,5g), resultante da preparação inicial das amostras foi congelado a 80°C e armazenado. O DNA foi extraído de acordo com o protocolo descrito por Egli *et al.* (2003) e preservado a – 20°C.

4.6 Estudo hidrodinâmico

Para a construção dos hidrogramas e avaliação da variação de vazão ao longo do tempo, a vazão foi medida em quatro ocasiões ao longo do estudo durante uma batelada. A medição foi feita por método direto, que se mostrou mais simples e mais eficaz em comparação com o uso de um sensor de pressão posicionado na saída da tubulação, como em Cota (2011). Tal método permitiu também o cálculo do volume drenado pelo filtro ao longo do tempo e a variação de OD no decorrer de uma batelada.

Ainda em termos da avaliação hidrodinâmica, Alvarenga (2012) realizou testes de estímulo-resposta do tipo pulso utilizando traçador radioativo na unidade. O experimento foi realizado

pela equipe do Centro de Desenvolvimento de Tecnologia Nuclear (CDTN) para a determinação da dinâmica de fluxos no sistema. O traçador utilizado foi o tecnécio por sua maior disponibilidade. Os dados foram coletados ao longo de uma batelada e a partir deles foram construídas curvas com o software ANDRUIL e os dados analisados por Alvarenga (2012) para definição do TDH do sistema. Parte dos dados disponibilizados pelo CDTN, acerca da contagem por segundo (cps) do tecnécio foram combinados aos hidrogramas de vazão, o que permitiu o cálculo do TDH do sistema através da equação 4.1 sugerida por Levenspiel (2000) para um experimento com a função pulso. É importante ressaltar que esta última análise é menos precisa que o modelo utilizado por Alvarenga (2012), por não considerar o eventual decaimento do traçador ocorrido durante o teste.

$$\bar{t} = \frac{\int_0^{\infty} tC dt}{\int_0^{\infty} C dt} = \frac{\sum t_i C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} \quad (4.1)$$

Onde:

\bar{t} = Tempo médio de residência (s)

C_i = Carga do traçador no momento da medição i (cps.L/s)

t_i = Tempo do traçador ao deixar o leito (s)

Os dados obtidos foram comparados ao TDH aferido durante o período de partida do sistema por Cota (2011). É importante ressaltar que tal comparação deve ser analisada com cautela, já que o traçador e o método de medição foram diferentes nas duas ocasiões.

4.7 Estimativa da transferência de oxigênio no meio suporte

Para a estimativa da transferência de oxigênio para o meio suporte foi utilizado o modelo de Platzer (1999), que sugeriu um método de cálculo da entrada de oxigênio para o dimensionamento de SACV. Para o cálculo da entrada de oxigênio foi considerada a soma das entradas por difusão e convecção. Para o cálculo da entrada por difusão foi utilizado o coeficiente de difusão de 1,0 gO₂/m²h ou 24 gO₂/m²d. Como ressaltado por Platzer (1999), tal coeficiente depende intimamente da granulometria do meio suporte. Como o coeficiente utilizado por Platzer foi calculado para areia, é possível que o cálculo seja subestimado em relação a partículas mais grossas como as utilizadas no presente trabalho. Como a entrada de oxigênio por difusão não ocorre durante o período de saturação do sistema, a equação de

Platzer foi modificada com o uso dos hidrogramas de vazão construídos como no item 4.6. Considerou-se que a saturação tenha terminado após o pico de vazão ocorrido em uma batelada. Assim é possível calculá-la segundo a equação 4.2.

$$TTO_{dif} = F \times A_{leito} \times (T_{sat} \times n) \quad (4.2)$$

TTO_{dif} = Taxa de transferência de oxigênio pela difusão (g/d);

F = fluxo de massa de oxigênio para o sistema (g/m²d);

A_{leito} = área do leito (m²);

T_{sat} = Tempo de saturação (h);

n = número de bateladas.

A entrada por convecção pode ser calculada pelo produto entre a concentração de oxigênio contido no ar, 0,3 gO₂/L, pelo volume de esgoto aplicado, como mostrado na equação 4.3.

$$TTO_{conv} = V_{batelada} \cdot f \cdot 0,3 \quad (4.3)$$

Sendo:

TTO_{conv} = Transferência de oxigênio por convecção (g/d);

$V_{batelada}$ = Volume da batelada (L);

f = frequência de aplicação (1/d).

Uma vez que foi demonstrado na literatura que o oxigênio transferido pelas raízes de plantas é pequeno em comparação com as outras entradas (Kadlec e Wallace, 2008), ele foi desconsiderado.

A nitrificação promove um consumo de oxigênio uma vez que nela são transferidos 8 elétrons por átomo de nitrogênio para o oxigênio, sendo assim são necessários duas moléculas de O₂ para a ocorrência da reação. Portanto, na nitrificação de 1 mol de N amoniacal há um consumo de 4,57 gO₂/gN. Por outro lado, na desnitrificação, 5 elétrons são transferidos do nitrato por átomo de N e assim sendo o nitrato passa a ter uma capacidade de oxidação igual a uma fração de 5/8 do oxigênio necessário para a nitrificação. Assim, alguns autores consideram que uma fração de 5/8 do consumo de oxigênio da nitrificação possa ser recuperada como “oxigênio equivalente no processo de desnitrificação e neste caso o consumo líquido de

oxigênio para a remoção completa do NT seria de 1,71 gO₂/gN (VAN HAANDEL e MARAIS, 1999).

Tal “recuperação” de oxigênio por ocorrência da desnitrificação foi calculada neste caso de acordo com Platzer (1999), considerando a média de remoção de nitrogênio total em cada fase operacional. Considerou-se, neste caso, que todo o NT removido passou por nitrificação e desnitrificação. Portanto, não foram considerados outros processos biológicos de remoção do nitrogênio. Na unidade plantada a parte do nitrogênio removida pelas plantas foi subtraída deste valor. Assim calculou-se a reintrodução de oxigênio como 2,9g O₂/gNT removido como mostrado na equação 4.4.

$$TRO_{desn} = Q \cdot (NT_{afl} - NT_{efl}) \cdot 2,9 \quad (4.4)$$

Sendo:

TRO_{desn} = Taxa de recuperação do oxigênio pela desnitrificação (g/d);

Q = Vazão afluente ao sistema (m³/d);

NT_{afl} = Concentração de Nitrogênio total afluente (g/m³);

NT_{efl} = concentração de Nitrogênio total efluente (g/m³).

A soma das entradas de O₂ foi comparada à demanda de oxigênio para a remoção de matéria orgânica e nitrificação considerando as concentrações obtidas pelo monitoramento da DBO e do N-NH₄ pela equação 4.5, como em Cooper (2005).

$$CO = Q/A_{total} \times (DBO_{afl} - DBO_{efl}) + 4,3 \left(N - NH_{4afl} - N - NH_{4efl} \right) \quad (4.5)$$

Sendo:

CO = Consumo de oxigênio (g/d);

Q = Vazão afluente ao sistema (m³/d);

A_{total} = Área total do sistema (m²);

DBO_{afl} = Concentração de DBO afluente (g/m³);

DBO_{efl} = Concentração de DBO efluente (g/m³);

$N - NH_{4afl}$ = Concentração de nitrogênio amoniacal afluente (g/m³);

$N - NH_{4\ efl}$ = Concentração de nitrogênio amoniacal efluente (g/m^3).

A partir da relação de entradas e saídas estimadas foi avaliado o balanço do oxigênio no sistema segundo a equação 4.6.

$$TTO_{dif} + TRO_{desn} + TTO_{conv} = CO + CargaO_{2\ efluente} \quad (4.6)$$

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Remoção de poluentes

A síntese dos resultados do monitoramento dos parâmetros físico-químicos foi disposta na Tabela 5.1. Por ela é possível supor que, em geral as mudanças na operação do sistema, o amadurecimento do mesmo e a presença das plantas foram benéficos para seu desempenho, já que houve uma diminuição das concentrações efluentes e um aumento das eficiências de remoção na Fase 2.

Tabela 5.1- Síntese dos resultados médios das análises físico-químicas - comparação entre fases.

Parâmetro	Afluente		Efluente			
	Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2	Fase 1	Fase 2
Concentração (mg/L)			Unidade Plantada		Unidade Controle	
DBO	303	223	52	37	61	46
DQO	503	429	117	73	129	75
SST	338	227	40	33	66	43
PT	4,5	3,8	2,5	2,2	2,2	2,2
NTK	32	32	14	14	16	18
N-NH₄⁺	28	26	12	11	15	12
N-N_{ORG}	5	7	3	3	4	5
N-NO₃⁻	0,1	0,1	16	11	14	8
N-NO₂⁻	0,003	0,01	0,3	0,2	0,2	0,1
NT	32	32	25	27	26	23
Média das eficiências (%)			Unidade Plantada		Unidade Controle	
DBO			79	82	78	80
DQO			72	81	72	81
SST			83	85	77	78
PT			45	21	50	33
NTK			55	56	46	47
N-NH₄⁺			56	59	49	52
Ntotal			20	17	12	24

Fase 1: TAH: 0,38m/d; Regime de alimentação: 940L/2h

Fase 2: TAH: 0,45m/d; Regime de alimentação: 540L/1h

Itens destacados diferem significativamente (Fase 1 x Fase 2) a 5% de significância, de acordo com o teste de Mann Whitney.

Em geral, o sistema apresentou boas eficiências de remoção de matéria orgânica e sólidos. A remoção de nutrientes, no entanto não foi efetiva, apesar de ter havido conversão das formas nitrogenadas. Comparando os resultados com dados da literatura observou-se que as eficiências de remoção de DQO, SST e NTK estão próximas ao esperado para eficiência de remoção no primeiro estágio de um sistema francês para sistemas após 4 a 6 anos de operação (79%, 86% e 58% respectivamente, segundo MOLLE *et al.*, 2005). É interessante ressaltar que a discussão acerca da remoção de poluentes se baseou nas médias aritméticas, mostradas

na Tabela 5.1, entretanto, a análise dos valores obtidos para as medianas indicou, para a maioria dos parâmetros, um desempenho ainda melhor para o sistema.

A comparação das concentrações afluentes com as faixas típicas para esgotos sanitários é mostrada na Tabela 5.2. É possível verificar que as concentrações afluentes, apesar de dentro da faixa típica, se aproximam do limite inferior da faixa indicando um esgoto mais diluído. É importante comentar que é possível que o sistema estudado seja aplicado em regiões com características diferentes e esgotos mais concentrados, desde que seja feito um estudo preliminar adequado.

Tabela 5.2- Comparação entre valores típicos de concentração de poluentes em esgotos sanitários e valores médios encontrados no monitoramento.

Parâmetro	Valor médio encontrado no monitoramento geral (mg/L)	Faixa típica* (mg/L)
DBO	270	250 a 400
DQO	472	450 a 800
SST	290	200 a 450
N-NH ₄ ⁺	27	20 a 35
PT	4	4 a 15

*Fonte: von Sperling (2005)

O pH afluente variou entre 6,1 a 7,8, o que também está dentro do esperado para efluentes domésticos, de acordo com von Sperling (2005). Foi notada uma queda no pH do afluente para o efluente, como ilustrado na Figura 5.1. Tal queda foi considerada significativa pelo teste U e serve de indício ao consumo de alcalinidade pela ocorrência da nitrificação. A maioria dos dados de temperatura permaneceu entre 20 e 25 °C (Figura 5.1). Não houve diferença significativa entre as temperaturas afluentes e efluentes e nem entre as unidades estudadas.

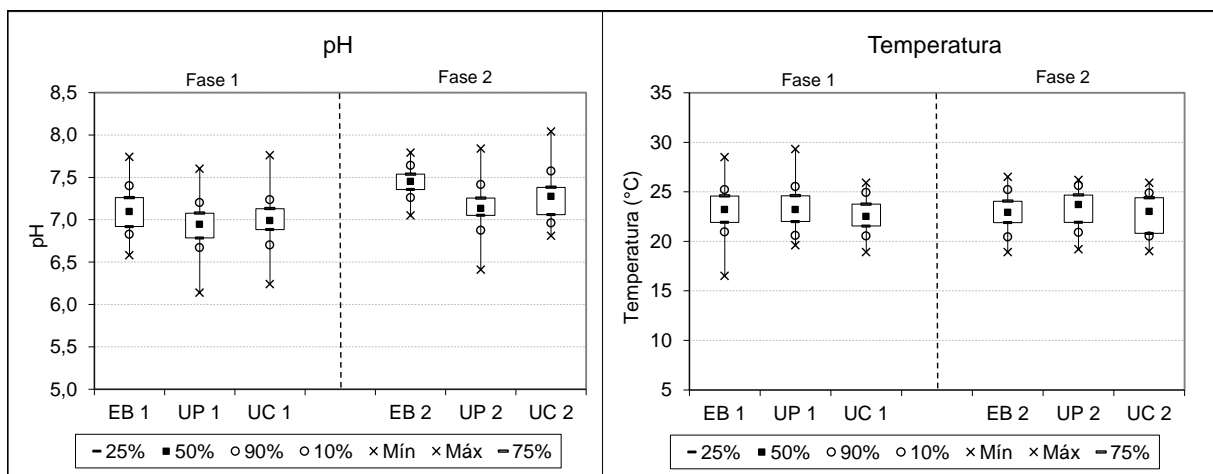


Figura 5.1: Gráficos *Box-Whisker* do pH (esquerda) e das temperaturas (direita). Em cada gráfico, o lado esquerda representa a Fase 1 e o lado direito a Fase 2

Notou-se ainda que, apesar da mesma origem, para a maioria dos parâmetros houve diferença entre as concentrações afluentes entre os períodos analisados, o que pode ter influenciado os resultados. Não foi possível explicar tal diferença de maneira definitiva, uma vez que a origem e o método de análise do material permaneceram inalterados. É possível que tenham ocorrido mudanças na operação da ETE ou outros fatores não considerados. Uma vez que se observou diferença significativa nas concentrações efluentes das unidades, mesmo para os parâmetros nos quais não foi observada diferença significativa das concentrações afluentes, e vice versa, optou-se por desconsiderar tais diferenças na análise dos resultados. Deve-se ressaltar também que em ambas as fases o período de monitoramento considerou tanto a estação chuvosa quanto a seca e neste caso as mudanças nas concentrações afluentes não puderam ser justificadas pela sazonalidade. O efeito sazonal foi também desconsiderado porque a segunda fase apesar de ter abrangido um período seco mais longo teve maior diluição o que não ocorreria caso a sazonalidade tivesse influenciado os resultados.

5.1.1 Remoção de matéria orgânica

Em relação à matéria orgânica, monitorada na forma de DBO e DQO, verificou-se que, de modo geral, as cargas aplicadas foram próximas às de projeto para a DQO (5 kg/d) em ambas as fases. Apesar disso, as taxas de aplicação superficial foram bastante inferiores às de projeto (300 g/m²d) sendo 195 g/m²d na fase 1 e 191 g/m²d na fase 2, o que pode indicar um super dimensionamento do sistema com relação a este parâmetro de projeto.

Na Tabela 5.3 são relacionados os resultados da estatística descritiva obtida a partir dos resultados do monitoramento. É possível perceber que o sistema possui uma boa remoção de matéria orgânica, bastante superior aos tanques sépticos, sistemas de tratamento descentralizado usualmente utilizados em pequenas comunidades no Brasil, e que alcançam faixas de eficiência de 25 a 35% de remoção de DQO (VON SPERLING, 2005). As baixas eficiências dos tanques sépticos geram a demanda por um pós-tratamento, o que aparentemente não seria necessário para os SACV no que diz respeito à remoção de matéria orgânica. É importante lembrar ainda que os SACV neste caso recebem esgoto sem a necessidade de tratamento primário, o que reforça a simplicidade de sua aplicação. Entretanto, na comparação com os tanques sépticos, bastante utilizados como solução domiciliar, é preciso considerar a aplicabilidade dos SAC como sistemas individuais de tratamento, uma vez que, pode haver o risco de exposição de material presente no esgoto. Houve ainda uma queda na variação das concentrações afluentes ao sistema na fase 2, o que como já discutido anteriormente, não pode ser plenamente justificado.

Tabela 5.3- Estatística descritiva dos resultados do monitoramento de DQO e DBO.

Parâmetro		EB 1	EB 2	UP 1	UP 2	UC 1	UC 2		
DBO	Concentração (mg/L)	n° de dados	66	39	35	20	31	19	
		Mínima	132	118	6	12	12	16	
		Média	303	221	52	37	61	46	
		Mediana	289	218	52	29	57	38	
		Máxima	621	362	126	90	155	95	
		Coef. variação	0,4	0,2	0,5	0,5	0,5	0,5	
	Eficiência (%)	Mínima			43	47	41	59	
		Média			79	82	78	80	
		Mediana			82	87	80	83	
		Máxima			99	93	95	94	
		Coef. variação			0,2	0,1	0,2	0,1	
		DQO	Concentração (mg/L)	n° de dados	86	62	45	29	41
	Mínima			170	142	25	34	18	23
Média	503			429	117	73	129	75	
Mediana	467			451	119	67	130	63	
Máxima	1365			772	272	162	293	162	
Coef. variação	0,45			0,3	0,53	0,44	0,53	0,48	
Eficiência (%)	Mínima				23	37	9	37	
	Média				72	81	72	81	
	Mediana				78	85	74	84	
	Máxima				94	94	96	94	
	Coef. variação				0,25	0,15	0,25	0,13	

5.1.1.1 Atendimento aos padrões de lançamento de DBO e DQO

Considerando o padrão de lançamento estadual (Minas Gerais), disposto na resolução COPAM/CERH 01/2008, e federal, resolução CONAMA 430/2011, no que diz respeito aos requisitos de sistemas de tratamento de esgoto sanitário para a DQO e DBO, observou-se que as médias de remoção se enquadram nos 60% de remoção exigidos para a DBO e 55% exigidos para a DQO. Adicionalmente foi feita a verificação dos percentuais de atendimento de cada unidade em cada fase como ilustrado pela distribuição de frequências das Figuras 5.2 e 5.3. Na fase 1, 89% dos dados de DBO da unidade plantada se enquadraram aos padrões, e na fase 2 o percentual aumentou para 90%. Já na unidade controle o percentual de atendimento para a DBO nas fases 1 e 2 passou de 90 para 95%. Em relação às concentrações efluentes de DBO o desempenho foi menos satisfatório quando comparado ao padrão de 60 mg/L. Na unidade plantada 66% e 90% dos dados foram inferiores ao padrão nas fases 1 e 2

respectivamente. Na unidade controle o percentual passou de 55% na primeira fase para 63% na segunda.

