



**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

GABRIELE LOHMANN

**CARACTERIZAÇÃO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
ESGOTO POR ZONA DE RAÍZES UTILIZANDO VARIÁVEIS
ABIÓTICAS E MICROBIOLÓGICAS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**CURITIBA
2011**

GABRIELE LOHMANN

**CARACTERIZAÇÃO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE
ESGOTO POR ZONA DE RAÍZES UTILIZANDO VARIÁVEIS
ABIÓTICAS E MICROBIOLÓGICAS**

Dissertação de mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil. Área de concentração: Meio Ambiente

Orientador: Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro.

**CURITIBA
2011**



TERMO DE APROVAÇÃO

CARACTERIZAÇÃO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO POR ZONA DE RAÍZES UTILIZANDO VARIÁVEIS ABIÓTICAS E MICROBIOLÓGICAS

GABRIELE LOHMANN

Esta dissertação foi apresentada às 14h do dia 25 de fevereiro de 2011, como requisito parcial para a obtenção do título de **MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL**, Linha de pesquisa Sustentabilidade e Recursos Hídricos, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR. O Candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho aprovado.

(aprovado / reprovado)

Prof. Dr. Thomaz Aurélio Pagioro
(Orientador - UTFPR)

Prof. Dr. Júlio Cezar Rodrigues de Azevedo
(UTFPR)

Profa. Dra. Tamara Simone Van Kaick
(UTFPR)

Profa. Dra. Edilsa Rosa da Silva
(Instituto Federal de Brasília - IFB)

Visto da Coordenação:

Prof. Dr. Rodrigo Eduardo Catai
Coordenador do PPGEC

Aos meus pais, Circe e Gernot
Aos meus irmãos, Pauline e Guilherme
E a minha oma, Elsira

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e por me dar forças pra chegar até aqui;

À minha família, sejam os que estão aqui pertinho ou aqueles que estão no RS, pelo apoio, amor, carinho e compreensão nos momentos de ausência;

Ao professor Thomaz pela oportunidade de trabalho, pela orientação, amizade e compreensão;

À professora Tamara por possibilitar o estudo da ETE em sua residência, pelas caronas, pelos conhecimentos compartilhados, pela amizade e carinho;

Ao professor Julio pelas dicas e auxílios com as análises estatísticas;

À professora Edilsa pela ajuda no desenvolvimento do trabalho e pelo conhecimento compartilhado nos anos de estágio no laboratório de microbiologia, os quais foram muito importantes para o desenvolvimento deste trabalho;

Ao professor Bruno pelas dicas, pelos livros emprestados, pelas ajudas nas correções e com a parte de microbiologia e pelo incentivo;

À professora Marlene pela compreensão com minha “bagunça” no laboratório e pelas ajudas;

À Carol, Bruna, Luiz Felipe e Emerson pelo apoio no preparo de matérias, coleta de amostras e longos períodos de análises no laboratório de microbiologia. Sem a ajuda vocês esse trabalho, dificilmente, estaria concluído;

Ao Helisson, outra pessoa fundamental para a conclusão do trabalho, pelo grande auxílio nas análises físicas e químicas;

Ao Mauricius pelas dicas, pelos materiais emprestados do Leper e pela disposição para ajudar quando necessário;

Ao meu grande amigo Augusto pelo enorme auxílio nas análises microbiológicas e estatísticas, por sua amizade e disposição;

À minha grande, e adorável, amiga Lu, apoio, dedicação, pelos passeios no centro e na feirinha, pelas lágrimas derramadas, pelos momentos alegres e pela sua amizade sem fim;

Às amigas Jéssica e Sté pela amizade, apoio, compreensão, e pelos momentos de diversão dos quais jamais esquecerei;

Aos meus colegas de mestrado e, em especial, à minha amiga Lívia, pelas caronas, pelas conversas, risadas e pela sua amizade;

Aos amigos da SMMA de Campo Largo pela amizade, compreensão e pelos momentos em que quase chorei de tanto rir: “deixa eu fala”, me diverti, muito com vocês. Em especial a minha amiga Dani pela amizade, pelas conversas e risadas e pela ajuda no trabalho, ao Nelson pelas dicas de estatística e ao Helver pela ajuda com o AutoCad e pela companhia nas “viagens” até C. Largo;

À Carla e a Naiara pelo tempo de convivência no apê, pela compreensão e amizade;

Às secretárias do PPGECC e do DAQBI, Luiza e Suely, pelo auxílio e disposição;

Aos estagiários do laboratório de microbiologia da UTFPR, em especial ao Taka, ao Luiz e ao Gabriel, pelo auxílio com o preparo e limpeza de materiais e pela compreensão com a minha “bagunça” no laboratório;

À Capes pela bolsa de mestrado fornecida;

À UTFPR ao PPGECC e ao DAQBI pela possibilidade de realização do mestrado e pela estrutura fornecida;

Ao Instituto Simepar, pelo fornecimento dos dados pluviométricos e aos funcionários deste Instituto pela disposição em enviar mensalmente os dados;

Ao amigo Diogo pelo computador virtual que facilitou, e muito, o uso dos programas estatísticos;

À Karina e Viviane pela amizade, pelas conversas e ajudas no laboratório;

E a todos que de alguma maneira contribuíram para a realização deste trabalho, meu muito obrigada!

Where do we go nobody knows
I've gotta' say i'm on my way down
God give me style and give me grace
God put a smile upon my face

....

Where do we go nobody knows
Don't ever say you're on your way down..
when God gave you style and gave you grace
And put a smile upon your face

(God Put a Smile upon Your Face-Coldplay, 2003)

RESUMO

LOHMANN, Gabriele. Caracterização de uma estação de tratamento de esgoto por zona de raízes utilizando variáveis abióticas e microbiológicas. 2011. 93 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2011.

Os sistemas de tratamento de esgotos por zona de raízes constituem-se de um leito filtrante plantado com macrófitas emergentes. Tecnologia de baixo custo e, com eficiência comprovada em inúmeros trabalhos, as Estações de Tratamento de Efluentes (ETEs) por zona de raízes apresentam grande potencial para solucionar o problema da inexistência de coleta e tratamento de esgoto em pequenas comunidades. Este trabalho teve por objetivo caracterizar uma ETE por zona de raízes de fluxo vertical com base em variáveis abióticas e microbiológicas. Através da técnica de contagem em placas e da técnica de tubos múltiplos, foi possível estimar a densidade de fungos totais, bactérias heterotróficas, coliformes totais, *Escherichia coli*, bactérias redutoras de nitrato, bactérias desnitrificantes e bactérias redutoras de sulfato presentes nos diferentes estratos do sistema. Além das análises microbiológicas, foram avaliadas as variáveis abióticas temperatura, pH, oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio total, ortofosfato e Demanda Química de Oxigênio (DQO). As análises foram realizadas em 8 locais, sendo uma referente ao efluente bruto, uma ao efluente tratado, três correspondendo à interface zona de raízes-brita e três ao filtro de areia, num total de 7 amostragens durante um ciclo sazonal. Em 5 amostragens não foi possível observar a redução do NMP de *E. coli*, apenas na Amostragem 1(C1) e na Amostragem 7 (C7) foi possível observar aproximadamente 66% e 97% de redução, respectivamente. As bactérias desnitrificantes, na maioria dos pontos e as redutoras de sulfato, com exceção da Amostragem 3 (C3), foram determinadas no valor de 1600 NMP.100mL⁻¹. A densidade de bactérias redutoras de nitrato variou, na maioria das amostragens, de 1,8 NMP. 100mL⁻¹ a 19 NMP. 100mL⁻¹. A ETE foi eficiente para a remoção de DQO e fósforo, este último com porcentagem de remoção variando de, aproximadamente, 37% a 69%. A concentração de N-amoniacal foi reduzida em todas as amostragens, com exceção da C3. O pH permaneceu próximo da neutralidade e a concentração de oxigênio dissolvido aumentou na região do filtro de areia. Ao longo do período deste estudo foi observado um baixo desenvolvimento das plantas utilizadas. Com os resultados de quantificação foi possível verificar que a biodegradação é mais intensa nos primeiros 50 cm da ETE. Observou-se redução significativa da densidade de microrganismos no filtro de areia em relação à zona de raízes. Fatores como a idade da estação, que permitiu a formação de um biofilme no filtro de brita, a presença do filtro de areia e a disponibilidade de matéria orgânica podem estar envolvidas com a redução de microrganismos. Em resumo, pode se concluir que a ETE foi eficiente para remoção de microrganismos, porém apenas nos períodos de menor precipitação pluviométrica.

Palavras-chave: Zona de Raízes. Tratamento de Esgotos. Microbiologia.

ABSTRACT

LOHMANN, Gabriele. Characterization of a root zone wastewater treatment station by using abiotic and microbiological variables. 2011. 93 p. Dissertation (Master's degree in Civil Engineering) - Post-Graduate Program in Civil Engineering, Federal University of Technology - Paraná. Curitiba, 2011.

Wastewater root zone treatment systems are constituted of a filter bed planted with emergent macrophytes. A low cost technology with treatment potential proven in numerous studies, the root zone Wastewater Treatment Station (WTS) have great potential to solve the problem of lack of wastewater collection and treatment in small communities. This study aimed to characterize a root zone WTS with vertical flow on the basis of abiotic and microbiological variables. Through the technique of plate count and the multiple tube method was possible to estimate the density of total fungi, heterotrophic bacteria, total coliforms, *Escherichia coli*, nitrate-reducing bacteria, denitrifying bacteria and sulfate-reducing bacteria in the different strata of the system. In addition to the microbiological analysis the abiotic variables temperature, pH, dissolved oxygen, ammonia nitrogen, nitrite, nitrate, total nitrogen, orthophosphate, Chemical Oxygen Demand (COD) were evaluated. Analyses were performed in eight locations, one related to raw wastewater, one of treated effluent, three corresponding to the root zone interface and three to the sand filter, in a total of seven samples during a seasonal cycle. In 5 samples did not exhibit a reduction in the MPN of *E. coli*, only in Sample 1 (C1) and Sample 7 (C7) was observed approximately 66% and 97% reduction, respectively. Denitrifying bacteria in most spots and sulfate reducers, with the exception of the Sample 3 (C3) were determined in the amount of 1600 MPN.100mL⁻¹. The density of nitrate-reducing bacteria ranged in most samples, from 1.8 MPN.100mL⁻¹ to 19 MPN.100mL⁻¹. The WTS was efficient for the removal of COD and phosphorus, the latter with removal percentage ranged from approximately 37% to 69 %. The concentration of ammonia-N was reduced in all samples, except for C3. The pH remained near neutrality and the concentration of dissolved oxygen increased in the region of the sand filter. Throughout the study period was observed a less growing of the plants. With the results of quantification it was possible verify that biodegradation is more intense in the first 50 cm of the WTS. It was observed significant reduction in the density of microorganisms in the sand filter compared with the root zone. Factors such as age of the station, which allowed the formation of a biofilm in the filter of gravel, the presence of sand filter and the availability of organic matter may be involved in the reduction of microorganisms. In summary it can be concluded that the WTS was efficient for removal of microorganisms, but only during periods of low rainfall.

Keywords: Root Zone. Wastewater Treatment. Microbiology.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquema de uma ETE por zona de raízes.....	29
Figura 2: Fluxograma do tratamento do efluente em estudo.....	42
Figura 3: Fotos da ETE estudada, tomadas em: a) meados de 2006; b) setembro de 2007.; c) novembro de 2010. Os retângulos vermelhos correspondem a área total da ETE estudada.....	43
Figura 4: Desenho esquemático da ETE por zona de raízes utilizada no presente estudo.....	45
Figura 5: Tubos para coleta: A) entrada do esgoto bruto na estação; B) tubos com 30 cm de comprimento para coleta de amostra na interface zona de raízes-brita;C) tubo de 70 cm de comprimento para coleta de amostras no filtro de areia; D) respiro para coleta do efluente tratado.....	46
Figura 6: a) Variáveis físico-químicas dos pontos EB e ET em relação aos Fatores 1 e 2; b) Relação entre as componentes principais 1 e 2 e os diferentes pontos e amostragens.....	65

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1: Valores diários da precipitação obtidos durante o período de amostragens na estação de tratamento. As setas indicam as datas em que foram realizadas as amostragens.....	54
Gráfico 2: Valores médios da precipitação obtidos nos 15 dias anteriores a cada amostragem.....	54
Gráfico 3: Valores de pH obtidos para os pontos coletados nas amostragens C2 a C7.....	55
Gráfico 4: Concentração de oxigênio dissolvido para os pontos EB a ET nas amostragens C2 a C7.....	56
Gráfico 5: Valores da concentração de A)N-total, B)N-amoniacal; C) Nitrito; D) Nitrato para os pontos EB e ET nas amostragens C2 a C7.....	57
Gráfico 6: Valores médios e desvio padrão da concentração de ortofosfato o nos pontos EB e ET durante as amostragens C2 a C7.....	62
Gráfico 7: Valores médios e desvio padrão da Demanda Química de Oxigênio nos pontos EB e ET durante as amostragens C2 a C7.....	63
Gráfico 8: Gráficos dos valores para densidade de bactérias heterotróficas nos pontos amostrados para: A)Amostragem 1; B) Amostragem 2; C) Amostragem 3; D) Amostragem 4; E) Amostragem 5; F) Amostragem 6; G) Amostragem 7.....	67
Gráfico 9: Gráficos dos valores para densidade de fungos totais nos pontos amostrados para : A)Amostragem 1; B) Amostragem 2; C) Amostragem 3; D) Amostragem 4; E) Amostragem 5; F) Amostragem 6; G) Amostragem 7.....	70
Gráfico 10: Gráficos dos valores para densidade de bactérias redutoras de nitrato nos pontos amostrados para C1 a C7.....	77
Gráfico 11: Valores de Bactérias Heterotróficas (Bac. Het.) e DQO obtidos no ponto ET, durante o período de amostragens.....	79

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Variáveis abióticas analisadas e metodologia de análise.....	48
---	----

LISTA DE ABREVIATURAS

C1 – amostragem 1

C2 – amostragem 2

C3 – amostragem 3

C4 – amostragem 4

C5 – amostragem 5

C6 – amostragem 6

C7 – amostragem 7

EB – efluente bruto

E.coli – *Escherichia coli*

ET – efluente tratado

FAA – filtro de areia A

FAB – filtro de areia B

FAC – filtro de areia C

N-amoniaco – nitrogênio amoniaco

N-NH₃ – Nitrogênio amoniaco

N-org ou N-orgânico – nitrogênio orgânico

N-total – nitrogênio total

P. australis – *Phragmites australis*

ZRA – zona de raízes A

ZRB – zona de raízes B

ZRC – zona de raízes C

LISTA DE SIGLAS

Al^{3+} – íon alumínio

AS – Agar Sabouraud

Ca^{2+} – íon cálcio

$[(\text{C}_6\text{H}_5)_2\text{NH}]$ – difenilamina

CO_2 – gás carbônico

CETEC- Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais

cm – centímetro

Comec – Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba

CTA – capacidade de troca aniônica

CTC – capacidade de troca catiônica

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina

ETE – Estação de Tratamento de Efluentes

Fe^{3+} – íon ferro

Funasa – Fundação Nacional de Saúde

H_2S – sulfeto de hidrogênio ou ácido sulfídrico

H_2SO_4 – ácido sulfúrico

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IEA – Instituto de Ecologia de Piracicaba

IPA – Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária

Mg^{2+} – íon magnésio

mL – mililitro

NaCl – cloreto de sódio

NMP – Número Mais Provável

NO_3^- – nitrato

NO_2^- – nitrito

NO – óxido nítrico

OMS – Organização Mundial da Saúde

P – fósforo

PCA- Plate Count Agar

pH – Potencial Hidrogeniônico

PLANASA – Plano Nacional de Saneamento

PO_4^- – Ortofosfato

PVC – policloreto de vinila

S^{2-} – sulfeto

Sanepar – Companhia de Saneamento do Paraná

SO_4^{2-} – sulfato

UFC – Unidades Formadoras de Colônia

Unicef – Fundo das Nações Unidas Para a infância

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	18
1.1	OBJETIVOS	20
1.1.1	Objetivo Geral	20
1.1.2	Objetivos Específicos	20
1.2	JUSTIFICATIVA	20
2	REVISÃO DE LITERATURA	22
2.1	SANEAMENTO	22
2.1.1	Esgoto doméstico	22
2.2	TRATAMENTOS CONVENCIONAIS DE EFLUENTES	23
2.3	WETLANDS	24
2.3.1	TIPOS DE WETLANDS	25
2.3.1.1	Wetlands naturais	25
2.3.1.2	Wetlands construídos	26
2.3.2	CLASSIFICAÇÃO DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS	26
2.3.2.1	Sistemas de escoamento superficial	26
2.3.2.2	Sistemas de escoamento sub-superficial	27
2.3.3	Estação de tratamento de efluentes por zona de raízes	29
2.3.3.1	Plantas utilizadas nas ETEs por zona de raízes	30
2.3.3.2	Meios suportes	31
2.3.4	Ciclos biogeoquímicos envolvidos nos sistemas de tratamento por zona de raízes	32
2.3.4.1	Remoção de microrganismos nas ETEs por zona de raízes	35
2.4	MICRORGANISMOS ENCONTRADOS NAS ETEs POR ZONA DE RAÍZES	35
2.4.1	Bactérias heterotróficas	36
2.4.2	Bactérias redutoras de nitrato, bactérias desnitrificantes e bactérias redutoras de sulfato	37
2.4.3	Coliformes Totais, Coliformes Termotolerantes e <i>Escherichia coli</i>	38
2.4.4	Fungos	39
2.4.5	Protozoários	39
2.4.6	Micrometazoários	39
3	METODOLOGIA	41
3.1	CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO	41
3.3	AMOSTRAGENS	44
3.3.1	Pontos amostrados	44
3.3.2	Coleta do esgoto bruto	45
3.3.3	Coleta de amostra na interface zona de raízes-brita	45
3.3.4	Coleta da amostra do filtro de areia	46
3.3.5	Coleta da amostra do efluente tratado	47
3.5	ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS	48
3.5.1	Diluição das amostras	49
3.5.2	Quantificação de bactérias heterotróficas	49
3.5.3	Quantificação de fungos totais	49
3.5.4	Quantificação de coliformes totais e <i>E. coli</i>	49
3.5.5	Quantificação de bactérias redutoras de nitrato	50
3.5.6	Quantificação de bactérias desnitrificantes	51
3.5.7	Quantificação de bactérias redutoras de sulfato	51

3.6	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	52
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
4.1	DETERMINAÇÃO DAS VARIÁVEIS ABIÓTICAS DA ETE POR ZONA DE RAÍZES EM ESTUDO	53
4.1.1	Caracterização da Precipitação Pluviométrica no Período de Realização das Amostragens	53
4.1.2	Potencial Hidrogeniônico	54
4.1.3	Oxigênio Dissolvido	55
4.1.4	Séries nitrogenadas.....	57
4.1.5	Fósforo.....	61
4.1.6	Demanda Química de Oxigênio	63
4.2	ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS	65
4.3	BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS E FUNGOS TOTAIS.....	66
4.4	COLIFORMES TOTAIS e <i>E.coli</i>	73
4.5	BACTÉRIAS DESNITRIFICANTES	76
4.6	SULFOBACTÉRIAS	76
4.7	BACTÉRIAS REDUTORAS DE NITRATO.....	77
4.8	COMPARAÇÃO ENTRE DQO E DENSIDADE DE BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS E LOCALIZAÇÃO DOS MICRORGANISMOS NA ETE.....	78
5	CONCLUSÃO	80
	REFERÊNCIAS	83
	ANEXOS	93

1 INTRODUÇÃO

A crescente urbanização e as ocupações irregulares têm sido apontadas como a causa de impactos relevantes, principalmente em áreas de maior fragilidade ambiental e naquelas em que há carência de sistemas de transporte, energia e saneamento. As ocupações irregulares somadas à falta de planejamento urbano têm trazido riscos às áreas de mananciais e, conseqüentemente, ao abastecimento público (PELLIZZARO; HARDT, 2006).

O crescimento populacional tem acarretado em impactos também nos grandes centros urbanos dotados de infra-estrutura. A impermeabilização do solo, seja pelas construções, calçamentos ou estrutura asfáltica, provoca aumento do escoamento superficial de águas pluviais resultando em enchentes e picos de cheias cada vez mais freqüentes (GARCIAS; SANCHES, 2009).

Como conseqüência do aumento populacional e do desenvolvimento dos centros urbanos surge à necessidade de ampliação e melhoria dos sistemas de saneamento que, conforme a Lei Federal Nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007, devem englobar o abastecimento de água potável, o esgotamento sanitário, a drenagem e manejo de águas pluviais urbanas, a limpeza urbana e o manejo de resíduos sólidos.

Em muitos locais percebe-se, ainda, que o acesso à condições adequadas de saneamento é restrito à uma parcela da população. De acordo com a Unicef (2007) 50% da população de países em desenvolvimento não dispõe de condições de saneamento adequadas. No Brasil apenas 52,2% dos 5.507 municípios apresentam sistema de esgotamento sanitário, sendo que 66,2% destes não possuem nenhum tipo de tratamento (IBGE, 2002).

A falta de acesso a condições adequadas de saneamento trazem riscos ao meio ambiente e à saúde pública causando a proliferação de vetores, a disseminação de inúmeras doenças além da contaminação do solo, ar e água.

O acesso à água tratada é um das formas de prevenção a doenças de veiculação hídrica, porém, em mananciais de abastecimento público, o lançamento irregular de esgotos dificulta o tratamento além de aumentar os custos para obtenção de água tratada de qualidade.

Além disso, o lançamento de esgoto diretamente em um corpo receptor resulta em conseqüências como a liberação de maus odores, a proliferação de algas e a mortandade de peixes (ALMEIDA; OLIVEIRA; KLIEMANN, 2007).

Os custos de instalação e a distância dos grandes centros têm restringido o acesso aos sistemas de coleta e tratamento de esgotos, principalmente em comunidades de baixa renda. Para solucionar este problema deve-se buscar por tecnologias adequadas às condições e necessidades da população a ser atendida (VAN KAICK, 2002).

