

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

HELISSON HENRIQUE BORSATO DE ANDRADE

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE SISTEMAS DE ZONA DE
RAÍZES (*WETLANDS* CONSTRUÍDAS) EM ESCALA PILOTO
APLICADOS AO TRATAMENTO DE EFLUENTE SINTÉTICO**

DISSERTAÇÃO

Curitiba

2012

HELISSON HENRIQUE BORSATO DE ANDRADE

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE SISTEMAS DE ZONA DE
RAÍZES (*WETLANDS* CONSTRUÍDAS) EM ESCALA PILOTO
APLICADOS AO TRATAMENTO DE EFLUENTE SINTÉTICO**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Civil, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Área de Concentração: Meio Ambiente. Linha de Pesquisa: Saneamento e Recursos Hídricos.

Orientador: Dr. Thomaz Aurélio Pagioro

Co-orientador: Dr. Flavio Bentes Freire

Curitiba

2012



TERMO DE APROVAÇÃO

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO N.º 18

AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE SISTEMAS ZONA DE RAÍZES EM ESCALA PILOTO APLICADOS AO TRATAMENTO DE EFLUENTE SINTÉTICO.

POR

HELISSON HENRIQUE BORSATO DE ANDRADE

Esta dissertação foi apresentada às 08:30 hrs do dia 30 de março de 2012, como requisito parcial para a obtenção do título de **MESTRE EM ENGENHARIA CIVIL**, área de Meio Ambiente, linha de pesquisa de 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. Rafael Montanhini Soares de Oliveira
(UFT)

Prof. Dr. Flavio Bentes Freire
(Co-orientador - UTFPR)

Prof. Dr. Celimar Azambuja Teixeira
(UTFPR)

Visto da Coordenação:

Prof. Dr. Rodrigo Eduardo Catai
Coordenador do PPGEC

Aos meus pais, Helio e Sebastiana
As minhas irmãs, Flaviana e Eliane
E a mulher da minha vida Larissa.

AGRADECIMENTOS

Aqui agradeço algumas das muitas pessoas que possibilitaram de alguma forma a realização desta etapa da minha vida, talvez não seja possível listar todas em papel, mas, sempre serei grato pela ajuda.

Especialmente aos meus pais Helio Henrique de Andrade e Sebastiana I. Borsato de Andrade, Larissa Fernanda Vieira Martins, pelo apoio intelectual e amor concedido nesses anos, ao professor Thomaz Aurélio Pagioro pelas auxílio e atenta orientação em todo o projeto, a professora Tamara Simone Van Kaick, pelo apoio científico e amizade, a Aliny Lucia Borges Borba pela amizade e parceria em todo o projeto, a professora Celimar Azambuja Teixeira e professor Flavio Bentes Freire, pelo amparo nas questões acadêmicas, burocráticas e amizade, ao professor Rodrigo Eduardo Catai e a secretaria Luisa Helena Fernandes pela pronta disposição na solução das demandas junto ao PPGEC;

A Alessandra e todos os estagiários do LEPER pelo auxílio nos ensaios empréstimos de reagentes e tentativas realizados neste laboratório. Ao Gustavo Macioski pelo apoio junto aos laboratórios do DACOC.

Ao Seu Arí e Dona Lurdes pela receptividade e hospitalidade propiciada em minha chegada a Curitiba, ao amigo Franklin Moreira Pinto pelo suporte técnico e amizade;

A CAPES pela bolsa concedida para realização do mestrado;

Ao PPGEC pela possibilidade de realização do mestrado e pela estrutura fornecida;

A todos minha gratidão!

A frase mais empolgante de ouvir em ciência, a que prenuncia novas descobertas, não é “Eureka!”, mas sim “Isto é estranho” (ISAAC ASIMOV, 1994).

RESUMO

ANDRADE, Helisson Henrique Borsato. Avaliação do desempenho de sistemas de zona de raízes (wetlands construídas) em escala piloto aplicados ao tratamento de efluente sintético. 2012. 87p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2012.

Arranjos tecnológicos que integram sistemas de zona de raízes apresentam-se como uma opção plausível para adequação de efluentes, devido principalmente a sua simplicidade construtiva, baixo custo de implantação/operação e eficiência na remoção de poluentes. Estes sistemas atuam como filtros biológicos cultivados com macrófitas aquáticas, aplicados ao tratamento de esgotos domésticos e industriais. O presente estudo teve por objetivo a construção e o monitoramento de dois sistemas pilotos de tratamento de esgotos por zonas de raízes de fluxo hidráulico vertical livre e afogado, montados em recipientes plásticos com volume total de 220L cada. Neles foi cultivada a espécie vegetal *Canna x generalis* L.H Bailey (cana-indica), planta heliófita rizomatosa, com folhagens ornamentais e de inflorescências coloridas, cultivada sobre meio suporte com camadas de brita e areia. Os sistemas foram alimentados com substrato sintético tendo glicose como fonte de carbono, sob taxa hidráulica de aplicação de $125,8 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{dia}^{-1}$ e matéria orgânica em termos de DQO de $300,93 \pm \text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$. O sistema de fluxo afogado apresentou eficiências na remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl, DQO e PO_4 de, $55 \pm 17\%$, $95 \pm 6\%$ e $46 \pm 11\%$ respectivamente. No sistema de fluxo livre as eficiências para remoção de Nitrogênio Total Kjeldahl, DQO e PO_4 foram de $57 \pm 11\%$, $96 \pm 6\%$ e $41 \pm 11\%$, demonstrando elevada remoção de matéria orgânica e nutrientes para os dois modelos estudados.

Palavras-chave: zona de raízes, tratamento de efluentes, *wetlands* construídas, substrato sintético, *Canna x generalis*.

ABSTRACT

ANDRADE, Helisson Henrique Borsato. Evaluating the performance of pilot scale root zone systems (constructed wetlands) applied to the effluent synthetic treatment. 2012. 87p. Dissertation (Master's degree in Civil Engineering) - Post-Graduate Program in Civil Engineering, Federal University of Technology - Paraná. Curitiba, 2012.

Technological arrangements that integrate systems root zone are presented as plausible option for effluents treatment, mainly because of their simplicity in construction, low cost of implementation/operation and efficiency in removing pollutants. These systems act as biological filters planted with macrophytes, applied to the treatment of domestic and industrial sewage. The present study aimed at the construction and monitoring of two pilot systems for sewage treatment of the roots zones of free vertical hydraulic flow and drowned, mounted in plastic containers with a total volume of 220L each. They were cultivated plant species *Canna x generalis* LH Bailey (cana indica), heliophytic rhizomatous plant with ornamental foliage and colorful flowers, grown on the support medium with layers of gravel and sand. The systems were fed synthetic substrate with glucose as carbon source, under hydraulic application rate of $125,8 \text{ L.m}^{-2}.\text{day}^{-1}$ an organic material and in terms of COD of $300,93 \pm \text{mg.L}^{-1}$. The drowned system flow had removal efficiencies of Total Kjeldahl Nitrogen, COD and PO_4 de, $55 \pm 17\%$, $95 \pm 6\%$ e $46 \pm 11\%$ respectively. In the system of free flow efficiencies for Total Kjeldahl Nitrogen removal, COD and PO_4 were $57 \pm 11\%$, $96 \pm 6\%$ and $41 \pm 11\%$, showing high removal of organic matter and nutrients for the two models studied. .