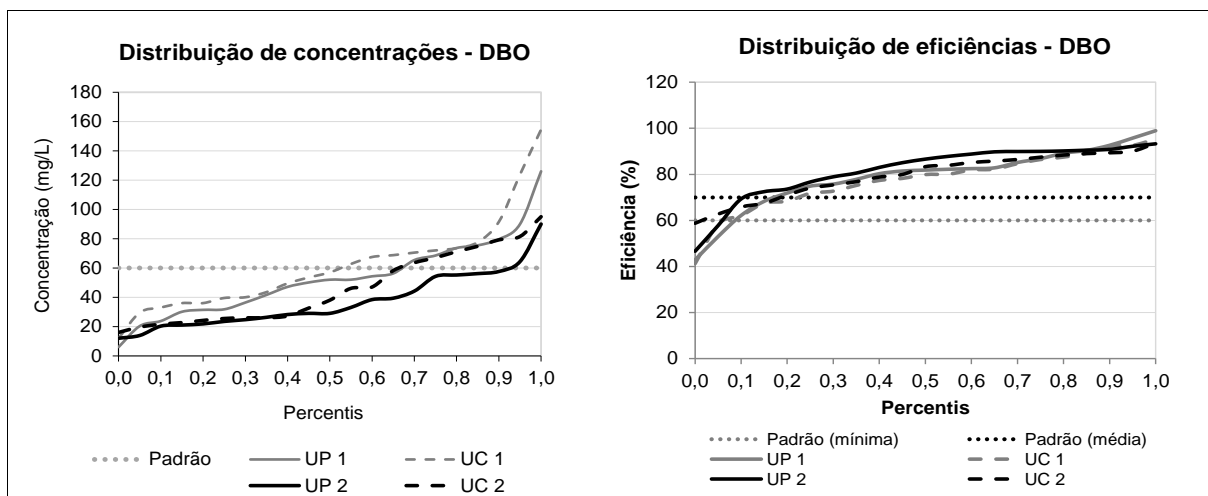


Figura 5.2: Gráficos de distribuição de frequência das concentrações efluentes (esquerda) e eficiências de remoção (direita) de DBO.

Para a DQO, ilustrada na Figura 5.3, o percentual passou de 84% e 85% para as unidades plantada e controle para 97% em ambas na segunda fase. Em relação ao padrão de 180 mg/L de DQO exigido pela legislação estadual na fase 1 85% dos dados estiveram abaixo dessa concentração enquanto na fase 2 100% dos dados atenderam o requisito.

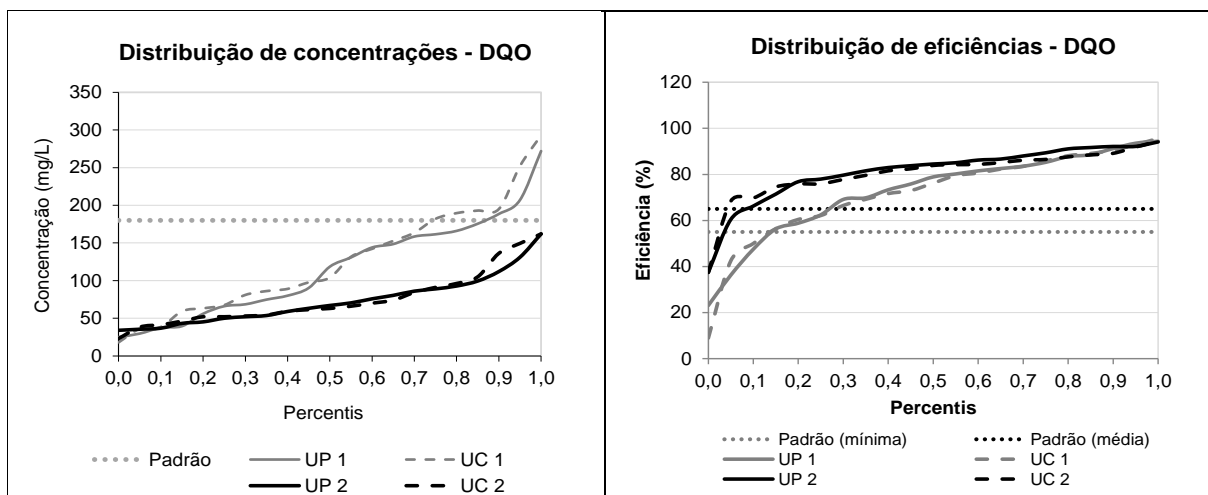


Figura 5.3: Gráficos de distribuição de frequência das concentrações efluentes (esquerda) e eficiências de remoção (direita) de DQO.

A análise de atendimento aos padrões de lançamento de matéria orgânica demonstra a aplicabilidade do sistema às condições brasileiras, já que as unidades estudadas tiveram um desempenho bastante satisfatório em relação aos padrões dispostos na legislação do estado de Minas Gerais, que é mais restritiva que a legislação do país.

5.1.1.2 Influência do regime operacional

A análise estatística comparativa revelou uma diminuição das concentrações efluentes de DBO e DQO de uma fase para a outra, como mostrado na Figura 5.4 e 5.5, e ainda um aumento significativo da eficiência de remoção de DQO para ambas as unidades, ($p= 0,02$ e $p= 0,03$ para a UP e UC, respectivamente) como ilustrado na Figura 5.5. Houve também um aumento na eficiência de remoção de DBO (Figura 5.4), porém não significativo ($p= 0,34$ e $p= 0,62$ para a UP e UC, respectivamente).

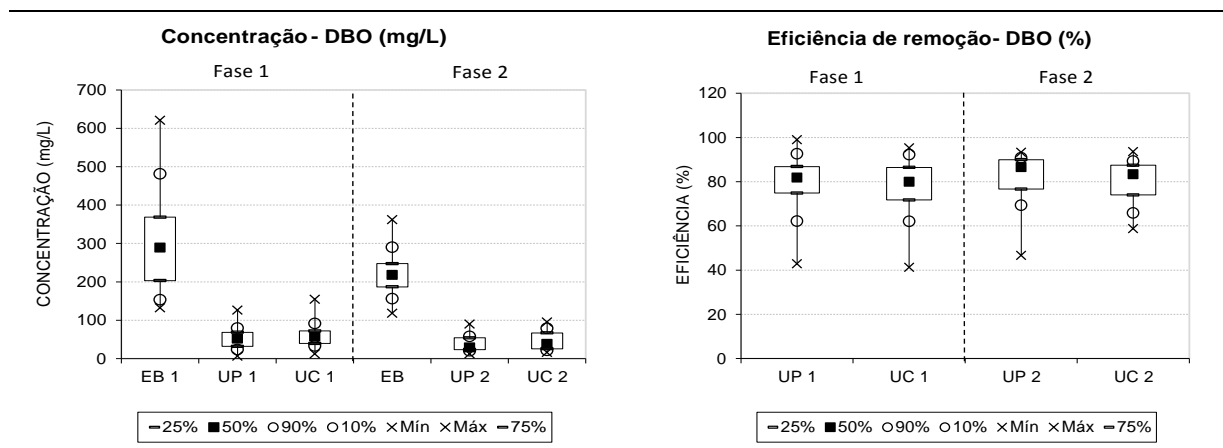


Figura 5.4: Gráficos *Box-Whisker* das concentrações afluentes e efluentes (esquerda) e das eficiências de remoção (direita) de DBO em cada unidade em cada fase.

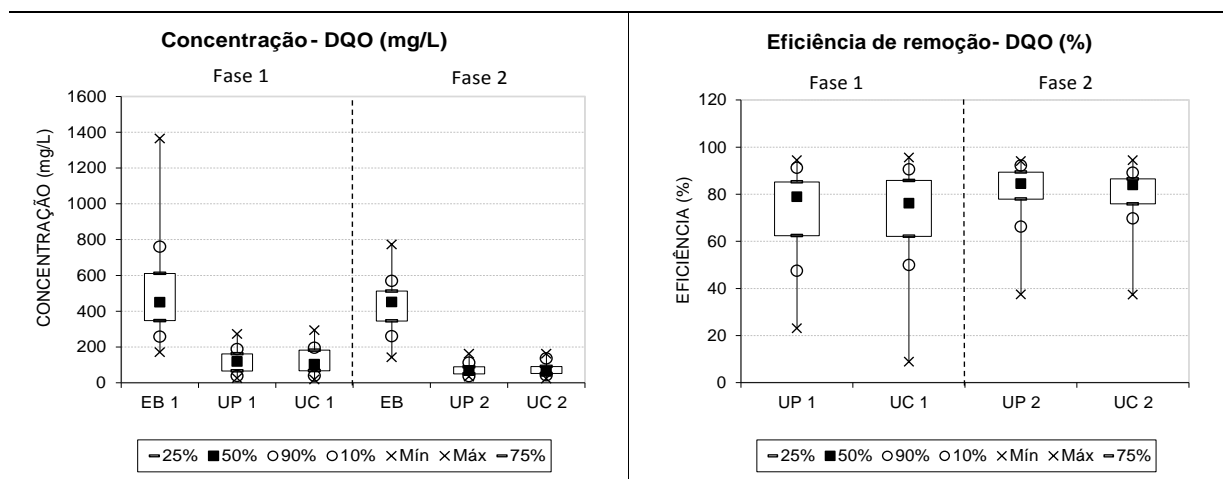


Figura 5.5: Gráficos *Box-Whisker* das concentrações afluentes e efluentes (esquerda) e das eficiências de remoção (direita) de DQO em cada unidade em cada fase.

O resultado está dentro do esperado, já que trabalhos anteriores, como os de Molle *et al.* (2006) revelam que a aplicação de maiores volumes com intervalos maiores entre bateladas, apesar de incrementar a difusão de oxigênio, afeta negativamente a remoção de DQO. Reconhece-se, portanto que a aplicação de um volume menor em cada batelada promoveu

uma melhoria na degradação pelo aumento do TDH, que garantiu um maior tempo de contato entre a biomassa e o líquido (STEVIK *et al*, 1999). A diferença entre os TDH dos regimes operacionais havia sido detectada por Cota (2011) no sistema estudado durante seu período de partida.

5.1.1.3 Influência da presença de plantas

Para a verificação da influência das plantas na remoção de matéria orgânica os resultados de cada fase foram analisados separadamente, como mostrado na Tabela 5.4. Não foi encontrada diferença significativa entre a unidade plantada e a controle, sem plantas, para as concentrações efluentes e as eficiências de remoção de DBO e DQO.

Tabela 5.4-Análise comparativa da influência de plantas na remoção de DBO e DQO.

Concentração (mg/L)	UP 1	UC 1	p-valor	UP 2	UC2	p-valor*
DBO	52	61	0,280	37	46	0,410
DQO	117	129	0,407	73	75	0,888
Eficiência (%)	UP 1	UC 1	p-valor	UP 2	UC2	p-valor*
DBO	79	78	0,488	82	80	1,000
DQO	72	72	0,785	81	81	0,755

Assim, os resultados indicam que no caso a presença de plantas não influenciou a remoção de matéria orgânica. Avaliando o efeito da presença de plantas em SACH, Chazarenc *et al*. (2009) também não observaram diferença significativa para remoção de matéria orgânica em sistemas plantados com *P. australis*, *T. angustifolia* e não plantados. Em SACV construído no Brasil tratando esgotos suínos, Sarmento *et al*. (2012) também não verificaram diferença entre a remoção de DBO e DQO em sistemas plantados com *Cyperus* sp. e não plantados. Apesar de estarem em condição climática semelhante à do presente estudo, Sarmento *et al*. (2012) obtiveram eficiências de remoção de 67% para a DQO e 73% para a DBO, portanto inferiores às do presente estudo, o que pode ser justificado pelas maiores concentrações afluentes de DQO e menores concentrações de DBO dos dejetos suínos em comparação com esgotos sanitários. Em contrapartida as eficiências de remoção encontradas no sistema estudado neste trabalho foram inferiores à média de 98% encontradas por Weedon (2010). Este fato pode ser justificado pelo sistema construído na Inglaterra ter uma taxa de aplicação de DBO (32 gDBO/m²d), inferior à do presente estudo, que foram de 120 gDBO/m²d em cada leito na segunda fase.

5.1.1.4 Biodegradabilidade e DQO solúvel

A biodegradabilidade expressa pela relação DQO/DBO em cada fase foi relacionada na Tabela 5.5. Por ela é possível verificar que a redução da relação com o tratamento indica a diminuição da fração biodegradável no efluente, o que era esperado, já que se trata de um tratamento biológico. Pode-se inferir ainda que o tratamento biológico é aplicável no caso, já que a relação no EB é inferior a 2,5 (VON SPERLING, 2005).

Tabela 5.5-Médias da relação DQO/DBO para o afluente e efluente.

	<i>EB</i>	<i>UP</i>	<i>UC</i>
Fase 1	1,72	2,49	2,29
Fase 2	1,91	2,27	2,02

Durante a segunda fase operacional foram avaliadas as concentrações efluentes de DQO solúvel nas unidades. A partir de tal análise encontrou-se uma média de concentração de 45 mg/L para a unidade plantada e 38 mg/L na unidade controle, não havendo diferença significativa entre as unidades. Comparando a média de remoção de DQO de 73% e 75% para as unidades plantada e controle, respectivamente, é possível inferir que mais de 50% da DQO efluente era solúvel.

5.1.2 Remoção de sólidos e colmatação

Sabe-se que a remoção de sólidos em SACV-AP ocorre principalmente pela deposição e filtração do material afluente, sobretudo nos primeiros centímetros do leito, sendo estes sistemas eficientes na remoção do material suspenso, em média 87% para sistemas com areia como meio suporte (Kadlec e Wallace, 2008). Através da Tabela 5.6, que resume a estatística descritiva para o monitoramento dos sólidos suspensos totais e voláteis é possível perceber que mais uma vez o sistema alcançou resultados satisfatórios, principalmente a unidade plantada, cujos resultados se aproximaram muito do esperado para sistemas do tipo. No caso dos sólidos em geral observou-se uma grande diferença entre as médias aritméticas e medianas de concentrações efluentes e eficiências de remoção. Como discutido anteriormente as medianas indicam um ótimo desempenho do sistema.

Tabela 5.6- Estatística descritiva dos resultados do monitoramento de SST.

Parâmetro		EB 1	EB 2	UP 1	UP 2	UC 1	UC 2
SST	n° de dados	86	66	42	31	44	35
	Mínima	72	51	3	7	4	8
	Média	338	227	40	33	66	43
	Concentração (mg/L)						
	Mediana	264	233	34	25	48	30
	Máxima	1013	382	119	163	191	233
	Coef. variação	0,68	0,30	0,68	0,87	0,67	1,0
	Mínima			35	32	31	7
	Média			83	85	77	77
	Eficiência (%)						
Mediana			86	88	82	87	
Máxima			99	97	98	97	
Coef. variação			0,16	0,15	0,23	0,28	
SSV	n° de dados	85	66	39	31	46	35
	Mínima	60	45	3	6	3	7
	Média	257	181	36	26	40	30
	Concentração (mg/L)						
	Mediana	206	187	32	20	33	20
	Máxima	940	342	119	135	106	173
	Coef. variação	0,69	0,31	0,74	0,88	0,62	0,96
	Mínima			35	35	40	15
	Média			81	85	81	80
	Eficiência (%)						
Mediana			83	89	84	88	
Máxima			99	97	99	96	
Coef. variação			0,19	0,14	0,18	0,24	

Observou-se um aumento na variação dos resultados efluentes em termos do coeficiente de variação durante a segunda fase, o que pode estar relacionado a eventos de desprendimento de material aderido pela maior TAH aplicada em cada leito. Os picos de concentração efluente de sólidos podem ser visualizados na Figura 5.6, que mostra a série histórica do monitoramento.

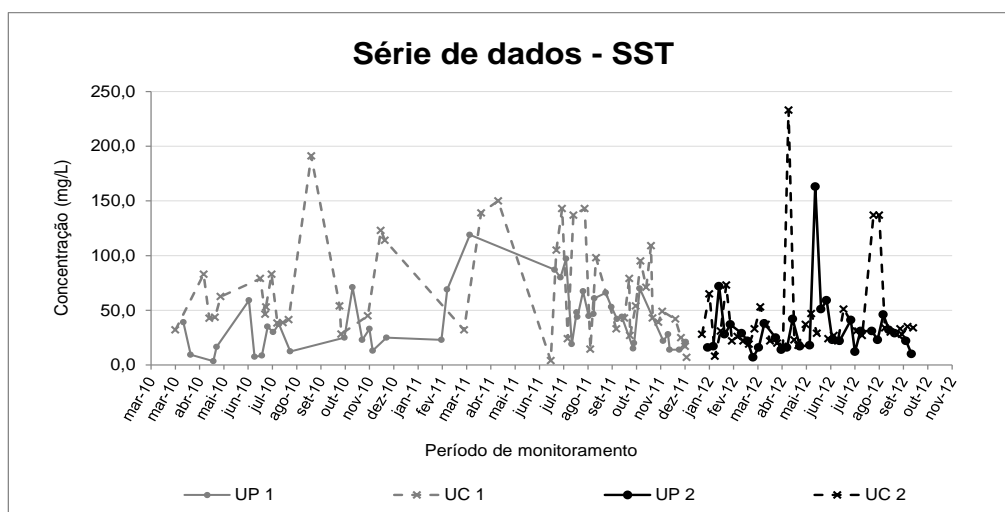


Figura 5.6: Série histórica das concentrações efluentes de SST.

5.1.2.1 Atendimento aos padrões de lançamento de SST

As unidades estudadas apresentaram um bom atendimento aos padrões legais de lançamento de efluentes dispostos na COPAM/CERH 01/2008, e federais, resolução CONAMA 430/2011, estando a maior parte dos resultados em níveis inferiores aos 100mg/L exigidos, como mostrado na distribuição de frequências da Figura 5.7. Na Figura 5.7 são também mostrados os percentuais de atendimento, sendo que estes foram maiores na unidade plantada (98 e 97%), entretanto houve um aumento considerável durante a segunda fase na unidade não plantada (77 e 91%).