Nesse contexto desenvolveram-se as Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) por Zona de Raízes, sistema baseado no plantio de macrófitas emergentes em um leito filtrante de onde o efluente a ser tratado é lançado e irá percolar (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Os sistemas por zona de raízes apresentam potencial para utilização em centros urbanos em que há, além da necessidade de atendimento de rede de esgoto, a necessidade de áreas para infiltração de água da chuva de maneira tal que reduza a taxa de escoamento superficial e, conseqüentemente, as enchentes.

A classificação das ETEs por zona de raízes é feita conforme o fluxo do efluente aplicado podendo ser de fluxo superficial ou subsuperficial e horizontal ou vertical.

A eficiência destes sistemas para remoção de poluentes já determinada em inúmeros trabalhos é dependente, basicamente, das características iniciais do efluente, do material que compõe o leito filtrante e da macrófita utilizada (VAN KAICK, 2002; ALMEIDA; OLIVEIRA; KLIEMANN, 2007).

A diversidade de microrganismos presente nestes sistemas pode ser outro fator envolvido no tratamento de efluentes nestes sistemas, principalmente no que se refere à remoção de nutrientes e matéria orgânica.

O foco deste trabalho foi identificar os diferentes microrganismos envolvidos, bem como os fatores envolvidos na presença de determinado grupo, permitindo, dessa maneira, entender a dinâmica de remoção de poluentes do sistema e identificar problemas e influências externas que possam vir a ocorrer ao longo do tempo de uso.

1.1 OBJETIVOS

1.1.1 Objetivo Geral

Caracterizar uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) por Zona de Raízes com base em variáveis abióticas e microbiológicas.

1.1.2 Objetivos Específicos

- Desenvolver uma metodologia para coleta das amostras em diferentes regiões da ETE por Zona de Raízes;
- Determinar as variáveis abióticas: temperatura, pH, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio total, ortofosfato, Demanda Química de Oxigênio (DQO).
- Estimar a quantidade de bactérias heterotróficas e de fungos totais;
- Determinar o número mais provável de Coliformes Totais e *Escherichia coli*, bactérias desnitrificantes, bactérias redutoras de sulfato e bactérias redutoras de nitrato;
- Identificar a localização dos microrganismos nos diferentes estratos da ETE;
- Analisar estatisticamente os dados obtidos.

1.2 JUSTIFICATIVA

A busca por alternativas econômicas e tecnologicamente mais adequadas para o tratamento de esgoto tem ampliado os estudos da utilização de ETEs por zona de raízes.

Os trabalhos envolvendo estes sistemas de tratamento avaliam, principalmente, a redução das variáveis como a Demanda Química de Oxigênio (DQO), a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e coliformes. No Brasil os

estudos com zona de raízes são recentes e pouco divulgados, fato este que se estende aos estudos sobre a caracterização da microbiota no filtro destes sistemas resultando numa carência de dados microbiológicos.

A qualificação e quantificação de grupos microbiológicos específicos nos diferentes estratos do filtro (zona de raízes, filtro de brita nº2 e filtro de areia grossa) podem possibilitar a análise e avaliação da eficiência do sistema de tratamento e a dinâmica dos nutrientes a partir dos ciclos biogeoquímicos.

Assim como no meio ambiente, nas ETEs por zona de raízes, provavelmente inúmeros microrganismos estão envolvidos nos processos de ciclagem de nutrientes e matéria orgânica. Uma avaliação microbiológica das ETEs permitirá identificar os principais grupos envolvidos no tratamento de efluentes por zona de raízes.

A ETE utilizada neste estudo já opera há 10 anos e sua avaliação poderá servir como modelo para outros sistemas indicando os possíveis pontos críticos a serem controlados.

Com os dados obtidos será possível aperfeiçoar estes sistemas em sua forma construtiva o que conferirá uma melhor eficiência e permitirá uma análise do seu tempo de vida útil facilitando o manejo e controle do sistema pelo próprio usuário.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 SANEAMENTO

De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS) saneamento básico define-se como “o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que exercem ou podem exercer efeitos deletérios sobre seu estado de bem estar físico, mental ou social” (HELLER, 1998).

Segundo esse mesmo autor no Brasil, em 1971, o Plano Nacional de Saneamento (PLANASA) restringiu a definição de saneamento básico como apenas ações de abastecimento de água e esgotamento sanitário.

De acordo com a Lei Federal Nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007 o saneamento básico engloba o conjunto de serviços, infra-estruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, drenagem e manejo de águas pluviais urbanas, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos.

Com o aumento da preocupação com o meio ambiente tem-se adotado uma nova terminologia para o saneamento básico - o saneamento ambiental - que conforme o Manual de Saneamento da Funasa (2006):

“É o conjunto de ações socioeconômicas que tem por objetivo alcançar Salubridade Ambiental, por meio de abastecimento de água potável, coleta e disposição sanitária de resíduos sólidos, líquidos e gasosos, promoção da disciplina sanitária de uso do solo, drenagem urbana, controle de doenças transmissíveis e demais serviços e obras especializadas, com a finalidade de proteger e melhorar as condições de vida urbana e rural.”

2.1.1 Esgoto doméstico

Os esgotos domésticos são aqueles oriundos de edificações que disponham de instalações como banheiros, lavanderias e cozinhas e é composto principalmente

de água de banho, excretas, papel higiênico, restos de comida, sabão, detergentes e águas de lavagem.

Para Campos (1999) os esgotos sanitários são constituídos, geralmente, por 98% de água, além de conter contaminantes como sólidos suspensos, compostos orgânicos, nutrientes, metais, sólidos dissolvidos, sólidos grosseiros, compostos não biodegradáveis, organismos patogênicos e, eventualmente, substâncias tóxicas.

Os esgotos domésticos são caracterizados de acordo com parâmetros físicos (como matéria sólida, temperatura, cor, odor, turbidez e variação de vazão), parâmetros químicos (matéria orgânica e matéria inorgânica) e parâmetros biológicos como os microrganismos de águas residuárias (bactérias, fungos, protozoários, vírus e algas) e indicadores de contaminação termotolerante (coliformes) (VON SPERLING, 2005).

2.2 TRATAMENTOS CONVENCIONAIS DE EFLUENTES

Os tratamentos convencionais de efluentes podem ser divididos em tratamento preliminar, primário, secundário e avançado.

O tratamento preliminar compreende a remoção de sólidos grosseiros que podem causar problemas nas unidades de tratamento sendo utilizado nessa etapa grades, desarenadores e flotores. O tratamento primário corresponde à etapa em que parte dos sólidos suspensos e da matéria orgânica são eliminados através de processos físicos como a sedimentação em decantadores. A etapa de tratamento secundário objetiva a remoção de sólidos em suspensão e de matéria biodegradável com a utilização de processos biológicos como, por exemplo, lodos ativados e sistema de lagoas. O tratamento avançado de efluentes é usado para remover contaminantes remanescentes podendo envolver processos como o uso de carvão ativado, osmose reversa e troca iônica (METCALF; EDDY, 1991).

De acordo com Chernicharo (1997) o baixo índice de atendimento por redes coletoras de esgoto juntamente com os quadros epidemiológicos e o perfil sócio econômico do Brasil demonstram a necessidade do uso de sistemas simplificados de coleta e tratamento de esgoto. A implantação destes sistemas simplificados deve levar em consideração baixos custos de operação e implantação, simplicidade

operacional e sustentabilidade do sistema. O autor apresenta como alternativas simplificadas de coleta e tratamento de esgoto os sistemas individuais de tratamento e disposição (como fossa seca, tanque séptico seguido de infiltração no solo, tanque séptico seguido de filtro anaeróbio), sistema condominial de coleta de esgotos e sistemas coletivos de tratamentos de esgoto (como, lagoa de estabilização, aplicação no solo, tanque séptico seguido de filtro anaeróbio e reator anaeróbio de manta de lodo).

2.3 WETLANDS

Segundo Salatti (2003) o termo inglês *wetlands*, também denominado áreas alagáveis, é utilizado para caracterizar diversos ecossistemas naturais que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano.

Wetlands são áreas úmidas nas quais inúmeros processos e agentes como animais, plantas, solo e luz solar interagem entre si transferindo e reciclando matéria orgânica e nutrientes (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

A utilização de plantas aquáticas no tratamento de esgotos é bastante antiga e remete aos Astecas na cidade do México (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Nos Estados Unidos o uso de sistemas naturais data de 1800 e o primeiro experimento de *wetland* construído foi projetado na Alemanha em 1952 pelo Max Planck Institut (SILVA, 2007).

A partir da década de 80 grupos de pesquisa passaram a se dedicar ao desenvolvimento de potencialidades dos *wetlands* construídos e nessa mesma época os brasileiros Salati & Rodrigues (SALATI Jr. et al., 1999) iniciaram as pesquisas de utilização de *wetlands* na melhoria da qualidade da água e no controle da poluição (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Lentamente este sistema vem sendo difundido no Brasil por meio de instituições como o Instituto de Ecologia (IEA) de Piracicaba, a Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI), a Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária (IPA) e Universidades Públicas que estudam novos modelos e formas de implantação dos sistemas (SILVA, 2007).

2.3.1 TIPOS DE WETLANDS

2.3.1.1 *Wetlands* naturais

Segundo Hammer¹ (1989 *apud* OLIJNYK, 2008) *wetlands* naturais são biomas de transição entre ambientes aquáticos e terrestres onde inúmeros agentes (como animais, plantas e solo) promovem a ciclagem e detenção de nutrientes continuamente.

Os *wetlands* naturais se destacam dentre os processos de autodepuração por serem áreas inundadas que desenvolvem vegetação adaptada e com valor ecológico quanto à melhoria da qualidade da água (COSTA, 2003).

Salatti (2003) destaca que estes sistemas desempenham importantes funções dentro dos ecossistemas em que estão inseridos, como:

- Regularização de fluxos de água e controle de enchentes;
- Capacidade de modificar e controlar a qualidade das águas;
- Propiciar a reprodução e alimentação da fauna aquática;
- Área de refúgio para a fauna terrestre;
- Controle da erosão.

Wetlands naturais podem ainda ser utilizados tanto para tratamento de esgotos quanto para destino final, porém não havendo controle algum sobre a infiltração do esgoto aplicado (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Devido à falta de controle da infiltração do esgoto aplicado em *wetlands* naturais têm se introduzido o uso de sistemas de *wetlands* artificiais denominadas de *wetlands* construídos (LAUTENSCHLAGER, 2001).

1 HAMMER, Donald A. (ed). *Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural*. Chelsea, Michigan: Lewis publishers, INC, 1989. 831 p.

2.3.1.2 *Wetlands* construídos

Também conhecidos como zona de raízes, leito de raízes, terras úmidas artificiais, terras úmidas construídas, áreas alagadas construídas, leitos cultivados com macrófitas, fito-ETARs, fitolagunagem e solo-planta os *wetlands* construídos permitem a percolação da massa líquida em um tanque preenchido com determinado substrato que serve de base para o desenvolvimento da espécie vegetal (SILVA, 2007; VICZNEVSKI, 2003).

Os sistemas de tratamento de esgotos do tipo *wetlands* construídos surgiram como alternativa aos *wetlands* naturais, pois impedem a dispersão do efluente no solo e nos corpos d'água (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

2.3.2 CLASSIFICAÇÃO DOS WETLANDS CONSTRUIDOS

Os *wetlands* construídos dividem-se em dois grandes grupos: sistemas de escoamento superficial e sistemas de escoamento sub-superficial.

2.3.2.1 Sistemas de escoamento superficial

Em *wetlands* de escoamento superficial o líquido lançado, água ou esgoto, escoam sobre a superfície do solo (OLIJNYK, 2008). Os sistemas de escoamento superficial possuem propriedades em comum com lagoas facultativas, ocorrendo à presença de algas ou macrófitas aquáticas na massa líquida (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Estes últimos autores subdividem os sistemas de escoamento superficial de acordo com a predominância de macrófitas, a saber:

- Sistema de escoamento superficial com macrófitas emergentes;

Neste sistema os caules, folhas e flores das macrófitas se estendem acima do nível da massa líquida.

- Sistema de escoamento superficial com macrófitas flutuantes;

Nos sistemas com macrófitas flutuantes uma ou várias espécies de plantas vasculares flutuantes e tolerantes as condições de saturação de água podem se desenvolver.

- Sistema de escoamento superficial com macrófitas de folhas flutuantes e solo enraizado;

O que diferencia estes sistemas dos demais é o crescimento da estrutura radicular das plantas que permanecem enraizadas a um meio suporte.

- Sistema de escoamento superficial com substrato flutuante;

Substratos flutuantes podem ser formados por algumas macrófitas dando origem a um emaranhado de matéria orgânica onde novas espécies podem se fixar e crescer.

- Sistema de escoamento superficial com macrófitas submersas;

Este sistema está associado a tipos específicos de macrófitas que permanecem suspensas na massa líquida e que podem ou não estar enraizadas no sedimento.

2.3.2.2 Sistemas de escoamento sub-superficial

Os sistemas de escoamento sub-superficial são classificados de acordo com a indução de fluxo hidráulico em: sistemas de fluxo horizontal, sistemas de fluxo vertical e sistemas híbridos (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

- Sistemas de fluxo horizontal;

Os sistemas de fluxo horizontal recebem essa denominação porque o esgoto é alimentado na zona de entrada e percola através do material filtrante em um caminho horizontal até a saída (COOPER, 1999).

Enquanto percorre o sistema o esgoto entra em contato com zonas aeróbias, anaeróbias e anóxicas. A camada aeróbia é mais evidente no entorno das raízes, pois estas tendem a transportar o oxigênio das partes aéreas para as raízes. Nas

camadas mais profundas do leito encontram-se as regiões anóxicas e anaeróbia (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Segundo Cooper (1999) esse tipo de sistema é satisfatório para remoção de sólidos suspensos e bactérias; remoção de DBO até uma capacidade de transferência de oxigênio e desnitrificação, porém deixa a desejar na nitrificação e no tratamento secundário devido a sua limitada capacidade de transferência de oxigênio.

- Sistemas de fluxo vertical;

Sistemas de fluxo vertical são módulos escavados no terreno, com superfície plana, preenchidos com material filtrante (mais comumente areia e brita) e impermeabilizados no fundo para impedir a percolação do efluente a ser tratado (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

O esgoto é alimentado intermitentemente e vai sendo drenado gradual e verticalmente através do leito filtrante até atingir a parte inferior onde é coletado por um sistema de drenagem (OLIJNYK, 2008).

Para Silva (2007) o sentido do fluxo pode ser ascendente ou descendente sendo este último o mais recomendado uma vez que o desenvolvimento da planta ocorre nas primeiras camadas e as raízes são responsáveis pela absorção de nutrientes do esgoto e pela manutenção de microrganismos que participam do tratamento.

- Sistemas híbridos.

Os sistemas híbridos ou combinados são a associação dos sistemas de fluxo vertical e horizontal (OLIJNYK, 2008; PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

De acordo com Cooper et al. (1999) a combinação dos sistemas de fluxo vertical e horizontal é utilizada para complementação e melhoria da eficiência do processo.

2.3.3 Estação de tratamento de efluentes por zona de raízes

Os sistemas de tratamento de esgoto do tipo *wetlands* construídos, ou zona de raízes como também são conhecidos, são sistemas físico-biológicos idealizados segundo a lógica da utilização dos biofiltros constituídos por raízes, como demonstrado na Figura 1 (VAN KAICK, 2002).

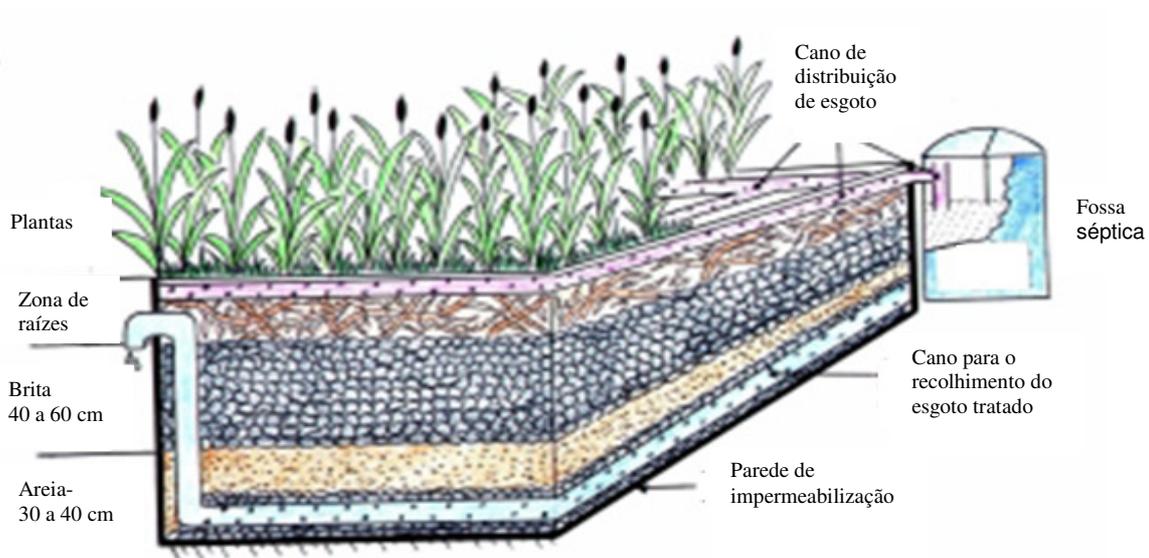


Figura 1: Esquema de uma ETE por zona de raízes

Fonte: Adaptado de Van Kaick (2002)

A camada constituída pelo solo preso a mucilagem das raízes e os pêlos radiculares, e que contém uma variada quantidade de microrganismos e de células descamadas da coifa, é chamada de rizosfera (RAVEN; EVERT; EICHHORN, 2001).

A rizosfera no sistema de zona de raízes é uma zona aeróbia com intensa atividade microbiológica a qual é favorecida pela capacidade de transporte de oxigênio atmosférico pelas partes superiores (folhas, caules e hastes) até a zona de raízes onde ocorre a transformação da matéria orgânica (NAIME; GARCIA, 2005).

Estudos, como o de Almeida, Oliveira e Kliemann (2007), confirmam que a atividade das plantas propicia um aumento da concentração de oxigênio na região das raízes.

Zanella (2008) apresenta como vantagens do sistema de zona de raízes:

- Estética favorável quando se utiliza plantas ornamentais o que possibilita a transformação do local em parques e ambiente para passeio sem comprometer a aceitação da população;
- Economia de água de irrigação das culturas vegetais utilizadas no tratamento de efluentes;
- O esgoto pode tornar-se uma fonte de nutrientes para as plantas substituindo fertilizantes industrializados;
- O uso de plantas ornamentais com valor comercial possibilita sua comercialização revertida em renda para pequenas comunidades por exemplo.

2.3.3.1 Plantas utilizadas nas ETEs por zona de raízes

A espécie da planta utilizada no tratamento com *wetlands* pode influenciar a diversidade das comunidades presentes na rizosfera.

Ao realizarem ensaios em *wetlands* plantadas com *Phragmites australis* e não plantadas, Vacca et al. (2005) verificaram que a planta não influenciou na remoção de bactérias, mas estimulou o crescimento de bactérias específicas. Edwards et al. (2006) afirmam que as plantas afetam indiretamente o funcionamento de *wetlands* devido a sua capacidade de absorver nutrientes.

Segundo Ambros (1998) ² citado por Van Kaick (2002) 150 espécies de plantas já são conhecidas para serem utilizadas em ETEs por zona de raízes dentre as quais o autor sugere com resultados comprovados as espécies: *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Acorus calamus*, *Iris pseudacorus*, *Schoenoplectus lacustris*.

² AMBROS; EHRHARDT; KERSCHBAUMER. Pflanzen-kläranlagen selbst gebaut. Stuttgart: L. S. Verlag, 1998. 148 p.

Trabalhos referentes ao tratamento de esgoto utilizando *wetlands* construídos, verticais ou horizontais, têm avaliado o uso de uma vasta gama de espécies vegetais nestes tratamentos.

Estudos e pesquisas realizados no exterior, como os de Konnerup, Koottatep e Brix (2009) na Tailândia, de Belmont e Metcalfe (2003) no Canadá, de Zurita, Anda e Belmont (2009) no México, Vacca et al. (2005) na Alemanha, Zemanová et al. (2009) na República Tcheca e Sleytr et al. (2009) na Áustria tem apontado para o uso de espécies como *Heliconia psitacorum*, *Canna generalis*, *Zantedeschia aethiopica*, *Strelitzia reginae*, *Agapanthus africanus* e *Phragmites australis* em sistemas de *wetlands* construídos.

No Brasil, Van Kaick (2002) utilizou *Cladium mariscus* em *wetlands* construídos de fluxo vertical subsuperficial na Ilha Rasa em Guaraqueçaba-PR, no estado de Goiás, Almeida, Oliveira e Kliemann (2007) avaliaram diferentes espécies como *Typha angustifolia*, *Hedychium coronarium*, *Coix lacryma-jobi* e *Urochloa mutica* e Olijnyk (2008) em Santa Catarina utilizou *Typha domingensis* para o tratamento de esgotos em sistemas do tipo zona de raízes.

2.3.3.2 Meios suportes

O meio suporte exerce dupla função em ETEs por zonas de raízes: filtração e suporte para o desenvolvimento das plantas. O meio suporte tem um importante papel na filtração dos sólidos em suspensão presente nos efluentes e isto explica a nomenclatura de filtros.

Outros processos como adsorção e degradação biológica estão relacionados ao material filtrante, sendo de fundamental importância o conhecimento das características destes materiais (OLIJNYK, 2008). A condutividade hidráulica (ou permeabilidade) é uma das características que deve ser estudada, pois esta é a propriedade que o material filtrante tem de permitir o escoamento de massa líquida através dele.

Os meios suportes utilizados variam de brita a solos com baixo teor de argila, devendo apresentar simultaneamente permeabilidade elevada, alta capacidade de troca catiônica e alta atividade microbológica.