Keywords: root zone, wastewater treatment, constructed wetlands, synthetic wastewater, *Canna x generalis*

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1: Corte radial em raiz da macrófita aquática Açoro (*Acorus calamus* L.) com detalhes as expansões no tecido denominada aerênquima.....18
- Figura 2. Esquema da condução de O₂ no sistema radicular das macrófitas aquáticas, e a consequente formação de duas zonas (aeróbia e anaeróbia).20
- Figura 3: Representação das condições quanto à a pressão exercida pelo oxigênio em raízes de macrófitas do gênero *Phragmites*; A) Valores de pressão (kPa) de oxigênio pela distancia (µm) nas diferentes regiões do corte radial da raiz e rizosfera; B) Valores de pressão (kPa) de oxigênio pela distância (µm) na raiz e rizosfera.21
- Figura 4: Vista demonstrativa de uma wetland construída de fluxo hidráulico vertical.....30
- Figura 5: Vista demonstrativa de um wetland construída de fluxo hidráulico vertical, também chamada de zona de raízes.30
- Figura 6 – Corte em sistema de zona de raízes fluxo livre, com detalhes a entrada do efluente pela parte superior, saída abaixo do meio filtrante e nível do liquido mantido no interior do sistema.32
- Figura 7- Corte em sistema de zona de raízes fluxo afogado, com detalhes a entrada do efluente pela parte superior, saída abaixo do meio filtrante e nível do liquido mantido no interior do sistema.32
- Figura 8: Vista do módulo de zona de raízes, com destaque para as diferentes camadas componentes do meio filtrante (brita fina, brita grossa e areia).....35
- Figura 9: Vista geral do experimento, com atenção aos principais componentes: reservatório, zona de raízes e cobertura.37
- Figura 10: Vista lateral (a) e superior (b) dos arranjos de zonas de raízes utilizados na pesquisa, com detalhes ao reservatório e arranjos afogado e fluxo livre (AF e LI) na vista lateral, bem como da entrada do efluente na vista superior.....40
- Figura 11. Desenho esquemático dos aparatos utilizados na pesquisa.41

Figura 12: Imagens de <i>C. x generalis</i> cultivadas em sistemas de <i>wetlands</i> : (a) planta cultivada em sistema de fluxo vertical submetido a esgoto sanitário no município de Campo Mourão, Paraná; (b) planta cultivada no sistema estudado, utilizando efluente sintético.....	42
Figura 13. Plantio das macrófitas utilizadas na pesquisa: (a) detalhe das mudas utilizadas; (b) disposição do plantio no sistema.	47
Figura 14. Vista das plantas nos primeiros 15 dias de experimento: (a) Plantas após uma semana do plantio; (b) Plantas na segunda semana de plantio, com as partes ressecadas removidas.....	48
Figura 15. Vista das plantas cultivadas nos sistemas de tratamento após os primeiros 30 dias a partir do plantio: (a) Vista geral dos dois aparatos, na parte superior sistema de fluxo afogado e na parte inferior sistema de fluxo livre; (b) Destaque de broto surgido no meio filtrante do aparato afogado.....	49
Figura 16. Vista frontal dos sistemas estudados: (a) Data de 05/09/2011 (b) Data 18/10/2011.....	50
Figura 17. Vista frontal dos sistemas estudados na data de 23/11/2011, na esquerda o sistema de fluxo livre e a direita o sistema de fluxo afogado.....	51
Figura 18. Vista frontal dos sistemas de tratamento estudados no ultimo mês de acompanhamento, registro feito na data de 12/01/2012.....	52
Figura 19: Imagem do sistema radicular de <i>c. x generalis</i> cultivadas em zona de raízes.....	54
Figura 20: Temperatura (°C) do meio líquido de entrada e dos efluentes (AF e LI) durante o período de realização do ensaio piloto.....	58
Figura 21: Valores de pH obtidos no meio líquido de entrada e dos efluentes (AF e LI) durante o período de realização do ensaio piloto.....	59
Figura 22: Valores da concentração de alcalinidade total no meio líquido do afluente (Entrada) e dos efluentes (AF e LI) durante o período de realização do ensaio piloto.	60
Figura 23. Valores da concentração de (a) CO ₂ e (b) HCO ₃ ⁻ no meio líquido do afluente (Entrada) e dos efluentes (AF e LI) durante o período de realização do ensaio piloto.	61

Figura 24: Valores da concentração de OD no meio líquido do afluente (Entrada) e dos efluentes (AF e LI) durante o período de realização do ensaio piloto.	63
Figura 25: Concentração de N-NH₄⁺ no meio líquido do afluente (Entrada) e dos efluentes (AF e LI), durante o período de realização do ensaio piloto.	65
Figura 26: Valores da concentração de N-NO₃ no meio líquido do afluente (Entrada) e dos efluentes (AF e LI), durante o período de realização do ensaio piloto.	66
Figura 27: Valores da concentração de Nitrogênio Total Kjeldahl (média e desvio padrão) no meio líquido do afluente (Entrada) e dos efluentes (AF e LI), durante o período de realização do ensaio piloto.....	67
Figura 28. Gráfico da eficiência na remoção de nitrogênio total nos sistemas trabalhados durante o período de realização do ensaio piloto.	68
Figura 29. Gráfico com médias de concentração de N-H₄⁺, N-NO₃, e N-Total na entrada e nas saídas de cada sistema durante todo experimento.....	69
Figura 30: Valores das concentrações de Entrada e saída (AF e LI) de P-PO₄⁻³ durante o período de realização do ensaio piloto.....	71
Figura 31: Eficiência na remoção de P-PO₄⁻³ nos sistemas de tratamento durante o período de realização do ensaio piloto.....	72
Figura 32: Valores de DQO no meio líquido do afluente (Entrada) e dos efluentes (AF e LI) durante o período de realização do ensaio piloto.	73
Figura 33: Valores da eficiência na remoção de DQO nos sistemas trabalhados durante o período de realização do ensaio piloto.	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Composição do substrato sintético Del Nery (1987) adaptado por Freire (2005).....	44
Tabela 2. Dados da verificação da estabilidade do efluente sintético quando a concentração de DQO.....	55
Tabela 3. Características físicas e químicas do substrato sintético utilizado na pesquisa. DP = Desvio padrão; Max. = Valor máximo na serie; Min. = Valor mínimo na serie.....	57

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Níveis de tratamento aplicado aos esgotos sanitários.....	12
Quadro 2. Características das macrófitas aquáticas e a ação no sistema de tratamento Brix (1997) adaptado por Philippi e Sezerino (2005).....	23
Quadro 3. Materiais utilizados na montagem do experimento e descrição de cada parte componente relacionada.....	39
Quadro 4. Parâmetros físicos e químicos para acompanhamento do sistema de <i>wetlands</i> construído.	45