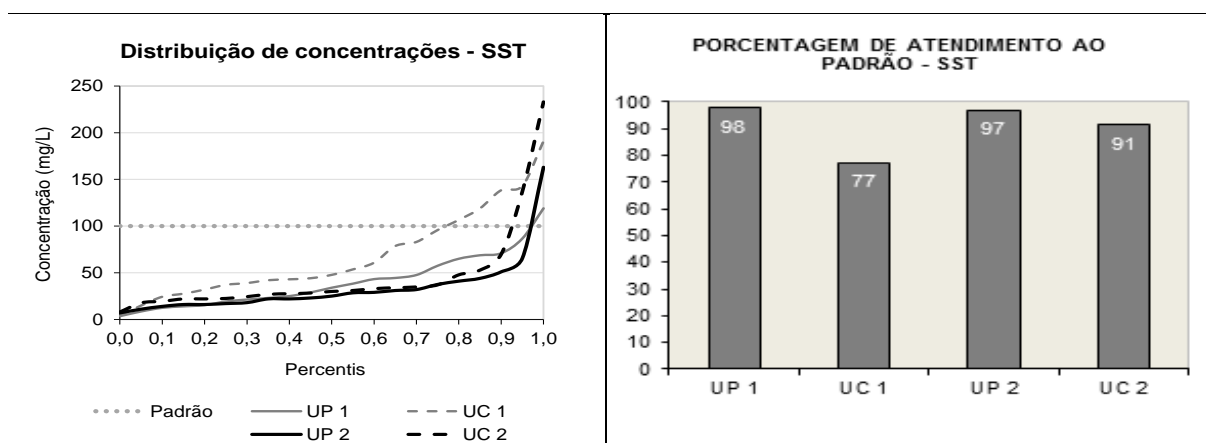


Figura 5.7: Gráficos de distribuição de frequência das concentrações efluentes de SST (esquerda) e percentual de atendimento ao padrão de lançamento (direita).

5.1.2.2 Influência do regime operacional

A aplicação de bateladas de menor volume com maior frequência nas unidades estudadas promoveu uma diminuição na concentração efluente de sólidos em ambas as unidades, no

entanto tal diminuição foi estatisticamente significativa apenas na unidade não plantada na qual as concentrações passaram de 66 mg/L para 43 mg/L. Para a unidade plantada a diferença entre as concentrações foi menor, passando de 40 mg/L para 33 mg/L. Essa diferença de comportamento possivelmente se deve ao fato de que a unidade plantada poderia estar operando próxima ao seu potencial máximo de retenção ou a um equilíbrio e por isso a mudança não alterou tanto seu comportamento. Curiosamente não foi verificada influência sobre as eficiências de remoção, que permaneceram semelhantes apesar da mudança no regime operacional.

Torrens *et al.* (2009) testaram diferentes TAH associadas a diferentes regimes de alimentação (5,0 cm/15 bateladas diárias e 2,5 cm/30 bateladas diárias) em filtros de areia de alimentação intermitente utilizados como pós tratamento de lagoas. Semelhantemente à unidade controle do presente estudo, seus resultados revelaram um aumento na remoção de sólidos com a aplicação de menores volumes com uma maior frequência. Estes autores explicaram tal fenômeno com base nas velocidades de escoamento. A aplicação de um volume maior resultaria em uma maior velocidade de escoamento da água, que em grande proporção escoaria por influência da gravidade. Com a aplicação de menores volumes a velocidade de escoamento diminuiria e seria maior a influência da capilaridade e o escoamento aconteceria também nos poros menores, onde a probabilidade de retenção de sólidos seria incrementada. Olson (2011) comparou SACV-AP constituídos de areia e cascalho com regime de aplicações a cada hora e a cada duas horas. Ao contrário dos resultados do presente trabalho, a autora não encontrou diferenças significativas para a influência do regime operacional sobre a remoção de poluentes. No entanto, em sua discussão Olson (2011) defende que seus resultados podem ter sido menos significativos pela curta duração do funcionamento dos filtros (5 meses) e ressalta que em seus resultados há indícios de que a aplicação de menores volumes com maior frequência resultaria em uma melhor remoção de poluentes.

Kantawanichkul *et al.* (2009) testaram diferentes TAH comparando sistemas plantados com sombrinha chinesa (*Cyperus alternifolius*) e taboa (*T. angustifolia*) e sistemas não plantados preenchidos com areia grossa, encontrando resultados diferentes dos do monitoramento objeto desta dissertação. Foi verificado que em sistemas plantados com taboa a remoção de sólidos foi maior com maiores taxas de aplicação, enquanto o contrário aconteceu com os sistemas plantados com *Cyperus*, e não foi verificada influência da TAH nos SACV não plantados.

5.1.2.3 Influência da presença de plantas

A influência da presença de plantas na remoção de sólidos, ilustrada pela Figura 5.8, foi notada em ambas as fases, mas foi estatisticamente significativa apenas na primeira.

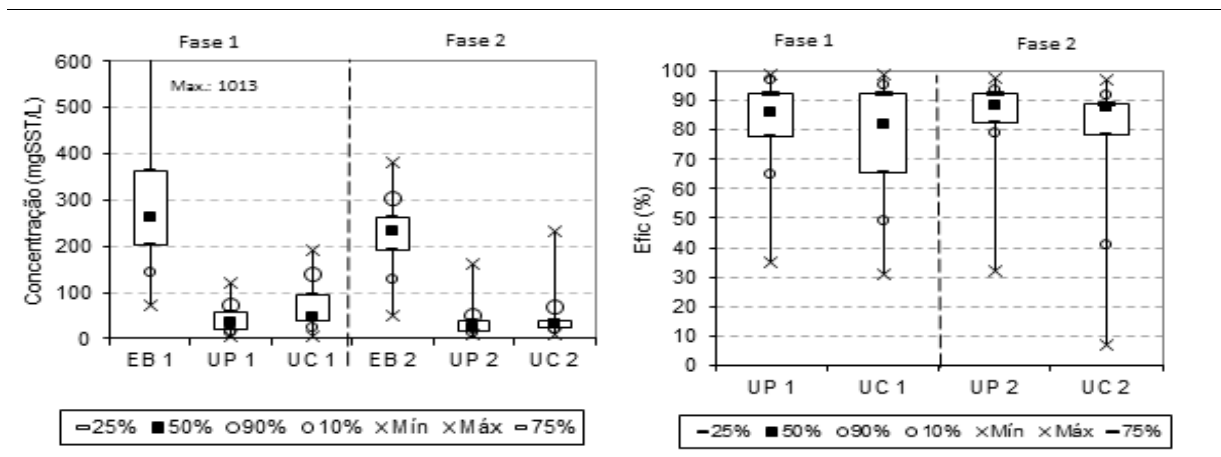


Figura 5.8: Gráficos *Box-Whisker* das concentrações afluentes e efluentes (esquerda) e das eficiências de remoção (direita) de SST em cada unidade em cada fase.

Na literatura não há consenso sobre a influência da presença de plantas na remoção de sólidos em SACV. Segundo Stottmeister *et al.* (2003) e Molle *et al.* (2006), a influência das plantas sobre a resistência ao escoamento e retenção de sólidos varia de acordo com a granulometria do meio suporte, podendo estas tanto promover a colmatagem pelo crescimento de suas raízes que obstruem os poros do leito ou causar a criação de novos caminhos secundários pela presença de raízes mortas. Zurita *et al.* (2009) encontraram diferenças significativas na remoção de sólidos entre sistemas plantados com uma espécie e outros plantados com três. Estes autores defendem que a matriz de raízes formada no leito provavelmente contribuiu para a deposição de sólidos no leito. Em contrapartida, Tanner *et al.* (2001) reportaram uma similaridade na remoção de sólidos em sistemas plantados e não plantados, com a justificativa de que este seria um processo físico. Chazarenc *et al.* (2009) também não detectaram influência da presença de plantas na remoção de sólidos em seu estudo.

5.1.2.4 Redução da fração orgânica

A fração orgânica dos sólidos suspensos é dada pela relação SSV/SST. Tipicamente, com a remoção da matéria orgânica em tratamentos biológicos essa relação tende a diminuir após a passagem do líquido pelo tratamento, o que também foi notado no sistema estudado, como pode ser visto na Figura 5.9. Em geral a relação passou de 0,81 a 0,76. Entretanto, em

algumas ocasiões foram observados valores maiores nos efluentes em comparação com o esgoto bruto, sendo isso mais recorrente na unidade plantada na segunda fase. Isso já foi reportado por Cota (2011) e Moraes (2012), mas é possível que o aumento de TAH, durante a segunda fase, tenha promovido um maior desprendimento de sólidos, e conseqüentemente de biomassa aderida, em comparação com monitoramentos anteriores. É possível ainda que a liberação de sólidos orgânicos tenha sido maior na unidade plantada pela degradação de resíduos das plantas.

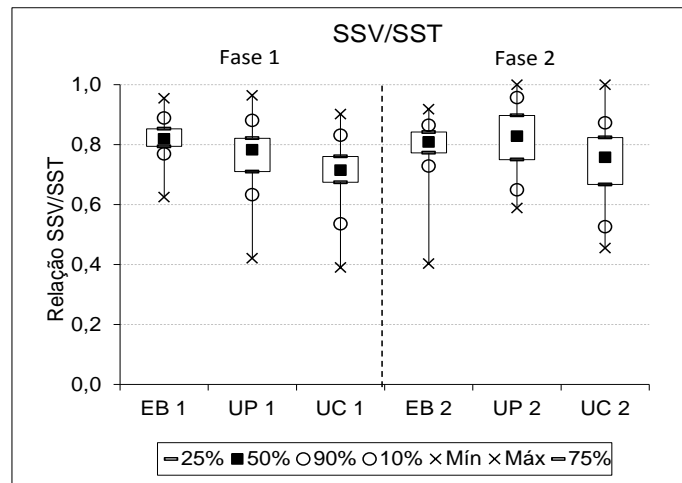


Figura 5.9: Gráficos *Box-Whisker* da relação SSV/SSV afluente e efluente em cada unidade em cada fase.

5.1.2.5 Acumulação de sólidos no meio suporte

Aparentemente a ocorrência de colmatação no meio suporte não influenciou negativamente o sistema. Na unidade não plantada, durante a segunda fase foi notada a ocorrência de alguns empoçamentos superficiais logo após a batelada. Ao comparar a acumulação de sólidos em SACV plantados e não plantados, Chazarenc *et al.* (2009) também reportaram a ocorrência deste processo nas unidades não plantadas o que, no caso, contribuiu para uma redução na condutividade hidráulica.

A análise de concentração de sólidos totais no meio suporte, sintetizada na Figura 5.10, revelou uma maior concentração na unidade plantada, principalmente na primeira camada de meio suporte, correspondente aos 20 cm superficiais. Na unidade plantada a concentração média de sólidos na camada superficial (10 cm de profundidade) foi de 59 kg de ST/m³ de leito, enquanto a 30 cm de profundidade ela foi de 25 kg de ST/m³ de leito. A maior acumulação na superfície foi notada também na unidade controle, sendo de 32 kg de ST/m³ de

leito para a coleta a 10 cm e 22 kg de ST/m³ de leito para o material a 30 cm de profundidade. Os resultados encontrados estão de acordo com outros estudos na literatura, como Langergraber *et al.* (2003) e Schwager e Boller (1997), que também reportaram uma maior acumulação de biomassa nos primeiros 10 cm da camada filtrante. A maior quantidade de sólidos acumulados na unidade plantada corrobora os resultados do monitoramento dos parâmetros físico-químicos, uma vez que esta unidade apresentou menores concentrações efluentes de sólidos, que de fato ficaram retidos no meio.

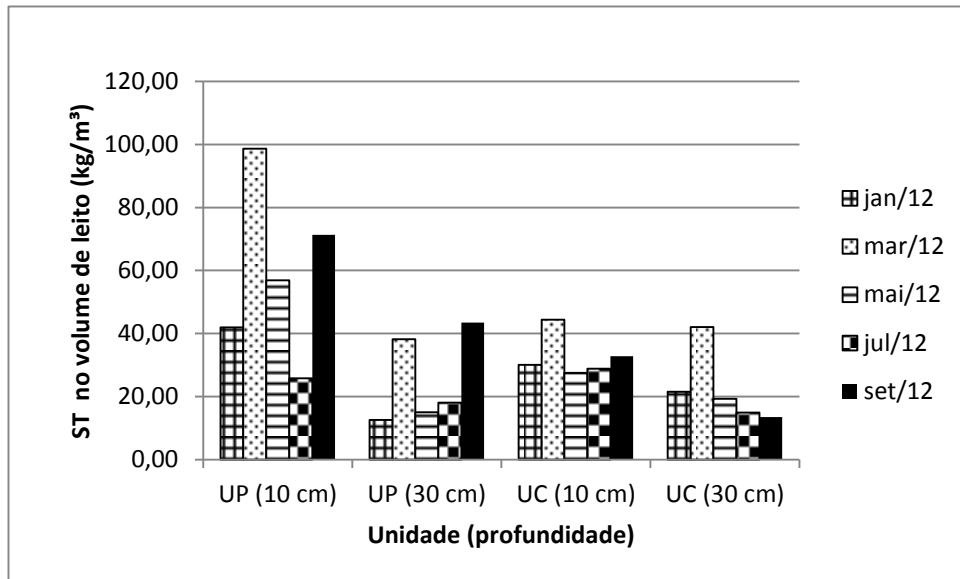


Figura 5.10: Concentração de sólidos totais acumulados no meio suporte

Durante o período de realização da quantificação dos sólidos aderidos não foi possível verificar uma tendência de aumento nas concentrações de sólidos aderidos ao longo do tempo, o que também pode ser visualizado na Figura 5.10.

Com base nos resultados foi avaliada a massa de sólidos totais acumulada nos primeiros 40 cm do meio suporte, camada onde efetivamente acredita-se que o tratamento esteja ocorrendo e que no caso era composta de Brita 0. Para isso a concentração obtida a partir da amostra de 10 cm corresponderia à primeira metade da camada, enquanto a de 30 cm corresponderia ao volume de brita entre 20 e 40 cm. Assim estima-se que, após dois anos de operação, 364 kg de sólidos estejam acumulados nos primeiros 20 cm de leito na unidade plantada, enquanto na unidade controle haveria 202 kg de sólidos acumulados nesta camada. Na camada inferior haveria 157 kg na unidade plantada e 137 kg na unidade controle. Assim foi possível estimar que na unidade plantada 70% dos sólidos estavam acumulados nos primeiros 20 cm e na

unidade sem plantas essa porcentagem era 60%. A comparação com dados obtidos por Hua *et al.* (2010), que mostraram uma acumulação de 80 a 90% dos sólidos nos primeiros centímetros de um leito em escala de bancada preenchido com cascalho de diferentes granulometrias sugere que o sistema estudado ainda não se encontra plenamente amadurecido, não havendo indícios de influência de uma camada superficial colmatada.

Foi realizada também a verificação da porcentagem de sólidos orgânicos presente no material analisado durante o período de alimentação e de descanso. As médias obtidas para essa análise foram dispostas na Tabela 5.7.

Tabela 5.7-Relação STV/ST nos sólidos acumulados.

		Período de funcionamento	Período de descanso
Unidade plantada	10 cm 30 cm	35,5% 19,3%	33,5% 21,8%
Unidade controle	10 cm 30 cm	29,1% 17,8%	30,0% 18,4%

Pela análise do percentual de sólidos voláteis é possível notar que esta relação foi maior também na primeira camada do meio suporte e maior na unidade plantada. A maior concentração de sólidos voláteis na unidade plantada pode explicar a liberação de efluentes com maior relação SSV/SST, como comentado no item anterior. Notou-se que as porcentagens encontradas, principalmente na camada superior são maiores que a reportada por Chazerenc *et al.* (2009), que encontrou uma porcentagem de 23% de sólidos orgânicos do total de sólidos acumulados resultado semelhante ao de Caselles-Osorio *et al.* (2007) na entrada de sistemas de fluxo horizontal. Ainda assim os resultados encontraram-se dentro do esperado já que usualmente a maior parte dos sólidos acumulados nestes sistemas é inorgânica, usualmente mais de 60% (Knowles *et al.* 2011).

Observa-se que, em média a relação SSV/SST foram baixas sugerindo uma boa degradação do material retido no meio filtrante. Comparando o material coletado durante o funcionamento das unidades com o material coletado durante o período de descanso seria esperado que houvesse uma redução da porcentagem de sólidos voláteis retidos devido à ocorrência de degradação durante o descanso. Entretanto isso não foi notado no presente

estudo. É possível que não tenha sido notada diferença entre as etapas de alimentação e descanso pelo fato de que os sólidos acumulados podem ser compostos de sólidos em diferentes etapas de degradação provenientes de diferentes ciclos de alimentação.

5.1.3 Remoção de nutrientes

A análise do desempenho das unidades na remoção da concentração total de nutrientes foi prejudicada pela baixa disponibilidade de dados válidos. Para o NT, a quantidade de dados foi pequena, pois para o seu cálculo é necessária a obtenção de resultados válidos de toda a série nitrogenada em uma mesma coleta, o que não ocorreu em todas as análises. Para o PT, principalmente durante a primeira fase, a quantidade de dados foi prejudicada por problemas analíticos que levaram ao descarte dos dados obtidos entre julho e outubro de 2011.

As concentrações afluentes de NT e PT (34 e 4 mg/L, respectivamente) foram baixas considerando as faixas típicas para esgotos domésticos, 35 a 60 mgNT/L e 4 a 15 mgPT/L (VON SPERLING, 2005). A análise descritiva dos dados é apresentada na Tabela 5.8.

Tabela 5.8-Estatística descritiva dos resultados do monitoramento da concentração e da eficiência de remoção de N total e P total.

Parâmetro		EB 1	EB 2	UP 1	UP 2	UC 1	UC 2
NT*	n° de dados	28	55	13	25	15	28
	Mínima	16	22	17	10	19	11
	Média	32	32	25	25	26	23
	Concentração (mg/L)						
	Mediana	33	32	25	24	23	24
	Máxima	51	44	40	53	38	40
	Coef. variação	0,23	0,15	0,27	0,34	0,21	0,25
	Mínima			-35	-67	-99	-66
	Média			20	23	13	24
Eficiência (%)	Mediana			25	28	23	28
	Máxima			51	67	45	61
	Coef. variação			1,17	2,93	1,00	0,96
PT	n° de dados	11	42	6	18	5	23
	Mínima	1,1	0,6	0,5	1,3	0,8	0,2
	Média	4,5	3,8	2,5	2,2	2,2	2,2
	Concentração (mg/L)						
	Mediana	5,3	3,6	2,9	2,2	2,8	2,2
	Máxima	6,5	9,2	4,4	3,9	3,4	3,8
	Coef. variação	0,4	0,5	0,67	0,34	0,51	0,44
	Mínima			6	-197	28	-149
	Média			45	21	50	34
Eficiência (%)	Mediana			37	37	48	36
	Máxima			86	62	80	91
	Coef. variação			0,69	2,82	0,38	1,47

*A concentração de nitrogênio total foi dada pela soma do NTK, N-NO_3^- e N-NO_2^- nos dias do monitoramento em que se obtiveram os dados de todos estes parâmetros.