2.3.4 Ciclos biogeoquímicos envolvidos nos sistemas de tratamento por zona de raízes

A Ciclo do Carbono

A partir da fotossíntese, realizada por organismos fotoautotróficos, dá-se início ao ciclo do carbono quando o CO_2 é incorporado em compostos orgânicos. Na etapa seguinte os compostos orgânicos são consumidos por microrganismos quimioheterotróficos e animais que utilizam parte das moléculas orgânicas para suprir a energia necessária. O CO_2 é novamente liberado na atmosfera com o processo de respiração. A outra parte da matéria orgânica é liberada através de excretas ou após a morte dos organismos quando a ação de microrganismos degrada e o CO_2 retorna para a atmosfera. Além disso, a ação de bactérias metanogênicas em ambientes anaeróbios ricos em matéria orgânica provoca a formação de gás metano (CH_4) o qual pode ser oxidado a CO_2 (CETESB, 2004).

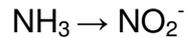
Em ambientes aquáticos o ciclo do carbono compreende além da fração orgânica a fração inorgânica resultante da dissociação dos íons CO_2 na água (carbono inorgânico livre ($\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$), íons bicarbonato (HCO_3^-) e carbonato (CO_3^{2-})) (ESTEVES, 1998).

B Ciclo do Nitrogênio

O ciclo do nitrogênio divide-se em quatro estágios principais: amonificação, nitrificação, desnitrificação e assimilação.

Amonificação ou mineralização do nitrogênio (N) é o processo no qual N-orgânico (contido em proteínas, aminoácidos, ácidos nucleicos e nucleotídeos) é transformado em amônia (NH_3) (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; RAVEN; EVERT; EICHHORN, 2001; RICKLEFS, 1996).

Nitrificação é o processo de transformação biológica do N-amoniaco em nitrato (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; RAVEN; EVERT; EICHHORN, 2001). A nitrificação é realizada por organismos quimioautotróficos específicos como a *Nitrosomonas* e envolve a oxidação, primeiramente, da amônia para o nitrito e então do nitrito para o nitrato (RICKLEFS, 1996):



A nitrificação exige a presença de oxigênio o qual serve como receptor de elétrons, no entanto em ambientes anaeróbios como solos alagados e sedimentos o nitrato e o nitrito podem servir como receptores de elétrons revertendo à reação de nitrificação (RICKLEFS, 1996):



Segundo Tortora, Funke e Case (2005) o nitrogênio na forma de nitrato obtido no processo de nitrificação já está completamente oxidado e não apresenta potencial energético para utilização biológica, porém este pode ser utilizado como aceptor final de elétrons por microrganismos que obtém energia através da degradação de matéria orgânica na ausência de oxigênio.

Desnitrificação, portanto, é um processo anaeróbio no qual bactérias quimioheterotróficas reduzem nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e nitrogênio gasoso (RAVEN; EVERT; EICHHORN, 2001; PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

No processo de assimilação o nitrogênio inorgânico, principalmente o nitrato que está mais acessível, é absorvido pela planta, reduzido a amônio no interior da sua célula e é rapidamente incorporado em compostos orgânicos (RAVEN; EVERT; EICHHORN, 2001).

C Ciclo do Fósforo

O ciclo do fósforo envolve modificações de formas solúveis para insolúveis e de fosfato orgânico para inorgânico (TORTORA; FUNKE; CASE, 2005).

O ciclo do fósforo envolve os seguintes processos:

Mineralização:

Fósforo orgânico oriundo, por exemplo, de fosfolipídeos e ácidos nucleicos são microbiologicamente transformados em ortofosfato através de enzimas fosfatases;

Assimilação:

Incorporação de fósforo em macromoléculas celulares;

Precipitação de compostos de fósforo:

A presença de íons como Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{3+} e Al^{3+} e o pH do meio controlam a solubilidade do ortofosfato. A formação de precipitados indica a formação de compostos insolúveis.

Solubilização microbiológica de fósforo insolúvel:

A atividade metabólica dos microrganismos pode provocar alterações nas características do meio possibilitando a solubilização de compostos de fósforo antes precipitados.

D Ciclo do Enxofre

O enxofre na natureza pode ser encontrado em diferentes estados de oxidação, sendo o sulfeto de hidrogênio (H_2S) a sua forma mais reduzida e o ânion sulfato (SO_4^{2-}) a sua forma mais oxidada (MADSEN, 2008).

Os compostos orgânicos contendo enxofre podem ser mineralizados anaeróbica e aerobicamente. Na mineralização aeróbia enzimas sulfatases degradam ésteres de sulfato formando SO_4^{2-} . No processo anaeróbio aminoácidos contendo enxofre são degradados a compostos sulfurosos inorgânicos ou mercaptanas que são compostos sulfurosos odorantes.

Segundo Madigan, Martinko e Parker (2004) o sulfeto de hidrogênio se forma principalmente pela redução bacteriana de sulfato ou, ainda, pode ser formado por emissões geoquímicas de vulcões e fontes de enxofre. A forma de sulfeto predominante no ambiente depende do pH, em pH menor que 7 predominam o H_2S e em pH maior que 7 predomina o HS^- e o S^{2-} . A produção de sulfeto é restrita há locais com disponibilidade de matéria orgânica que é utilizada como doadora de elétrons.

2.3.4.1 Remoção de microrganismos nas ETEs por zona de raízes

O tratamento por zona de raízes é uma alternativa que pode dispensar um tratamento terciário, como a desinfecção, uma vez que possibilita a remoção de coliformes com tecnologia simples e barata (ALMEIDA, OLIVEIRA e KLIEMANN, 2007).

De acordo com IWA³ *Specialist Group on use of Macrophytes* (2000) apud Philippi e Sezerino (2004) a remoção de organismos patogênicos em ETE por zona de raízes envolve fatores físicos, químicos e biológicos. Os fatores físicos de remoção podem ser a filtração, a exposição aos raios ultravioleta e a sedimentação.

A remoção a partir de fatores químicos engloba a oxidação, exposição a biocidas eventualmente excretados pelas raízes das plantas e absorção pela matéria orgânica. Biologicamente, os patógenos podem ser eliminados pela predação de nematóides e protistas, ataque de bactérias e vírus ou por morte natural.

Vacca et al. (2005) obtiveram uma remoção de coliformes maior que 99% em *wetlands* construídas e plantadas com *Phragmites australis* e afirmam que estes resultados dependem da planta e do filtro utilizado no sistema e da operação do mesmo.

Almeida e Almeida (2005) atingiram níveis de remoção de coliformes do esgoto próximo a totalidade em sistema de zona de raízes.

2.4 MICRORGANISMOS ENCONTRADOS NAS ETEs POR ZONA DE RAÍZES

Segundo Decamp, Warren e Sanchez (1999) filtros plantados com macrófitas são extremamente heterogêneos se comparados a outros sistemas biológicos de tratamento, pois apresentam uma ampla variedade de micro habitats que permitem o desenvolvimento de inúmeros microrganismos.

³ IWA Specialist Groupon Use of Macrophytes in Water Pollution (2000). Constructes *Wetlands* for Pollution Control: Process Performance, Design and Operation. Scientific and Technical Report. n. 8. London, England: IWA Publishing. 156 p.

As bactérias são o grupo mais representativo nestes ambientes, contudo outros microrganismos estão presentes, como, os protozoários e os micrometazoários (BENTO, 2000⁴ *apud* PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

A microbiota presente em sistemas de tratamento de efluentes, o desenvolvimento de bactérias, fungos, algas, protozoários, rotíferos e nematóides específicos e a variabilidade destes é extremamente dependente das características químicas do efluente e do sistema de tratamento. (BENTO et al., 2002; McKINNEY, 2004).

Assim como em sistemas convencionais, nas ETEs por zona de raízes, provavelmente bactérias, fungos e protozoários sejam os principais envolvidos no sistema de tratamento de esgotos.

A caracterização dos microrganismos presentes e a determinação de grupos predominantes pode-se tornar uma ferramenta para avaliação de um sistema de zona de raízes, por exemplo. Identificar grupos predominantes, como as bactérias heterotróficas, auxiliam na verificação da dinâmica de remoção de matéria orgânica e nutrientes no sistema de forma a atender aos padrões de lançamento.

2.4.1 Bactérias heterotróficas

Bactérias heterotróficas são aquelas que utilizam compostos orgânicos como sua principal fonte de carbono (PELCZAR; CHAN; KRIEG, 1996).

O *Bergey's Manual of Determinative Bacteriology* (2000) define um organismo heterotrófico como incapaz de usar o dióxido de carbono como única fonte de carbono necessitando, portanto, de pelo menos um composto orgânico.

Na presença de oxigênio as bactérias heterotróficas aeróbias oxidam a matéria orgânica presente no meio a compostos mais simples como água e gás carbônico. Neste processo as bactérias consomem o oxigênio presente no meio e

4 BENTO, A. P. Caracterização da microfauna no sistema insular de tratamento de esgotos de Florianópolis/SC: um instrumento de controle operacional e avaliação da eficiência do processo. Florianópolis-SC, 2000, 131 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina.

obtêm energia para crescer e se reproduzir enquanto houver oxigênio e matéria orgânica disponível (VON SPERLING, 2005).

A contagem de bactérias heterotróficas auxilia na avaliação da eficiência de sistemas de tratamento de água e é utilizada como parâmetro de qualidade de água pelo Ministério da Saúde (HELLER, PÁDUA, 2006; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004).

2.4.2 Bactérias redutoras de nitrato, bactérias desnitrificantes e bactérias redutoras de sulfato

As bactérias redutoras de nitrato são microrganismos anaeróbios facultativos e heterotróficos que utilizam o nitrato como aceptor final de elétrons. Microrganismos são capazes de reduzir o nitrato por duas vias desassimilativas, uma parcial e outra completa. Na via parcial o nitrato é reduzido à amônia tendo como produto intermediário o nitrito. Na via completa ocorre a redução de nitrato a nitrogênio gasoso por meio das bactérias desnitrificantes (GARBOSA, 2003; ROCHA, 2006; SOUSA, 2009).

As bactérias desnitrificantes desenvolvem um importante papel em sistemas de tratamento de esgoto. Estas bactérias, heterotróficas facultativas, promovem remoção de nitrogênio por meio da redução do nitrato ou nitrito a nitrogênio gasoso melhorando a qualidade do efluente por eliminar um agente causador da eutrofização (MENDONÇA, 2002).

Bactérias desnitrificantes são normalmente abundantes no esgoto doméstico existindo também em outros ambientes (ARCEIVALA, 1981⁵ *apud* MENDONÇA, 2002). Sendo *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Bacillus*, *Brevibacterium*, *Mirococcus*, *Flavobacterium*, *Lactobacillus*, *Proteus*, *Spirillum* os gêneros de bactérias desnitrificantes mais freqüentemente encontrados na natureza (MENDONÇA, 2002; BITTON, 2005).

As bactérias redutoras de sulfato são microrganismos quimiolitotróficos que obtêm energia a partir da oxidação de compostos inorgânicos reduzindo íons sulfato a sulfeto. Encontradas em ambientes como a microbiota intestinal de seres humanos

⁵ ARCEIVALA, S. J. Wastewater treatment and disposal. Nova York, Estados Unidos: Marcel Dekker, 1981.

e animais saudáveis estas bactérias, também, exercem papel fundamental na degradação de matéria orgânica (HEGGENDORN, et al. 2009). Estas bactérias utilizam o sulfato como receptor final de elétrons num processo de pequena escala em que envolve a incorporação de enxofre na proteína celular o qual é posteriormente degradado nas atividades metabólicas (POSTGATE, 1965).

2.4.3 Coliformes Totais, Coliformes Termotolerantes e *Escherichia coli*

Subgrupo da família *Enterobacteriaceae* o grupo dos coliformes totais inclui apenas as enterobactérias capazes de fermentar lactose com produção de gás num período de 24 a 48 horas a 35°C. Neste grupo encontram-se bactérias do trato gastrointestinal de humanos e outros animais de sangue quente (*E. coli*) e bactérias não entéricas (como, por exemplo, *Citrobacter*, *Enterobacter*, *Klebsiella* e *Serratia*) (CETESB, 2004).

O grupo coliformes termotolerantes é considerado um subgrupo dos coliformes totais que compreende os microrganismos capazes de fermentar a lactose em 24 horas à temperatura de 44,5-45,5°C. Além das enterobactérias originárias do trato gastrointestinal (*E. coli*) este grupo também inclui microrganismos de origem não termotolerante como, por exemplo, *Klebsiella pneumoniae*, *Enterobacter agglomerans*, *Enterobacter aerogenes*, *Enterobacter cloacae* e *Citrobacter freundii* (SILVA et al., 2007).

A *E.coli* é uma bactéria, pertencente ao grupo dos coliformes termotolerantes, encontrada em diversos ambientes sujeitos à contaminação fecal recente. Indicadora de eventual presença de patógenos a *E.coli* é utilizada como padrão de qualidade e potabilidade da água para consumo humano. Atualmente há uma tendência da utilização de *E.coli* como indicador de contaminação fecal tendo em vista que esta bactéria é que dá garantia de contaminação exclusivamente fecal, seja ela humana ou animal (VON SPERLING, 2005; MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2004).

2.4.4 Fungos

Os fungos são organismos eucarióticos multicelulares ou unicelulares (no caso das leveduras), Aeróbicos ou anaeróbicos facultativos que podem crescer em ambientes ácidos (TORTORA; FUNKE; CASE, 2005).

Fungos obtêm carbono e energia a partir de compostos orgânicos desempenhando, portanto, um importante papel na ciclagem de nutrientes (BITTON, 2005).

2.4.5 Protozoários

Protozoários são importantes organismos unicelulares e heterotróficos capazes de absorver matéria dissolvida e particulada, como bactérias (BITTON, 2005).

Segundo Bento (2000) ⁶ citado por Philippi e Sezerino (2004) a identificação e quantificação dos protozoários em filtros plantados com macrófitas aliada aos conhecimentos da ecologia destes organismos podem ser de grande importância para manutenção e operação dos sistemas.

2.4.6 Micrometazoários

Os micrometazoários auxiliam no tratamento de efluentes através de mecanismos como (PHILIPPI; SEZERINO,2004):

- Manutenção da população de bactérias saudáveis;
- Recirculação de nutrientes essenciais;

⁶ BENTO, A. P. Caracterização da microfauna no sistema insular de tratamento de esgotos de Florianópolis/SC: um instrumento de controle operacional e avaliação da eficiência do processo. Florianópolis-SC, 2000, 131 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina.

- Aumento da penetração de oxigênio prevenindo condições anaeróbias;
- Diminuição da turbidez do efluente por consumirem bactérias dispersas;
- Produção de muco que auxilia na biofloculação;
- Redução de DBO através do consumo de bactérias e sólidos em suspensão;
- Favorecimento ao balanço ecológico do sistema.

3 METODOLOGIA

3.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DE ESTUDO

A ETE utilizada neste estudo localiza-se no município de Piraquara, região metropolitana de Curitiba, no Condomínio Resort Fazenda. Localizada geograficamente pelas coordenadas 25º.26'10.25"S e 49º.02'24.31"O, Piraquara está a 897 m de altitude e apresenta clima temperado do tipo Cfb (com chuvas de verão e verões brandos) de acordo com a classificação de Köppen.

O Condomínio Resort Fazenda está localizado no município de Piraquara na Rua Jacob Valenga nº 2771, Bairro Vila Franca entre as Áreas de Proteção Ambiental (APAs) dos rios Piraquara e Iraí. Com licença para loteamento aprovada antes de vigorar a Lei Estadual nº 8935/89, a qual proíbe o parcelamento do solo de alta densidade demográfica (loteamentos, desmembramento e conjunto habitacional) nas bacias de mananciais, o Resort Fazenda foi construído no ano de em 1990 em área de manancial.

A área em questão, anteriormente, era uma fazenda utilizada para criação de cavalos com áreas de pastagens e plantação de milho. Atualmente as áreas de plantio e pastagens foram destinadas ao loteamento sendo mantidas nas demais áreas os remanescentes florestais.

Em 2007, através da Lei Municipal nº 903/2007, o Resort foi considerado expansão urbana e incorporado ao Plano Diretor do município de Piraquara. O condomínio necessita, ainda, regularizar sua situação junto a Coordenação da Região Metropolitana de Curitiba (Comec) de maneira tal que seja enquadrado como condomínio horizontal e regularizando os terrenos para facilitar a comercialização dos mesmos. Para proceder à regularização do condomínio, a Comec exige que sejam apresentados sistemas adequados para o tratamento de esgoto. A inviabilidade da instalação de rede de esgoto pela Companhia Paranaense de Saneamento (Sanepar) e as características do solo fortaleceram a busca por tecnologias de tratamento individuais mais adequadas como as ETEs por zona de raízes.

3.2 CARATERIZAÇÃO DA ETE POR ZONA DE RAÍZES EM ESTUDO

A estação de tratamento estudada foi montada no ano de 2000 e é do tipo sub-superficial de fluxo vertical plantada com copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*). As dimensões da ETE correspondem a 1 m de largura, 2 m de comprimento e 1 m de altura totalizando 2 m³ de volume.

O leito filtrante da estação ocupa 1,0 m de altura e é composto de 2 estratos, um de areia grossa e outro de brita nº 2, ambos ocupando 50 cm de altura cada um.

A ETE é utilizada como tratamento secundário dos esgotos domésticos cuja vazão de entrada é de aproximadamente 0,2 m³.dia⁻¹. O tratamento primário esquematizado na Figura 2 compreende etapas de equalização, flotação em caixa de gordura, decantação e digestão em fossa séptica e adsorção em carvão vegetal conforme descrito nos parágrafos seguintes.

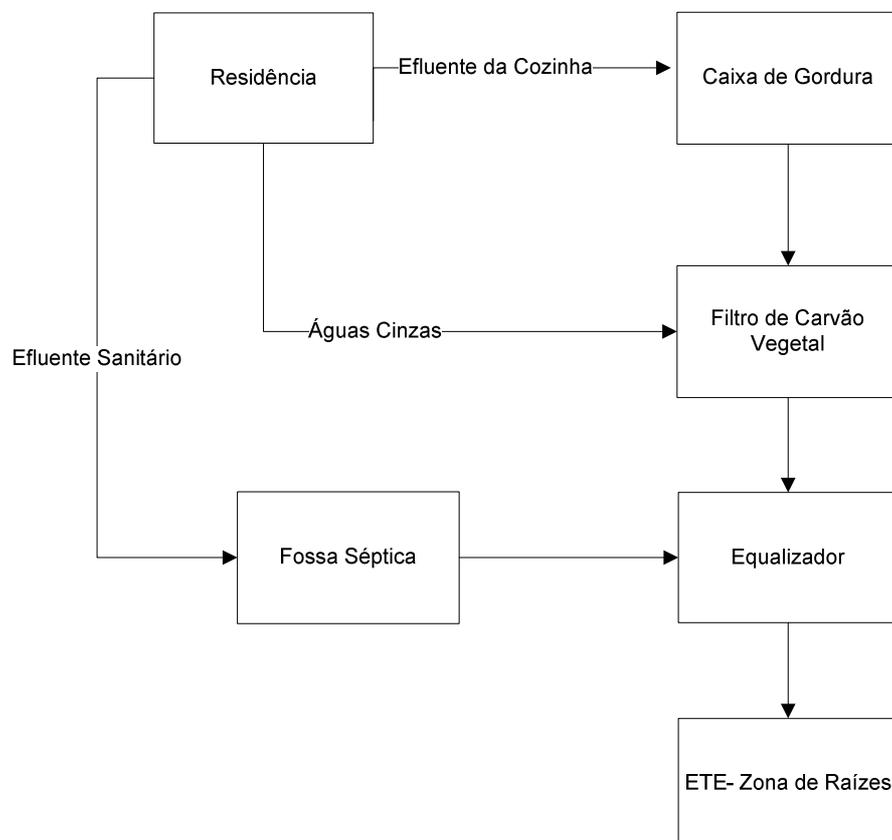


Figura 2: Fluxograma do tratamento do efluente em estudo

O esgoto oriundo de vasos sanitários primeiramente é encaminhado à fossa séptica com volume de 0,2 m³. O esgoto da pia passa por uma caixa de gordura com 0,2 m³ de volume e por 2 caixas de passagem com 0,2 m³ contendo carvão vegetal. As águas cinzas (da máquina de lavar roupa e do chuveiro) são, inicialmente, encaminhados para os filtros de carvão vegetal que remove os surfactantes. Após os respectivos pré-tratamentos os esgotos são misturados em uma caixa de equalização, com volume de 0,2 m³, de onde são encaminhados a ETE por zona de raízes (Figura 3).