LISTA DE SIGLAS

cm – Centímetro

cm² – Centímetro Quadrado

DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos

Fe₃⁺ – Íon Ferro

Fe₂⁺ – Íon Ferro

H₂S – Ácido Sulfídrico

IAPAR – Instituto Agrônômico do Paraná

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia Estatística

L – Litros

L.h⁻¹ – Litros por Hora

mg – Miligrama

mg.L⁻¹ – Miligrama por litro

m² – Metro quadrado

MMA – Ministério do Meio Ambiente

ng – Nanograma

N-NH₄ – Amônia

N-NO₃⁻ – Nitrato

N-NO₂⁻ – Nitrito

N₂O – Oxido Nitroso

N₂ – Nitrogênio Gasoso

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

OD – Oxigênio Dissolvido

WHO – World Health Organization

O₂ – Oxigênio Gasoso

pH – Potencial Hidrogeniônico

PO₄⁻ – Ortofosfato

SEED – Secretaria do Estado de Educação

SO₄²⁻ – Sulfato

spp – Espécie

U.S.EPA – United State Environmental Protection Agency

U.S.FWS – United State Fish and Wildlife Service

UTFPR – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

W – Watts

μm – Micrometro

$\mu\text{Eq.L}^{-1}$ – Micrograma por litro

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	5
2 JUSTIFICATIVA	8
3 HIPÓTESE	8
4 OBJETIVOS	8
4.1 OBJETIVO GERAL	8
4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	8
5 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	10
5.1 SANEAMENTO	10
5.1.1 Tratamento de Efluentes	11
5.1.2 Sistemas Naturais no Tratamento de Efluentes	13
5.2 WETLANDS NATURAIS E CONSTRUÍDAS	14
5.2.1 Wetlands Naturais	14
5.2.2 Wetlands Construídas	16
5.2.2.1 Meio Filtrante	16
5.2.2.2 Macrófitas Aquáticas	17
5.2.2.3 Comunidade Microbiana	25
5.2.3 Modelos de Wetlands Construídos	29
5.2.3.1 Zona de Raízes (wetlands construídas de fluxo vertical)	31
6 MATERIAIS E MÉTODOS	36
6.1 UNIVERSO DA PESQUISA	36
6.1.1 Localização e Clima	36
6.2 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL	37
6.2.1 Caracterização do Sistema	37
6.2.2 Dinâmica de Funcionamento	42
6.2.3 Efluente Sintético	44
6.2.4 Amostragem e Análises Laboratoriais	45
7 RESULTADOS E DISCUSSÃO	47
7.1 Características e desenvolvimento das plantas	47
7.2 Características Físicas E químicas do Efluente Sintético	54
7.3 parâmetros operacionais	57
7.3.1 Temperatura, OD, pH e Alcalinidade Total, HCO_3^- e CO_2	58
7.3.2 Nutrientes	64

7.2.2.1 Nitrogênio	64
7.2.2.2 Fósforo	70
7.3.3 Matéria Orgânica (DQO)	73
8 CONCLUSÕES	76
9 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	78
REFERÊNCIAS.....	79

INTRODUÇÃO

O saneamento básico é direito primordial a qualquer indivíduo, reconhecido recentemente pelo Conselho de Direitos Humanos da ONU (Organização das Nações Unidas), que afirmou em consenso que o direito a água potável e tratamento dos dejetos é derivado do direito a um padrão de vida adequado, contido em diversos acordos internacionais, obrigando assim as nações signatárias ao fornecimento destes serviços a suas populações (OHCHR,2010).

O saneamento básico é composto por serviços de limpeza urbana, coleta e destinação de resíduos sólidos, tratamento e distribuição de água potável para abastecimento público, drenagem das águas pluviais urbanas e coleta e tratamento de esgotos domésticos (HESPANHOL, 2006).

Todos os componentes que possibilitam a realização de um sistema de saneamento básico são importantes, todavia a coleta e tratamento de esgotos são, por muitas vezes, insipientes ou mesmo inexistentes em muitas localidades. Este fato pode ser atribuído a ausência ou ineficácia de políticas públicas que contemplam o saneamento como um todo, assim Philippi (2000) sintetiza alguns pontos desfavoráveis nas políticas de saneamento do Brasil, que perpetuam atualmente:

- Visão centralizadora tanto em nível da administração quanto tecnológico;
- Privilegia grandes projetos;
- Baixo atendimento às populações carentes e/ou periféricas;
- Baixo atendimento às populações rurais;
- Falta de integração das funções do saneamento, resultando numa postura de pouca interatividade, interinstitucionalidade e interdisciplinaridade;
- Baixo nível de adesão a programas de educação sanitária e ambiental, tornando tais políticas centralizadoras menos eficiente do ponto de vista socioambiental.

De maneira suplementar ao saneamento centralizado, estabelece-se o conceito de tratamento descentralizado, neste modelo o tratamento de esgotos pode ser realizado individualmente – por residência, ou em pequenas coletividades – os condominiais (LENS *et. Al.* 2001). Segundo o mesmo autor, a vantagem é a redução

da área de demanda para construção, e a adoção de tecnologias mais simplificadas, que pouco utilizam energia elétrica e insumos.

Os sistemas naturais de tratamento de esgotos como as *Wetlands* construídas podem ser utilizadas sobre a ótica da descentralização, assim constituindo mais uma ferramenta no tratamento esgotos de maneira eficiente e economicamente viável para regiões ainda não atendidas pelos sistemas convencionais.

As *wetlands* construídas tem sua funcionalidade baseada nos fenômenos ocorrentes em áreas alagáveis naturais (brejos, várzeas, pântanos etc.), adaptadas a realizar a depuração de águas residuárias. Tais sistemas e tratamento de esgotos utilizam-se dos processos físicos, químicos e biológicos, provenientes da interação entre água, solo, planta, microrganismos e a atmosfera, para realizar a remineralização e/ou assimilação da matéria orgânica presente no efluente, caracterizando-se em um mecanismo complementar e de baixo custo para o tratamento de resíduos de origem doméstica, pois utilizam processos ocorrentes em sistemas naturais para remoção de poluentes (METCALF e EDDY, 1991). Assim, os estudos que verificam a eficiência de tecnologias *wetlands* construídas, dentre elas as do tipo zona de raízes, bem como o funcionamento e possível aperfeiçoamento da técnica, são fundamentais para que a mesma possa ser aplicada de maneira coerente e otimizada às diversas realidades encontradas.

Neste sentido, o presente estudo foi conduzido por meio da construção e acompanhamento em escala piloto de dois sistemas distintos de *wetlands* construídos de fluxo vertical do tipo zona de raízes, instalados na Universidade Tecnológica Federal do Paraná sede Ecoville *Câmpus* Curitiba, Paraná. O sistema constituiu-se de dois recipientes plásticos, preenchidos com camadas de brita e areia, nos quais foram cultivadas plantas da espécie *Canna x generalis* L.H. Bailey (beri ou cana da Índia), alimentados simultaneamente com efluente sintético tendo a glicose como fonte de carbono orgânico, objetivando a avaliação das eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes em cada aparato.

Os dois aparatos diferiram quanto ao regime hidráulico, sendo o primeiro com saída do efluente pouco abaixo da entrada, fazendo com que certa quantidade de líquido permanecesse estocada dentro do sistema, aumentando assim o tempo de residência do mesmo, enquanto o segundo aparato possuiu a saída do efluente

próximo ao nível de fundo, caracterizando um escoamento livre e um tempo de detenção é relativamente baixo, possibilitando a comparação entre os arranjos.