Uma visão geral do monitoramento permite a verificação de uma baixa remoção de nutrientes em termos das concentrações totais de nitrogênio e fósforo, como mostrado na Tabela 5.8. Em média, a remoção de NT pelas unidades variou de 13 a 24%. Para a remoção de PT as médias ficaram entre 20 e 50%.

Usualmente a remoção de fósforo em SACV é baixa, sendo o principal mecanismo a acumulação devido à adsorção/precipitação no meio suporte, o que por consequência dependerá da composição do meio suporte. De acordo com Vymazal (2010) o uso de materiais como o do presente estudo (brita) resulta em uma baixa capacidade de sorção/precipitação. As remoções encontradas neste experimento ficaram próximas ao esperado para os sistemas franceses, em média 40% (Molle *et al.*, 2005). Estudando a remoção de ortofosfatos, forma dissolvida do fósforo, em SACV-AP constituídos de areia e

areia com dolomita, Prochaska *et al.* (2007) encontraram eficiências entre 34% e 64%, havendo um aumento das concentrações efluentes após determinado tempo de estudo, possivelmente pela saturação dos sítios de adsorção. É importante lembrar que a granulometria e características químicas do meio influenciam a ocorrência de processos de adsorção.

Apesar de promover a conversão entre formas de nitrogênio, a remoção de NT em SACV também é normalmente baixa devido à predominância de condições aeróbias que prejudicam a ocorrência de desnitrificação (Molle *et al.*, 2005). Vymazal (2010) analisou os dados de 118 SACV e obteve uma eficiência média de remoção de NT de 43%, mesma média encontrada por ele para SACH nas quais a remoção é prejudicada pela não ocorrência de nitrificação devido à baixa disponibilidade de oxigênio. Por este motivo, usualmente o atendimento à legislação relativa ao nitrogênio com a utilização de SACV-AP de estágio único pode apenas ser alcançado em locais nos quais os padrões de lançamento estabelecidos se baseiam apenas na concentração de amônia.

O sistema pode ser considerado aplicável já que, apesar de baixas, suas eficiências de remoção são maiores que as dos tanques sépticos, usualmente empregados no tratamento descentralizado e são superiores às dos reatores anaeróbios, sistemas bastante empregados em nosso país. É interessante ainda ressaltar que grande parte dos sistemas de tratamento biológico empregados não possuem altas eficiências de remoção de nutrientes (VON SPERLING, 2005).

Chama a atenção a presença de dados com eficiência negativa, tanto para o NT, quanto para PT. Estes dados podem estar relacionados a eventos de desprendimento de nutrientes aderidos ao meio suporte, ilustrados na Figura 5.11. Tanto o fósforo quanto o nitrogênio pode ser adsorvido às partículas do meio filtrante, entretanto, tal adsorção ocorre apenas até uma saturação, e podem ocorrer liberações eventuais dos nutrientes armazenados de acordo com as condições estabelecidas no sistema (Prochaska *et al.* 2007; Morvannou *et al.* 2011). Em sistemas operando apenas por 270 dias constituídos de cascalho alimentados com efluente sintético, Cheng *et al.* (2011) encontrou resultados de eficiência de remoção maiores, entre 43 e 52% para o NT e entre 59 e 83% para o fósforo quando o efluente aplicado tinha uma alta

concentração de nitrogênio e fósforo. Os picos nas concentrações efluentes foram notados também para os dados de SST, como anteriormente mostrado no item 5.1.2.

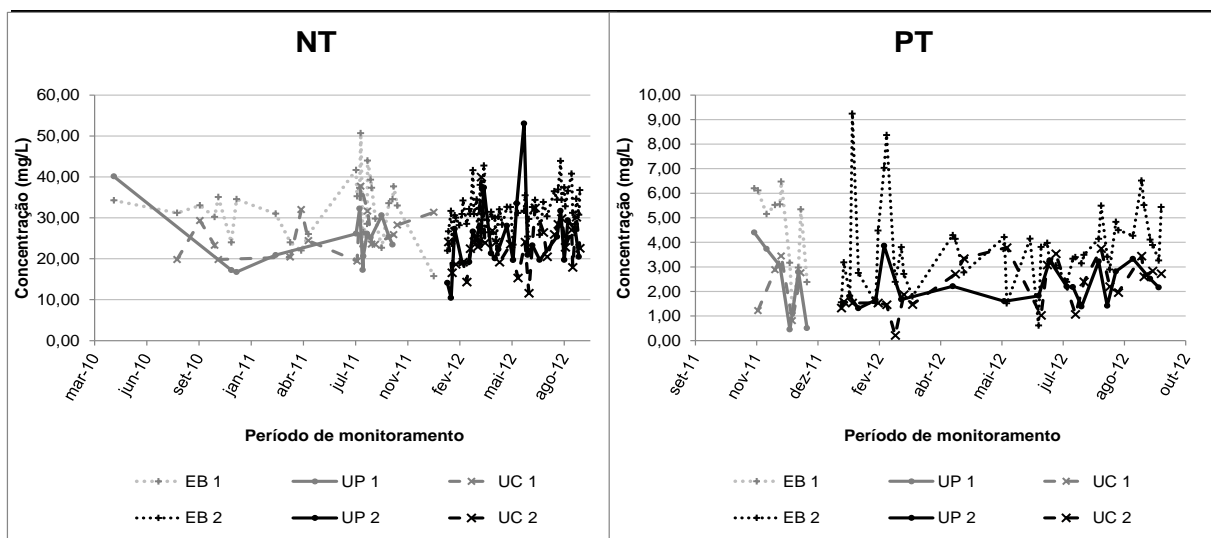


Figura 5.11: Série Histórica do monitoramento das concentrações de NT e PT.

5.1.3.1 Conversão do nitrogênio: potencial redox e oxigênio dissolvido

Como já citado, apesar de não remover totalmente o nitrogênio, os SACV possibilitam a conversão de amônia a nitrito e nitrato por ocorrência da nitrificação em virtude das condições aeróbias estabelecidas no meio suporte. Outros processos, como amonificação, desnitrificação e oxidação anaeróbia da amônia, dentre outros, podem também influenciar a transformação no nitrogênio em tais sistemas, embora em menor escala. O equilíbrio entre estes processos se relaciona às condições estabelecidas no meio, dentre elas o potencial redox e as concentrações de oxigênio. Os resultados do potencial redox e das concentrações de oxigênio dissolvidos afluentes e efluentes foram dispostos na Figura 5.12. As médias de POR afluentes foram -203 mV para a fase 1 e -151 mV para a fase 2. Para a unidade plantada foram 16 mV e 40 mV e para não plantada -18mV e 49mV para as fases 1 e 2, respectivamente.

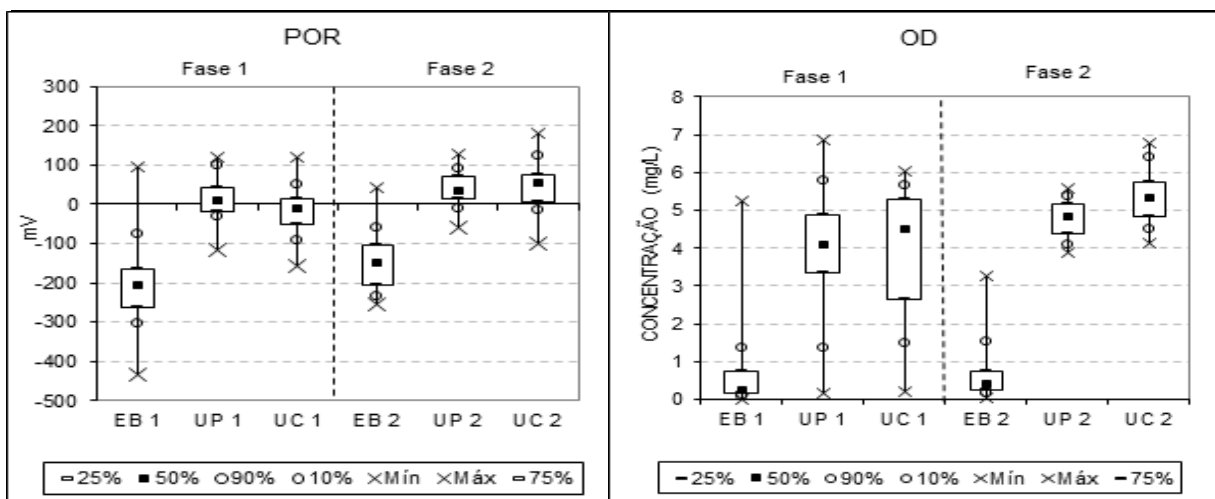


Figura 5.12: Gráficos *Box-Whisker* do potencial redox afluente e efluente e das concentrações afluentes e efluentes de oxigênio dissolvido.

Como esperado para sistemas do tipo a passagem do efluente pelo sistema acarreta um aumento nas concentrações de oxigênio dissolvido, o que faz com que o potencial redox se torne positivo. Não foi verificada influência da presença de plantas sobre o potencial redox. A mudança no regime de operação resultou em diferença significativa do POR apenas para a unidade não plantada.

No esgoto bruto as médias de OD foram de 1mg/L para ambas as fases. Normalmente a aplicação de maiores volumes em cada batelada acarreta uma melhor difusão de oxigênio no sistema (MOLLE *et al*, 2006; STEVIK *et al*, 1999), no entanto, ao contrário do esperado, durante a segunda fase as concentrações de OD efluentes foram maiores e passaram de 4mg/L na fase 1 para 5 mg/L na fase 2 sendo essa diferença estatisticamente significativa para ambas as unidades. Este fato permite a conclusão de que a mudança no regime operacional provavelmente não foi significativa para a diminuição da entrada de oxigênio que pode ter sido influenciada por outros fatores.

A partir dos resultados inferiu-se que as condições estabelecidas no meio provavelmente favorecem a ocorrência de processos aeróbios como a nitrificação. Entretanto deve-se ressaltar que isso não necessariamente implica a não ocorrência de outros processos. Saeed e Sun (2012) reforçam que a análise de ocorrência da remoção de nitrogênio com base nas concentrações efluentes de oxigênio dissolvido (OD) não é suficiente para a descrição da situação real dentro do leito, já que zonas aeróbias e anóxicas tendem a coexistir nestes sistemas. Nas zonas anóxicas formadas no interior do biofilme aderido podem ocorrer

processos anaeróbios como a desnitrificação. Ainda assim a análise destes parâmetros permite a inferência sobre qual processo predomina em tais sistemas.

5.1.3.2 Monitoramento da série nitrogenada

Na Tabela 5.9 apresentam-se os resultados da análise descritiva dos resultados de do NTK, N-NH_4^+ , N-N_{org} , N-NO_3^- e N-NO_2^- no sistema estudado. Comparando as concentrações afluentes com as faixas típicas para o esgoto doméstico pode-se dizer que elas estão de acordo com o esperado, de acordo com dados de von Sperling (2005) para todos os parâmetros da série.

Segundo Molle *et al.* (2005), que analisaram dados de diversos SACV-AP construídos na França, as eficiências de remoção de NTK para o primeiro estágio do sistema francês recebendo concentrações afluentes semelhantes às do presente estudo devem ser de aproximadamente 50%, resultado bem próximo aos encontrados neste trabalho. Considera-se que o NTK tenha sido convertido a outras formas, como nitrito e nitrato, durante o processo de tratamento e em parte removido, quer seja por processos clássicos, como volatilização de amônia, adsorção, assimilação pelas plantas ou biomassa, amonificação, nitrificação e desnitrificação, quanto por processos mais recentemente elucidados como nitrificação parcial, anammox e outros (SAEED e SUN, 2012).

Ouyang *et al.* (2011) aplicaram um modelo computacional denominado STELLA, para avaliar a dinâmica do nitrogênio em um SACV, tendo estimado que 54% do nitrogênio total afluente era liberado como efluente, 18% era perdido para a atmosfera, 6% eram retirados pelas plantas e 22% eram removidos por outros mecanismos, como sedimentação, adsorção e volatilização.

A remoção de nitrogênio amoniacal teve eficiências de 56% e 59% para a unidade plantada e de 49% e 52% para a unidade controle, sem plantio. Estes valores foram inferiores aos 73% encontrados por Vymazal (2010), que analisou dados de 118 sistemas em operação.

Tabela 5.9-Estatística descritiva dos resultados de NTK, N-NH₄⁺, N-N_{org}.

Parâmetro		EB 1	EB 2	UP 1	UP 2	UC 1	UC 2
NTK	n° de dados	56	56	28	27	28	29
	Mínima	18	22	7	6	11	8
	Média	32	32	14	14	18	17
	Concentração (mg/L)	33	32	14	14	18	17
	Máxima	54	44	21	23	29	23
	Coef. variação	0,23	0,15	0,26	0,29	0,26	0,24
	Mínima			37	23	17	18
	Média			55	56	46	47
	Eficiência (%)	33	32	55	58	47	48
	Máxima			74	82	68	74
Coef. variação			0,17	0,25	0,25	0,27	
N-NH₄⁺	n° de dados	64	54	33	27	31	27
	Mínima	16	12	5	4	8	2
	Média	28	26	12	11	15	12
	Concentração (mg/L)	28	26	11	12	14	14
	Máxima	45	40	32	20	22	19
	Coef. variação	0,22	0,24	0,39	0,38	0,24	0,45
	Mínima			26	25	27	8
	Média			56	59	49	52
	Eficiência (%)	28	26	59	63	50	50
	Máxima			74	83	74	90
Coef. variação			0,23	0,27	0,23	0,41	
N-N_{org}	n° de dados	38	55	19	27	19	28
	Mínima	0,0	0,6	0,0	0,6	0,6	0,0
	Média	4,7	6,5	2,7	3,3	4,0	4,6
	Concentração (mg/L)	5,0	5,8	2,8	2,6	2,6	3,2
	Máxima	13	29	6,1	11	15	11
	Coef. variação	0,63	0,74	0,74	0,77	0,95	0,72
	Mínima			<0	<0	<0	<0
	Média			<0	34	<0	<0
	Eficiência (%)	13	29	28	43	53	40
	Máxima			100	90	76	100
Coef. variação			-4	-5	1,3	-16	

Tabela 5.9 – Cont.

Parâmetro		EB 1	EB 2	UP 1	UP 2	UC 1	UC 2
N-NO ₃ ⁻	<i>n</i> ° de dados	69	61	36	31	33	33
	Mínima	0,0	0,0	4,3	0,1	2,4	0,1
	Média	0,1	0,1	16	11	14	8
	Mediana	0,1	0,0	15,7	8,6	9,4	6,5
	Máxima	0,8	1,2	30	60	43	21
	Coef. variação	1,06	2,70	0,46	1,01	0,82	0,68
N-NO ₂	<i>n</i> ° de dados	60	65	30	31	30	34
	Mínima	0,00	0,00	0,02	0,06	0,01	0,00
	Média	0,00	0,01	0,25	0,22	0,17	0,12
	Mediana	0,00	0,01	0,21	0,17	0,10	0,09
	Máxima	0,04	0,20	0,79	0,59	0,80	0,31
	Coef. variação	1,43	2,15	0,86	0,63	1,22	0,69

5.1.3.3 Influência do regime operacional

A análise estatística dos dados não revelou indícios de influência da mudança do regime operacional para as concentrações efluentes e eficiências de remoção de NTK e N-NH₄⁺. Segundo Molle *et al.* (2006), a ocorrência de nitrificação é menos influenciada pelo regime de alimentação que a remoção de matéria orgânica. Segundo estes autores, isso ocorre devido à estabilidade da capacidade do material orgânico em reter nitrogênio, sendo assim a amônia é rapidamente absorvida e é nitrificada em grande quantidade no intervalo de tempo entre as bateladas. Por outro lado, Headley *et al.* (2004), estudando a aplicação de SACV para a remoção de amônia de lixiviados de aterro, encontraram melhores eficiências de remoção com a aplicação de maiores volumes com menor frequência, possivelmente por influência da melhor oxigenação do leito.

Torrens *et al.* (2009) realizaram estudo em um sistema em escala plena localizado na França com meio suporte de areia tratando efluentes de lagoas de estabilização, tendo encontrado eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal entre 71% e 92%, bem superiores às encontradas no presente experimento, possivelmente pelas diferenças no meio suporte e das taxas de aplicação. Ao aplicar bateladas com maior frequência estes autores constataram que inicialmente isso resultava em uma melhor nitrificação, no entanto, no decorrer do funcionamento a eficiência decresceu, tornando-se semelhante ou inferior à de sistemas nos quais foi aplicada uma menor frequência com volumes maiores. Entretanto, é importante considerar que o material utilizado por Torrens *et al.* (2009) foi areia, com menor granulometria quando comparada à brita do presente experimento. No caso francês é provável

que a formação de uma camada colmatada tenha prejudicado a oxigenação do leito, efeito que foi mais relevante com o regime com maiores frequências. É possível que em nosso experimento o uso de brita como meio suporte tenha garantido a oxigenação, apesar da ocorrência de alguma colmatagem. Mesmo que a difusão de O_2 tenha diminuído, o aumento da frequência possivelmente causou um aumento no TDH, o que pode ter também favorecido a absorção da amônia. Isso explica porque não houve diferença significativa na remoção de nitrogênio amoniacal.

O consumo de alcalinidade é um forte indício de ocorrência da nitrificação. Para cada 1,0 mg/L de nitrogênio que sofre nitrificação são consumidos 7,14 mgCaCO₃/l e são gerados 1,98 mol de H⁺ para cada mol de nitrogênio amoniacal convertido (KADLEC E WALLACE, 2008). Os resultados do monitoramento da alcalinidade são mostrados na Figura 5.13. A análise estatística revelou que não houve diferença significativa na comparação entre fases. Para a unidade plantada a alcalinidade média efluente foi 104 mgCaCO₃/ml em ambas as fases e para a unidade controle foi de 105 mgCaCO₃/ml. O fato de não ter havido diferença na alcalinidade entre as fases é mais um forte indício de que a nitrificação não foi influenciada pela mudança no regime operacional. Entretanto isso deve ser analisado com cuidado já que também para a alcalinidade houve diferença significativa entre as concentrações afluentes. As baixas concentrações de nitrito encontradas em ambas as fases indicam que este está sendo rapidamente transformado em nitrato após a oxidação da amônia.