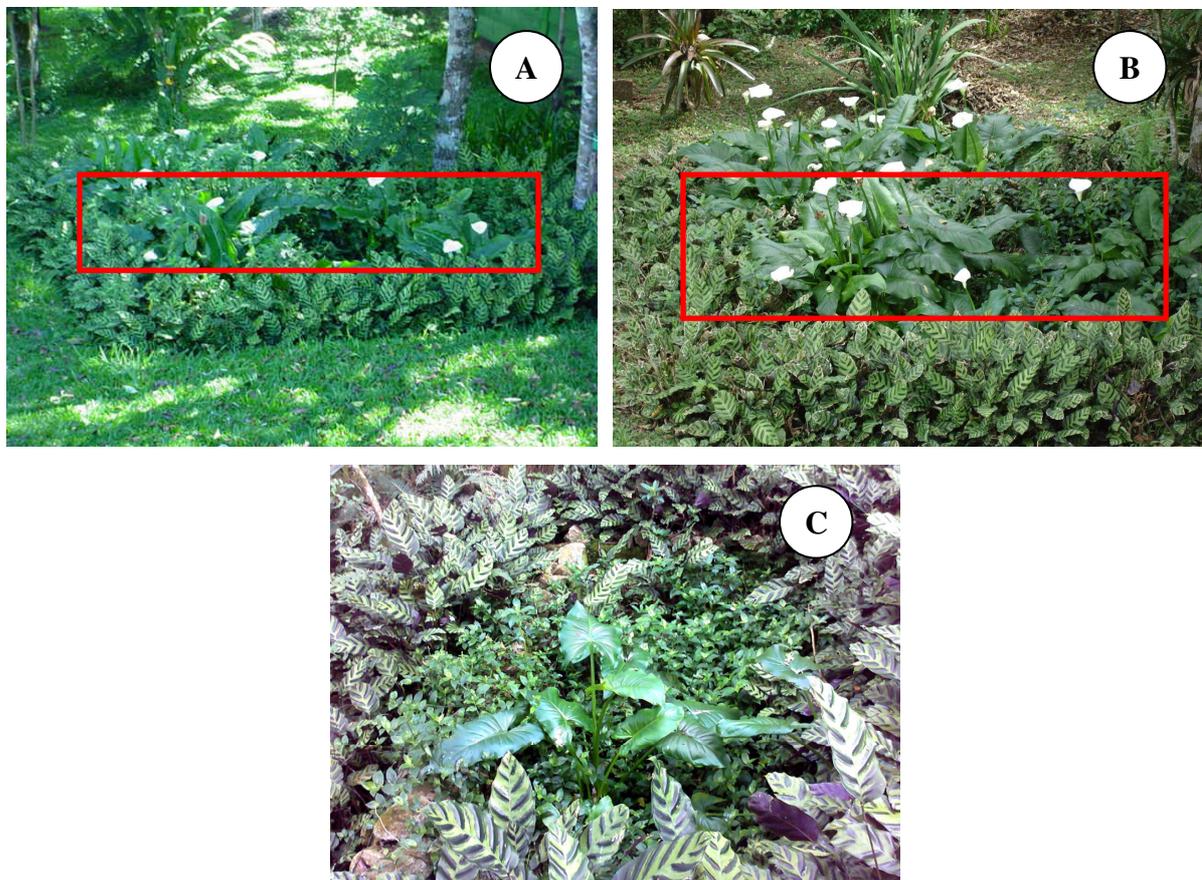


Figura 3: Fotos da ETE estudada, tomadas em: a) meados de 2006; b) setembro de 2007.; c) novembro de 2010. Os retângulos vermelhos correspondem a área total da ETE estudada

3.3 AMOSTRAGENS

Foram realizadas 7 amostragens em 7 diferentes meses sendo: a amostragem 1 (C1) em 17 de novembro de 2009, a amostragem 2 (C2) em 03 de dezembro de 2009, a amostragem 3 (C3) em 08 de fevereiro de 2010, a amostragem 4 (C4) em 30 de abril de 2010, a amostragem 5 (C5) em 02 de julho de 2010, a amostragem 6 (C6) em 03 de setembro de 2010 e a amostragem 7 (C7) em 12 de novembro de 2010.

Em cada amostragem, com exceção da C1, foram retiradas 8 amostras das quais: uma corresponde ao efluente bruto (EB), uma ao efluente tratado (ET), três correspondem à interface zona de raízes e brita (ZR) e três ao filtro de areia (FA). Para C1 foram retiradas apenas efluente bruto, uma amostra da zona de raízes, uma amostra do filtro de areia e o efluente tratado.

O material amostrado foi transferido para garrafas de vidros estéreis e foram mantidas em caixas de isopor contendo gelo para o transporte até o laboratório conforme recomendado pelo Standard Methods (APHA, 2005).

3.3.1 Pontos amostrados

Além dos efluentes bruto (EB) e tratado (ET) amostrados para verificar a eficiência do sistema, foram analisados a região da zona das raízes (ZR) e o início da região do filtro de areia (FA), conforme identificado na Figura 4. Optou-se por estes pontos para determinar a densidade de microrganismos em cada região e assim verificar as possíveis diferenças entre estes. Para cada uma destas regiões optou-se em trabalhar com réplicas, as quais representam as regiões laterais e centrais da ETE, a fim de verificar se existe diferença significativa entre elas e, conseqüentemente, se o fluxo de esgoto ao longo da estação é homogêneo.

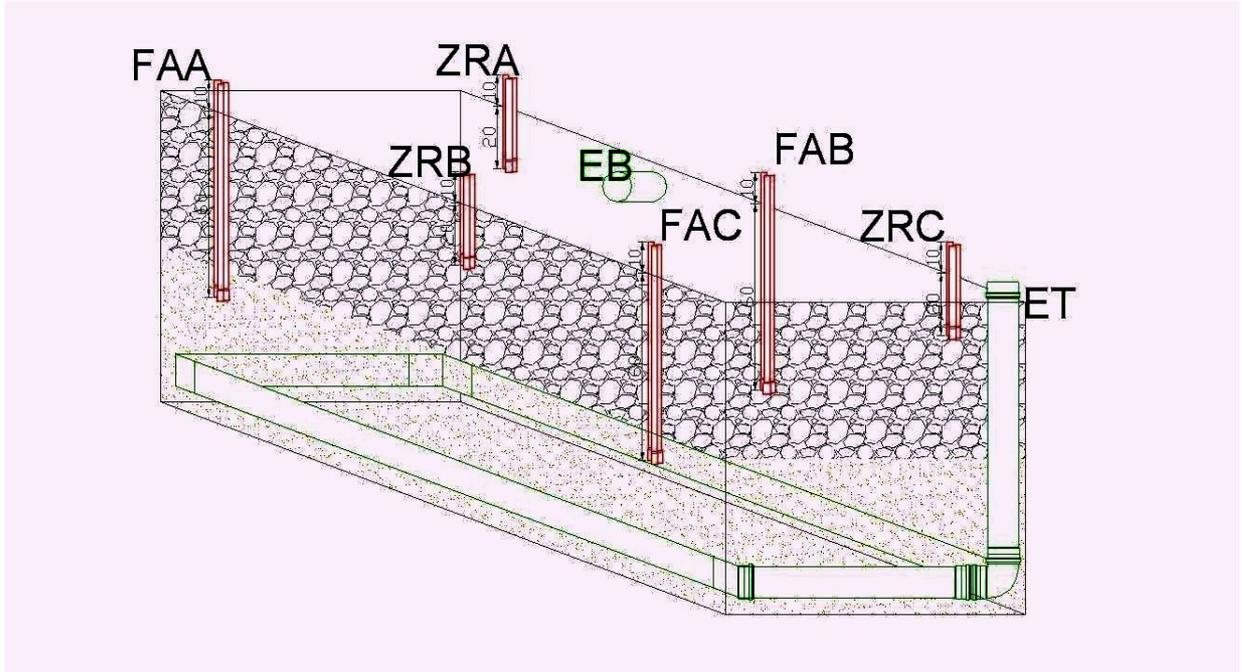


Figura 4: Desenho esquemático da ETE por zona de raízes utilizada no presente estudo.

FAA: filtro de areia A; ZRA: zona de raízes A; ZRB: zona de raízes B; EB: efluente bruto; FAB: filtro de areia B; FAC: filtro de areia C; ZRC: zona de raízes C; ET: efluente tratado.

3.3.2 Coleta do esgoto bruto

As amostras do esgoto bruto foram retiradas diretamente do tubo de entrada do esgoto na estação (Figura 5-A).

3.3.3 Coleta de amostra na interface zona de raízes-brita

Para a obtenção da amostra foram inseridos no sistema, 3 tubos de PVC com 20 mm de diâmetro e 30 cm de comprimento (Figura 5-B) sendo que apenas 20 cm ficaram enterrados. Os tubos estavam fechados nas duas extremidades e continham, na parte inferior, 12 furos feitos com broca 6 mm e com distância de 1 a 2,5 cm entre eles. Os furos no tubo possibilitaram a entrada da massa líquida correspondente à interface zona de raízes-brita. Foram coletadas amostras de três diferentes pontos e em cada ponto foram colocados os tubos conforme apresentado

na Figura 4. A amostra de cada ponto foi obtida a partir da mistura de alíquotas retiradas igualmente dos tubos que compõem o ponto de amostragem.



Figura 5: Tubos para coleta: A) entrada do esgoto bruto na estação; B) tubos com 30 cm de comprimento para coleta de amostra na interface zona de raízes-brita; C) tubo de 70 cm de comprimento para coleta de amostras no filtro de areia; D) respiro para coleta do efluente tratado

3.3.4 Coleta da amostra do filtro de areia

Para a obtenção da amostra do filtro de areia foram inseridos no sistema 3 tubos de PVC com 20 mm de diâmetro e 70 cm de comprimento (Figura 5-D) sendo

que apenas 60 cm ficaram enterrados. Os tubos foram fechados nas duas extremidades e continham, na parte inferior, 12 furos feitos com broca 6 mm e com distância de 1 a 2,5 cm entre eles. Os furos no tubo possibilitaram a entrada da massa líquida correspondente ao filtro de areia. Foram coletadas amostras de três diferentes pontos e em cada ponto foram colocados os tubos conforme apresentado anteriormente na Figura 4. A amostra de cada ponto foi obtida a partir da mistura de alíquotas retiradas igualmente dos tubos que compõem o ponto de amostragem.

3.3.5 Coleta da amostra do efluente tratado

A amostra do efluente tratado foi retirada através de um respiro contido na estação, o que permitiu a captação do efluente tratado diretamente do tubo coletor localizado abaixo do filtro de areia (Figura 5-C).

3.4 DETERMINAÇÃO DAS VARIÁVEIS ABIÓTICAS

As variáveis abióticas foram determinadas segundo as metodologias apresentadas na Tabela 1.

Apenas para os pontos EB e ET é que foram determinadas todas as variáveis abióticas indicadas na Tabela 1. Para os pontos ZRA, ZRB, ZRC, FAA, FAB e FAC foram determinadas as variáveis abióticas temperatura, pH e oxigênio dissolvido. As variáveis e pontos avaliados foram determinados de acordo com disponibilidade de equipamentos e recursos.

Tabela 1: Variáveis abióticas analisadas e metodologia de análise

Variável abiótica	Metodologia
Temperatura	Determinada com o Oxímetro digital Digmed (Modelo: DM-4).
pH	Determinado com o pHmetro digital Digmed (Modelo: DM-2).
Oxigênio Dissolvido (OD)	Determinado com Oxímetro digital Digmed (Modelo: DM-4).
Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃)	Metodologia 4500-NH ₃ F. do Standard Methods (APHA, 2005)
Nitrito (NO ₂ ⁻)	Metodologia 4500-NO ₂ ⁻ B. do Standard Methods (APHA, 2005).
Nitrato (NO ₃ ⁻)	Metodologia 4500- NO ₃ ⁻ E do Standard Methods (APHA, 2005).
Nitrogênio total	Macro Kjeldahl Methods (4500-N _{org} B.) do Standard Methods (APHA, 2005).
Demanda química de oxigênio (DQO)	Metodologia 5220 D do Standard Methods (APHA, 2005)
Ortofosfato (PO ₄ ⁻)	Metodologia 4500-P E do Standard Methods (APHA, 2005)
Precipitação pluviométrica	Dados fornecidos pelo Simepar

3.5 ANÁLISES MICROBIOLÓGICAS

Para a determinação de bactérias heterotróficas e de fungos totais foi utilizada a temperatura de 25°C. A escolha desta temperatura é devido às baixas temperaturas na ETE por zona de raízes. A atividade enzimática que regula o crescimento microbiano aumenta com o aumento da temperatura até um momento em que as enzimas sofrem desnaturação e são desativadas (TORTORA; FUNKE; CASE, 2005), portanto adotou-se uma temperatura mais amena para incubação de forma a evitar temperaturas elevadas que possam acelerar enzimas não ativas no ambiente da ETE ou mesmo desnaturar aquelas ativas.

Para a caracterização microbiológica da ETE por zona de raízes em estudo foram realizadas as determinações de bactérias heterotróficas, fungos totais, coliformes totais, *Escherichia coli*, bactérias redutoras de nitrato, bactérias desnitrificantes e bactérias redutoras de sulfato.

3.5.1 Diluição das amostras

Para a realização da contagem de bactérias heterotróficas e fungos totais foi utilizada a técnica de espalhamento (“*spread plate*”). As amostras foram previamente diluídas em solução salina (0,9% de NaCl) estéril para obtenção de 30 a 300 UFC.mL⁻¹ por placa conforme recomendação do *Standard Methods* (APHA, 2005).

3.5.2 Quantificação de bactérias heterotróficas

A estimativa da quantidade de bactérias heterotróficas foi realizada pela técnica de espalhamento tendo como meio de cultivo *Plate Count Agar* (PCA). As placas foram incubadas a 25°C por 24-48 horas e o resultado foi expresso como UFC.mL⁻¹ (CETESB, 2004; RIBEIRO; SOARES, 2002; SILVA et al., 2007, MAIER; PEPPER; GERBA, 2000; APHA, 2005).

3.5.3 Quantificação de fungos totais

A estimativa de fungos totais presentes nas amostras foi realizada pela técnica do espalhamento tendo como meio de cultivo *Agar Sabouraud* (AS) com Cloranfenicol. As placas foram incubadas a 25°C por 5 dias sendo o resultado expresso em UFC.mL⁻¹ (CETESB, 2004; RIBEIRO; SOARES, 2002; SILVA et al., 2007, MAIER; PEPPER; GERBA, 2000; APHA, 2005).

3.5.4 Quantificação de coliformes totais e *E. coli*

Coliformes totais e *E.coli* foram estimados através do Número Mais Provável (NMP) utilizando a técnica dos tubos múltiplos (APHA, 2005), com o Caldo

Hicoliformes Rápido que é uma modificação do Caldo LMX (HIMEDIA, [20--]). Com auxílio de uma pipeta 10 mL, 1 mL e 0,1 mL do inóculo foram distribuídos em séries de 5 tubos contendo 10 mL do meio de cultivo. Os tubos foram incubados a 35-37 °C por 18-24 horas. Após esse período o resultado foi positivo para coliformes totais quando o meio apresentou coloração verde-azulada. Para *E. coli* o resultado positivo foi indicado por fluorescência sob luz UV e confirmado pela adição de Reativo de Kovacs o qual formou uma camada vermelha sob a superfície do caldo na presença de *E. Coli*. O NMP de coliformes totais e *E. coli* foi obtido através do número de tubos positivos e negativos utilizando-se tabelas de NMP específicas (APHA,2005).

3.5.5 Quantificação de bactérias redutoras de nitrato

A estimativa do Número Mais Provável de bactérias redutoras de nitrato foi realizada através da técnica dos tubos múltiplos utilizando-se o Caldo Nitrato. Em condições anaeróbicas microrganismos da família *Enterobacteriaceae* reduzem o nitrato a nitrito que reage com ácido sulfanílico e N-dimetil 1-naftilamino produzindo uma coloração vermelha numa reação denominada reação de Griess a qual confirma a presença de bactérias redutoras de nitrato (HIMEDIA, [20--]).

Com auxílio de uma pipeta 10 mL, 1 mL e 0,1 mL do inoculo foram distribuídos em séries de 5 tubos contendo 10 mL do meio de cultivo. Os tubos foram incubados a 35-37 °C por 18-24 horas, conforme recomendação do fabricante. Para a leitura dos resultados foram preparadas duas soluções, a primeira dissolvendo-se 8 g de ácido sulfanílico em 1 L de ácido acético 5 N e a segunda dissolvendo-se 5 g de alfa-naftilamino em 1 L de ácido acético 5 N. Após o período de incubação 5 gotas de cada um dos reagentes foram adicionadas em cada tubo, o aparecimento de uma cor vermelha ou rosa indicou a redução de nitrato (resultado positivo). O NMP de bactérias redutoras de nitrato foi obtido através do número de tubos positivos e negativos utilizando-se tabelas do NMP específicas (APHA, 2005).

3.5.6 Quantificação de bactérias desnitrificantes

A estimativa do NMP de bactérias desnitrificantes foi realizada através da técnica dos tubos múltiplos utilizando-se um caldo à base de meio nutriente e nitrato de sódio, utilizado por Mendonça (2002) na determinação de bactérias desnitrificantes em um sistema de lodos ativados. Os tubos foram incubados a 30 °C por 15 dias. Após o período de incubação foi adicionado aos tubos uma solução de difenilamina [(C₆H₅)₂NH] e ácido sulfúrico (H₂SO₄) concentrado para verificar a presença ou ausência de nitrato. A ausência de coloração após a reação indicou ausência de nitrato e possível presença de bactérias desnitrificantes (resultado positivo) e a coloração azul indicou nitrato remanescente e, conseqüentemente, ausência de desnitrificação (resultado negativo). O NMP de bactérias desnitrificantes foi obtido através do número de tubos positivos e negativos utilizando-se tabelas do NMP específicas (APHA, 2005).

3.5.7 Quantificação de bactérias redutoras de sulfato

A estimativa do NMP de bactérias redutoras de sulfato foi realizada com a técnica dos tubos múltiplos utilizando-se o meio SIM (metodologia adaptada de ATLAS, 2005). Os tubos foram incubados a 37 °C por 24-48 horas.

As bactérias redutoras de sulfato degradam o sulfato presente no meio produzindo ácido sulfídrico que é incolor. O ácido sulfídrico reage com os íons férrico presentes no meio resultando em sulfeto ferroso, composto insolúvel que precipita (RIBEIRO; SOARES, 2002).

O resultado do teste, portanto, foi positivo quando se observou a presença de um precipitado negro e negativo na ausência do precipitado negro. O NMP de bactérias redutoras de sulfato foi obtido através do número de tubos positivos e negativos utilizando-se tabelas do NMP específicas (APHA, 2005).

3.6 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As análises estatísticas foram realizadas utilizando o programa Kyplot 2.0. Devido ao limite de detecção do método do número mais provável utilizado neste trabalho os valores $> 1600 \text{ NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$ e $< 1,8 \text{ NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$ foram considerados como sendo, respectivamente, $1600 \text{ NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$ e $1,8 \text{ NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$.

A Análise de Variância (ANOVA) seguida do teste Tukey foi utilizada para verificar a existência de diferença significativa entre os pontos amostrados para as variáveis microbiológicas e abióticas.

Para a análise de componentes principais (ACP) foram utilizados os valores médios obtidos para as variáveis abióticas, pH, oxigênio dissolvido, ortofosfato, DQO, nitrito, nitrato, N-amoniaco, N-total e precipitação pluviométrica, sendo que para esta última foram utilizadas as médias correspondentes a 15 dias antes da data de amostragem tendo em vista representar a influência da precipitação na ETE.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 DETERMINAÇÃO DAS VARIÁVEIS ABIÓTICAS DA ETE POR ZONA DE RAÍZES EM ESTUDO

As determinações das variáveis abióticas foram realizadas apenas para os pontos EB e ET para avaliação da eficiência da ETE e avaliação da dinâmica de nutrientes ao longo do sistema. Todos os resultados de avaliação das variáveis abióticas obtidos são apresentados no Anexo A e discutidos nos parágrafos a seguir.

4.1.1 Caracterização da Precipitação Pluviométrica no Período de Realização das Amostragens

Durante o período de estudo da ETE a precipitação pluviométrica foi mais intensa a partir de dezembro de 2009 a abril de 2010 compreendendo as amostragens C2, C3, C4 com uma média de $9,7 \text{ mm.mês}^{-1}$. Nos meses de outubro de 2009, novembro de 2009, maio de 2010 a novembro de 2010 a precipitação pluviométrica atingiu $3,9 \text{ mm.mês}^{-1}$ sendo que neste período foram realizadas as amostragens C1, C5, C6 e C7. No Gráfico 1 é possível observar os períodos de maior e menor precipitação pluviométrica descritos acima.

O Gráfico 2 apresenta as médias da precipitação pluviométrica nos 15 dias que precederam cada uma das amostragens. Pode-se observar pelo Gráfico 2 que as amostragens C2, C3 e C4 foram precedidas pelos períodos de maior precipitação com, respectivamente, 10,85 mm, 14,57 mm e 17,39 mm de precipitação média nos 15 dias precedentes a datas de amostragem. Enquanto que as amostragens C1, C5, C6 e C7 foram precedidas por período de menor precipitação com respectivamente, 4,60 mm, 2,51 mm, 0,00 mm e 3,56 mm de precipitação média nos 15 dias precedentes a data de amostragem.

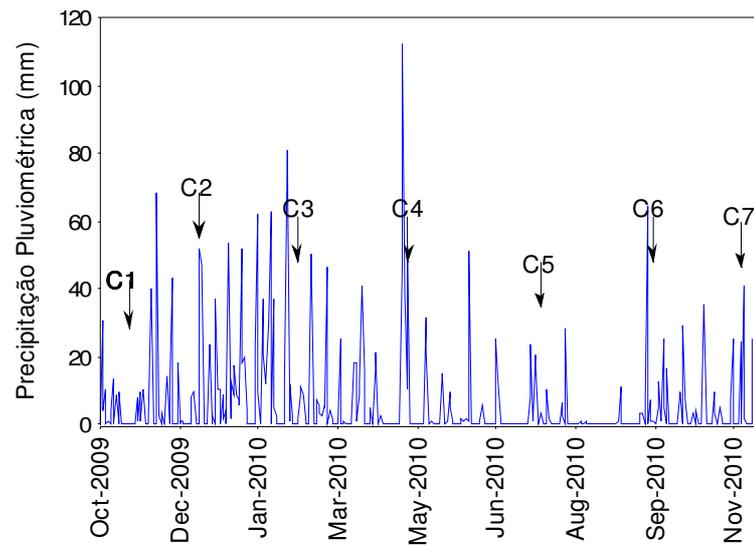


Gráfico 1: Valores diários da precipitação obtidos durante o período de amostragens na estação de tratamento. As setas indicam as datas em que foram realizadas as amostragens.

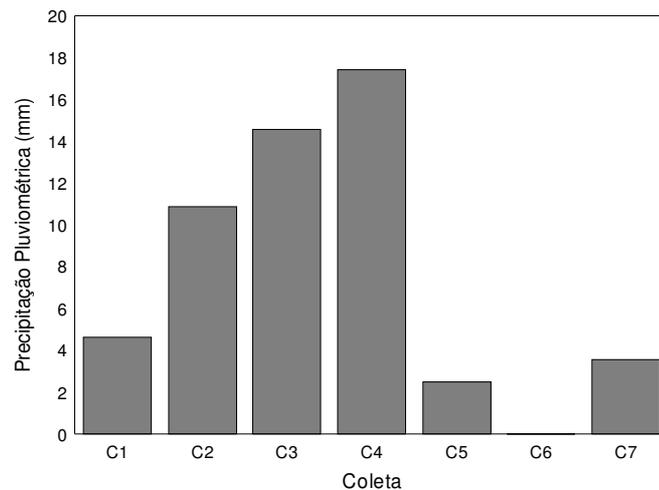


Gráfico 2: Valores médios da precipitação obtidos nos 15 dias anteriores a cada amostragem

4.1.2 Potencial Hidrogeniônico

O pH ao longo do período de estudo manteve-se em valores próximos a neutralidade em todos os pontos analisados conforme Gráfico 3 variando de 6,56 a 7,54. Essa estabilidade do pH pode indicar que o meio encontrava-se tamponado.