2 JUSTIFICATIVA

Estudos acadêmicos que tenham por objetivo central verificar o desempenho de tecnologias alternativas para o tratamento de efluentes são fundamentais para a compreensão do funcionamento bem como a melhoria da técnica empregada. Os sistemas de tratamento de efluentes do tipo *Wetlands* Construídas, quando aplicados de forma adequada, podem minimizar o impacto associado ao lançamento de efluentes através da eficiência na remoção de contaminantes. Suas características construtivas e operacionais simplificadas “democratizam” o tratamento de esgotos, favorecendo o acesso a este direito básico, para localidades onde os sistemas convencionais não estão disponíveis, ou as condições físicas não permitam sua implementação.

3 HIPÓTESE

Sistemas de Zona de Raízes com fluxo afogado apresentam maior eficiência na remoção de nutrientes e matéria orgânica que sistemas com fluxo livre devido às suas características hidrodinâmicas, especialmente maior tempo de detenção hidráulica.

4 OBJETIVOS

4.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de dois modelos de sistemas de zonas de raízes de fluxo vertical de livre e afogado, aplicado ao tratamento de efluente sintético aferindo possíveis otimizações dos modelos.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Executar a construção em escala piloto de dois sistemas de tratamento de efluentes do tipo zona de raízes de fluxo vertical, sendo um com fluxo hidráulico afogado e outro de fluxo livre;

- Comparar os diferentes arranjos (fluxo livre e afogado), quanto a variações de concentração de OD, pH, Alcalinidade, HCO_3 , CO, DQO, Nitrogênio Total Kjeldahl, N-NH_4^{++} , N-NO_3 e P-PO_4^{-3} ;
- Indicar possíveis melhorias quanto a operação ou necessidade de tratamentos anteriores ou posteriores aos sistemas estudados;
- Demonstrar as eficiências na remoção de matéria orgânica e termos de DQO, Nitrogênio total Kjeldahl e fosfato em cada aparato.

5 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

5.1 SANEAMENTO

Na história, a humanidade tem apresentado uma relação íntima, embora indesejável e nociva, entre as fontes de suprimento de energia (água, ar e solo) e os resíduos humanos, tendo como consequência o consumo de fontes de energia cada vez mais impuras a ponto de propiciarem condições extremas e inadequadas à vida. Na tentativa de minorar o impacto das atividades humanas sobre suas fontes de energia, instituiu-se o conceito de saneamento. A Organização Mundial da Saúde define genericamente o Saneamento como, “(...) controle de todos os fatores do meio físico do Homem que exercem ou podem exercer efeito deletério sobre seu bem-estar físico, mental ou social” (JORDÃO e PESSOA, 1995).

Com maior grau de especificidade a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) apresenta também uma definição prática para o termo saneamento:

“Saneamento é o conjunto de ações socioeconômicas que têm 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.” (FUNASA, 2006).

A importância dos serviços de saneamento ambiental ou básico, como são chamados no Brasil, representado aqui pelo tratamento de esgotos, coleta e destinação de resíduos, abastecimento público de água, controle de vetores transmissores de doenças, limpeza e drenagem urbana, é demonstrada em sua forma mais contundente nas áreas de intensa urbanização, onde a ausência destes serviços reflete negativamente na saúde e qualidade de vida da população, limita os múltiplos usos dos recursos hídricos (abastecimento, paisagismo, lazer entre outros) e depreciam economicamente a região (WHO, 1950; PENA e ABICALIL, 1999).

Neste sentido o saneamento possui conceito dinâmico, que deve ser continuamente adaptado às situações encontradas no meio ambiente real, estabelecendo características ambientais mínimas que possibilitem a manutenção da qualidade de vida para o trabalho e desenvolvimento social das populações (HESPANHOL, 2006).

Cabe ressaltar que no presente estudo teremos como foco apenas o tratamento de esgotos, sendo esse, parte integrante e de significativa importância ao saneamento básico e a qualidade de vida humana.

5.1.1 Tratamento de Efluentes

Devido às características contaminantes dos efluentes (domésticos ou industriais) estes devem sofrer alterações em sua composição para que não ocasionem impactos negativos ao ambiente em que será lançado – que em última instância é o corpo hídrico. O condicionamento aplicado aos esgotos é chamado de processo de tratamento, que são operações unitárias para remoção de substâncias indesejada ou para transformação destas em substâncias menos impactantes aos ecossistemas naturais (JORDÃO e PESSOA, 1995).

Os requisitos a serem atingidos na qualidade final do efluente aplicado ao tratamento são, em sua maioria, relacionados à legislação específica, que prevê padrões de referencia de qualidade estabelecidos por órgãos regulamentadores, como o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), pelas Resoluções 357 de 2005 e 430 de 2011, que dispões sobre os padrões de lançamento de efluentes em corpos receptores.

Conforme detalhado no Quadro 1, objetivando o atendimento às metas de qualidades impostas por legislação ou mesmo pela intenção de reuso da água, são definidos os conceitos de níveis de tratamento: *(i)* Tratamento preliminar, objetiva apenas a remoção de sólidos grosseiros e areia; *(ii)* Tratamento primário, remoção de sólidos sedimentáveis; *(iii)* Tratamento secundário, neste predomina a ação biológica, removendo matéria orgânica e eventualmente nutrientes (fósforo e nitrogênio); *(iv)* Tratamento terciário, tem por finalidade a remoção de compostos específicos tóxicos ou organismos patogênicos (desinfecção) (VON SPERLING, 2005).

NÍVEL	REMOÇÃO
Preliminar	Sólidos de maiores dimensões e areias;
Primário	Sólidos em suspensão sedimentáveis; DBO associada à matéria orgânica em suspensão sedimentável;
Secundário	DBO em suspensão finamente particulada; DBO solúvel associada a matéria orgânica na forma de material particulado dissolvido; Fósforo e Nitrogênio eventualmente;
Terciário	Nutrientes; Organismos Patogênicos; Compostos não biodegradáveis; Metais pesados; Sólidos inorgânicos dissolvidos; Sólidos em suspensão remanescentes.

Quadro 1. Níveis de tratamento aplicado aos esgotos sanitários.

Fonte: Adaptado de Von Sperling, 2005.

Para a adequação dos esgotos lançados por residências ou indústrias, são edificadas as chamadas Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) cuja finalidade é a de remover os poluentes dos efluentes que poderiam ocasionar deterioração da qualidade dos cursos d'água, ou na saúde pública. Para o atendimento dos níveis de tratamento supracitados, as ETE podem utilizar-se de algumas das seguintes operações, ou todas elas em sua constituição: Gradeamento; Desarenador; Sedimentação primária; Estabilização aeróbica; Filtração biológico ou de percolação; Lodos ativados; Sedimentação secundária; Digestão de lodo; Secagem de lodo; Desinfecção do efluente (VON SPERLING, 2005; FUNASA, 2006).

Todas as alternativas tecnológicas apresentadas requerem a introdução de energia direta ou indiretamente, quer sejam eletricidade, calor, aeração, demandando, portanto, de infraestrutura, operação e manutenção dispendiosas, Barros *et. al.* (1995) estima que sistemas convencionais de tratamento de esgotos (centralizados), que combinam tratamento preliminar, tratamento primário, sistemas de digestão anaeróbia e lagoas sem aeração, apresentam custo de implantação entre 42 e 138 unidades monetárias por habitante, em contrapartida os sistemas que

utilizam os *wetlands* construídos, por exemplo, custam entre 40 e 115 unidades monetárias por habitante.