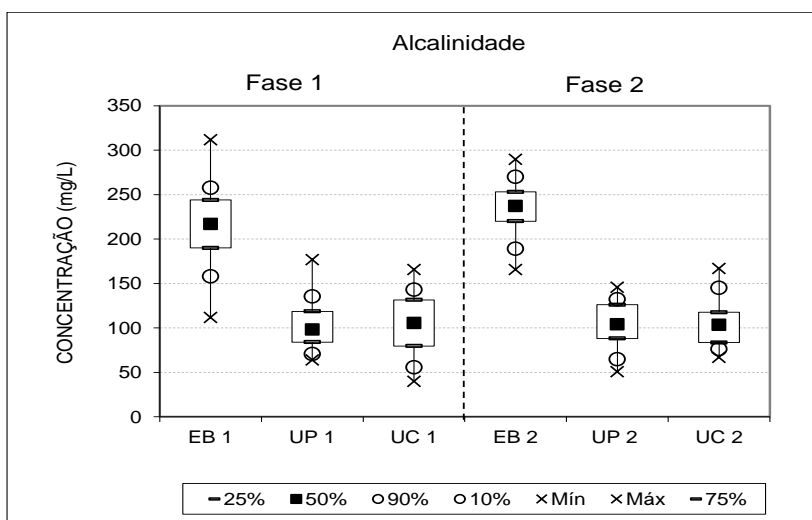


Figura 5.13: Gráficos *Box-Whisker* da alcalinidade afluente e efluente em cada fase.

Ainda que a nitrificação provavelmente não tenha sido influenciada pela mudança operacional, foram notadas concentrações efluentes de nitrato significativamente menores

durante a segunda fase. Como já discutido, é possível que a aplicação de doses menores com maior frequência tenha prejudicado a oxigenação, mas a nitrificação é estável a este fato. Neste caso é possível supor que as concentrações de nitrato tenham diminuído pela maior ocorrência de desnitrificação na segunda fase. Curiosamente isso não foi notado para as concentrações de NT, que permaneceram estatisticamente semelhantes em ambas as fases. No entanto é necessário ressaltar a baixa disponibilidade de dados de NT por motivos citados no item 5.1.3. A análise das médias da série nitrogenada ilustrada na Figura 5.14 revela que é possível que a remoção de NT tenha sim sido incrementada durante a segunda fase.

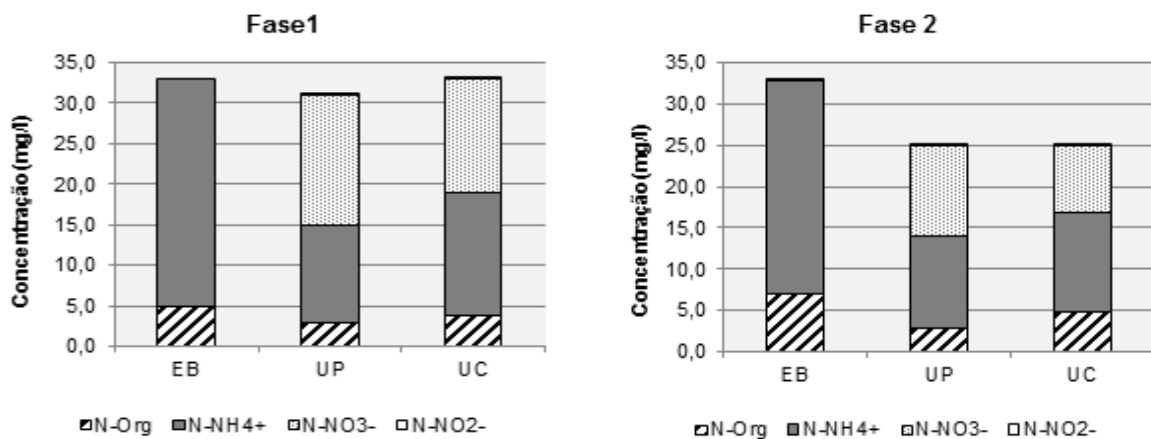


Figura 5.14: Concentrações médias afluentes e efluentes das frações de nitrogênio em cada fase.

A análise da Figura 5.14 permite a inferência de que de fato possa ter ocorrido um aumento na ocorrência de processos de remoção de NT, como a desnitrificação, durante a segunda fase. É possível notar que a amonificação manteve-se estável e não foi influenciada pelo regime operacional, sendo este fato confirmado pela análise estatística. Segundo Vymazal *et al.* (1998), a amonificação ocorre mais rapidamente na camada superior do meio suporte em condições aeróbias.

Para o fósforo total não foi verificada influência da mudança no regime operacional nas concentrações efluentes. No entanto, a análise estatística foi prejudicada pela baixa disponibilidade de dados, sobretudo para a primeira fase. Mesmo assim é provável que realmente a mudança operacional não tenha influência sobre o fósforo, uma vez que sua remoção é predominantemente baseada em processos físicos, como a adsorção e a precipitação, que dependem mais do tipo e granulometria do meio suporte do que da TDH e da transferência de oxigênio (VYMAZAL, 2010).

5.1.3.4 Influência das plantas na remoção de nutrientes

As plantas podem exercer diversas funções em um SAC que se relacionam à remoção de poluentes. Além dos efeitos físicos, a presença de plantas interfere na retenção de nutrientes, já que estes são absorvidos durante seu crescimento, mas caso não ocorram podas periódicas esses nutrientes podem ser retidos e liberados sazonalmente (KADLEC e WALLACE, 2008). Sua presença interfere ainda na habilidade da biomassa para transformar compostos químicos, uma vez que são criadas condições únicas no meio próximo às suas raízes através da liberação de materiais orgânicos e oxidantes (BRIX, 1997; STOTTMEISTER *et al.*, 2003; AHN *et al.*, 2006).

Aparentemente no presente estudo a presença de plantas não impactou significativamente a remoção de fósforo, cujo principal mecanismo de remoção é a sorção/precipitação, não influenciado pelas plantas.

Em relação à remoção de nitrogênio a influência das plantas foi percebida nas concentrações efluentes e nas eficiências de remoção referentes ao NTK, que apresentaram diferença significativa ($p\text{-valor} < 0,05$), sendo a unidade plantada a mais eficiente. Para o N-NH_4^+ a diferença foi notada, porém só foi estatisticamente significativa na primeira fase.

Os gráficos da Figura 5.15 mostram as concentrações efluentes em cada fase para o NTK e N-NH_4^+ , ao passo que a Figura 5.16 mostra as eficiências de remoção.

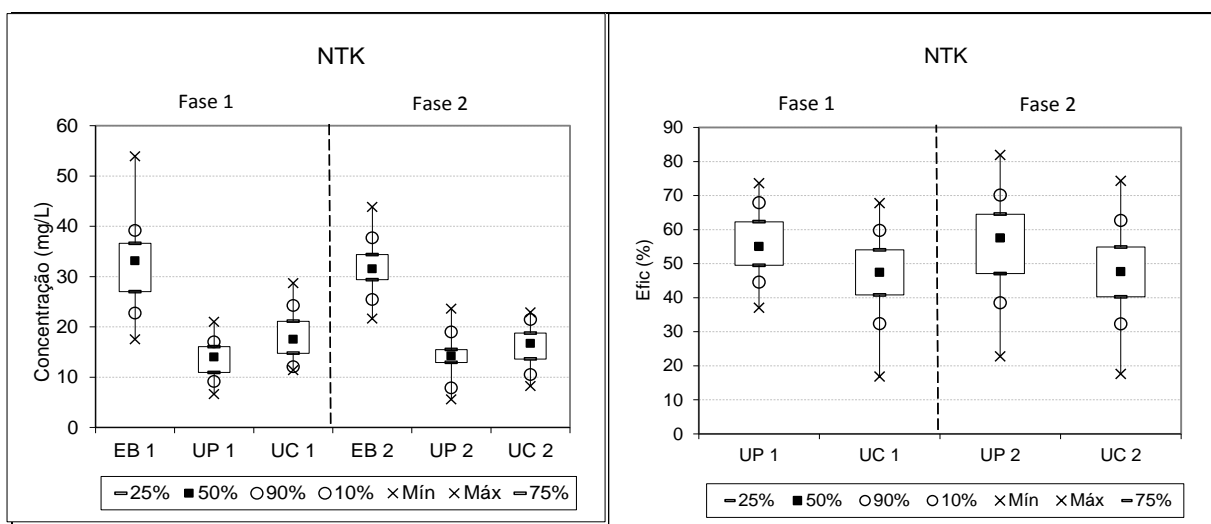


Figura 5.15: Gráficos *Box-Whisker* das concentrações afluentes e efluentes e das eficiências de remoção de NTK.

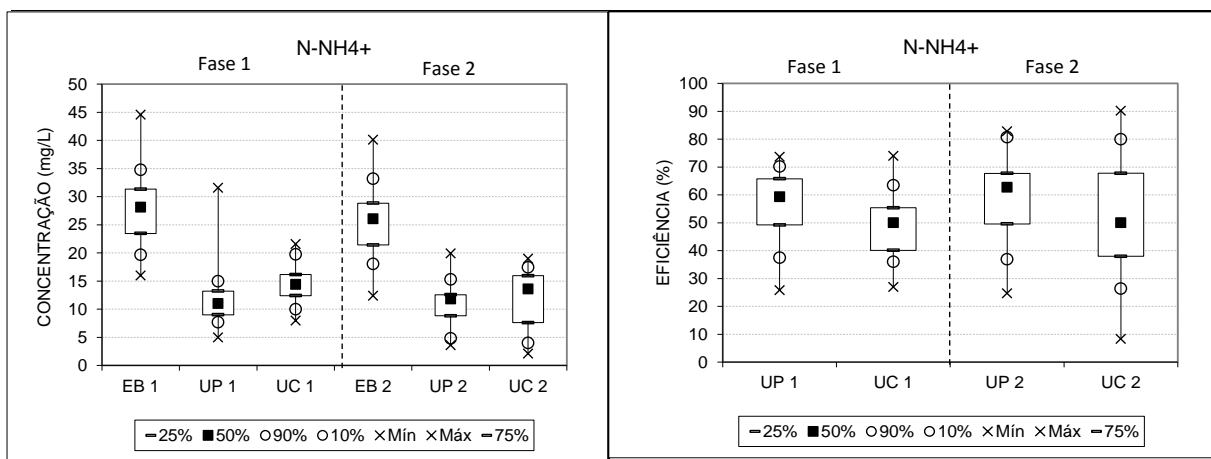


Figura 5.16: Gráficos *Box-Whisker* das concentrações afluentes e efluentes e das eficiências de remoção de N-NH₄⁺.

Souza *et al.* (2011) compararam sistemas plantados com *Spartina alterniflora* e não plantados para o tratamento de efluente de cultura de camarão no Brasil e, ao contrário do presente estudo, não foram capazes de detectar influência significativa do plantio sobre a remoção de nitrogênio. Entretanto outros estudos comparando sistemas com e sem plantas, como os de Cui *et al.* (2010) e Zhao *et al.* (2010) e Hijosa-valsero *et al.* (2012), identificaram diferenças significativas para a remoção de nitrogênio, concluindo por um efeito positivo da presença de plantas.

Diferentes partes das plantas contribuem para a remoção de nutrientes, como o material aéreo e as raízes. Para verificar a influência direta da presença de plantas a absorção de nutrientes foi calculada com base em coletas do material aéreo das plantas, e os resultados são discutidos no próximo item.

5.1.3.5 Absorção de nutrientes e produtividade da vegetação

Os resultados da análise de nutrientes absorvidos pelas plantas foram dispostos na Tabela 5.10. É importante lembrar que a comparação entre as fases neste caso não foi possível, pois durante a primeira fase apenas uma coleta do material foi realizada.

Tabela 5.10- Síntese dos resultados das análises nutricionais do capim Tifton-85

	Fase 1 0.38m³/m²d (940L/2h)	Fase 2 0.45 m³/m²d (540L/1h)
Produção mensal de matéria seca (t(MS)/ha.ano)	29	20
Concentração de nitrogênio na planta (dag/kg MS)	3,3	3,7
Concentração de fósforo na planta (dag/kg MS)	0,6	0,5
Massa de nitrogênio absorvido (g N/m².ano)	96	53
% do nitrogênio aplicado que foi absorvido pelas plantas	6,5%	2,8%
Massa de fósforo absorvido (g N/m².ano)	17	7,2
% do fósforo aplicado que foi absorvido pelas plantas	7,4%	3,1%

Considerou-se que o capim se adaptou bem ao sistema, no entanto, sua produtividade foi inferior à reportada por Alvim *et al* (1999), sobretudo durante a segunda fase. Estudando SACH com alimentação contínua, Matos *et al.* (2009) detectaram produtividade de 20 a 35 t de matéria seca/ha.ano, faixa na qual se enquadram os resultados do presente estudo. Matos *et al.* (2010) encontraram valores semelhantes (66 a 144 g/m²ano) para a absorção de nitrogênio pelo capim tifton 85 plantado em SAC e uma faixa de 6 a 15 g/m²ano de extração de fósforo em sistemas de escoamento vertical operados de forma intermitente.

Com base nas concentrações afluentes de nutrientes e nas concentrações obtidas na vegetação foi possível calcular a absorção de nutrientes pelas plantas e inferir sobre sua influência direta sobre a remoção destes poluentes. Os resultados demonstram que a absorção de nutrientes pelas plantas é um processo de remoção minoritário, já que apenas 2,8% do nitrogênio e 3,1% do fósforo foram removidos pelas plantas na fase 2. Os maiores valores encontrados na fase 1 foram desconsiderados neste caso por terem resultado de uma coleta única, durante o verão.

Outros trabalhos também detectaram uma baixa influência da absorção de nutrientes pelas plantas, como Tanner *et al.* (1995), que concluíram que a absorção anual de nutrientes corresponderia a 2-8% da remoção de nitrogênio e 1,9 a 5,3 % da remoção de fósforo. Kantawanichkul *et al.* (2009) avaliaram a influência da espécie plantada, tendo estimado uma porcentagem de remoção de massa de nitrogênio entre 6,7% e 16,9% para a espécie do gênero *Cyperus* e de 0,5% a 3,3% para a taboa. Percebe-se que, como afirmado por Tanner *et al.*

(2001), a absorção de nutrientes está intimamente relacionada à espécie utilizada e à operação do sistema.

Tendo em vista a verificação de que a absorção de nutrientes foi um processo minoritário, é válido afirmar que outros fatores relacionados à presença de plantas podem ter influenciado os resultados encontrados no presente estudo para as diferenças nas concentrações e eficiências de NTK e $N-NH_4^+$. É possível que um destes fatores seja a maior diversidade ou quantidade de organismos presentes no sistema plantado.

Vários estudos apontam que a presença de plantas interfere na habilidade da biomassa para transformar compostos químicos, uma vez que são criadas condições únicas no meio próximo às suas raízes através da liberação de materiais orgânicos e oxidantes (BRIX, 1997; STOTTMEISTER *et al.*, 2003; AHN *et al.*, 2006).

5.1.3.6 Análise da biomassa aderida

Para verificar uma possível influência das plantas e da profundidade sobre a presença de microrganismos foram realizadas análises da biomassa aderida ao substrato nos dois sistemas (plantado e controle) a duas diferentes profundidades (10 e 30 cm). Foram realizadas análises do número mais provável de bactérias relacionadas à conversão do nitrogênio amoniacal a N_2 . Inicialmente os resultados foram expressos em NMP/100ml e NMP/gSV para fins de comparação com outros estudos e dispostos nas tabelas 5.11 e 5.12 a seguir. Observou-se que muitos resultados foram inferiores ou superiores aos limites de detecção do método para as diluições utilizadas o que dificultou a análise dos dados.

Tabela 5.11- Resultado das análises da biomassa aderida (NMP/100ml)

<i>Amostra</i>	<i>Análise (NMP/100ml)</i>	<i>Janeiro</i>	<i>Março</i>	<i>Mai</i>	<i>Julho</i>	<i>Setembro</i>
WVP 10	BOA	2,00E+03	1,60E+04	3,50E+04	1,60E+06	1,80E+02
	BON	1,60E+08	1,60E+14	1,60E+21	1,60E+18	3,50E+14
	Desn.	1,60E+14	9,20E+15	2,20E+15	1,60E+17	1,60E+15
WVP 30	BOA	1,80E+03	5,40E+04	2,40E+04	9,20E+05	1,80E+01
	BON	1,60E+08	1,60E+14	5,26E+13	1,60E+14	1,60E+10
	Desn.	9,10E+09	1,60E+10	4,30E+10	5,94E+09	1,60E+10
WVNP 10	BOA	6,80E+03	3,50E+03	5,40E+03	9,20E+05	1,80E+01
	BON	1,60E+08	1,60E+14	8,20E+12	2,94E+11	9,20E+08
	Desn.	4,30E+10	4,60E+10	1,70E+08	1,60E+09	4,30E+08
WVNP 30	BOA	2,00E+03	3,30E+02	5,40E+03	9,20E+03	1,80E+01
	BON	1,60E+08	1,60E+14	2,30E+13	1,80E+13	4,70E+07
	Desn.	1,80E+09	8,40E+06	9,20E+06	1,60E+09	1,60E+08

Os valores em destaque foram calculados a partir de dados que ultrapassaram os limites de detecção do método, configurando apenas uma estimativa dos valores reais.