A atividade de microrganismos, como as bactérias heterotróficas, provavelmente consumiu o oxigênio presente no meio liberando para este gás

carbônico (CO_2). O CO_2 ao se dissolver na água presente no esgoto formou ácido carbônico, provavelmente devido a instabilidade destas formas bicarbonato e carbonato alternaram-se no meio mantendo o sistema tamponado sem sofrer variações bruscas de pH.

Outros microrganismos que possivelmente estiveram envolvidos na manutenção do pH do sistema foram as bactérias desnitrificantes que produzem alcalinidade a bicarbonato recuperando, assim, a capacidade de tamponamento do meio (GARBOSA, 2003).

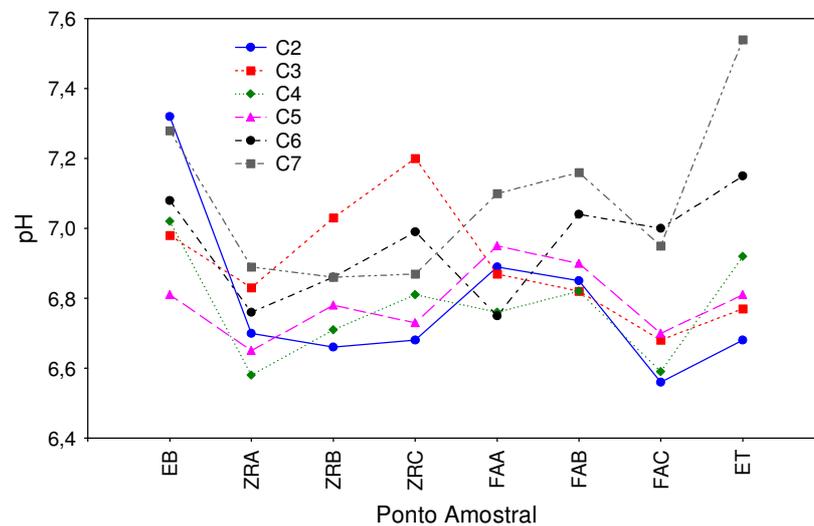


Gráfico 3: Valores de pH obtidos para os pontos coletados nas amostragens C2 a C7

Os valores de pH determinados na ETE, bem como a estabilidade destes, favorecerem o desenvolvimento e a manutenção da comunidade microbiana. Em condições de pH extremos estes microrganismos, provavelmente não se desenvolveriam ou até mesmo não sobreviveriam.

4.1.3 Oxigênio Dissolvido

A concentração de oxigênio foi mais elevada, com exceção de C3, para a região do filtro de areia, pontos FAA, FAB e FAC, e no efluente tratado, ponto ET, como pode-se observar no Gráfico 4. Para EB a concentração média foi de 2,44

mg.L⁻¹, para a região das raízes foi de 1,02 mg.L⁻¹, na região do filtro de areia 1,62 mg.L⁻¹ e em ET 1,47 mg.L⁻¹

As menores concentrações de oxigênio dissolvido observadas na região das raízes podem estar relacionadas à maior atividade microbiana heterotrófica. A rizosfera propiciou um ambiente favorável ao desenvolvimento de microrganismos os quais degradaram a matéria orgânica utilizando para isto o oxigênio presente no meio.

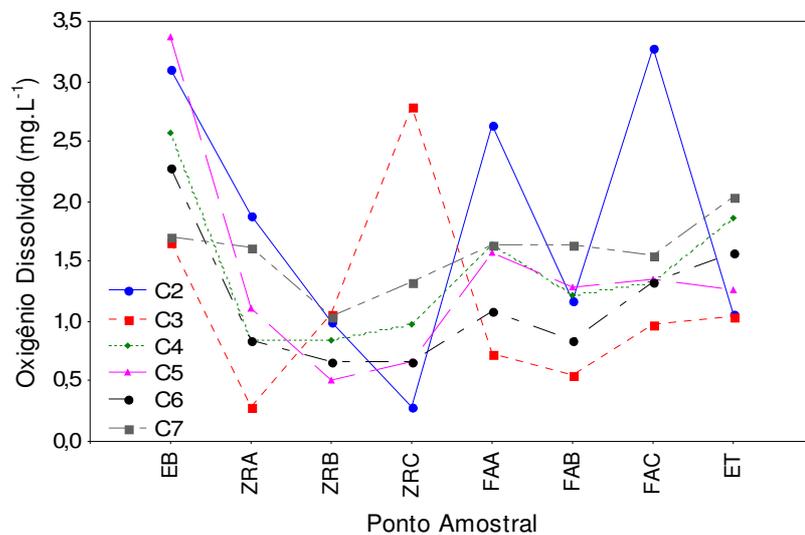


Gráfico 4: Concentração de oxigênio dissolvido para os pontos EB a ET nas amostragens C2 a C7

O excesso de precipitação pluviométrica pode ter influenciado na concentração de oxigênio dissolvido assim como no trabalho de Tavares e Braga (2008) os quais perceberam redução na concentração de oxigênio dissolvido no efluente tratado em uma *wetland* construída. Estes autores explicaram que isto ocorre quando o sistema está inundado, e o oxigênio ali disponível é rapidamente consumido pela respiração microbológica e oxidação química. Provavelmente o excesso de água impediu a dissolução do gás do ambiente externo conseqüentemente, tornando o ambiente menos aeróbio.

4.1.4 Séries nitrogenadas

A concentração de N-amoniaco (Gráfico 5-B) no efluente bruto variou de 3,59 mg.L⁻¹ a 24,02 mg.L⁻¹ enquanto que no efluente tratado essa variação foi de 3,80 mg.L⁻¹ a 12,72 mg.L⁻¹. A maior concentração foi observada para a amostragem C4 e a menor para a amostragem C2 sendo estas amostragens uma das amostragens com maiores índices pluviométricos. A percentagem média de remoção de N-amoniaco foi de 32,95% com maiores percentagens de remoção para a amostragem C6 (55,55%). Nas amostragens C2 e C3 houve aumento de 7,16% e 22,85%, respectivamente, na concentração de N-amoniaco em ET em relação à EB.

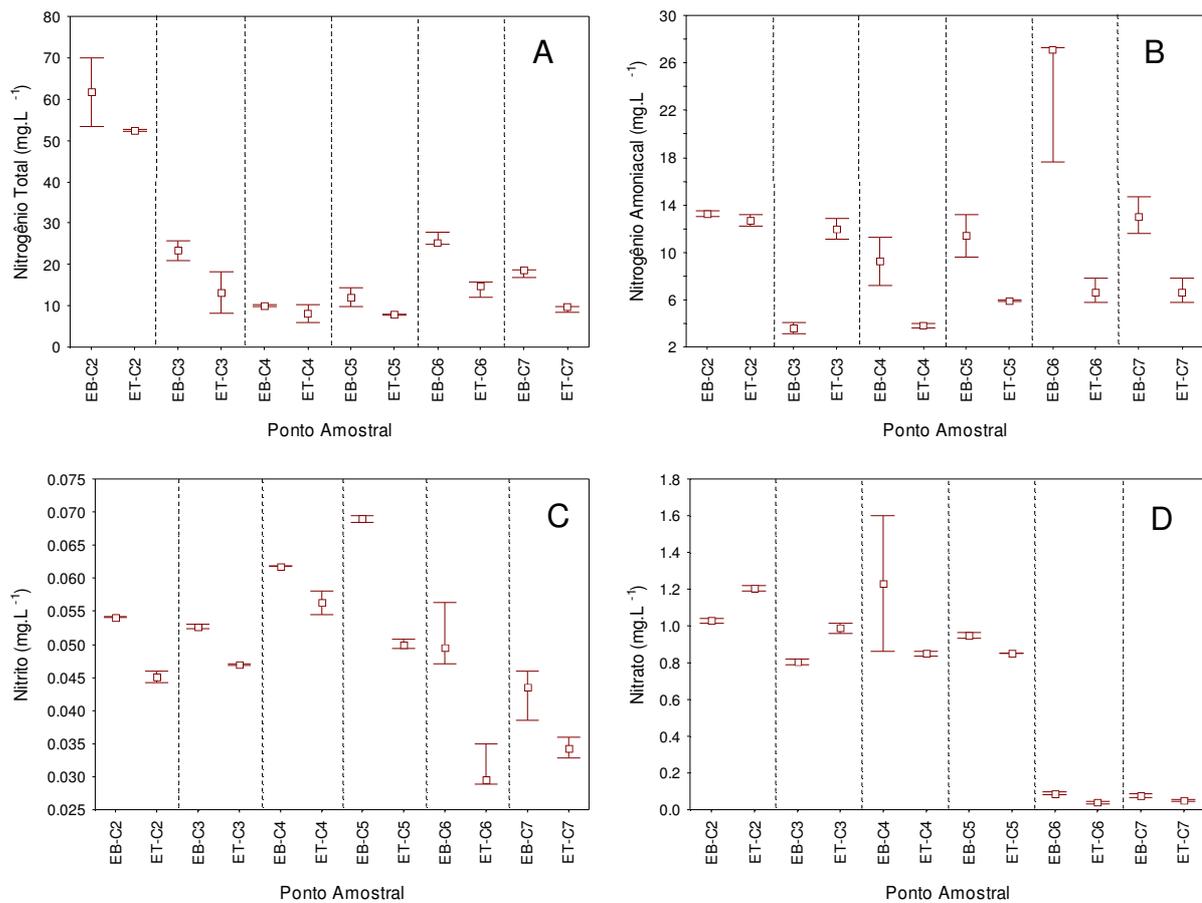


Gráfico 5: Valores da concentração de A) N-total, B) N-amoniaco; C) Nitrito; D) Nitrato para os pontos EB e ET nas amostragens C2 a C7

O nitrito apresentou concentração variando de 0,0427 mg.L⁻¹ a 0,0690 mg.L⁻¹ no efluente bruto enquanto que no efluente tratado apresentou variação de 0,0311 mg.L⁻¹ a 0,0563 mg.L⁻¹ (Gráfico 5-C). A menor e a maior variação no efluente tratado foram observadas, respectivamente, nas amostragens C6 e C4.

A remoção média de nitrito foi de 20,43% sendo atingido o máximo de remoção na amostragem C6 (39,02%).

A variação da concentração de nitrato foi de 0,0784 mg.L⁻¹ a 1,2324 mg.L⁻¹ para o efluente bruto e de 0,0392 mg.L⁻¹ a 1,2061 mg.L⁻¹ para o efluente tratado (Gráfico 5-D) sendo que para este último a menor concentração foi observada em C6 e a maior em C2.

A remoção média de nitrato foi de 32,95% sendo atingido o valor máximo na amostragem C6 (55,55%). As amostragens C2 e C3 tiveram, respectivamente, 17,16% e 22,85% de aumento na concentração de nitrato em ET em relação a EB.

O N-total (Gráfico 5-A) apresentou valores de 10,0684 mg.L⁻¹ a 61,6636 mg.L⁻¹ no efluente bruto e de 7,9230 mg.L⁻¹ a 52,3811 mg.L⁻¹ no efluente tratado. A amostragem C5 apresentou a menor concentração de N-total no efluente tratado e C2 a maior concentração. Em todas as amostragens observou-se remoção de N-total com média de 34,34% e com maior porcentagem de remoção para a amostragem C7 (48,36%).

Konnerup, Koottatep, e Brix (2009) não obtiveram redução de nutrientes satisfatórios em *wetlands* de fluxo subsuperficial horizontal. Em *wetlands* de fluxo subsuperficial vertical plantados com *Juncus* sp, em funcionamento durante o período de um ano, Souza et al. (2004) atingiram 60% de remoção de nitrogênio. Após o primeiro ano de operação a eficiência de remoção foi reduzida e a planta considerada importante para a remoção de nutrientes.

Silva, Bernardes e Ramos (2007) trabalharam com *wetlands* construídos de fluxo vertical utilizando como substrato latossolo misturado com areia e plantados com arroz (*Oryza sativa* L.). Esta *wetland* atingiu remoção de nitrogênio de 88,3% a 94,3% não havendo diferenças entre os filtros plantados e não plantados. Para a remoção de amônia foram alcançados valores de remoção de 88,8% a 95,3%.

Estes mesmos autores atribuem à remoção de nitrogênio a capacidade de troca catiônica (CTC) e a capacidade de troca aniônica (CTA) que, segundo estes autores, propiciam o acúmulo e/ou transformação das séries nitrogenadas.

Mazzola, Roston e Valentim (2005) avaliaram a influência da espécie e do

tempo de reação na remoção de nutrientes em sistemas de fluxo vertical. Para a variável N-amoniaco os autores não observaram diferença entre os tempos de reação no *wetland* plantado com *Thypha sp* com valores variando de 10% a 15%. Já para o *wetland* plantado com *Eleocharis sp* nos tempos de 24 horas, 48 horas e 96 horas a remoção foi de 10% e no tempo de 72 horas atingiu-se 1,48% de remoção. Para os filtros não plantados a remoção média foi de 14,17%.

Em *wetlands* de fluxo subsuperficial vertical plantados com taboa (*Typha angustifolia L.*), lírio do brejo (*Hedychium coronarium J*), conta-delágrima (*Coix lacryma-jobi L.*) e o capim Angola (*Urochloa mutica*) Almeida, Oliveira e Kliemann (2007) conseguiram remoções médias de 28% para o N-amoniaco e 50% para nitrato com maior eficiência dos substratos de areia e brita. Esta remoção foi atribuída à absorção pelas plantas e ação de microrganismos anaeróbios.

Zemanová et al. (2009) conseguiram valores de remoção de nitrogênio de 47,8% para *wetlands* estabilizadas (com 5 a 6 anos de uso) e de 67,8% para *wetlands* novas (com um ano de uso) sendo a nitrificação o processo de remoção de nitrogênio que predominou. Os autores concluíram, também, que a planta desenvolve um importante papel na nitrificação através do fornecimento de oxigênio para a rizosfera.

A *wetland* utilizada por Van Kaick (2002) apresentou eficiência de 22,23% para a remoção de N-Kjeldhal e 16,7% para N-amoniaco.

Chazarenc, Brisson e Merlin (2010) observaram a influência da estação do ano também para a remoção de nitrogênio total encontrando porcentagem de remoção de 78% no verão e 38% no inverno. Os autores verificaram que a primavera é um período de transição entre as menores remoções no inverno para as maiores no verão.

Dan et al. (2010) obtiveram remoções de 85% e 88% para nitrogênio total e N-amoniaco, respectivamente, em *wetlands* de fluxo vertical. A remoção destas variáveis foi melhor nos filtros plantados em que, segundo os autores, as plantas se desenvolveram melhor.

Em *wetland* de fluxo vertical intermitente Jia et al. (2010) encontraram menor remoção de nitrogênio total. Segundo os autores, o fluxo intermitente apresenta elevadas concentrações de oxigênio que favorecem a nitrificação resultando em acúmulo de nitrato e nitrito, os quais não são removidos já que a desnitrificação é inibida, resultando em elevadas concentrações de N-total.

Nos sistemas de fluxo contínuo estes autores observaram que ocorre uma rápida, porém incompleta oxidação de N-amoniaco o qual permanece com concentração elevada e, devido às baixas concentrações de oxigênio, favorece a desnitrificação que por sua vez reduz a concentração de nitrogênio total.

Nas amostragens C3 a concentração de amônia em ET em relação a EB foi significativamente mais elevada ($p=0,000850$). Nesta amostragem foram observadas as menores concentrações de oxigênio dissolvido para a região do filtro de areia o qual provavelmente foi consumido na atividade metabólica das bactérias heterotróficas. Tal redução da concentração de oxigênio pode ter revertido o processo de nitrificação resultando no aumento da concentração de N-amoniaco, assim como observado por Platzer et al. (2007) que associa a formação de pequenas regiões anóxicas à alta atividade de bactérias heterotróficas provocada pela alta carga de efluente bruto aplicado.

A presença de poucas plantas as mesmas com baixa vitalidade foi outro fator que provavelmente influenciou a não remoção da amônia, segundo observado por Gersberg et al. (1986) a presença das plantas e a espécie utiliza são fatores que influenciam significativamente na eficiência de remoção de amônia. As plantas presentes na ETE podem não ter sido capazes de promover transferência de oxigênio, através de suas raízes, dificultando a remoção de amônia do efluente, assim como observado por Almeida (2005).

Para a amostragem C3 a alta densidade pluviométrica que precedeu a amostragem pode ter reduzido o tempo de detenção do efluente impossibilitando a nitrificação, assim como verificado por Almeida (2005) e Ruiz-Rueda et al. (2009).

Apesar do aumento de N-amoniaco possivelmente resultante da redução do nitrato provocado pela baixa quantidade de oxigênio, na amostragem C3 houve um aumento da concentração de nitrato no efluente tratado assim como para a amostragem C2. Na amostragem C2 a concentração de nitrato em EB foi de $1,0294 \text{ mg.L}^{-1}$ e em ET $1,2061 \text{ mg.L}^{-1}$, para a amostragem C3 estes valores foram $0,8053 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,9893 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente.

Em um primeiro momento as concentrações de oxigênio, provavelmente, eram tais que permitiam a oxidação da amônia elevando a concentração de nitrato no efluente. Com o passar do tempo, porém, a alta atividade de bactérias heterotróficas deve ter consumido, e assim, reduzido a concentração de oxigênio e o

excesso de nitrato não reconvertido a amônia e nem absorvido pelas raízes das plantas foi eliminado no efluente tratado.

Uma baixa atividade das bactérias desnitrificantes pode, também, ter contribuído para as baixas remoções de nitrato, não havendo redução de nitrato a nitrogênio gasoso e óxidos de nitrogênio.

Nas amostragens C2, C4, C5, C6 e C7 a baixa densidade pluviométrica, anterior a cada período de amostragem, propiciou a manutenção de zonas aeróbias e, conseqüentemente o processo de nitrificação com remoção significativa nas amostragens C6 ($p=0,000143$) e C7 ($p=0,017179$) em que as densidades pluviométricas foram menores possibilitando, também, um maior tempo de detenção do efluente na ETE e possibilitando a nitrificação deste.

A remoção nitrogênio em sistemas de tratamento convencionais como os lodos ativados e os filtros biológicos pode variar de 30% a 40%, valores próximos a média de remoção de N-total na ETE estudada (34,34%). Se as plantas na ETE estivessem em maior densidade e bem desenvolvidas as remoções de nitrogênio seriam muito superiores a 34,34% provando que os sistemas de zona de raízes são mais eficientes que os sistemas convencionais.

4.1.5 Fósforo

Os valores para a concentração de fósforo variaram de 8,0594 mg.L⁻¹ a 11,8305 mg.L⁻¹ e de 2,8572 mg.L⁻¹ a 6,4967 mg.L⁻¹ nos efluentes bruto e tratado, respectivamente conforme apresentado no Gráfico 6. Os menores valores foram encontrados, para o efluente tratado, em C5 (2,86 mg.L⁻¹) e os maiores em C2 (6,50 mg.L⁻¹).

Quanto a remoção de fósforo a ETE mostrou-se eficiente com reduções variando de 37,20% (amostragem C2) a 69,28% (amostragem C3) e com remoção média de 54,19%, sendo que em todas as amostragens houve remoção significativa de fósforo ($p=0,000143$).

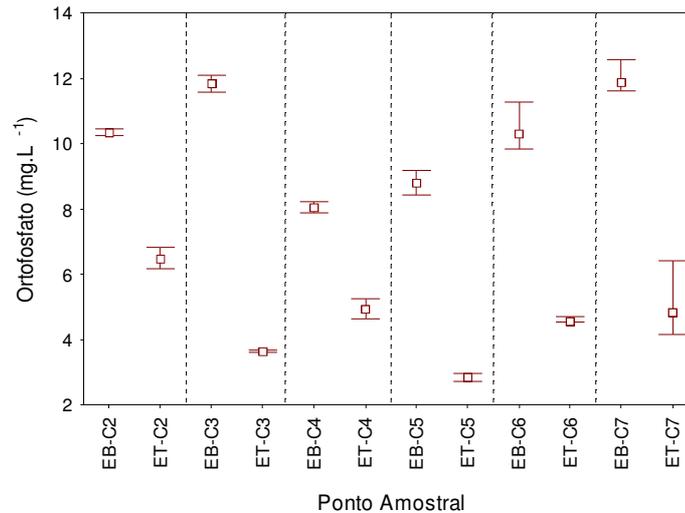


Gráfico 6: Valores médios e desvio padrão da concentração de ortofosfato o nos pontos EB e ET durante as amostragens C2 a C7

Apesar do baixo desenvolvimento dos copos-de-leite ao longo do período de estudo houve remoção de fósforo do sistema estudado o que, indica que em condições de maior desenvolvimento destas plantas a remoção de fósforo seria maior. Isto porque em um sistema de *wetlands* as plantas exercem importância fundamental na remoção de fósforo sendo que o ortofosfato solúvel presente nos esgotos é absorvido pela zona radicular das plantas (CEBALLOS et al., 2000).

A presença de outra espécie de planta na ETE pode ter contribuído para a remoção de fósforo, mesmo com um tamanho muito reduzido, tanto de estrutura quanto de raiz, em relação aos copos-de-leite.

A remoção de fósforo provavelmente pode ter ocorrido devido ao biofilme formado no material filtrante assim como observado por Olijnyk (2008) que atribui a remoção de fosfato em filtros de areia à presença de um biofilme associado a este. Um biofilme também pode ter sido formado junto a rizosfera das plantas contribuindo para a remoção de fósforo no esgoto. Os microrganismos presentes nos biofilmes utilizam o fósforo dissolvido presente no meio ambiente em seus processos metabólicos. Os fungos, em associação de simbiose com as raízes, também podem estar envolvidos na remoção deste nutriente promovendo a absorção do fósforo presente no esgoto.