No mesmo sentido Kadlec e Knight (1996), demonstram a comparação apenas no tocante a manutenção de sistemas de tratamento de esgotos para uma vazão de 3786m³, onde um sistema convencional de lodo ativado com desnitrificação e desinfecção custaria cerca de \$156.000,00 por ano, para a mesma vazão, um sistema composto de *wetlands* construído, e também com desinfecção custaria \$45.000,00 por ano, evidenciando assim a redução dos investimentos na utilização desta tecnologia.

Tais demandas financeiras e tecnológicas muitas vezes, limitam a aplicação das tecnologias convencionais em comunidades periféricas aos centros urbanos e comunidades rurais. Diante da necessidade de atendimento às demandas destas regiões, e de reduzir os problemas advindos da inexistência ou da baixa qualidade no tratamento de esgotos, surgem aplicações de sistemas naturais de tratamento, os quais não possuem grandes demandas energéticas e tecnológicas apuradas. (SEZERINO, 2006).

5.1.2 Sistemas Naturais no Tratamento de Efluentes

Os sistemas de tratamento de efluentes são denominados naturais, quando o arranjo obtém, em meio natural, a capacidade de ciclar elementos contidos nos esgotos, sem o fornecimento de quaisquer fontes de energia externa que promova ou acelere os processos bioquímicos (SEZERINO, *et al.* 2004). Mesmo com a inserção de equipamentos tecnológicos como bombeamento e tubulação entre outros, estes ainda enquadram-se como sistemas de tratamento natural desde que não ocorra dependência exclusiva de tais fontes para o tratamento dos efluentes (PHILIPPI e SEZERINO, 2005). Dentro desta concepção, enquadram-se as lagoas de estabilização, alguns filtros biológicos e as *wetlands* construídas. O princípio do tratamento nesses sistemas baseia-se na capacidade de depuração dos poluentes em um corpo hídrico lântico e em áreas alagáveis, respectivamente (KADLEC e KNIGHT, 1996).

A necessidade energética para degradação dos poluentes é a mesma nos sistemas de tratamento naturais e convencionais (biológicos), também ocorrem nestes sistemas muitos processos encontrados em modelos convencionais de

tratamento como: a sedimentação, filtração, transferência de gás, adsorção, troca iônica, precipitação química, oxidação química e redução; conversão biológica e degradação, todavia, a energia requerida para realização destes processos nos sistemas naturais, ao invés de serem imputadas de maneira artificial (elétrica, aquecimento por caldeiras, entre outras) tem origem no próprio ambiente, como radiação solar, movimentação pelo vento, energia potencial na biomassa e solos. (KADLEC E KNIGHT, 1996; PHILIPPI e SEZERINO, 2005).

Deve-se ressaltar também, que todos os processos ocorrem em “taxas naturais”, ou seja, estão sujeitos as condições climáticas locais, e tendem a ocorrer simultaneamente em um reator único, ao contrário dos sistemas convencionais em que os processos ocorrem sequencialmente em etapas distintas com desempenho acelerado (METCALFY e EDDY, 1991).

5.2 WETLANDS NATURAIS E CONSTRUÍDAS

5.2.1 *Wetlands* Naturais

Wetlands é um termo em língua inglesa que pode traduzir-se literalmente ao português como terra úmida, este termo designa ambientes de transição entre terrestre e aquático, podendo ser formações lacustres de baixa profundidade, banhados, pântanos, várzeas, igapós, grandes ou pequenas áreas como lençol freático muito alto ou por vezes em afloramento (SALATI, 2003; PHILIPPI e SEZERINO, 2005).

Em termos gerais, as *wetlands* são regiões onde a saturação em água é o fator dominante para determinar a natureza de desenvolvimento do solo e quais as comunidades vegetais e animais que formam este ecossistema (U.S.FWS, 1979).

Devidos às características de transição deste ecótono (terrestre-aquática), as áreas alagáveis possuem elementos dos sistemas aquáticos como, substrato anóxico, algumas espécies de algas, vertebrados e invertebrados, e elementos dos sistemas terrestres como uma flora diversificada de vegetais vasculares, embora com diferenças adaptativas recorrentes ao meio (WILLIAM e LEWIS, 1995).

As comunidades estabelecidas nestes ecossistemas são dotadas de características próprias, como os diversos grupos vegetais (macrófitas aquáticas) que possuem adaptações fisiológicas para resistir à deficiência de oxigênio no

sistema radicular, já que a difusão do oxigênio é lenta no solo saturado, fato que acarreta a anoxia do meio (TAIZ e ZEIGER, 2002). Segundo os autores supracitados, esta baixa concentração de oxigênio pode prejudicar o metabolismo da planta devido presença de substâncias tóxicas produzidas por microrganismos encontrados sob tais condições.

Nas áreas alagáveis, encontram-se basicamente solos orgânicos ou minerais, todavia, há na composição de todos os tipos de solos, frações orgânicas e minerais. Para classificação dos solos em áreas alagáveis, considera-se que solos com valores inferiores a 20 - 35% de matéria orgânica (em massa seca) são minerais e os que possuem valores superiores a 35% são orgânicos (MITCSCH e GOSELINK, 2000). Os solos orgânicos são compostos principalmente pela deposição de detritos vegetais em diferentes estágios de decomposição, resultado da condição anaeróbia criada pela água parada ou pela baixa drenagem destas regiões enquanto os solos minerais são formados por deposições aluviais oriundas de rocha matriz com baixa concentração de matéria orgânica detrital, conforme já mencionado (KADLEC E KNIGHT, 1996; WILLIAM e LEWIS, 1995; MITCSCH e GOSELINK, 2000).

Os teores elevados de matéria orgânica encontrados nos solos e sedimentos estão relacionados à alta produtividade destes ecossistemas, onde as macrófitas aquáticas representam importante papel, pois assimilam grande quantidade de carbono orgânico da atmosfera incorporando em seus tecidos, que por sua vez constituem importante alimento para um grande número de organismos consumidores (ESTEVES, 1998; GENEVIÈVE *et. al*, 1997). As macrófitas aquáticas ainda promovem a ocorrência de inúmeros microhabitats para algas e animais associados, dos quais muitos consumidores dependem, fomentando assim a ciclagem e produtividade elevada destes ambientes (HAMMER e BASTIAN, 1989; ROGERI, 1995 *apud* PERESCHI, 2004). Também, deve-se atribuir parcela da elevada produção destes ecossistemas à transformação (disponibilização) de nutrientes e matéria orgânica realizada às populações de microrganismos presentes no sedimento e raízes de plantas (BRIX, 1987).

Com base no atual estado da arte, sabe-se que as áreas alagáveis propiciam a regularização do ciclo hidrológico e depuração contaminantes presentes nestas águas, quando inalteradas controlam inundações e recarregam aquíferos freáticos, estocando de água extravasada pelas enchentes liberando lentamente aos sistemas fluviais a que estão conectados (PHILIPPI e SEZERINO, 2005).

Estas áreas realizam a recarga de aquíferos não confinados situados no subsolo, neste processo ocorre uma retenção de matéria orgânica e elementos minerais nutritivos (que em excesso podem ser considerados poluentes) de maneira que a água que recarrega o lençol freático sofre dupla filtração, biológica e química. A vegetação destes ambientes auxilia no processo físico de depuração além de absorver poluentes dissolvidos na água, tornando estas áreas verdadeiros sistemas de tratamento naturais (MITCSCH e GOSSELINK, 2000).