Tabela 5.12- Resultado das análises da biomassa aderida (NMP/gSV)

<i>Amostra</i>	<i>Análise (NMP/100ml)</i>	<i>Janeiro</i>	<i>Março</i>	<i>Mai</i>	<i>Julho</i>	<i>Setembro</i>
WVP 10	BOA	3,89E+05	1,23E+06	3,94E+06	5,72E+08	2,10E+04
	BON	3,11E+10	1,23E+16	1,80E+23	5,72E+20	4,08E+16
	Desn.	3,11E+16	7,05E+17	2,47E+17	5,72E+19	1,87E+17
WVP 30	BOA	5,05E+05	2,37E+07	8,27E+06	5,19E+08	6,32E+03
	BON	4,49E+10	7,03E+16	1,81E+16	9,03E+16	5,62E+12
	Desn.	2,55E+12	7,03E+12	1,48E+13	3,35E+12	5,62E+12
WVNP 10	BOA	1,11E+06	1,27E+06	1,60E+06	2,51E+08	3,78E+03
	BON	2,62E+10	5,82E+16	2,43E+15	8,01E+13	1,93E+11
	Desn.	7,04E+12	1,67E+13	5,05E+10	4,36E+11	9,04E+10
WVNP 30	BOA	6,80E+05	1,10E+05	2,35E+06	4,06E+06	5,35E+03
	BON	8,11E+10	5,33E+16	1,00E+16	7,94E+15	1,40E+10
	Desn.	8,40E+11	2,80E+09	4,01E+09	7,06E+11	4,75E+10

Os valores em destaque foram calculados a partir de dados que ultrapassaram os limites de detecção do método, configurando apenas uma estimativa dos valores reais.

Kieling (2004) utilizou a técnica do NMP para quantificação da concentração de bactérias nitrificantes em lodo obtido em um sistema de lodos ativados e cultivado em condições anóxicas. Comparando os resultados obtidos aos de Kieling (2004) observou-se que as concentrações de BOA estiveram próximas às encontradas por este autor (10^5 a 10^7), entretanto, as concentrações de BON encontradas foram bastante superiores às encontradas por ele (10^1 a 10^4). Os maiores valores de AOB quando comparados aos de BON encontrados

por Kieling (2004) foram explicados pelo fato de que as BON são mais afetadas por baixas concentrações de oxigênio do meio. Como no presente estudo acredita-se que a condição do meio suporte seja predominantemente aeróbia isso poderia explicar os maiores resultados encontrados.

Para facilitar a discussão acerca da influência da profundidade os resultados das concentrações de bactérias oxidadoras de amônia (BOA), bactérias oxidadoras de nitrito (BON) e desnitrificantes (Desn.) em termos do NMP/m³ de leito foram sintetizados na Figura 5.17.

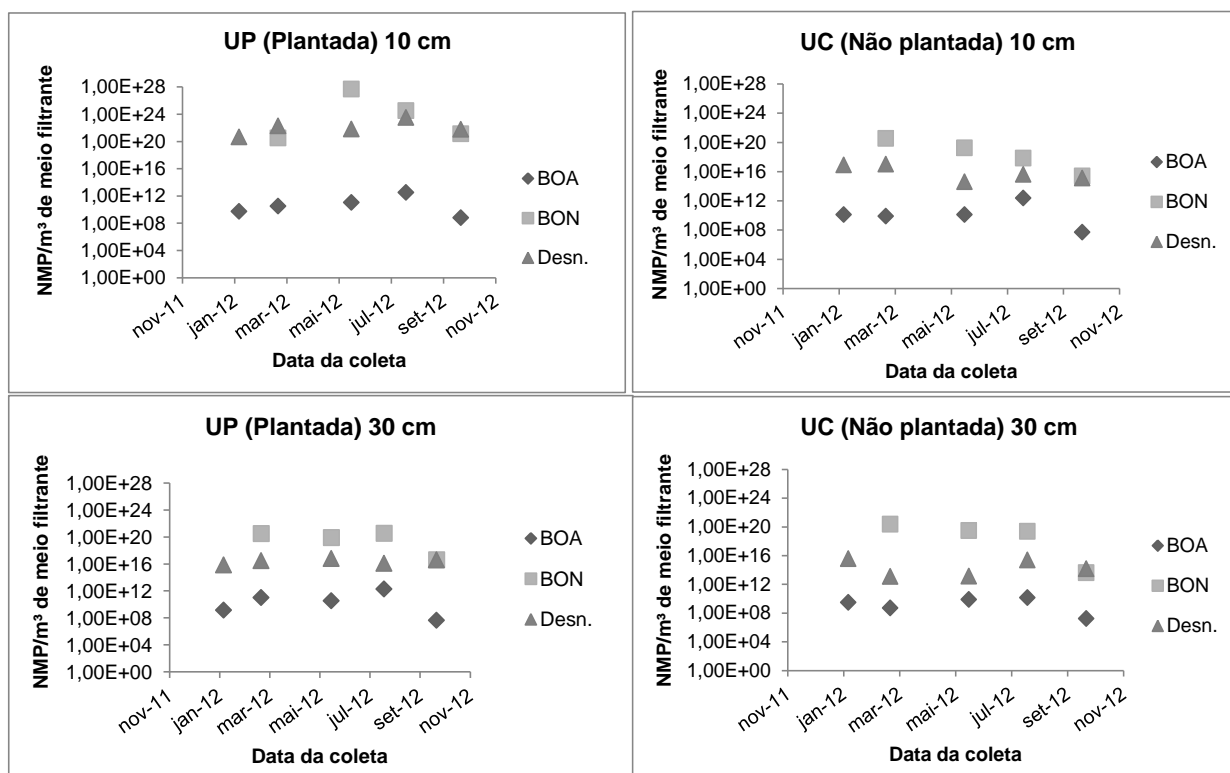


Figura 5.17: NMP de bactérias relacionadas ao ciclo do nitrogênio de acordo com a unidade e a profundidade de coleta.

Os gráficos evidenciam uma maior concentração destes organismos na unidade plantada, sobretudo na camada superior do leito (10 cm). Neste caso a influência da profundidade foi notada apenas no filtro plantado. Kantawanichkul *et al.* (2009) utilizaram a técnica do número mais provável para bactérias oxidadoras de amônia (BOA), nitrito (BON) e para as desnitrificantes em SACV em condições tropicais (Tailândia), com efluente sintético com alta concentração de NTK (300 mg/L). Sua comparação evidenciou que as plantas influenciavam a presença desses organismos, mas não observaram influência da profundidade. A influência

de plantas sobre a biomassa é altamente reconhecida na literatura, como mostram os estudos de Brix (1997), Stottmeister *et al.* (2003), Ahn *et al.* (2006) e Gagnon *et al.* (2007).

A contagem de bactérias desnitrificantes foi elevada para ambos os sistemas, variando entre 10^{15} e 10^{20} NMP/m³ de meio suporte, sendo superiores os números da unidade plantada. Marchetto *et al.* (2003), analisou o NMP de desnitrificantes em um reator de aeração intermitente utilizado como pós tratamento de um reator anaeróbio de leito fluidizado, e obteve concentrações da ordem de 10^9 a 10^{10} NMP/gSSV, valores bem inferiores aos do presente estudo (10^9 a 10^{17} NMP/gSTV). Como a desnitrificação pode ser realizada por uma ampla gama de organismos em diferentes condições ambientais, os altos números deste grupo são justificáveis, ainda que a desnitrificação no sistema, evidenciada pela remoção de nitrogênio total, não tenha sido completa.

Foi encontrada maior concentração de BON quando comparadas às BOA, e em algumas coletas as concentrações das primeiras superaram inclusive os limites de detecção do método. Possivelmente os altos números de BON encontrados se devem a uma limitação da técnica de análise aplicada e não necessariamente a uma alta concentração desses organismos. Por este motivo foram realizadas extrações de DNA das amostras de modo a permitir que estudos futuros, baseados em técnicas de biologia molecular, possam realmente precisar a concentração dessas bactérias.

5.2 Estudo hidrodinâmico

No decorrer da segunda fase operacional foram realizadas medições de vazão com as quais foi possível construir hidrogramas. Estes foram comparados aos construídos por Cota (2011) durante a partida destes sistemas. Além disso, em julho de 2012, após dois anos de funcionamento do sistema, Alvarenga (2012) realizou testes de traçadores na unidade plantada. Os resultados obtidos neste teste foram discutidos e também comparados com os dados de Cota (2011) que realizou testes semelhantes em seu trabalho.

5.2.1 Hidrogramas de vazão

Os hidrogramas construídos para cada uma das unidades são mostrados nas Figuras 5.18 e 5.19. Segundo Kadlec e Wallace (2008), sistemas de alimentação intermitente são caracterizados por uma rápida elevação da vazão até um pico. Como esperado para sistemas

de alimentação intermitente, os hidrogramas apresentam um pico de vazão pronunciado que ocorre em ambas as unidades entre 5 e 8 minutos após o início da batelada. Após determinado período as vazões efluentes permaneceram praticamente constantes para a unidade controle, sendo que isso ocorreu após 20 minutos em média, e para a unidade plantada as vazões se estabilizaram após 30 minutos da aplicação da batelada.

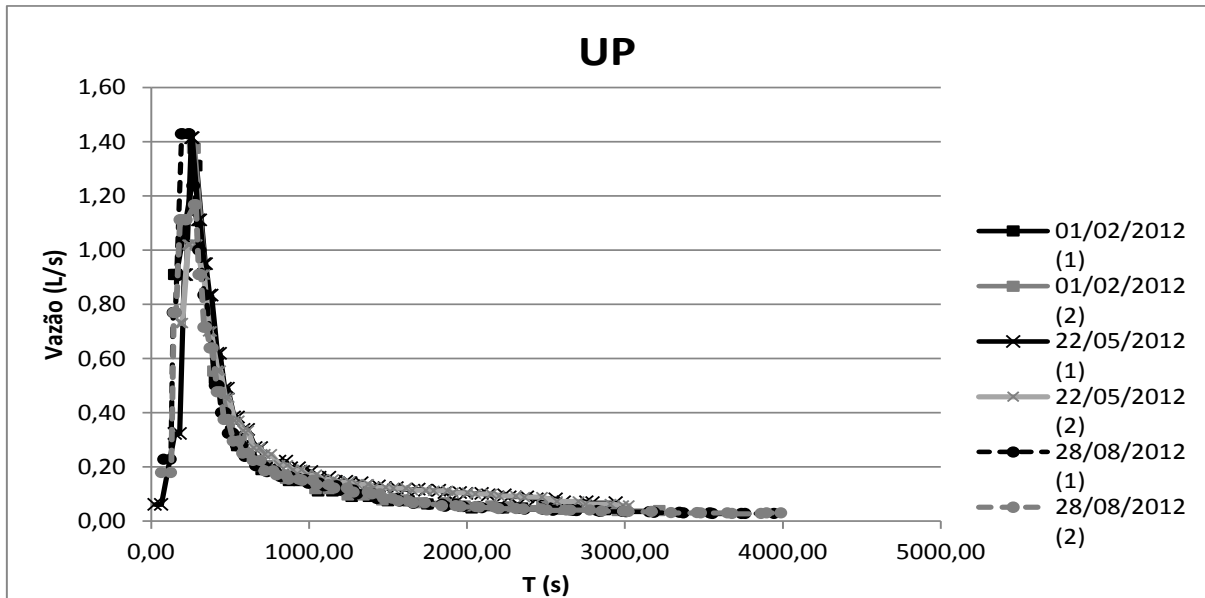


Figura 5.18: Resultados da medição de vazão na unidade controle.

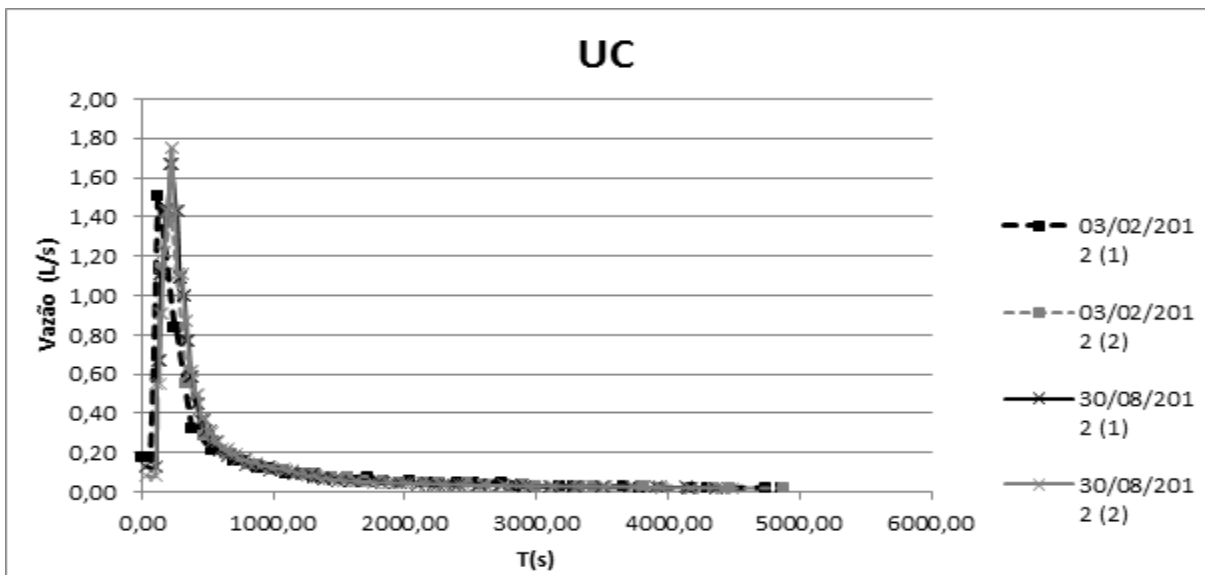


Figura 5.19: Resultados da medição de vazão na unidade controle.

O volume total recuperado nas medições foi próximo ao aplicado em todas as análises: para a unidade plantada o volume médio foi 533 L e para a unidade controle foi 511 L. Considerando os erros associados ao método utilizado, é possível concluir que provavelmente

não ocorre vazamento de líquido durante sua passagem pelos filtros, ao contrário do afirmado por Cota (2011). Os vazamentos também não foram detectados pela observação visual da saída dos leitos em descanso, o que corrobora essa constatação.

A análise dos picos de vazão demonstrou a ocorrência de picos maiores na unidade não plantada em comparação com a não plantada: 1,2 L/s e 1,6 L/s em média para cada unidade respectivamente. Isso divergiu dos resultados de Cota (2011) que havia encontrado picos maiores na unidade plantada e os atribuiu à formação de caminhos preferenciais pelas raízes de plantas, fato que não foi evidenciado após dois anos de funcionamento do sistema. Mole *et al.* (2006) estudaram a influência da presença de plantas sobre a taxa de infiltração em SACV-AP do tipo francês. Segundo estes autores, o desenvolvimento das plantas promove efeitos diversos sobre a infiltração nestes sistemas. Suas raízes podem criar caminhos preferenciais, o que favorece o transporte da água pelo leito. Em contrapartida, isto permite o umedecimento maior das camadas inferiores do filtro, o que reduz o gradiente de pressão e faz com que a taxa de infiltração decresça. No caso dos sistemas estudados deve-se ainda considerar a maior retenção e concentração de sólidos no filtro com plantas, como mostrado pelas concentrações efluentes de sólidos e pela análise do meio suporte. É possível que a acumulação de sólidos ao longo do tempo tenha promovido uma redução na taxa de infiltração no filtro plantado maior que no filtro não plantado.

Não foi possível comparar os picos encontrados com os valores reportados por Cota (2011), já que os picos encontrados foram bem superiores aos do início do monitoramento (0,3L/s), o que provavelmente não condiz com a realidade. Seria esperado que os picos diminuíssem devido à retenção de partículas sólidas no meio suporte em decorrência do amadurecimento do sistema.

A análise do perfil de OD ao longo do escoamento é mostrada na Figura 5.20. Foi possível notar um pico nas concentrações de oxigênio que corresponde ao pico de vazão. Não foi possível avaliar se este pico estava associado a uma maior turbulência ocasionada pela maior velocidade durante o pico ou se realmente neste período ocorreu uma maior oxigenação do meio suporte. Mesmo assim é possível constatar que mesmo com a condição saturada, característica do período subsequente ao evento de alimentação, o sistema provavelmente permaneceu em condições aeróbias.

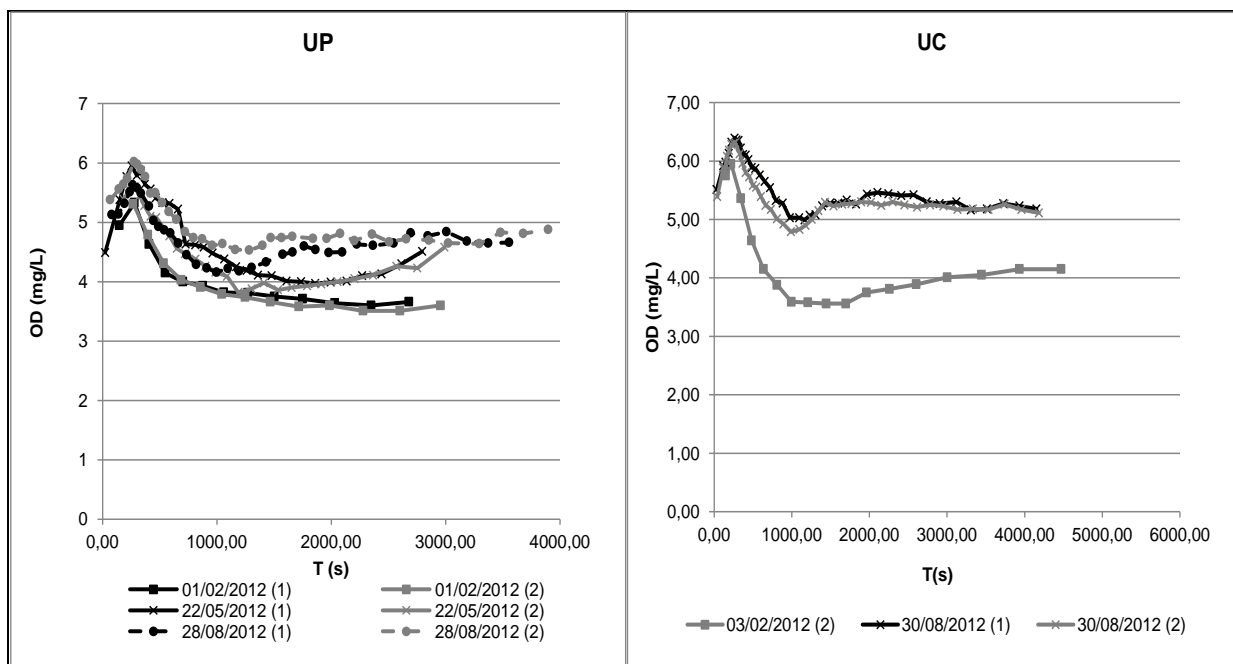


Figura 5.20: Perfil das concentrações de oxigênio efluentes em cada batelada.