A remoção média de 54,19% em uma ETE por zona de raízes com baixa densidade de plantas foi superior a média de remoção de fósforo em sistemas

convencionais (30% a 45%) provando, mais uma vez, o seu grande potencial para a remoção de nutrientes, como o fósforo.

4.1.6 Demanda Química de Oxigênio

A concentração de DQO no efluente bruto variou de $74,75 \text{ mg.L}^{-1}$ a $777,53 \text{ mg.L}^{-1}$ enquanto que o efluente tratado apresentou valores de $16,49 \text{ mg.L}^{-1}$ a $350,86 \text{ mg.L}^{-1}$ conforme pode-se observar no Gráfico 7. A menor concentração no efluente tratado foi observada para a amostragem C3, período em que houve a maior densidade pluviométrica. Na amostragem C4 é que foi observado o maior valor de DQO no efluente tratado sendo que nesta amostragem ocorreu no segundo mês com maior precipitação pluviométrica no período de estudo. A remoção média foi de 57,58% com porcentagens máximas e mínimas de 90,00% (amostragem C3) e 26,76% (amostragem C2), respectivamente.

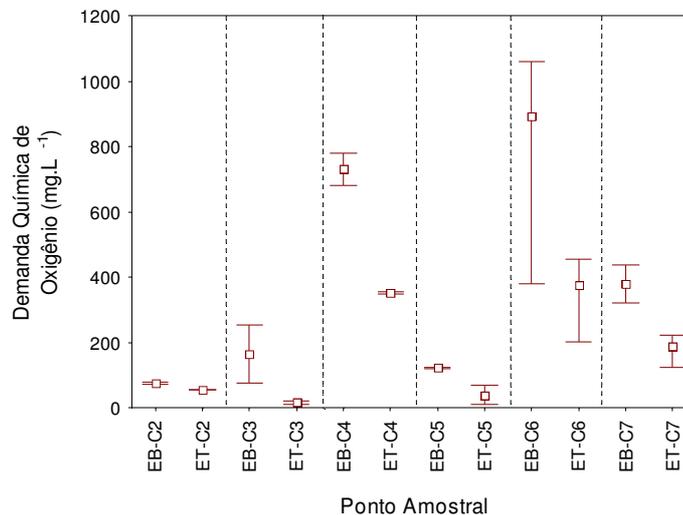


Gráfico 7: Valores médios e desvio padrão da Demanda Química de Oxigênio nos pontos EB e ET durante as amostragens C2 a C7

A ETE mostrou-se eficiente para a remoção de DQO com diferenças significativas entre EB e ET nas amostragens C4 ($p=0,019437$) e C6 ($p=0,005215$). Estas amostragens coincidiram com o período de menor desenvolvimento das

plantas indicando que provavelmente as plantas não exerçam influência na remoção dessa variável. Belmont e Metcalfe (2003) ao estudarem em laboratório *wetlands* de fluxo sub-superficial vertical observaram que a presença do copo-de-leite não foi importante para a remoção de DQO já que as células não plantadas e as células plantadas não apresentaram diferenças significativas quanto à remoção de DQO.

Em seu estudo Almeida (2005) também obteve resultados que mostravam que o substrato teve maior influência na redução da DQO do que as plantas.

Zanella (2008) pode inferir com seu estudo que o meio suporte utilizado em *wetlands* construídos é de fundamental importância para a remoção de DQO com remoções superiores para a *wetland* com leito de brita. Assim como Zanella (2008) neste trabalho o leito de brita, possivelmente propiciou a redução da DQO não havendo influência da planta, assim como observado por Almeida (2005) visto as plantas não estarem se desenvolvendo satisfatoriamente durante o período de estudo.

Ao comparar *wetlands* de fluxo vertical e horizontal em relação à redução na concentração de diferentes variáveis Dan et al. (2010) concluíram que a *wetland* de fluxo vertical foi mais eficiente para a remoção de DBO com eficiência de 68%. Ao comparar sistemas plantados e não plantados os autores perceberam valores de DQO ligeiramente menores no sistema plantado.

Jia et al. (2010) compararam a eficiência de tratamento de *wetlands* de fluxo vertical intermitentes e contínuos tendo observado menor concentração de DQO no sistema de fluxo intermitente. Os autores atribuem à remoção ao fato de que nesse sistema a concentração de oxigênio dissolvido é maior o que possibilita maior biodegradação e, conseqüentemente, redução da DQO.

Toniato et al. (2005) ao avaliar *wetlands* de fluxo horizontal concluíram que a remoção de DQO não depende da concentração de oxigênio, sendo removida por processos físicos.

A *wetland* utilizada neste trabalho pode ter sido influenciada pela estação do ano como sugerido por Chazarenc, Brisson e Merlin (2010). Com exceção da C2, com 26,76% de remoção de DQO, as maiores porcentagens de remoção de DQO foram observadas nos meses com temperaturas mais elevadas, amostragens C3 (90,00%), C6 (55,80%) e C7 (53,00%), que favorecem o metabolismo de bactérias heterotróficas, e conseqüentemente, a degradação da matéria orgânica. Os fungos

também contribuíram para esta remoção, seu metabolismo mais complexo possivelmente favoreceu a degradação de matéria orgânica refratária.

4.2 ANÁLISE DE COMPONENTES PRINCIPAIS

Foi aplicada ACP para as variáveis nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, fosfato, DQO, OD e precipitação obtendo-se que a componente principal 1 explicou cerca de 31,21% da variância total dos dados enquanto que a componente principal 2 explicou cerca de 24,25% resultando em uma explicabilidade acumulada de 55,46% das variáveis. A correlação entre as variáveis estudadas é apresentada na Figura 6-A.

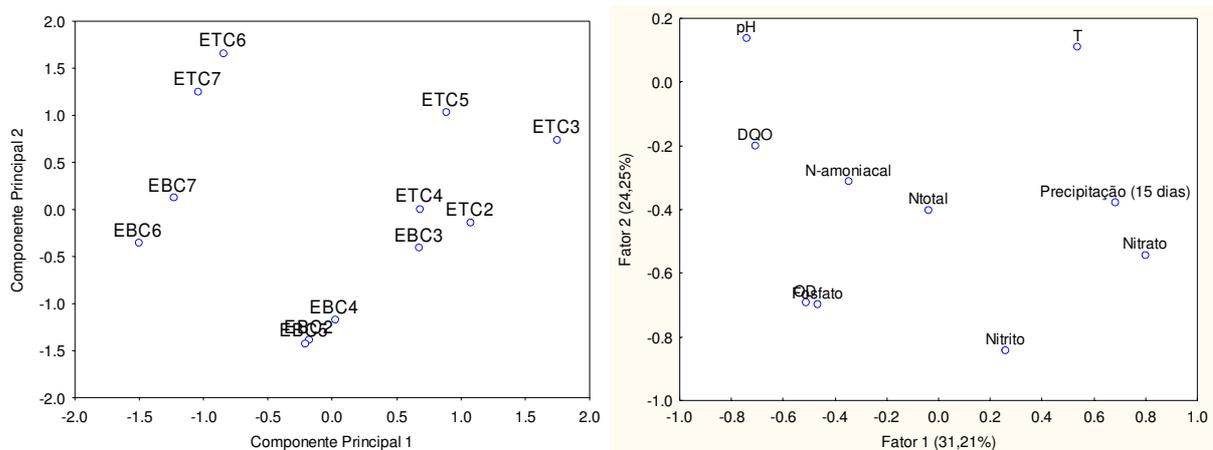


Figura 6: a) Variáveis físico-químicas dos pontos EB e ET em relação aos Fatores 1 e 2; b) Relação entre as componentes principais 1 e 2 e os diferentes pontos e amostragens

Utilizando os Fatores 1 e 2 foi possível obter as componentes principais 1 e 2 em relação aos diferentes pontos amostrados em cada período (Figura 6-B).

Da Figura 6 observa-se que o fator 1 apresentou correlação positiva com nitrito, nitrato e precipitação e negativa com as demais variáveis (nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, fosfato, DQO, OD e pH). Já o fator 2 apresentou correlação negativa com todas as variáveis exceto pH e temperatura.

A análise de agrupamento permitiu concluir que os o ponto EB em C3 e o ponto ET nas amostragens C2, C3 e C4 apresentaram maior correlação com a precipitação pluviométrica no período de 15 dias antes da data de amostragem e a concentração de nitrato.

Pelos gráficos 1 e 2 (Item 4.1.1) percebe-se que as amostragens C2, C3 e C4 apresentaram maior densidade de precipitação pluviométrica nos 15 dias anteriores. O excesso de precipitação pluviométrica pode ter, inicialmente, contribuído para oxigenação da ETE favorecendo a ação de microrganismos capazes de oxidar amônia a nitrato. Com o passar do tempo o excesso de chuvas pode ter impedido a entrada do gás no meio assim diminuindo a capacidade de oxigenação do meio.

As amostragens C6 e C7 apresentaram para o ponto EB maiores concentrações de DQO e N-amoniacal, provavelmente características do próprio esgoto gerado neste período. O aumento da concentração de N-amoniacal também pode ter ocorrido no pré-tratamento da fossa séptica em que a matéria orgânica é inicialmente degradada.

O pH apresentou maior concentração para o ponto ET nas amostragens C6 e C7. O aumento da concentração do pH, possivelmente, indica baixa atividade de decomposição de matéria orgânica tendo em vista que esta é responsável por reduzir o pH do ambiente através da formação de ácidos orgânicos. A concentração de oxigênio nas amostragens C6 (1,58 mg.L⁻¹) e C7 (2,03 mg.L⁻¹) estiveram entre as maiores para o ponto ET, indicando, também, baixa atividade de decomposição.

4.3 BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS E FUNGOS TOTAIS

O valor da densidade de bactérias heterotróficas nos pontos amostrados sofreu variação da ordem de $8,80 \times 10^2$ UFC.mL⁻¹ a $1,84 \times 10^6$ UFC.mL⁻¹. Como se pode observar no Gráfico 8 os pontos correspondentes à zona de raízes (ZRA, ZRB e ZRC), na maioria das amostragens foram os que apresentaram maior densidade de bactérias heterotróficas com valores máximos na ordem de $1,84 \times 10^6$ UFC.mL⁻¹.

O efluente bruto (EB) apresentou valores de densidade bactérias heterotróficas da ordem de $9,10 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹ a $1,41 \times 10^6$ UFC.mL⁻¹

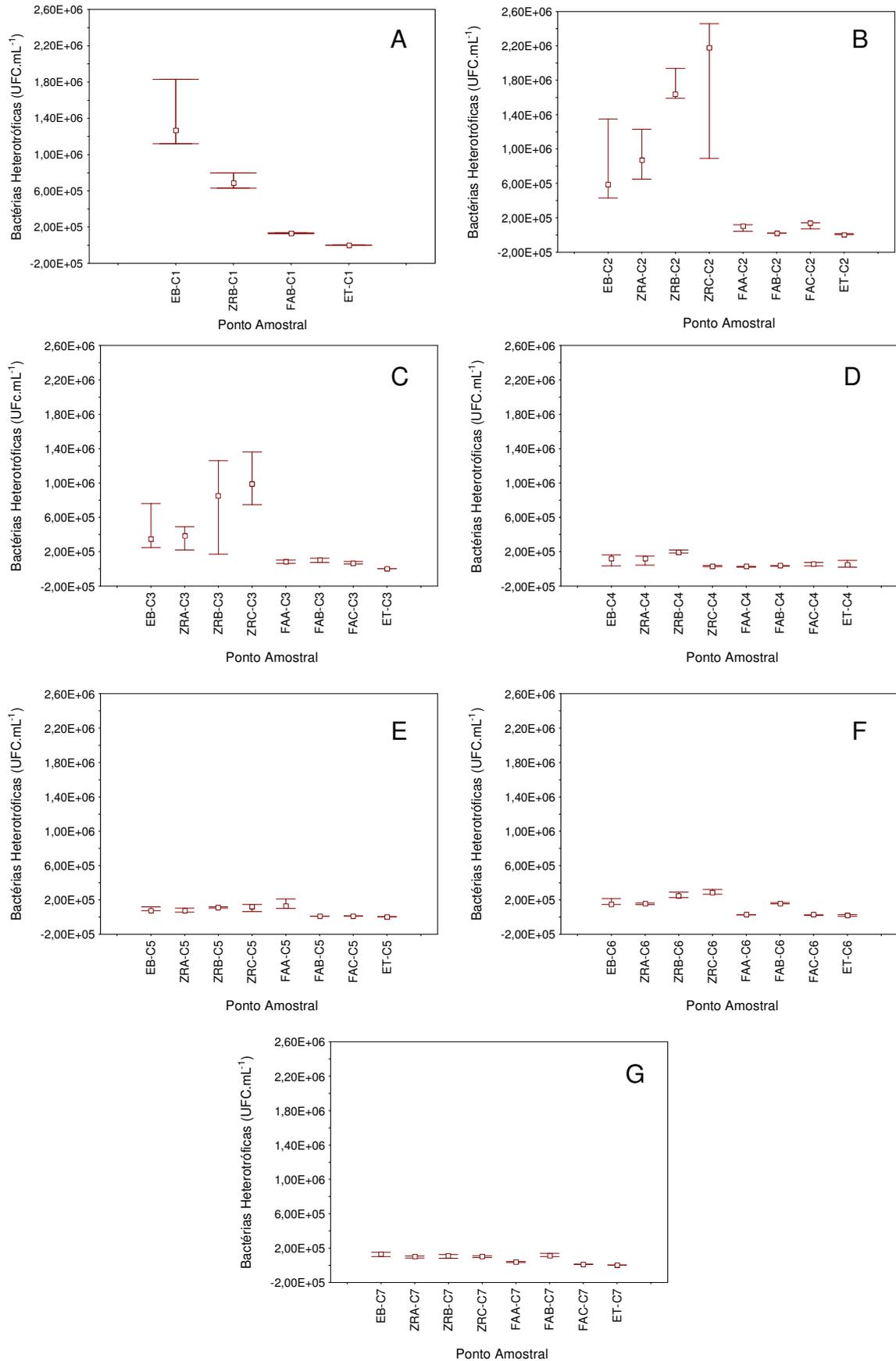


Gráfico 8: Gráficos dos valores para densidade de bactérias heterotróficas nos pontos amostrados para: A) Amostragem 1; B) Amostragem 2; C) Amostragem 3; D) Amostragem 4; E) Amostragem 5; F) Amostragem 6; G) Amostragem 7

A densidade bactérias heterotróficas apresentou redução na região do filtro de areia quando comparados com os pontos EB, ZRA, ZRB e ZRC com valores mínimos na ordem de $1,04 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹

O efluente tratado (ET) apresentou menor densidade de bactérias heterotróficas sendo que os menores valores foram encontrados nas amostragens C1 e C7, em que a precipitação pluviométrica foi reduzida, com valores mínimos na ordem de $8,43 \times 10^2$ UFC.mL⁻¹.

A análise de variância da densidade de bactérias heterotróficas de EB e ET indicaram que houve diferença significativa entre esses dois pontos nas amostragens C1 ($p=0,000286$), C5 ($p=0,025571$), C6 ($p=0,000175$) e C7 ($p=0,000175$).

Nos meses antecedentes as amostragens C2, C3 e C4 o excesso de chuvas pode ter carregado microrganismos ao longo da ETE aumentando a densidade destes no efluente tratado.

Os pontos ZRA, ZRB e ZRC apresentaram-se, na maioria das amostragens, sem diferença significativa da densidade de bactérias heterotróficas. Para a C4 houve diferença significativa das UFC.mL⁻¹ entre os pontos ZRB e ZRC ($p=0,000641$). Já para a C6 a diferença significativa foi entre ZRB e ZRC ($p=0,000601$) e entre ZRA e ZRC ($p=0,000179$).

Para a região do filtro de areia as únicas diferenças significativas observadas foram na C5 em que FAA diferenciou de FAB ($p=0,000579$) e de FAC ($p=0,000655$) e nas amostragens C6 e C7 em que FAA diferenciou de FAB ($p=0,000182$ e $p=0,000256$ respectivamente) e FAB diferenciou de FAC ($p=0,000178$ e $p=0,000175$ respectivamente).

A densidade de bactérias heterotróficas da zona de raízes em comparação com a região do filtro de areia variou em todas as amostragens com redução da densidade na região do filtro de areia.

A eficiência da utilização de areia como meio suporte e filtrante foi comprovada por Almeida, Oliveira e Kliemann (2007) que obtiveram redução de 89% para remoção de coliformes em filtros plantados e de 84% em caixas de decantação e bombeamento. Vacca et al. (2005), também obtiveram maior eficiência de remoção de microrganismos em filtros de areia.

Comparando-se as médias de UFC de bactérias heterotróficas da região das raízes com o filtro de areia percebe-se uma redução na quantidade destas na região

do filtro de areia conforme se observa no Gráfico 8. Enquanto que na região das raízes a quantidade foi da ordem de 10^5 UFC no filtro de areia foi de 10^4 UFC. Estes dados estão de acordo com o encontrado por Vacca et al. (2005) que ao estudarem a influência da planta e do material filtrante em *wetlands* construídas encontraram maior concentração de bactérias na raiz do que no solo o que, segundo os autores, demonstra que a planta estimula o crescimento de bactérias específicas. Tal fato também foi observado por Edwards et al. (2006) os quais observaram que a planta exerce efeito favorável ao crescimento microbiano.

A idade da ETE pode ser outro fator para o desenvolvimento de bactérias heterotróficas, segundo observado por Zemanová et al. (2009) a idade da *wetland* construída acelera os processos microbianos heterotróficos que, por sua vez, levam ao aumento da mineralização do carbono e aumentam a eficiência de remoção de matéria orgânica.

Analisando-se os resultados de bactérias heterotróficas de maneira geral não houve diferença significativa entre as réplicas das regiões analisadas ($p > 0,050000$). Sendo que na região da zona de raízes para ZRA comparado com ZRB e ZRC obteve-se $p = 0,567599$ e $p = 0,342796$ e para ZRB comparado com ZRC obteve-se $p = 0,999976$. Na região do filtro de areia quando comparados FAA com FAB e FAC obteve-se $p = 1,000000$ e para FAB comparado com FAC obteve-se $p = 0,999999$.

A análise geral da região das raízes comparada com a do filtro de areia resultou em diferença significativa da densidade de bactérias heterotróficas ($p = 0,000105$) demonstrando, portanto, que ocorre a redução das UFC de bactérias heterotróficas nos primeiros 50 cm da ETE estudada. A redução de microrganismos nessa região pode ser devido a fatores como retenção no biofilme, retenção no início do filtro de areia ou menor disponibilidade de nutrientes ao longo do tratamento. Outro fator que pode estar envolvido com a redução da densidade de bactérias heterotróficas é a ação de predadores ao longo do leito filtrante.

O valor da densidade de fungos totais variou entre $3,30 \times 10^1$ UFC.mL⁻¹ a $5,57 \times 10^5$ UFC.mL⁻¹ (Gráfico 9). Assim como para as bactérias heterotróficas, a densidade de fungos totais foi maior, em quase todas as amostragens, na região da zona de raízes atingindo nestes pontos valores da ordem de até $1,20 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹.

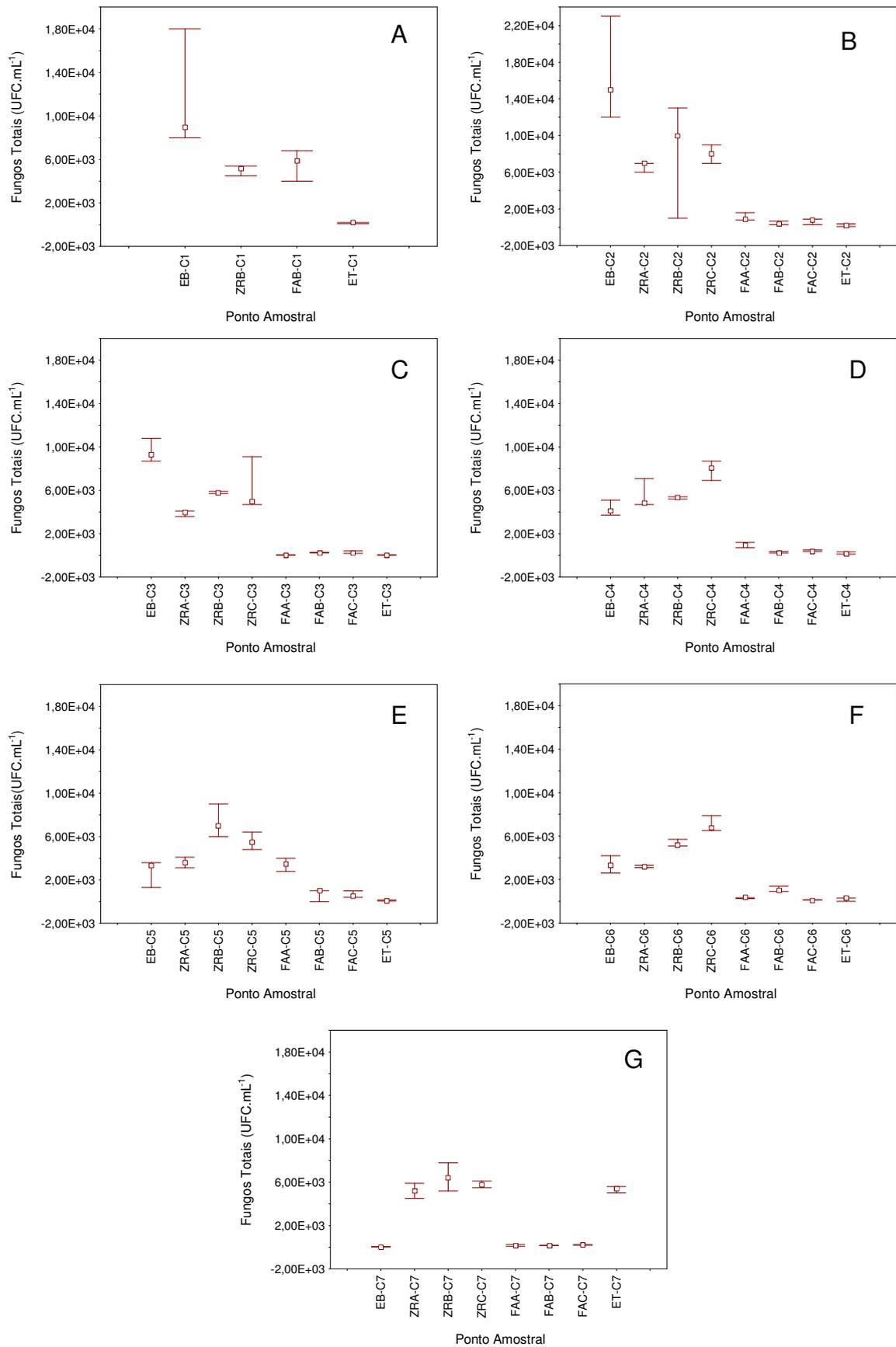


Gráfico 9: Gráficos dos valores para densidade de fungos totais nos pontos amostrados para : A) Amostragem 1; B) Amostragem 2; C) Amostragem 3; D) Amostragem 4; E) Amostragem 5; F) Amostragem 6; G) Amostragem 7

Para EB as variações da densidade fungos totais foram na ordem de $4,67 \times 10^1$ UFC.mL⁻¹ a $1,67 \times 10^4$ UFC.mL⁻¹. Enquanto que o ponto ET apresentou menor densidade de fungos totais atingindo valores da ordem de $9,30 \times 10^2$ UFC.mL⁻¹ a $3,30 \times 10^1$ UFC.mL⁻¹.