5.2.2 *Wetlands* Construídas

As *wetlands* construídas são replicações de áreas alagáveis naturais (brejos, várzeas, pântanos etc.), objetivando a realização da depuração de águas residuárias. Tais sistemas naturais de tratamento de esgotos utilizam-se dos processos físicos, químicos e biológicos, provenientes da interação entre água, solo, planta, microrganismo e a atmosfera, para realizar a ciclagem da matéria orgânica e conseqüentemente o tratamento do esgoto, caracterizando-se em um mecanismo complementar e de baixo custo para o tratamento de efluentes de origem doméstica (METCALF e EDDY, 1991). Sua simplicidade em termos de projeto, operacional e de manutenção, além da elevada eficiência de tratamento, torna esta tecnologia uma das mais promissoras em aplicação nos países desenvolvidos, e quando utilizada em regiões tropicais há um acréscimo no seu desempenho devido ao clima favorável (SALLATI, 2003; HARBEL, 1999 *apud* COSTA, 2004).

Os principais elementos constituintes dos sistemas de tratamento de *wetlands* construídas são o meio filtrante (nos de fluxo sub-superficial), as macrófitas aquáticas e os microrganismos (BRIX, 1987).

5.2.2.1 Meio Filtrante

Desde os primeiros estudos realizados, o material filtrante vem recebendo bastante atenção, devido principalmente à necessidade de manter as condições hidráulicas para que o processo de tratamento ocorra. Neste sentido, busca-se um material capaz de manter ao longo do tempo, boas condições de condutividade hidráulica aliado a um potencial reativo, ou seja, capaz de promover adsorção de compostos inorgânicos presentes nas águas residuárias, tais como a amônia (NH₄) e

ortofosfato (PO_4) além de servir de suporte para as plantas e biofilme microbiológico (BRIX, 1987; SEZERINO, 2006).

A escolha de um “material de recheio” deve estar atrelada ao tipo de tratamento a ser empregado no sistema. Devem-se utilizar materiais economicamente viáveis e que sejam facilmente encontrados na região em que será implantado, mantendo assim a simplicidade característica desta tecnologia. As macrófitas aquáticas adaptam-se a uma variedade grande de sedimentos em diferentes granulometrias, como areias, britas e solos naturais (KADLEC E KNIGHT, 1996; PHILIPPI e SEZERINO, 2005). Não obstante este fato, nos estudos realizados por Zanella (2008), observou-se que a utilização de meio filtrante composto por anéis de bambu em sistemas de tratamento de *wetlands*, dificultou o plantio, replantio e até o desenvolvimento de espécies vegetais, apresentando-se mais lento se comparado ao crescimento dos vegetais cultivados em leitos com brita. Este fato se deu, devido principalmente às características geométricas e dimensionais do meio filtrante.

Através das características físicas do material componente do recheio, o papel crucial no processo de filtração é evidenciado. A eficácia do processo de percolação do efluente depende, em grande parte da textura do material, que é dado pela sua granulometria influenciando diretamente nas características hidrodinâmicas do sistema (condutividade hidráulica). Logo, os solos naturais, por exemplo, possuem desvantagem por apresentar baixa condutividade hidráulica, causando rapidamente o processo de colmatação, em contrapartida os cascalhos e areias seriam atenuantes a este problema por possuírem alta condutividade hidráulica (U.S. EPA, 1999).

5.2.2.2 Macrófitas Aquáticas

Esteves (1998) descreve que a primeira menção ao termo macrófitas foi realizado por Weaner e Clements em 1938, que as definiram de maneira bastante genérica como, plantas herbáceas que crescem na água, em solos cobertos ou saturados por água. Entre as macrófitas aquáticas incluem-se vegetais que variam desde macroalgas, como o gênero botânico *Chara*, até Angiosperma, como o gênero botânico *Typha*. Apesar do seu caráter genérico, a terminologia macrófitas

aquáticas é amplamente utilizada em todo o mundo e pode ser considerada como já incorporada à literatura científica internacional.

As macrófitas aquáticas são componentes chave dos sistemas de *wetlands* construídos, pois nas raízes destes vegetais cultivados nos leitos de tratamento, fixam-se bactérias que recebem oxigênio conduzido pela planta do caule até as raízes através de um sistema chamado de aerênquima (Figura 1), além de uma ampla gama de outros organismos, incluindo fungos e protozoários com papel fundamental na ciclagem dos nutrientes e biomassa bacterianas (BRIX, 1997).

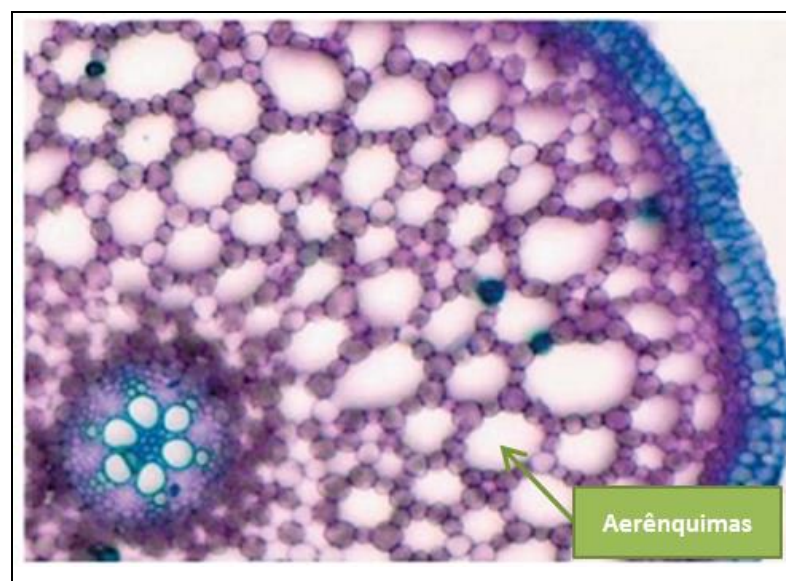


Figura 1: Corte radial em raiz da macrófita aquática Açoro (*Acorus calamus* L.) com detalhes as expansões no tecido denominada aerênquima.

Fonte: Adaptado de SEAGO JR *et al* (2005).

O aerênquima é uma adaptação morfológica do vegetal, em que no tecido parenquimático se desenvolvem grandes espaços intercelulares preenchidos por gases oriundos da fotossíntese e respiração, configurando-se em uma fase gasosa quase contínua que se estende de maneira longitudinal pelo tecido interno do vegetal. A baixa concentração, ou mesmo o déficit de oxigênio no sistema radicular estimula a produção de etileno, que provoca a indução de enzimas atuantes no metabolismo da parede celular resultando nestas estruturas (SCHULZE, *et al* 2005; TAIZ e ZEIGER, 2002).