5.2.2 Testes com traçadores

Durante a partida do sistema Cota (2011) realizou testes utilizando o NaCl como traçador na unidade não plantada. Tendo encontrado uma longa cauda nas curvas de DTD (distribuição de tempos de residência), a autora inferiu a presença de zonas mortas ou a ocorrência de adsorção do traçador ao filtro. Alvarenga (2012) aplicou testes usando o tecnécio como traçador e também obteve resultados com longas caudas, o que permite a mesma conclusão do estudo anterior.

Os dados de concentração do ^{99m}Tc obtidos por Alvarenga (2012) foram relacionados às vazões efluentes obtidas durante o ano de 2012. A partir destes valores foi possível estimar um TDH médio de 63 minutos. Utilizando um modelo computacional, Alvarenga (2012) estimou este tempo em 70 minutos. A curva de resposta à injeção do traçador é mostrada na Figura 5.21. É possível notar a existência de picos que correspondem a bateladas após aquela na qual a injeção do traçador foi realizada, o que confirma que parte do traçador permaneceu retido no meio e saiu após outros eventos de alimentação. Para o cálculo do TDH médio foi considerado apenas o primeiro pico, correspondente à batelada na qual a injeção do traçador foi realizada.

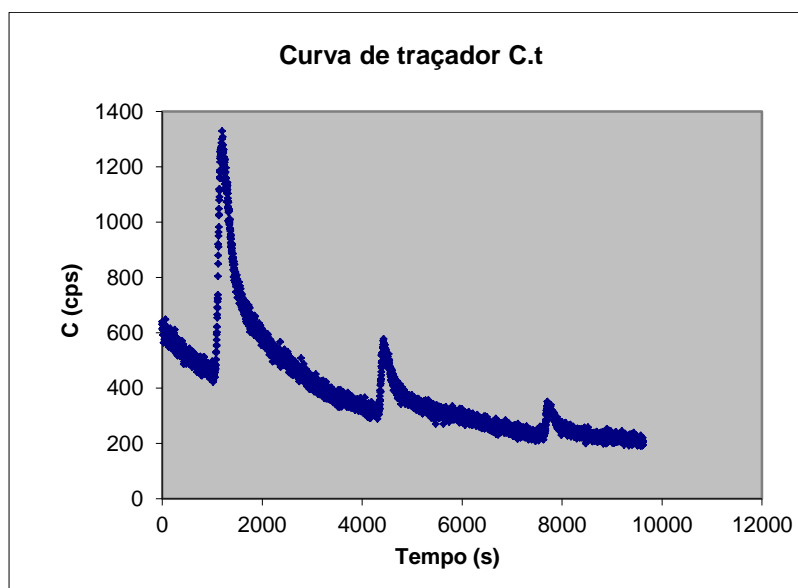


Figura 5.21: Resultados experimentais do traçador Tecnécio

Fonte: Alvarenga (2012)

Comparando os resultados obtidos em 2012 aos resultados da partida do sistema não plantado é possível verificar um aumento do TDH ao longo do tempo. Cota (2011) encontrou valores de 55 minutos em seus testes iniciais, valor inferior aos encontrados após dois anos de funcionamento na unidade plantada. Este aumento no tempo de detenção médio com o amadurecimento do filtro foi também reportado por Schwager e Boller (1997) na análise de filtros de areia com alimentação intermitente. Tal fenômeno pode ser atribuído à retenção de sólidos e biomassa nas camadas superiores do meio suporte da unidade plantada também por influência da presença de raízes nessa camada o que resultou em um atraso no tempo de escoamento. Isso foi confirmado pela análise da concentração de sólidos no sistema apresentada anteriormente.

5.3 Estimativa da transferência de oxigênio no meio suporte

Os resultados do monitoramento das concentrações de oxigênio evidenciam a ocorrência da transferência de oxigênio para o meio suporte. As concentrações médias efluentes dos filtros avaliados foram 3,9 mg/l na primeira fase e 5,1 mg/L na segunda. A análise estatística comparativa entre fases das concentrações efluentes de OD revelou diferenças significativas para ambas as unidades. Isso significa que durante a segunda fase o oxigênio foi liberado em maior quantidade no efluente. Entretanto, isso não significa que a entrada de oxigênio tenha sido maior. Como ressaltado por Saeed e Sun (2012), análises baseadas nas concentrações

efluentes de oxigênio nem sempre revelam a situação real existente no interior do sistema. Na verdade diversos autores destacam que a fragmentação da vazão aplicada em mais bateladas, como ocorreu na fase 2, resultaria em uma menor difusão de oxigênio (Torrens *et al.*, 2009; Molle *et al.*, 2006).

Assim, para avaliar a real variação deste parâmetro no sistema estudado optou-se por verificar a estimativa do balanço de massa do oxigênio em cada unidade. Um SACV-AP terá eficiência garantida se o balanço entre as entradas e o consumo de oxigênio existir, sendo ele suficiente tanto para a degradação da matéria orgânica, quanto para a nitrificação (ERICKSON E TYLER 2000).

Para estimar o quanto de oxigênio entrou no sistema optou-se por não considerar a entrada de oxigênio pelas raízes das plantas, já que este é considerado um processo minoritário em ambientes nos quais as condições do meio suporte são aeróbias (KADLEC E WALLACE, 2008). Foi calculada a difusão de oxigênio para o sistema. Para isso foi utilizada a consideração de Schwager e Boller (1997), que afirmam que devido ao empoçamento existe um tempo de 15 minutos após a batelada no qual se estima que a difusão não ocorra. Estes valores estão próximos ao término do pico de vazão no sistema estudado e por isso foram considerados em detrimento ao valor de 1,5h sugerido por Platzer (1999). Outro importante parâmetro para a estimativa da entrada de oxigênio é o coeficiente de difusão. Como ele não foi medido neste experimento e não foi possível encontrar um coeficiente para um material suporte semelhante ao utilizado, foi considerado o sugerido por Platzer (1999) para areia, sabendo-se que provavelmente os resultados serão subestimados. Com essas considerações os dados do monitoramento foram aplicados à equação também sugerida por Platzer (1999). Já a entrada por convecção foi calculada considerando que cada 1 litro de água drenado do leito causa a sucção de 1 litro de ar. Assim a vazão de água aplicada foi multiplicada pela concentração de oxigênio no ar (0,3g/l) (PLATZER, 1999).

Para completar o balanço foi necessário estimar as saídas de oxigênio do sistema. Foi estimado o consumo de oxigênio com base nas médias dos resultados do monitoramento utilizando a equação proposta por Platzer (1999) adaptada por Cooper (2005).

$$CO = Q/A_{total} \times (DBO_{afl} - DBO_{efl}) + 4,3 \left(N - NH_{4afl} - N - NH_{4efl} \right) \quad (5.1)$$

Sendo:

CO = Consumo de oxigênio (g/d);

Q = Vazão afluyente ao sistema (m³/d);

A_{total} = Área total do sistema (m²);

DBO_{afl} = Concentração de DBO afluyente (g/m³);

DBO_{efl} = Concentração de DBO efluyente (g/m³);

N - NH_{4afl} = Concentração de nitrogênio amoniacal afluyente (g/m³);

N - NH_{4efl} = Concentração de nitrogênio amoniacal efluyente (g/m³).

Os resultados do balanço foram dispostos na Tabela 5.11.

Tabela 5.11- Resultado da estimativa do balanço de oxigênio.

		UP 1	UP 2	UC 1	UC 2
Entradas (gO ₂ /d)	Convecção	3384	3888	3384	3888
	Difusão	612	525	612	525
	Reintrodução com a desnitrificação	229	263	196	338
Soma das entradas (gO ₂ /d)		4225	4676	4192	4751
Saídas (gO ₂ /d)	Carga de OD efluyente	45,12	64,8	45,12	64,8
	Consumo de oxigênio	3607	3246	3360	3074
Soma das saídas (gO ₂ /d)		3652	3311	3405	3139
Soma das saídas (gO ₂ /m ² d)		125	160	117	108
Soma das entradas (gO ₂ /m ² d)		145	114	144	163
Resultado do balanço (gO ₂ /m ² d)		20	47	27	55

Apesar de não ser possível realizar análises estatísticas com a estimativa, os resultados fornecem indícios de que, ao contrário do esperado, a entrada de oxigênio no sistema foi maior durante a segunda fase para a unidade controle por influência da “recuperação” de oxigênio pela ocorrência de desnitrificação. Neste caso, os maiores valores encontrados para a UC2 não significam que de fato houve uma maior entrada de oxigênio no leito. Apesar da

difusão de oxigênio realmente ter sido menor com a aplicação de mais bateladas por dia na fase 2, devido a um aumento do período de saturação do meio filtrante, observou-se que a entrada de ar por convecção teve maior relevância para o balanço. A entrada por convecção foi maior durante a segunda fase porque o volume total aplicado em um dia aumentou. A maior entrada de oxigênio no sistema por essa via pode ter contribuído para os resultados do monitoramento e podem explicar, em parte, o melhor desempenho do sistema durante a segunda fase no que diz respeito à remoção de matéria orgânica. Em parte porque o aumento no TDH de uma fase para outra pode também ter sido determinante para isso.

Apesar de a segunda fase ter apresentado melhores eficiências de remoção, curiosamente, pela estimativa ela apresentou um menor consumo de oxigênio. Pelos cálculos foi possível perceber que as diferenças nas concentrações afluentes tiveram um grande peso neste caso. Em relação à presença de plantas foi possível observar maiores taxas de consumo com a presença do capim, que estão relacionadas aos melhores resultados do monitoramento para a remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, já que os valores médios das concentrações destes parâmetros foram utilizados no cálculo do OD consumido.

A estimativa para avaliação do consumo de oxigênio em SACV-AP em condições tropicais foi também aplicada por Kantawanichkul *et al.* (2009). Estes autores concluíram que seus resultados variaram significativamente de acordo com a TAH e com a presença ou ausência das plantas, assim como foi reportado no presente estudo. Entretanto os valores por eles encontrados foram inferiores, sendo de 80 gO₂/m²d para a TAH de 0,08m³/m²d, sendo que no presente experimento as taxas de consumo calculadas superaram os 100 gO₂/m²d. Possivelmente o maior consumo encontrado nesta pesquisa se deve à aplicação de maiores cargas e maiores concentrações que os pesquisadores tailandeses.

A imprecisão nas estimativas leva à necessidade de experimentos que busquem a aferição da transferência de oxigênio em escala plena ou de sua modelagem. Os resultados sugerem ainda que outros parâmetros também influenciaram o desempenho, além da oxigenação. Neste caso é possível inferir que parâmetros operacionais, como o manejo da alimentação e o tipo de plantio, além da carga afluyente e das entradas de oxigênio, devem ser considerados para o dimensionamento e aplicação destes sistemas na realidade.

6 CONCLUSÕES

Esta pesquisa procurou investigar a remoção de poluentes em sistemas alagados construídos com escoamento vertical e alimentação em pulso. O dimensionamento do sistema com base nos padrões do primeiro estágio do sistema francês mostrou-se adequado às condições brasileiras, conduzindo a eficiências de remoção capazes de satisfazer os requisitos de lançamento de efluentes do Brasil. As eficiências de remoção de sólidos, fósforo, nitrogênio e matéria orgânica estiveram próximas às de experimentos disponíveis na literatura.

A análise da influência do regime operacional sobre o desempenho das unidades revelou que o fracionamento da vazão afluente em bateladas menores aplicadas com maior frequência possibilita o aumento na eficiência de remoção de sólidos e matéria orgânica. Para os sólidos a eficiência média de remoção passou de 83% para 85 % na unidade plantada e de 77% para 81% na unidade plantada. Já para a matéria orgânica, em termos da DQO a eficiência passou de 72% para 81% de remoção para ambas as unidades.

Concluiu-se também que a mudança operacional propiciou uma melhor remoção de nitrogênio total, pela possível ocorrência de processos anóxicos no interior do meio suporte, o que possivelmente permitiu a ocorrência de processos anaeróbios como a desnitrificação. Houve também um aumento do TDH no sistema com a diminuição do volume dos eventos de alimentação que propiciou um maior contato entre o efluente e a biomassa podendo ser essa a explicação para o melhor desempenho na segunda fase. Observou-se que a aplicação de uma maior frequência prejudicou a entrada de oxigênio no meio filtrante por difusão, mas melhorou a entrada por convecção, o que gerou um resultado positivo para o balanço de oxigênio estimado indicando a garantia de aerobiose no interior do leito, condição desejável para o tratamento em SACV-AP.

Apesar de terem um efeito direto minoritário sobre a remoção de nutrientes, como verificado pela análise da capacidade extrativa do tifton 85, foi verificada uma positiva influência da presença de plantas no sistema em relação à remoção de sólidos e nitrogênio e também à entrada de oxigênio. Foi constatada a ocorrência de nitrificação, ainda que não completa, e a provável ocorrência de desnitrificação durante a segunda fase. Em termos da biomassa aderida ao sistema foi possível identificar a presença de bactérias relacionadas a processos convencionais de conversão de formas nitrogenadas. Entretanto isso não significa que outros

processos biológicos de conversão não estejam ocorrendo no sistema simultaneamente, o que demanda estudos mais aprofundados acerca da diversidade microbiana nestes ambientes.

A comparação dos dados obtidos nesta pesquisa com experimentos anteriores permitiu ainda o acompanhamento da maturidade do sistema. Isso é extremamente importante, já que o conhecimento em longo prazo do comportamento de sistemas alagados construídos ainda é limitado. Tal acompanhamento indicou que a maturação pode beneficiar o desempenho do sistema pelo aumento do TDH graças à maior quantidade de sólidos retidos no leito. Entretanto, a acumulação de sólidos no sistema estudado não foi suficiente para a ocorrência de processos de colmatção que poderiam prejudicar a eficiência do tratamento. Neste caso, se faz necessária a continuidade dos estudos para a avaliação dos efeitos do tempo em sistemas ainda mais amadurecidos.

Por fim ressalta-se que até o presente momento não foram necessárias operações de manutenção, como impermeabilização do leito, em decorrência de vazamentos, ou remoção do meio suporte colmatado ou lodo, o que demonstra a simplicidade de operação do sistema de tratamento garantindo assim sua boa aplicabilidade.

7 RECOMENDAÇÕES

A partir das conclusões obtidas nesta pesquisa foram propostas recomendações para estudos futuros.

- Avaliação da eficiência de remoção em sistemas alagados construídos com apenas dois filtros operando em paralelo. Com um aumento da duração dos períodos de alimentação e descanso de cada leito. Isso possibilitaria a redução da área requerida para o sistema, o que facilitaria mais ainda sua aplicação em pequenas comunidades.
- Medição da taxa de transferência de oxigênio em sistemas operando em escala real, tendo em vista os poucos dados disponíveis na literatura para estes casos
- Investigação aprofundada das características da comunidade microbiana presente nestes sistemas como meio a permitir a avaliação de mudanças em sua estrutura em virtude de mudanças operacionais ou da maturação do sistema. Isso aumentaria a compreensão sobre a influência de tais processos no desempenho das unidades.

8 REFERÊNCIAS

AERMC. AGENCE DE L'EAU RHÔNE MÉDITERRANÉE CORSE. *Épuration des eaux usées domestiques par filtres plantes des macrophytes, recommandations techniques pour La conception et la realization*. Lyon, France, 2005. 44 p.:

AHN, C.; GILLEVET, P.M.; SIKAROODI, M. Molecular characterization of microbial communities in treatment microcosm wetlands as influenced by macrophytes and phosphorus loading, *Ecological Indicators*, v.7, Issue 4, p. 852-863, 2006.

ALEXANDER, M.; CLARK, F. E. "Nitrifying bacteria". In C. A. BLACK (ed.), *Methods of soil analysis, part 2*. Chemical and microbiological properties. Madison, Wis.: American Society of Agronomy, p. 1477 – 1483, 1982.

ALVARENGA, G. L. S. Traçadores ativáveis de índio e terras raras para estudos do desempenho de instalações de tratamento de efluente. 2012. 103f Dissertação (Mestrado em ciência e tecnologia das radiações, minerais e materiais) - Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, UFMG, Belo Horizonte, 2012.

ALVIM, M. J.; XAVIER, D. F.; VERNEQUE, R. S.; BOTREL M. A. Resposta do tifton 85 a doses de nitrogênio e intervalos de cortes, *Pesq. agropec. bras.*, Brasília, v.34, n.12, p.2345-2352, 1999.

APHA; AWWA; WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20. ed.. Washington: APHA, 1998.

BOLLER, M.; SCHWAGER, A.; EUGSTER, J.; MOTTIER, V. Dynamic behavior of intermittent buried filters. *Water Science and Technology*, v. 28, n. 10, p. 99-107, 1993.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília, *Diário Oficial da União*, Poder Executivo. Brasília, DF, 16 de maio de 2011.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, v 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

BRIX, H.; SCHIERUP, H.-H. Soil oxygenation in constructed reed beds: The role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport. In: COOPER, P.F.; FINDLATER, B. C. (eds.) *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Oxford, United Kingdom: Pergamon Press 1990. p. 53–66.

CASELLES-OSORIO, A.; PUIGAGUT, J.; SEGÚ, E.; VAELLO, N.; GRANÉS, F.; GARCÍA, D.; GARCÍA, J. Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. *Water research*, v. 41, n. 6, p. 1388-1398, 2007.

CHAN T. P.; SHAH N. R.; COOPER T. J.; ALLEMAN J. E.; GOVINDARAJU R. S. Enhancing oxygen transfer in subsurface-flow constructed wetlands. In: World Water and Environmental Resources Congress, 2005. Anchorage, EUA. *Proceedings...* Anchorage, AK: ASCE, 2005.

CHANG, J.; WU, S.; DAI Y.; LIANG, W.; WU, Z. Treatment performance of integrated vertical-flow constructed wetland plots for domestic wastewater. *Ecological Engineering* v. 44, p. 152–159, 2012.

CHAZARENC, F.; GAGNON, V.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. Effect of plant and artificial aeration on solids accumulation and biological activities in constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v. 35, p. 1005-1010, 2009.

CHENG, B.; HU, C. W.; ZHAO, Y. J. Effects of plants development and pollutant loading on performance of vertical subsurface flow constructed wetlands. *Int. J. Environ. Sci. Tech*, v. 8, p. 177-186, 2011.