Os pontos localizados no filtro de areia em comparação aos localizados na zona de raízes apresentaram redução da densidade de fungos totais atingindo valores de até $5,23 \times 10^3$ UFC.mL⁻¹. A densidade de fungos totais nos pontos EB e ET apresentou diferença significativa para todas as amostragens sendo possível perceber estas diferenças no Gráfico 9. Ao contrário das bactérias heterotróficas que sofreram influência da precipitação, os fungos, provavelmente devido ao tamanho superior e ao crescimento filamentosos proporcionado pelas hifas, não foram carregados para o efluente tratado.

Os resultados da comparação da densidade de fungos totais mostram que se comparando a região da zona de raízes com o filtro de areia observa-se que em C2 os pontos ZRA, ZRB e ZRC apresentaram densidade de fungos totais significativamente diferentes ($p < 0,050000$) quando comparados com os pontos FAA, FAB e FAC. Para as demais amostragens e estes mesmos pontos a diferença foi significativa exceto para ZRA em relação a FAA ($p = 0,999996$) e ZRC em relação a FAA ($p = 0,092552$),

Quando comparados os pontos ZRA, ZRB e ZRC percebe-se que, apenas, nas amostragens C2, C3 e C7 não existe diferença significativa entre estes pontos. Para as demais amostragens houve diferença significativa sendo que para C4 houve diferença entre ZRA e ZRC ($p = 0,006670$) e ZRB e ZRC ($p = 0,002887$); para C5 foram encontradas diferenças significativas para ZRA e ZRB ($p = 0,001157$) e em C6 os pontos ZRA, ZRB e ZRC quando comparados entre si não apresentaram diferenças significativas.

Os pontos da região do filtro de areia (FAA, FAB e FAC) apresentaram diferença significativa para a densidade de fungos totais apenas na amostragem C5 para os pontos FAA e FAB ($p = 0,016164$) e FAA e FAC ($p = 0,015134$).

Considerando-se que o efluente bruto ao entrar na estação passa pela zona de raízes, seguindo para o filtro de brita e, finalmente, para o filtro de areia. E o fato dos pontos de amostragem mais profundos estarem localizados a aproximado 60 cm da estação correspondendo a parte inicial (aproximados 10 cm) do filtro de areia. Quando comparados as UFC.mL⁻¹ de bactérias heterotróficas e fungos totais do

efluente bruto com o efluente tratado pode-se inferir que a maior parte da remoção tenha ocorrido por retenção no filtro de brita.

Chazarenc, Brisson e Merlin (2010) determinaram os fatores mais importantes responsáveis pela variabilidade de comunidades microbianas em *wetlands* de fluxo vertical. Dentre estes fatores verificaram que a profundidade de amostragem e a idade da *wetland* tiveram pouca influência na comunidade microbiana. A estação do ano foi um fator que provocou variabilidade sendo que em condições mais frias houve decréscimo da atividade microbiana.

Estes mesmos autores observaram, ainda, acúmulo de lodo no início do inverno que limitou a infiltração de oxigênio e, conseqüentemente, influenciou a comunidade microbiana.

Assim como observado para as bactérias heterotróficas a análise geral da densidade de fungos totais não apresentou diferença significativa entre as réplicas de cada região. Sendo que na região da zona de raízes para ZRA comparado com ZRB e ZRC obteve-se $p=0,494550$ e $p=0,220098$ e para ZRB comparado com ZRC obteve-se $p=0,999800$. Na região do filtro de areia quando comparados FAA com FAB e FAC obteve-se $p=0,998909$ e $p=0,996573$ e para FAB comparado com FAC obteve-se $p=1,000000$.

A análise geral da região das raízes compara com a do filtro de areia resultou em diferença significativa da densidade de fungos totais ($p=0,000104$) demonstrando, portanto, que ocorre a redução das UFC destes microrganismos nos primeiros 60 cm da ETE estudada. A redução de fungos totais nessa região, também parece envolver fatores como retenção no biofilme, retenção no início do filtro de areia ou menor disponibilidade de nutrientes ao longo do tratamento e a ação de predadores.

A quantificação microbiana permitiu concluir que as maiores transformações de matéria orgânica e nutrientes acontecem mais intensamente nos primeiros 10 cm, região das raízes, e já se apresenta reduzida a uma profundidade de 60 cm, primeiros 10 cm do filtro de areia. Em resumo, a degradação é mais intensa nos primeiros 50 cm do sistema.

O desenvolvimento de bactérias heterotróficas e fungos totais estão diretamente relacionados com a concentração de matéria orgânica do meio em que vivem, portanto a redução da quantidade destes microrganismos possivelmente indica menor disponibilidade de matéria orgânica.

4.4 COLIFORMES TOTAIS e *E.coli*

A redução no NMP de coliformes totais e *E.coli* foi evidente apenas nas amostragens C1 e C7 em que as reduções chegaram a 66,25% e 97,94%, respectivamente. Nestas amostragens o efluente bruto apresentou 1600 NMP.100mL⁻¹ de *E.coli* e no efluente tratado foram observados 540 NMP.100mL⁻¹ para C1 e 33 NMP.100mL⁻¹ para C7.

Vacca et al. (2005) ao analisarem a remoção de coliformes em *wetlands* de fluxo vertical plantadas com *Phragmites australis* obtiveram valores superiores a 99% de redução.

Ao estudarem um sistema de zona de raízes de fluxo subsuperficial vertical descendente com diferentes substratos e plantas, Almeida, Oliveira e Kleimann (2007) conseguiram valores superiores a 99,5% para remoção de coliformes totais e termotolerantes. De todos os substratos utilizados, areia, fibra seca de casca de coco verde, substrato de fibra de coco, casca de arroz carbonizada e conchas marinhas, aqueles que utilizaram areia foram mais eficientes.

Em *wetlands* de fluxo subsuperficial em escala de laboratório Zurita, Anda e Belmont (2006) obtiveram valores superiores a 99% de remoção de coliformes totais e termotolerantes. Segundo estes mesmos autores, as células plantadas com *Zantedeschia aethiopica*, *Canna hybrids* ou *Hemerocallis dumortieri* foram as que apresentaram maiores valores de redução de coliformes totais e termotolerantes com reduções de 97,95% as 99,99% e de 99,84% a 99,96%, respectivamente.

Remoções de coliformes termotolerantes na ordem de 4 unidades logarítmicas foram encontradas por Souza et al. (2004) em *wetlands* de fluxo vertical com substrato de areia plantadas com *Juncus sp.*

Zanella (2008) chegou à remoção de uma unidade logarítmica de coliformes totais e termotolerantes em *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial com leitos de brita e leitos de bambu. Para a *wetland* que utilizou bambu como substrato e papiros com vegetação os resultados mínimos encontrados foram 1,3E⁺⁰⁶ NMP e 1,0E⁺⁰³ para coliformes totais e termotolerantes, respectivamente.

Ao analisarem a remoção de células de *E.coli* em filtros de areia plantados e não-plantados, estéreis e não estéreis Wand et al. (2007) encontraram maior redução no filtro não estéril. Os autores atribuem os resultados a presença de predadores

como os protozoários e observaram que as maiores reduções celulares aconteceram nos filtros não-plantados. Ao avaliarem os mesmos filtros utilizando efluente doméstico encontraram várias diferenças entre os filtros plantados e não-plantados, porém considerando-se o efeito da evapotranspiração das plantas, que “concentra” o efluente tratado, concluíram que a planta exerce um efeito positivo na remoção de bactérias.

No presente estudo a redução do NMP de coliformes totais e *E.coli* ocorreram nas amostragens em que a densidade de bactérias heterotróficas sofreu a maior redução no efluente tratado em relação ao efluente bruto o que pode ser explicado pelo fato do grupo dos coliformes conter bactérias heterotróficas.

Nas amostragens C2 a C6 a densidade de coliformes totais e *E.coli* manteve-se estável ao longo do sistema permanecendo na faixa de 1600 NMP.100 mL⁻¹ tanto no efluente bruto quanto nos filtros da ETE e no efluente tratado. Em C2 a C6 devido à estabilidade da densidade não foi possível observar se houve remoção considerável de coliformes.

A estabilidade e, possivelmente, não remoção da densidade de coliformes totais e *E.coli* nas amostragens C2 a C6 indicam um tempo de detenção não suficiente. Tais microrganismos são utilizados como indicadores de contaminação fecal recente e provavelmente evidenciam a presença de efluente bruto, não devidamente tratado, na saída da ETE estudada. Para as amostragens C2, C3 e C4 o baixo tempo de detenção do efluente provavelmente foi provocado pelo excesso de água da chuva que infiltrou ao longo do sistema.

Outro fator que pode estar envolvido, porém exercendo menor influência, na não redução de coliformes e *E.coli* é o consumo de oxigênio pelas bactérias heterotróficas. Durante a decomposição da matéria orgânica os microrganismos heterotróficos consomem o oxigênio presente no meio prolongando, assim, a sobrevivência de coliformes no sistema pelo fato de seus predadores não sobreviverem em ambientes pouco oxigenados. A influência de baixas concentrações de oxigênio na remoção de coliformes e *E.coli*, devido a sobrevivência de predadores, foi observada em estudos realizados por Decamp e Warren (2000), Garcia et al. (2003) e Edwards et al. (2006) e, possivelmente, explica a não remoção, principalmente, nas amostragens C5 e C6 em que houve baixos índices de precipitação pluviométrica.

Ao longo do período de estudo não se percebe redução de coliformes totais e *E.coli* na região dos primeiros 10 cm do filtro de areia (pontos FAA, FAB, FAC) quando comparados ao ponto EB. Para os períodos de menor precipitação pluviométrica a redução de tais microrganismos é observada para o ponto ET, quando este é comparado aos demais pontos. A altura do filtro de areia utilizada na ETE em estudo (50 cm), portanto, confirma a importância do filtro de areia para a remoção de microrganismos. Trabalhos como de Murtha e Heller (2003), que observaram 98% de remoção de coliformes e *E.coli* nos 30 cm iniciais de um filtro de areia ou como de Brito et al. (2005) que destacam os primeiros 45 cm de um leito filtrante como importantes para a remoção de microrganismos são, também, exemplos da importância da altura do filtro de areia e demonstram que os 50 cm utilizados no presente estudo são eficientes na remoção de microrganismos.

A quantidade e vitalidade das plantas foram reduzindo e apenas na C7 pareceram recuperar a vitalidade, porém ainda com reduzida podendo este ser mais um fator que impossibilitou eliminação de *E.coli* e coliformes totais uma vez que a produção de substâncias pelas raízes já foi considerado como um fator de redução da quantidade de bactérias por Stegeman (1995)⁷ apud Van Kaick (2002)

Outros fatores, além dos já citados, podem estar envolvidos com a remoção de coliformes, como por exemplo, radiação ultravioleta e a produção de substâncias por fungos. Decamp e Warren (2000) sugerem que os fungos, assim como determinados tipos de bactérias produzam substâncias com princípios antimicrobianos capazes de remover *E.coli* de sistemas de *wetlands* construídos. Se levarmos em consideração tal sugestão, possivelmente este fato pode ter ocorrido apenas em C1 e C7 amostragens em que houve remoção de *E.coli*, sendo que para as demais amostragens pode não ter havido produção de tais substâncias ou estas não foram suficientes para contribuir com a remoção.

7 STEGEMAN, C. Na raiz do problema. Globo Rural, São Paulo, n. 117, p. 7-10, ano 10, jul. 1995.

4.5 BACTÉRIAS DESNITRIFICANTES

A quantificação do NMP de bactérias desnitrificantes variou apenas em C5 para os pontos ZRA, ZRB e FAA sendo encontrado, respectivamente 59 NMP.100mL⁻¹, 39 NMP.100mL⁻¹ e 59 NMP.100mL⁻¹. Nos demais pontos e amostragens a densidade de bactérias desnitrificantes foi de 1600 NMP 100mL⁻¹. O desenvolvimento destas bactérias pode ser explicada pela formação de zonas anóxicas ao longo do período de uso da ETE. Zurita et al. (2009) observaram que após um período de 9 a 10 meses de operação um sistema de *wetlands* construídos de fluxo vertical reduz sua capacidade de oxigenação e, conseqüentemente, formam zonas anaeróbias que promovem a desnitrificação.

A idade da estação estudada pode ser motivo para a presença de bactérias desnitrificantes. Hernandez e Mitsch (2007) observaram que em *wetlands* construídas a desnitrificação era incrementada com o aumento da idade do *wetland* o que para Zemanová et al. (2009) é explicado pelo acúmulo de matéria orgânica e nitrato suficientes para o desenvolvimento de tais microrganismos.

4.6 SULFOBACTÉRIAS

O NMP de bactérias redutoras de sulfato na maioria das amostragens foi de 1600 NMP.100mL⁻¹. Em C3 todos os pontos analisados apresentaram menor densidade de bactérias redutoras de sulfato, 1,8 NMP.100mL⁻¹.

Provavelmente a baixa densidade de bactérias sulforedutoras no efluente bruto juntamente com o excesso de precipitação, no mês anterior a C3, tenham impedido o desenvolvimento bem como provocado o arraste destes microrganismos.

Outro fator envolvido na C3 pode ser a competitividade microbiana. Bactérias redutoras de sulfato apresentam metabolismo mais lento do que bactérias heterotróficas, especialmente as anaeróbias, as quais esgotam rapidamente as fontes de carbono impedindo, assim, a proliferação das sulfobactérias (ROCHA, 2006).

Na C3 foi observado aumento da concentração de nitrato no efluente tratado o que provavelmente ocorreu ao longo dos filtros da ETE. Este aumento na concentração de nitrato, possivelmente, pode ter interferido no desenvolvimento de sulfobactérias. Rocha (2006) afirma que elevadas concentrações de nitrato levam a uma redução na quantidade de sulfeto formada, ou seja, redução do metabolismo de sulfobactérias e, no caso deste trabalho, redução da densidade destes microrganismos.

As sulfobactérias podem ter sofrido, em C3, com fatores apontados por Ruiz-Rueda et al. (2009) como responsáveis por provocarem alterações na comunidade microbiana da rizosfera da plantas sendo eles a ação das condições ambientais, o desenvolvimento da planta e a espécie vegetal utilizada.

4.7 BACTÉRIAS REDUTORAS DE NITRATO

A densidade de bactérias redutoras de nitrato variou de $1,8 \text{ NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$ a $19 \text{ NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$ para a maioria das amostragens, tendo alcançado o valor de $1600 \text{ NMP} \cdot 100\text{mL}^{-1}$ para FAA na C4 e na C5, FAB e FAC na C5 conforme observa-se no Gráfico 10.

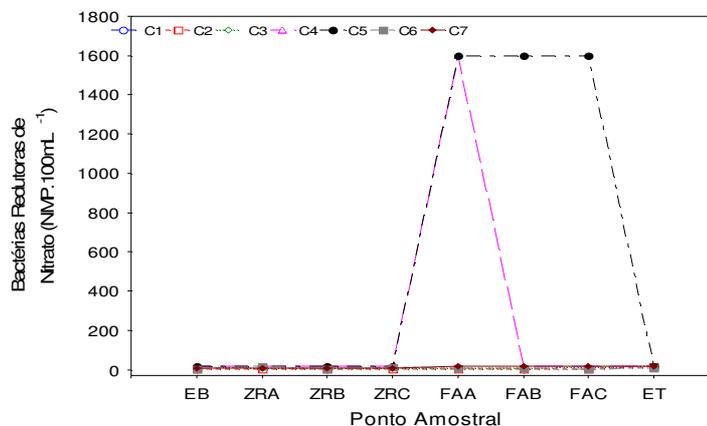


Gráfico 10: Gráficos dos valores para densidade de bactérias redutoras de nitrato nos pontos amostrados para C1 a C7

A presença destas bactérias indica redução de nitrato a nitrito em meio anaeróbico. As bactérias redutoras de nitrato reduziram o nitrato presente no efluente para nitrito, num processo de nitrificação incompleto conforme observado por Tavares e Braga (2008). De acordo com estes mesmos autores a nitrificação incompleta é provocada em condições de baixa concentração de oxigênio dissolvido. O nitrito resultante desta nitrificação incompleta provavelmente foi reduzido a nitrogênio pelas bactérias desnitrificantes.

A baixa densidade de bactérias redutoras de nitrato pode estar relacionada com a reduzida quantidade de plantas na ETE. Para Ruiz-Rueda et al. (2009) a planta exerce influência na estrutura de comunidades de bactérias amônia-oxidantes e desnitrificantes, conseqüentemente influenciando o potencial de redução do nitrato. Zhu e Sikora (1995) também atribuem a remoção de N-amoniaco a biomassa presente nas raízes das plantas assim como Kantawanichkul, Kladprasert e Brix (2009) que observaram maior número de bactérias oxidadoras de amônia em filtros plantados.

4.8 COMPARAÇÃO ENTRE DQO E DENSIDADE DE BACTÉRIAS HETEROTRÓFICAS E LOCALIZAÇÃO DOS MICRORGANISMOS NA ETE

As reduções da densidade de bactérias heterotróficas ao longo do filtro da ETE assim como a remoção de DQO ao longo do sistema podem estar relacionadas. As bactérias heterotróficas são microrganismos que degradam a matéria orgânica, principalmente material carbonáceo, resultando em redução da DBO e DQO do sistema. Por sua vez, a redução de DQO ao longo do sistema indica redução de matéria orgânica disponível para os microrganismos resultando em diminuição da densidade destes ao longo do filtro.

Conforme Gráfico 11 nas amostragens em que houve redução da DQO também houve redução de bactérias heterotróficas e nas amostragens em que aquela variável apresentava maiores valores este reagia da mesma maneira. O aumento da DQO indica maior concentração de matéria orgânica que possibilita o desenvolvimento das bactérias heterotróficas. Assim como, a redução de DBO

indica menor concentração de matéria orgânica disponível e, conseqüentemente, diminuição da densidade de bactérias heterotróficas.

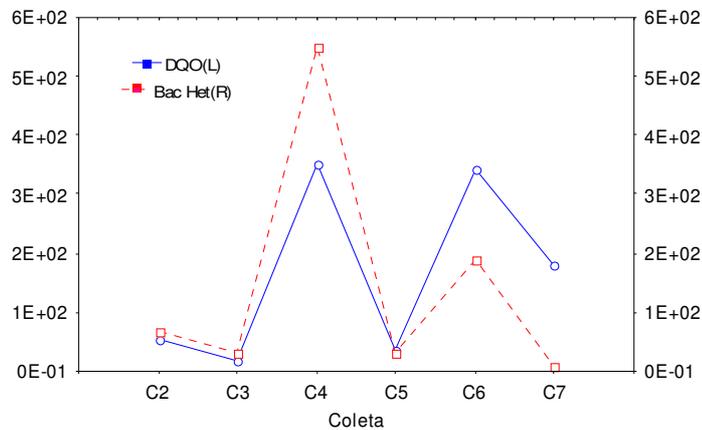


Gráfico 11: Valores de Bactérias Heterotróficas (Bac. Het.) e DQO obtidos no ponto ET, durante o período de amostragens.

Quanto aos microrganismos presentes na ETE foi possível verificar que não há uma localização específica para os microrganismos avaliados. De uma maneira geral pode-se concluir que a região de maior densidade de microrganismos na ETE estudada é a zona de raízes enquanto que o filtro de areia apresenta-se como região de menor densidade.

As raízes das plantas são ambientes propícios ao desenvolvimento microbiano tendo em vista que os pontos ZRA, ZRB, ZRC amostrados corresponderam à interface raiz-brita e sua densidade de microrganismos pode ser associada à formação de biofilme aderido a brita, a maior disponibilidade de matéria orgânica e ao ambiente favorável propiciado pelas raízes das plantas.

5 CONCLUSÃO

A ETE mostrou-se eficiente para a remoção de bactérias heterotróficas e fungos totais, com maior densidade na região das raízes e menor densidade no filtro de areia e no efluente tratado.

As trélicas da região das raízes (pontos ZRA, ZRB e ZRC) e do filtro de areia (pontos FAA, FAB e FAC) quando analisadas globalmente não apresentaram diferenças significativas indicando que há uma homogeneidade quanto ao fluxo de esgoto na ETE, apesar da influencia da precipitação em alguns períodos.

Em uma análise geral encontrou-se diferença significativa entre a região das raízes e do filtro de areia para a densidade de bactérias heterotróficas e fungos totais. A redução de bactérias e fungos no filtro de areia indicam maior atividade microbiana nos primeiros 50 cm da ETE. Entre os fatores envolvidos na remoção de microrganismos pode se citar, idade da estação, retenção no biofilme formado na brita, remoção por filtração na areia, ação de predadores e redução da disponibilidade de matéria orgânica ao longo do leito filtrante.