Estudos tem demonstrado que mesmo espécies não adaptadas ao meio aquático podem desenvolver tais estruturas quando sob condições de alagamento

(ESTEVEES, 1998; MAUSETH, 1988 e KAWASE, 1974 *apud* DEUNER *et al.* 2007; SCHULZE, *et al* 2005)

As adaptações morfológicas desenvolvidas pelas macrófitas para sobrevivência em meio aquático, como os aerênquimas, são necessárias, pois em condições de solo saturado e em baixa concentração de oxigênio os microrganismos retiram sua energia a partir da redução de nitrato (NO_3^-) para de óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio molecular (N_2), em um processo conhecido como desnitrificação. Em condições ainda mais redutoras o Fe_3^+ passa para Fe_2^+ , que devido a sua maior solubilidade pode subir a concentrações tóxicas. Outros anaeróbios podem reduzir sulfato (SO_4^{2-}) a gás sulfídrico (H_2S), que é um veneno respiratório. Quando os microrganismos anaeróbios têm uma oferta de substratos orgânicos, alguns metabólitos bacterianos tais como o ácido acético e ácido butírico são liberados no solo, água e esses ácidos juntamente com os compostos reduzidos de enxofre e nitrogênio, são tóxicos para as plantas em altas concentrações (TAIZ e ZEIGER, 2002).

Através das estruturas adaptativas (aerênquima, por exemplo) as macrófitas aquáticas possuem a capacidade de insuflar oxigênio em suas raízes, mantendo assim uma camada aeróbia na interface solo/raiz, evitando assim os danos supracitados (Figura 2) (ARMSTRONG *et al.* 2000; U.S. EPA,1999).

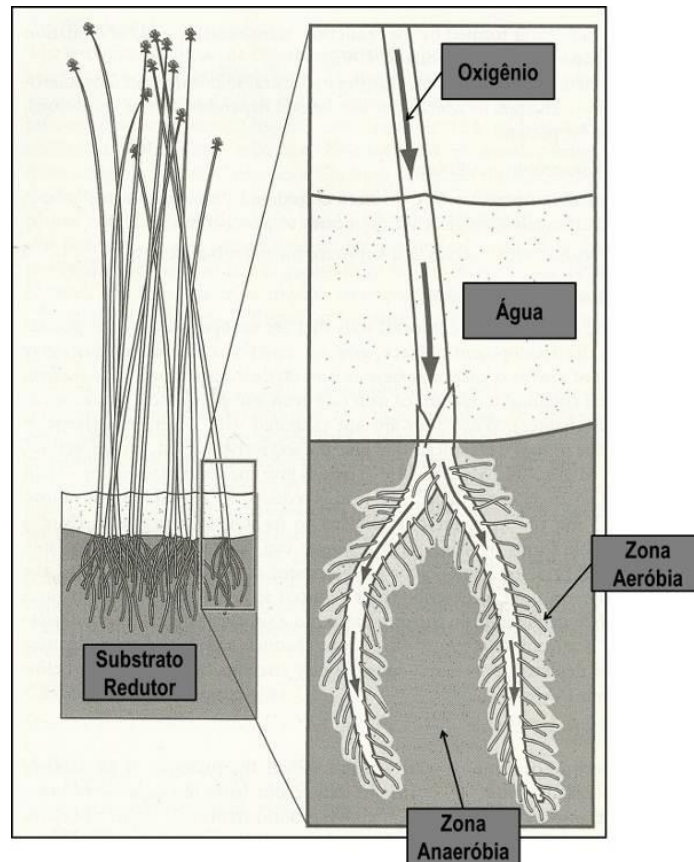


Figura 2. Esquema da condução de O_2 no sistema radicular das macrófitas aquáticas, e a consequente formação de duas zonas (aeróbia e anaeróbia).

Fonte: Adaptado de Mitsch e Gosselink (2000).

Brix (1997) demonstra que uma macrófita pode difundir uma taxa de 10 a 160 $ng\ O_2/cm^2$ de tecido do rizoma por minuto variando de acordo com a capacidade da espécie utilizada. Alguns trabalhos conduzidos utilizando a *Phragmites* spp. apresentaram uma capacidade de aeração de 5-12 $mg\ O_2/m^2/dia$ de sistema de tratamento.

Todavia, há divergências sobre a capacidade das plantas em sistemas de *wetlands* construídos de efetivamente criar uma região oxidante em toda a rizosfera. Isso porque a taxa de oxigenação pelas raízes teria de ser superior a demanda requerida pela oxidação biológica da matéria orgânica e nitrogênio (U.S. EPA, 1999; BEZBARUAH E ZHANG, 2005).

Em pesquisa realizada por Bezbaruah e Zhang (2005) quantificando a liberação de oxigênio pelas raízes de uma espécie de junco (*Scirpus validus* Vahl.) com densidade de uma planta a cada 0,9 m^2 , em sistemas de *wetlands* construídos

tratando esgoto sanitário, obtiveram valores de 1,04 a 4,43 mgO₂/m²/dia, todavia as concentrações de oxigênio chegaram a zero a uma distância máxima de 1676 μm a partir da parede da raiz (nas raízes mais jovens, conseqüentemente com maior capacidade de condução de O₂). Resultados similares foram obtidos por Armstrong *et al.* (2000) estudando a pressão de oxigênio em raízes de *Phragmites* spp. (Figura 3), demonstrando a ineficiência no tocante à oxigenação do substrato em que se encontra presente.