COOPER, P. The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. *Water Science & Technology*, v. 51, n. 9, p. 81–90, 2005.

COTA, R. S. *Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais com alimentação em pulso, plantados e não plantados, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto*. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). UFMG, Belo Horizonte, 2011.

CUI, L.; OUYANG, Y.; LOU, Q.; YANG, F.; CHEN, Y.; ZHU, W.; LUO, S. Removal of nutrients from wastewater with *Canna indica* L. under different vertical-flow constructed wetland conditions. *Ecological Engineering*, v. 36, p. 1083-1088, 2010.

DONG, Z.; SUN, T. A potential new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands—promoting coexistence of partial-nitrification and ANAMMOX. *Ecological Engineering*, v. 31(2), p. 69-78, 2007.

EGLI K.; LANGER C.; SIEGRIST H.; ZEHNDER A. J. B.; WAGNER M.; VAN DER MEER J. R. Community Analysis of Ammonia and Nitrite Oxidizers during Start-up of Nitrification Reactors. *Applied and Environmental Microbiology*, v.69, p.3213 – 3222, 2003.

ERICKSON, J.; TYLER, E. J. A Model for Soil Oxygen Delivery to Wastewater Infiltration Surfaces. On-site Wastewater Treatment. In: National Symposium of Individual and Small Community Sewage Systems, 9, 2000. *Proceedings...* American Society of Agricultural Engineers, 2000.

FAULWETTER, J. L.; GAGNONB, V.; SUNDBERGC, C.; CHAZARENC, F.; BURRA, M. D.; BRISSONB, J.; CAMPERA, A. K.; STEINA, O. R. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. *Ecological Engineering* v. 35, p. 987–1004, 2009.

FAUQUEX, P. F.; FLASCHEL, E.; RENKEN, A.; DO, H. P.; FRIEDLI, C.; LERCH, P. ²⁴Na and ^{99m}Tc tracers applied to the characterization of liquid-solid fluidized bed and hydraulic transport reactors. *The International Journal of Applied Radiation and Isotopes*, v. 34(10), p. 1465-1468, 1983.

FIA, F. R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; LAMBERT, T. F.; MATOS, M. P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011.

FORQUET, N. Diphasic modelling of vertical flow filter. *Ecological engineering* n.35, p.47-56, 2009.

GAGNON, V.; CHAZARENC, F.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. Influence of macrophyte species on microbial density and activity in constructed wetlands. *Water Science & Technology*. v. 56, n. 3, p. 249–254, 2007

GIRALDI, D.; VITTURI, M. M.; ZARAMELLA, M.; MARION, A.; IANNELLI, R. Hydrodynamics of vertical subsurface flow constructed wetlands: Tracer tests with rhodamine WT and numerical modeling *Ecological Engineering* v. 35, p. 265–273, 2009.

HABERL, R.; PERFLER, R.; MAYER, H. Constructed wetlands in Europe. *Water Sci. Technol.* v. 32 (3), p.305–315, 1995.

HEADLEY, T. R.; DAVISON, L.; YEOMANS, A. Removal of ammonium-N from landfill leachate by vertical flow wetland: a pilot study. International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 9, 2004. Avignon, France. *Proceedings...* Avignon: IWA, 2004.

HIJOSA-VALSERO, M.; SIDRACH-CARDONA, R.; BÉCARES, E. Comparison of interannual removal variation of various constructed wetland types. *Science of the Total Environment*, v. 430, p. 174-183, 2012.

HOFFMANN, H; PLATZER, C.; WINKER, M; VON MUENCH, E. *Technology review of constructed wetlands: subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment*. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH Sustainable sanitation - ecosan program, Eschborn, Germany, 2011.

HUA, G. F.; ZHU, W.; ZHAO, L. F.; HUANG, J. Y. Clogging pattern in vertical-flow constructed wetlands: Insight from a laboratory study. *Journal of Hazardous Materials*, v. 180, p. 668–674, 2010.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Estimativas populacionais para os municípios brasileiros em 01.07.2012. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2012>. Acesso em: 31 de outubro de 2012.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – 2008. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/default.shtm>. Acesso em: 11 de novembro de 2012.

JENTTEN, M. S. M. The microbial nitrogen cycle. *Environmental Microbiology*, v. 10, n. 11, p. 2903–2909, 2008.

KADLEC, R.H., TANNER, C.C., HALLY, V.M., GIBBS, M.M. Nitrogen spiralling in subsurface-flow constructed wetlands: implication for treatment response. *Ecol. Eng.* v. 25, p. 365–381, 2005.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. *Treatment Wetlands*, 2nd ed.; Boca Raton, FL, USA: CRC Press, 2008.

KANTAWANICHKUL, S.; SATTAYAPANICH, S.; VAN DIENT, f. Treatment of domestic wastewater by a subsurface vertical flow constructed wetland system planted with umbrella sedge and vetiver grass In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 13, 2012. Perth, Australia. *Proceedings...* Perth: IWA, 2012.

KANTAWANICHKUL; S. BOONTAKHUM W. Effect of dosing regime on nitrification in a subsurface vertical flow treatment wetland system. *Water Science & Technology*, v. 66.6, p. 1220-1224, 2012.

KIELING, D. D. *Estudo da remoção biológica de nitrogênio a partir de lodo nitrificante cultivado em meio autotrófico sob condições anóxicas*. 2004. 119f Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Departamento de Engenharia Química e Engenharia de Alimentos, UFSC, Florianópolis, 2004.

KIM, J., SAKAI, M., HOSODA, A., MATSUGUCHI, T. Application of DGGE analysis to the study of bacterial community structure in plant roots and in non rhizosphere soil. *Soil Sci. Plant Nutr.* v. 45, p. 493–497, 1999.

KNOWLES, P. R.; GRIFFIN, P.; DAVIES, P. A. Complementary methods to investigate the development of clogging within a horizontal sub-surface flow tertiary treatment wetland. *Water research*, v. 44(1), p. 320-330, 2010.

KNOWLES, P.; DOTRO, G.; NIVALA, J.; GARCÍA J. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. *Ecological Engineering* v. 37, p. 99–112, 2011.

KORKUSUZ, E. A.; BEKLIOGLU, M.; DEMIRER, G. N. Treatment efficiencies of the vertical flow pilot-scale constructed wetlands for domestic wastewater treatment. *Turkish Journal of Engineering & Environmental Sciences*, v. 28(5), p. 333-344, 2004.

KUENEN, J. G. Anammox bacteria: from discovery to application. *Nature Reviews Microbiology*, v. 6, p. 320-326, 2008.

LANGERGRABER, G.; HABERL, R.; LABER, J.; PRESSL A. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. *Water Science & Technology*, v. 48, n. 5, p. 25–34, 2003.

LEVENSPIEL, O. *Engenharia das reações químicas cálculo de reatores*. 3. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 2000. 563 p.

LIÉNARD, A. Vertical flow constructed wetlands fed with raw sewage: Historical review and recent developments in France. In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 12, 2010. Veneza, Italia. *Proceedings...* Veneza: IWA, 2010.

LIEY, S.; REEB, G. Role characterization and importance of deposits at stage 1 of vertical flow constructed wetlands receiving raw sewage In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 12, 2010. Veneza, Italia. *Proceedings...* Veneza: IWA, 2010.

MALAVOLTA, E.; VITTI, G. C.; OLIVEIRA, S. A. *Avaliação do estado nutricional das plantas: princípios e aplicações*. 2.ed. Piracicaba: POTAFOS, 1997. 319p

MARCHETTO, M.; GIANOTTI, E. P.; Campos, J. R.; PIRES, R. C.; MORAES, E. M.. Estimate of denitrifying microbiota in tertiary sewage treatment and kinetics of the denitrification process using different sources of carbon. *Braz. J. Microbiol.* [online]. 2003, vol.34, n.2, p. 104-110, 2003.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. *Ambi-Água*, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009.

MATOS, A.T.; ABRAHÃO, S.S.; LO MONACO, P.A.V. SARMENTO, A.P.; MATOS, M.P. Extraction capacity of plant grown in constructed wetland systems used to dairy wastewater treatment. In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 12, 2010. Veneza, Italia. *Proceedings...* Veneza: IWA, 2010.

METCALF and EDDY, Inc. *Wastewater engineering: treatment, and reuse*. In: TCHOBANOGLOUS, G.; BURTON, F. L. (Ed.). New York. 4. ed., 2003. 1819 p.

MINAS GERAIS (Estado). Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, Diário executivo Minas Gerais de 17 de mar. 2008. *Diário Oficial de Minas Gerais*, Poder executivo, Belo Horizonte, MG, 13 de maio 2008.

MOLLE, P. French vertical flow constructed wetlands: need of a better understanding of the role of the deposit layer. In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 13, 2012. Perth, Australia. *Proceedings...* Perth: IWA, 2012.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G.; IWEMA, A. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of French systems. *Wat. Sci. Tech.*, v. 51, p. 11-21, 2005.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; GRASMICK, A.; IWEMA, A. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behavior of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Research*, v.40, n.3, p.606-612, 2006.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; GRASMICK, A.; IWEMA, A. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behavior of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Research*, v.40, n.3, p.606-612, 2006.

MOLLE, P.; PROST-BOUCLE S.; LIENARD A. Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: a full-scale experiment study. *Ecol. Eng.* v. 34 p. 23–29, 2008.

MORAES, D. C. *Influência da Sazonalidade e de Plantas na Redução da Concentração de Poluentes em Sistema de Alagados Construídos de Escoamento Vertical, com Alimentação em Pulso, Empregado para Tratar Esgoto Doméstico Bruto*. 2012. 126f Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, UFMG, Belo Horizonte, 2012.

MORVANNOU A.; CHOUBERT J-M.; VANCLOOSTER M.; MOLLE, P. Solid respirometry to characterize nitrification kinetics: A better insight for modelling nitrogen conversion in vertical flow constructed wetlands, *Water Research*, v. 45 (16), p. 4995-5004, 2011.

MUSTAFA, A.; SCHOLZ, M. Characterization of microbial communities transforming and removing nitrogen in wetlands. *Wetlands*, v. 31, p. 583-592, 2011.

OLIVEIRA, M. D.; PEREIRA, O. G.; GARCIA, R.; OBEID, J. A.; CECON, P. R.; MORAES, S. D.; SILVEIRA, P. D. Rendimento e valor nutritivo do capim-tifton 85 (*Cynodon spp.*) em diferentes idades de rebrota. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 29, p. 1949-1960, 2000.

OLSSON, L. *Effect of design and dosing regime on the treatment performance of vertical flow constructed wetlands*. 2011. 41f Dissertação (Mestrado) - Department of Physics, Chemistry and Biology, Linköpings universitet, Linköping, Sweden, 2011.

OUYANG, Y., LUO, S.M., CUI, L.H., LIU, Y.H., QIN, Z. Estimation of water dynamics in a vertical-flow constructed wetland with a growing plant species. *J. Soils Sediments*. v. 10 p. 1219–1228, 2010.

OUYANG, Y.; LUO, S. M.; CUI, L. H. Estimation of nitrogen dynamics in a vertical-flow constructed wetland. *Ecological Engineering*, v. 37, n. 3, p. 453-459, 2011.

PAREDES, D., KUSCHK, P.; MBWETTE, T. S. A.; STANGE, F.; MÜLLER, R. A.; KÖSER, H. New aspects of microbial nitrogen transformations in the context of wastewater treatment—a review. *Engineering in Life Sciences*, v. 7 n. 1, 13-25, 2007.

PLATZER, C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *Water Science Technology*, v.40, n. 3, p. 257-263, 1999.

PLATZER, C.; MAUCH, K. Soil clogging in vertical flow reed beds: Mechanisms, parameters, consequences and ... solutions? *Water Science and Technology*, v. 35, n. 5, p.175-182, 1997.

PROCHASKA, C. A., ZOUBOLIS, A. I., ESKRIDGE, K. M. Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage. *Ecological Engineering*, v. 31, n. 1, p. 57-66, 2007.

PROST-BOUCLE, S.; MOLLE P. Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: Treatment limits and operation modes. *Ecological Engineering* v. 43, p. 81–84, 2012.

RIBEIRO, K.G., PEREIRA, O.G., GARCIA, R. et al. Rendimento forrageiro e valor nutritivo capim-Tifton 85, em três frequências de corte, sob diferentes doses de nitrogênio. In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia, 35, 1998, Botucatu. *Anais...* Botucatu: SBZ, p.542-544, 1998.

RODIER, J. *Análisis de las aguas: aguas naturales, aguas residuales, agua de mar; química, fisicoquímica, bacteriología, biología*. Omega, 1990.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of environmental management*, v.112, p. 429-448, 2012.

SARMENTO, A. P.; BORGES A. C.; MATOS A. T. Effect of cultivated species and hydraulic retention time on the performance of vertical-flow constructed wetlands In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 12, 2010. Veneza, Italia. *Proceedings...* Veneza: IWA, 2010

SARMENTO, A. P.; BORGES, A. C.; MATOS, A. T. Evaluation of Vertical-Flow Constructed Wetlands for Swine Wastewater Treatment. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 223 n. 3, p. 1065-1071, 2012.

SCHWAGER, A.; BOLLER, M. Transport phenomena in intermittent filters. *Water Science and Technology*, v. 35, n. 6, p. 13-20, 1997.

SEZERINO, P. H.; PELLIZZARO B. A.; LOBO, M. A.; LAPOLLI, F. R.; PHILIPPI, L. S. Sistemas Naturais Aplicados ao Tratamento Descentralizado de Esgotos: Uso combinado de Lagoas de Estabilização e Filtros Plantados com Macrófitas Aquáticas (wetlands). In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária Ambiental, 23. 2005. *Anais...* Campo Grande: ABES, 2005.

SILVA, R. V. M. M. *Composição químico bromatológica do capim Tifton 85 e sua relação com os teores de clorofila*. 2009, 50f. Dissertação (Mestrado em ciências)- Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. 2009.

SKLARZ, M.Y.; GILLOR, O.; GROSS, A.; YAKIREVICH, A.; SOARES, M.I.M. Microbial diversity and community composition in recirculating vertical flow constructed wetlands In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 12, 2010. Veneza, Italia. *Proceedings...* Veneza: IWA, 2010

SOUSA, W. T. Z.; PANITZ, C. M. N.; THOMAZ, S. M.; PERFORMANCE of pilot-scale vertical flow constructed wetlands with and without the emergent macrophyte *Spartina alterniflora* treating mariculture effluent. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 54, n. 2, p. 405-413, 2011.

STEVIK T. K., AUSLAND G., HANSSEN J. F. , JENSSEN P., D. The influence of physical and chemical factors on the transport of *E .coli* through biological filters for wastewater purification. *Water Research*, v. 33, n. 18, p. 3701-3706, 1999.

STOTTMEISTER, U., WIEBNER A., KUSCHK, P., KAPPELMEYER, U., KÄSTNER, M., BEDERSKI, O., MÜLLER, R.A. AND MOORMANN H. Effects of plants and

microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, v. 22, p. 93-11, 2003.

TANNER, C. C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. *Water Science and Technology*, v.44, n.11-12, p.9-17, 2001.

TANNER, C.C.; CLAYTON, J.S.; UPSDELL, M.P. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands II. Removal of nitrogen and phosphorus. *Water Res*, v. 29, p. 27–34, 1995.

TIEDJE, J. M. Ecology of Denitrification and Dissimilatory Nitrate Reduction to Ammonium. In: ZEHNDER, A. J. B. *Biology of Anaerobic Microorganisms*. New York: John Wiley & Sons. Inc. 1982. p. 179-245.

TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent filters treating pond effluent. *Water Research*, v. 43, n. 7, p.1851-1858, 2009.

TYROLLER, L.; GARCÍA, J.; SANTA S.; ROUSSEAU D. Application of a tracer gas method for the measurement of oxygen transfer in a subsurface horizontal flow constructed wetland In: International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, 12, 2010. Venezia, Italia. *Proceedings...* Venezia: IWA, 2010

VACCA, G., WAND, H., NIKOLAUSZ, M., KUSCHK, P., KA"STNER, M. Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot scale constructed wetlands. *Water Res.* v. 39, p. 1361–1373, 2005.

VAN HANDEL, A. C.; MARAIS, G. V. R. *O comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações para projetos e operações*. Campina Grande: egraf, 1999 472p.

VON SPERLING, M. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos* v.1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia sanitária e Ambiental – UFMG. 2005, 452p.

VYMAZAL, J. 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, 1995. 156 p.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. *Water*, v. 2, p. 530-549, 2010.

VYMAZAL, J. Czech Republic. In: Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe. In: VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P. F.; HABERL, R.; PERFLER, R.; LABER, J. (Ed.). *Removal mechanisms and types of constructed wetlands*. Backhuys Publisher: Leiden, The Netherlands, 1998. p. 95-121.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, 2006.

WEEDON, C. A decade of compact vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*. v. 62, n. 12, p. 2790-2800, 2010.

WINTER K, J.; GOETZ, D. The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v. 48, n. 5, p. 9-14, 2003.

WOŹNIAK, R.; DITTMER, U.; WELKER, A. Interaction of oxygen concentration and retention of pollutants in vertical flow constructed wetlands for CSO treatment *Water Science & Technology*, v. 56, n. 3, p. 31-38, 2007.

YE, J.; WANG, L.; LI, D.; HAN, W.; YE, C. Vertical oxygen distribution trend and oxygen source analysis for vertical-flow constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 41, p. 8-12, 2012.

ZAHO, Y. J.; LIU, B.; ZHANG, W. G.; OUYANG, Y.; AN, S. Q. Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands in responding to variation in influent C/N ratios of simulated urban sewage. *Bioresource Technology*, v. 101, n° 6, p. 1693–1700, 2010.

ZHAO, Y-J; LI, J-H; WANG, Z-F; YAN, C.; WANG, S-B; ZHANG, J-B. Influence of the plant development on microbial diversity of vertical-flow constructed wetlands. *Biochemical Systematics and Ecology* v. 44, p. 4-12, 2012.

ZHU, G.; JETTEN, M. S.; KUSCHK, P.; ETTWIG, K. F.; YIN, C. Potential roles of anaerobic ammonium and methane oxidation in the nitrogen cycle of wetland ecosystems. *Appl Microbiol Biotechnol*, v. 86 p. 1043–1055, 2010.

ZURITA, F.; ANDA, J. DE; BELMONTC, M.A. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*. v. 35, n.5, p. 861–869, 2009.