A remoção de coliformes totais e *E. coli* mostrou-se satisfatória apenas nos períodos de menor precipitação pluviométrica indicando influência da precipitação que, possivelmente, auxilia no processo de carreamento dos microrganismos.

Os resultados indicam que para remoção de coliformes totais e *E.coli* necessita-se de uma altura considerável para o filtro de areia, sendo que a altura deste filtro na ETE estudada (50 cm) foi suficiente para remover estes microrganismos nos períodos mais secos.

As bactérias desnitrificantes foram quantificadas com valores de 1600 NMP.100mL⁻¹ em praticamente todos os pontos amostrados indicando, provável, remoção de nitrogênio por processo de desnitrificação.

Ao contrário das bactérias desnitrificantes, as redutoras de nitrato foram encontradas em praticamente todos os pontos e amostragens em baixa densidade o que permite inferir que estas bactérias não exercem um papel fundamental na remoção de nutrientes.

As densidade de bactérias redutoras de sulfato variou apenas na amostragem C3, período antecedido por excesso de precipitação pluviométrica.

Períodos de chuva intensos influenciaram o desempenho da ETE estudada, reduzindo o tempo de detenção do esgoto ao longo do meio filtrante e, conseqüentemente, reduzindo a eficiência de remoção de variáveis como: nitrogênio, fósforo, DQO, coliformes totais e *E.coli*. Além disso, o excesso de água, acumulado na estação durante os períodos de chuvas, pode ter impedido a oxigenação do meio reduzindo a concentração de oxigênio dissolvido e contribuindo para a baixa remoção destas variáveis.

Foi possível confirmar a influência que as plantas exercem na remoção de nutrientes. Apesar do baixo desenvolvimento do copo-de-leite as remoções médias de N-total (34,34%) e de fósforo (54,19%) na ETE em estudo foram superiores ou muito próximos aos valores encontrados em sistemas convencionais de tratamento de esgoto (aproximadamente 40%). Se a ETE estivesse com um maior desenvolvimento de plantas provavelmente as porcentagens de remoção de nutrientes seriam superiores aos valores obtidos neste estudo.

SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Como proposta para trabalhos futuros sugere-se:

- Análise mensal das variáveis físicas, químicas e microbiológicas, sem a necessidade de utilização de réplicas na região das raízes e filtro de areia;
- Determinação das variáveis sulfato e DBO;
- Estudo de metodologia para determinação do NMP que permita obtenção da densidade real de microrganismos;
- Avaliação da implantação de um sistema para captação e/ou redução da precipitação pluviométrica que atinge a ETE;
- Avaliação de ETE utilizando diferentes substratos e/ou diferentes plantas;

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, R. de A.; ALMEIDA, N. A. M. **Remoção de coliformes do esgoto por meio de espécies vegetais**. Revista Eletrônica de Enfermagem, v. 07, n. 03, p. 306-317, 2005.

Disponível em <<http://200.137.221.132/index.php/fen/article/view/902/1098>>. Acesso em: 22 set. 2009.

ALMEIDA, R. de A.; OLIVEIRA, L. F. C. de; KLIEMANN, H. J. **Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário**. Pesquisa Agropecuária Tropical, n. 37, p. 1-9, mar. 2007. Disponível em: <<http://www.revistas.ufg.br/index.php/pat/article/view/1839/1751>>. Acesso em: 22 set 2009.

ALMEIDA, R de A. **Substratos e plantas no tratamento de esgoto por zona de raízes**. Goiânia, 2005. Tese (Doutorado em Agronomia) Programa de Pós-Graduação em Agronomia, UFG.

APHA - American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st Edition. USA: Centennial Edition, 2005.

ATLAS, R. M. **Handbook of media for environmental microbiology**. 2ª ed. Boca Raton, FL: Taylor & Frank Group, 2005. 673 p.

BELMONT M. A.; METCALFE, C. D. **Feasibility of using ornamental plants (*Zantedeschia aethiopica*) in subsurface flow treatment wetlands to remove nitrogen, chemical oxygen demand and nonylphenol ethoxylate surfactants-a laboratory-scale study**. Ecological Engineering, n. 21, p. 233-247, 2003.

BENTO, A. P.; SEZERINO, P. H.; BARBOSA, T. C.; PHILIPPI, L S. Comparação ente modelos aplicados ao diagnóstico do tratamento de esgotos por sistemas de lodos ativados, baseados em parâmetros biológicos. In: IV Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, II-072, 2002. Disponível em: , <http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/sibesa6/odos.pdf>> . Acesso em: 2 nov. de 2009.

BERGEY'S MANUAL OF DETERMINATIVE BACTERIOLOGY. Edited by: John G. Holt; Noel R. Krieg; Peter, H. A. Sneath, James T. Staley; Stanley T. Williams. 9th ed. Philadelphia: 2000.

BITTON, G. **Wastewater microbiology**. 3rd ed. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons Inc., 2005.

BRASIL. Decreto Lei nº 11.445 de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm. Acesso em: 30 out. 2009.

BRITO, L. L. A. de; CARDOSO, A. B.; SALVADOR, D. P.; HELLER, L. **Amadurecimento de filtros lentos de areia remoção de microrganismos indicadores de qualidade da água ao longo da profundidade do leito: uma avaliação em instalação piloto**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 10, n. 4, p. 307-317, 2005.

CAMPOS. J. R. (Coord.) **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 464 p. Projeto PROSAB.

CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; SOUSA, J. T. de; OLIVEIRA, H.; GUIMARÃES, A. O.; KONIG, A. Desempenho de um leito cultivado na melhoria da qualidade de um córrego poluído destinado a irrigação. In: XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, I-032, 2000.

CETESB Cursos e Treinamentos. Microbiologia ambiental. São Paulo, 2004.

CHAZARENC, F.; BRISSON, J.; MERLIN, G. **Seasonal and spatial changes of microorganism communities in constructed wetlands: a community level physiological profiling analysis**. International Journal of Chemical Engineering, vol. 2010. 2010

CHERNICHARRO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental-UFMG, 1997. 246 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: 5).

COOPER, P. **A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems**. Water Science and Technology, v. 40, n.3, p. 1-9, 1999.

COOPER, P.; GRIFFIN, P.; HUMPHRIES, S.; POUND, A. **Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage.** *Water Science and Technology*, vol 40, n. 3, p. 283-389, 1999.

COSTA, Luciana L., et al.. **Eficiência de *wetlands* construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos.** *Revista de Biologia e Ciências da Terra*. Campina Grande, v. 3, n. 1, jan/jun. 2003. Disponível em: <<http://eduep.uepb.edu.br/rbct/sumarios/pdf/wetlands.pdf>> Acesso em: 15 out. 2009.

DAN, T. H.; QUANG, L. N.; CHIEM, N. H.; BRIX, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical constructed *wetlands* planted with *Sesbania sesban*: Horizontal subsurface versus vertical downflow. *Ecological Engineering*, article in press, 2010.

DECAMP, O.; WARREN, A.; SANCHEZ, R. **The role of ciliated protozoa in subsurface flow *wetlands* and their potential as bioindicators.** *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 91-97, 1999.

DECAMP, O.; WARREN, A. **Investigation of *Escherichia coli* removal in various designs of subsurface flow *wetlands* used for wastewater treatment.** *Ecological Engineering*, n.14, p. 293-299,. 2000.

EDWARDS, K. R.; CIZKOVÁ, H.; ZEMANOVÁ, K.; SANTRUCKOVÁ, H. **Plant growth and microbial processes in a constructed *wetland* planted with *Phalaris arundinacea*.** *Ecological Engineering*, n. 27, p. 153-165, 2006.

ESTEVEZ, F. de A. **Fundamentos de Limnologia.** 2ª ed. Rio de Janeiro: Interciência, (1998).

Funasa – Fundação Nacional de Saúde. **Manual de saneamento.** 3ª ed. revista . Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006. 408 p.

GARBOSA, L. H. P. **Desenvolvimento e avaliação de sistema de leito fixo – reator misto radial seguido de reator anóxico horizontal- para remoção de matéria orgânica e de nitrogênio de esgoto sanitário.** 2003. 126 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil – Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2003.

GARCIA, J.; VIVAR, J.; AROMIR M.; MUJERIEGO, R. **Role of hydraulic retention time and granular medium in microbial removal in tertiary treatment reed beds.** *Water Research*, n. 37, p. 2645-2653, 2003.

GARCIAS, C. M.; SANCHES, A. M. **Vulnerabilidades socioambientais e as disponibilidades hídricas urbanas: levantamento teórico-conceitual e análise aplicada à região metropolitana de Curitiba – PR.** Revista de Pesquisa em Arquitetura e Urbanismo, vol. 2, n. 10, p. 96-111, 2009.

GERSBERG, R. M.; ELKINS, B. V.; LYON, S. R.; GOLDMAN, C. R. **Role of aquatic plants in wastewater treatment by artificial wetlands.** Water Research, v. 20, n. 3, p. 363-368, 1986.

HEGGENDORN, F. L.; GONÇALVES, L. de S.; LUTTERBACH, M. T. S.; DIAS, E. P. **Processos fisiológicos e patológicos das bactérias redutoras de sulfato do gênero *Desulfovibrio sp.*** Brasília Médica, vol. 3, n. 46, p. 247-252, 2009.

HELLER, L. **Relação entre saúde e saneamento na perspectiva do desenvolvimento.** Ciênc. saúde coletiva, Rio de Janeiro, v. 3, n. 2, 1998.
Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-81231998000200007&lng=pt&nrm=iso>. Acesso em: 15 set. 2009.

HELLER, L.; PÁDUA, V. L. de (organizadores). **Abastecimento de água para consumo humano.** Belo Horizonte: Editora da UFMG, 2006.

HERNANDEZ, M. E.; MITSCH W. J. **Denitrification potential and organic matter as affected by vegetation community, wetland age, and plant introduction in created wetlands.** Journal of Environmental Quality, n. 36, p. 333-342, 2007.

HIMEDIA. **Instruções de uso: caldo nitrato.** [20--] Disponível em <<http://www.biosystems.com.br/arquivos/produtos/882.pdf>> Acesso em: 25 set. 2009.

IBGE- Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000. Rio de Janeiro, 2002.

JIA, W.; ZHANG, J.; WU, J.; XIE, H.; ZHANG, B. **Effect of intermittent operation on contaminant removal and plant growth in vertical flow constructed wetlands: a microcosm experiment.** Desalination, n.262, p. 202-208, 2010.

KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S.; BRIX, H. **Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*.** Ecological Engineering, n. 35, p. 238-247, 2009.

KONNERUP, D.; KOOTTATEP, T.; BRIX, H. **Treatment of domestic eastewater in tropical, subsurface flow constructed *wetlands* planted with *Canna* and *Heliconia*.** Ecological Engineering, n. 35, p. 248-257, 2009.

LAUTENSCHLAGER, Sandro R. **Modelagem do desempenho de *wetlands* construídas.** 2001. 90p. Dissertação (Mestrado em Engenharia). USP, São Paulo, 2001.

MAZZOLA, M.; ROSTON, D. M.; VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbico compartimentado.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 9, n. 2, p. 276-283, 2005.

McKINNEY, R. E. **Environmental Pollution Control Microbiology.**USA: Marcel Dekker, 2004. 447 p.

MADSEN, E. L. **Environmental microbiology from genomes to biogeochemistry.** Cornell University, Department of Microbiology: Blackwell Publishing, 2008. 479 p.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; PARKER, J. **Brock - biologia de los microorganismos.** 10^a ed. Madri: Pearson Education, 2004.

MAIER, R. M.; PEPPER, I. L.; GERBA, C. P. **Environmental microbiology.** San Diego: Academic Press, 2000.

MENDONÇA, L. C. **Microbiologia e cinética de sistema de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido.** São Carlos, 2002. 219 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: tratament, disposal and reuse.** 3rd ed. New Delhi: McGraw-Hill, 1991.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria nº 518 de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Disponível em: <<http://dtr2001.saude.gov.br/sas/PORTARIAS/Port2004/GM/GM-518.htm>> Acesso em: 10 jan. 2011.

MURTHA, N. A.; HELLER, L. **Avaliação da influência de parâmetros de projetos e das características da água bruta no comportamento de filtros lentos de areia.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 8, n. 4, p. 257-267, out/dez 2003.

NAIME, R.; GARCIA, A. C. **Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustriais.** Estudos tecnológicos, vol. 1, n. 2, p. 9-20, jul/dez 2005. Disponível em: < <http://www.estudostecnologicos.unisinos.br/pdfs/42.pdf>>. Acesso em: 11 mai. 2009.

OLIJNYK, Débora P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (*wetlands*) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos.** 2008. 112p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). UFSC, Florianópolis, 2008.

PARANÁ. Lei Estadual 8935, de 07 de março de 1989. Assembléia Legislativa do Estado do Paraná. Disponível em: < <http://www.ibamapr.hpg.com.br/8935LE.htm>> Acesso em: 10 fev. 2010.

PELCZAR, M.J. Jr.; CHAN, E. C. S.; KRIEG, N. R. **Microbiologia: conceitos e aplicações.** 2ªed. São Paulo: Makron Books, 1996.

PELIZZARO, P. C.; HARDT, L. P. A. Efetividade do planejamento urbano e regional: a cidade planejada e a cidade real. In: III Encontro da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade (ANPPAS), 2006. Disponível em < http://www.anppas.org.br/encontro_anual/encontro3/arquivos/TA426-06032006-211751.PDF> Acesso em 10 de jan. de 2011.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo *wetlands* no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.** Florianópolis: Editora do autor, 2004.

PIRAQUARA –PR. Lei Municipal nº 903 de 16 de julho de 2007. Institui zona de expansão urbana, regulamenta o uso e ocupação do solo e dá outras providências. Disponível em < <http://www.leismunicipais.com.br/cgi-local/forpgs/showinglaw.pl>> Acesso em 10 de fev. de 2010.

PLATZER, C.; SENF, C.; HOFFMANN, H.; CARDIA, W.; COSTA, R. H.R. da. Dimensionamento de *wetland* de fluxo vertical com nitrificação – adaptação de modelo europeu para as condições climáticas do Brasil. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental., II-039, 2007. Disponível em:

<://www.saneamento.poli.ufrj.br/documentos/24CBES/II-039.pdf> Acesso em: 19 jan. de 2011.

POSTGATE, J. R. **Recent Advances in the study of the sulfate-reducing bactéria.** Bacteriological Reviews , American Society for Microbiology, vol. 29, n. 4, p. 425-441, Dec. 1965. Disponível em < <http://mmbr.asm.org/cgi/reprint/29/4/425.pdf>> Acesso em 19 de dez. de 2010.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. **Biologia vegetal.** 6ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2001. 906 p.

RIBEIRO, M. C.; SOARES, M. M. S. R. **Microbiologia prática: roteiro e manual: bactérias e fungos.** São Paulo: Editora Atheneu, 2002.

RICKLEFS, R. E. **A economia da natureza.** 3ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1996. 470 p.

ROCHA, S. M. S. **Avaliação da utilização de nitrato por cultura mista enriquecida com bactérias redutoras de sulfato (BRS) em efluente contendo sulfato.** Uberlândia, 2006. Dissertação (mestrado em Engenharia Química), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Química, Universidade Federal de Uberlândia.

RUIZ-RUEDA, O.; HALLIN, S.; BANERAS, L. **Structure and function of denitrifying and nitrifying bacterial communities in relation to the plant species in a constricted wetland.** FEMS Microbial Ecology, v. 65, p. 308-319, 2009.

SALATI Jr., E.; SALATI, E.; SALATI, E. **Wetlands projects developed in Brazil.** Water.Science and Technology., v. 40, n. 3, p.19-25. 1999.

SALATTI, Eneida. **Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas.** Biológico, São Paulo, v. 65, n. 1/2, p. 113-116, jan./dez. 2003.

Disponível em: <www.biologico.sp.gov.br/docs/bio/v65_1_2/salatti.pdf> Acesso em: 15 set. 2009.

SILVA, S. C. da; BERNARDES, R. S.; RAMOS, M. L. G. Remoção de nutrientes (P e N) em sistemas de “wetlands construídos” no tratamento de esgotos domésticos. In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. II-094, 2007.

Disponível em: <http://www.saneamento.poli.ufrj.br/documentos/24CBES/II-094.pdf>>
Acesso em: 11 jan. de 2011.

SILVA, Selma C. **Wetlands** **construídos de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. 2007. 205p. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

SILVA, N. da; JUNQUEIRA, V. C. A.; SILVEIRA, N. F. A.; TANIWAKI, M. H.; SANTOS, R. F. S. dos; GOMES, R. A. R. **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos**. 3ª edição. São Paulo: Livraria Varela, 2007.

SLEYTR, K.; TIETZ, A.; LANGERGRABER, G.; HABERL, R.; SESSITSCH, A. **Diversity of abundant bacteria in subsurface vertical flow constructed wetlands**. Ecological Engineering, n. 35, p. 1021-1025, 2009.

SOUZA J. T. de.; HAANDEL, A. V.; LIMA, E. P. da C. **Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental, vol. 9, n. 4, p. 285-290, out/dez 2004.

SOUSA, K. A. de. **Avaliação da biogênese de sulfeto sob diferentes concentrações de bactérias redutoras de nitrato, bactérias redutoras de sulfato e nitrato**. 2009. 141 p. Tese (Doutorado em Ciências). Programa de Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

Instituto Tecnológico SIMEPAR [mensagem pessoal]. Mensagens recebidas por gabrielelohmann@yahoo.com.br em 24 de maio; 02 de junho; 02 de julho; 04 de agosto; 02 de setembro; 04 de outubro; 03 de novembro e 02 de dezembro de 2010.

TAVARES L. H. S.; BRAGA, F. M. de S. **Constructed wetland in wastewater treatment**. Acta Scientiarum. Biological Sciences: Maringá, v. 30, n. 3, p. 261-265, 2008

TONIATO, J. V.; ROQUE, O. C. de C.; KACZALA, F.; NASCIMENTO, V. B. do; ROQUE, D. C. Avaliação de um *wetland* construído no tratamento de efluentes sépticos. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 23, 2005, Campo Grande. Disponível em:
< <http://jararaca.ufsm.br/websites/ces/download/G5.pdf> > Acesso em: 30 out. 2010.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**. 8ª edição. Porto Alegre: Artmed, 2005.

Situação mundial da infância 2008: sobrevivência infantil. USA: Unicef-Fundo das Nações Unidas para a Infância, 2007.

VACCA, G.; WAND, H.; NIKOLAUSZ, M.; KUSCHK, P.; KÄSTNER, M. **Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands**. Water Research, n. 39, p. 1361-1373, 2005).

VAN KAICK, T. S. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná**. Curitiba, 2002. Dissertação (Mestrado em Tecnologia)-PPGTE, CEFET-PR.

VICZNEVSKI, Íria S.; SILVA, Cassiano G. Tratamento biológico de esgoto com zona de raízes – experiência da Prefeitura Municipal de Joinville. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 22, 2003, Joinville. Disponível em: <<http://www.bvsde.paho.org/bvsacd/abes22/txi.pdf>> Acesso em: 30 out. 2009.

VON SPERLIN, MARCOS. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ªed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

WAND, H.; VACCA, G.; KUSCHK, P.; KRÜGER, M.; KÄSTNER, M. **Removal of bacteria by filtration in planted and non-planted sand columns**. Water Research, n. 41, p. 159-167, 2007.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. Campinas, 2008. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo.

ZEMANOVÁ, K.; PICEK, T.; DUSEK, J.; EDWARDS, K.; SANTRUCKOVÁ, H. **Carbon, nitrogen and phosphorus transformations are related to age of a constructed wetland**. Water air soil pollut, 2009.

ZHU, T. e SIKORA, F. J. **Ammonium and nitrate removal in vegetated and unvegetated gravel bed microcosm wetlands**. Water Science and Technology, v. 32, n. 3, p-219-218, 1995.

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

ZURITA,F.; ANDA, J De; BELMONT, M. A. **Performance of laboratory-scale *wetlands* planted with tropical ornamental plants to treat domestic wastewater**. Water Quality Rws. J., vol. 41, n 4, p. 410-417, Canadá, 2006.

ANEXOS

ANEXO A- Tabela das concentrações das variáveis abióticas analisadas nos pontos EB e ET nas amostragens C2 a C7

Ponto	Nitrito	Nitrato	Amônia	N total	Fosfato	DQO	OD	pH	T	Ppt.
EBC2	0,0541	1,0294	13,2322	61,6636	10,3468	74,7540	3,1000	7,3200	20,6000	7,5
EBC3	0,0527	0,8053	3,5917	23,4292	11,8305	164,8090	1,6700	6,9800	23,5000	13,9
EBC4	0,0618	1,2324	9,2527	10,0684	8,0594	731,1011	2,5600	7,0200	18,2000	10,01
EBC5	0,0690	0,9488	11,3770	12,1076	8,8065	122,0989	3,3600	6,8100	16,2000	3,19
EBC6	0,0510	0,0882	24,0241	25,9428	10,4651	777,5311	2,2800	7,0800	19,1000	1,04
EBC7	0,0427	0,0784	13,0903	18,0976	12,0302	379,9281	1,7000	7,2800	17,4000	3,60
ETC2	0,0451	1,2061	12,7221	52,3812	6,4967	54,7472	1,0600	6,6800	19,6000	7,50
ETC3	0,0470	0,9893	11,9972	13,2334	3,6335	16,4944	1,0500	6,7700	25,1000	13,90
ETC4	0,0563	0,8491	3,8009	8,1142	4,9386	350,8629	1,8600	6,9200	20,1000	10,01
ETC5	0,0500	0,8533	5,9177	7,9230	2,8572	39,1775	1,2600	6,8100	17,3000	3,19
ETC6	0,0311	0,0392	6,7225	14,2317	4,5981	343,6734	1,5800	7,1500	20,0000	1,04
ETC7	0,0343	0,0506	6,7225	9,3462	5,1370	178,5798	2,0300	7,5400	17,6000	3,60