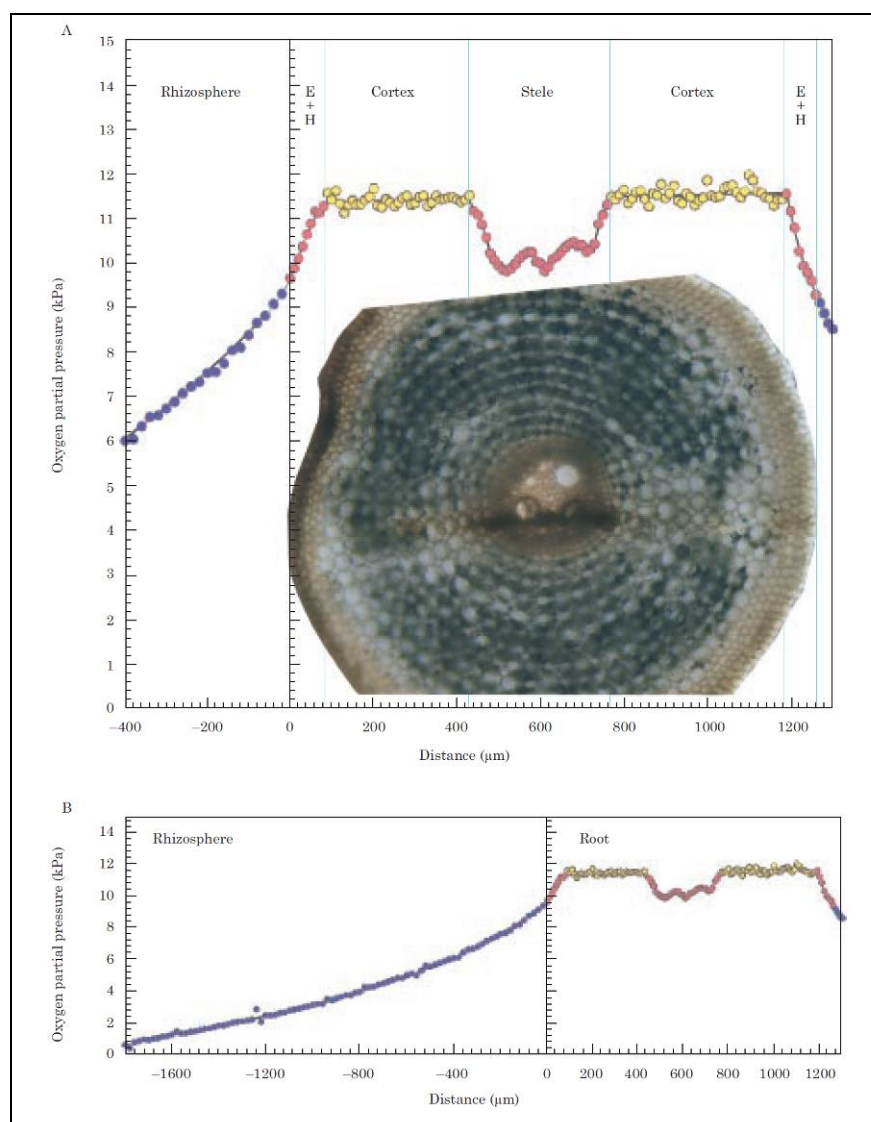


Figura 3: Representação das condições quanto à a pressão exercida pelo oxigênio em raízes de macrófitas do gênero *Phragmites*; A) Valores de pressão (kPa) de oxigênio pela distancia (μm) nas diferentes regiões do corte radial da raiz e rizosfera; B) Valores de pressão (kPa) de oxigênio pela distância (μm) na raiz e rizosfera.

Fonte: Armstrong *et al.* 2000.

De qualquer forma, há características de aeração das macrófitas que permitem a manutenção de uma zona óxica na proximidade da parede radicular e uma zona anóxica no entorno da rizosfera, favorece a sustentação de uma comunidade microbiana diversificada, com a presença de microrganismos aeróbios e anaeróbio facultativos na rizosfera, contribuindo para os processos de depuração do efluente aplicado (BRIX, 1987; KADLEC e KNIGHT, 1996).

Nos sistemas de *wetlands* construídas, tais características assumem elevada importância, principalmente quando se observa que o sistema radicular de algumas macrófitas como as taboas (*Typha spp.*) e o junco comum (*Phragmites australis* (Cav.) Trin.), ocupam entre 30 e 40 cm de profundidade do meio filtrante (KAICK, 2002; PHILIPPI e SEZERINO, 2005).

Brix (1997) relaciona ainda a eficiência dos *wetlands* construídas às características morfológicas da macrófita aquática utilizada. Logo, na escolha da espécie adequada, deve-se considerar principalmente o potencial de sobrevivência do indivíduo em ambientes saturados com líquido (efluente), promoção de boas condições para o processo de filtração pelas raízes, prevenção contra a colmatação do meio filtrante, adesão de comunidades microbiológica nas raízes e embelezamento paisagístico (Quadro 2).

PROPRIEDADE DAS MACRÓFITAS	AÇÃO NO TRATAMENTO DE EFLUENTES
Parte Aérea (folhas, flores e caules)	Atenuação da luminescência ⇒ Redução do crescimento de fitoplancton; Redução da Velocidade do Vento ⇒ Redução da resuspensão de material sólido; Potencial estético ⇒ embelezamento paisagístico; Armazenamento de nutrientes;
Parte Inferior – em contato com o efluente (caule e raízes)	Promoção de filtração; Redução da velocidade de escoamento ⇒ Aumenta a taxa de sedimentação; Superfície para adesão de microrganismos;

	Liberação de oxigênio ⇒ Aumento da degradação aeróbia de matéria orgânica; Retirada de nutrientes;
Parte Inferior – em contato com o meio filtrante (caule e raízes)	Prevenção contra erosão; Prevenção contra a colmatção; Liberação de oxigênio ⇒ Auxílio na degradação; Retirada de Nutrientes;

Quadro 2. Características das macrófitas aquáticas e a ação no sistema de tratamento Brix (1997) adaptado por Philippi e Sezerino (2005).

Além dos efeitos físicos promovidos pelas raízes das macrófitas como aeração da região imediata a parede radicular, efeito de filtração através da retenção de partículas pela rizosfera e promoção da melhoria da condutividade hidráulica devido ao crescimento das raízes promovendo perturbação no meio suporte e abrindo novas vias para o líquido, há também a absorção de nutrientes presentes na água residuária para utilização na nutrição da planta (BRIX e SCHIERUP, 1989). A própria utilização dos sistemas de *wetlands* se deu pela observação do crescimento elevado e adensamento de comunidades de macrófitas em áreas de lançamento de efluentes domésticos ricos em fósforo e nitrogênio (BRIX, 1997).

Os vegetais utilizam fósforo, nitrogênio dentre outros nutrientes para seu crescimento e incorporam esses compostos em seus tecidos. Há uma variação sazonal nas concentrações de fósforo, nitrogênio, carboidratos, lipídios e proteínas nos tecidos da macrófitas em regiões de clima temperado (KADLEC e KNIGHT, 1996). Este fato ocorre devido as variações na disponibilidade de nutrientes no meio e fatores climáticos. Já nas regiões tropicais, as variações climáticas são menos definidas, fazendo com que a dinâmica de nascimento e morte da maioria das macrófitas seja contínua, logo a absorção de nutriente do meio segue o mesmo principio (ESTEVES, 1998).

A forma pela qual as macrófitas aquáticas retiram o nitrogênio das águas residuárias é através de um processo incorporação á biomassa denominado assimilação. Este processo engloba uma serie de etapas biológicas que convertem formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos que a planta utiliza em

seu tecido e células. As formas de nitrogênio comumente absorvidas pelas plantas é a nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) e nitrato (NO_3^-), porém nitrogênio amoniacal por ser a forma mais reduzida energeticamente torna-se a fonte preferencial de nitrogênio (KADLEC e KNIGHT, 1996; ESTEVES, 1998).

A remoção de nitrogênio pela planta está atrelada ao seu crescimento e consequente produção de biomassa. Assim que se atinge o ápice de crescimento os organismos reduzem o consumo do nutriente e quando há a sua morte pode haver a reincorporação do nitrogênio estocado ao ambiente (o sistema de tratamento) através da degradação da biomassa (U.S. EPA, 1999). Brix (1997) afirma que para manutenção da dinâmica de remoção do nitrogênio deve-se realizar a poda das plantas periodicamente, e relata a remoção de 200 a 2500 kg N/ha.ano via remoção de biomassa de plantas, demonstrando assim um mecanismo eficaz na remoção de nitrogênio de águas residuárias.

Quanto ao fósforo, as maiores fontes em águas residuárias são oriundas das excretas humanas, detergentes e outros produtos sintéticos (PHILIPPI e SEZERINO, 2005). Um importante mecanismo na remoção do fósforo nas *wetlands* construídas é a assimilação pelas macrófitas aquáticas. As formas mais facilmente disponíveis ao metabolismo biológico são os ortofosfatos (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4), já os polifosfatos necessitam de uma quebra antes e sua assimilação. (CRITES e TCHOBANOGLIOUS, 1998 *apud* PHILIPPI e SEZERINO, 2005).

Segundo Kadlec e Knight (1996) a percentagem de fosforo incorporado ao tecido das plantas variam de 0,1 a 0,4% em peso seco, podendo atingir uma remoção de fósforo em sistemas de *wetlands* aplicados ao tratamento de esgoto sanitário entre 30 e 150 $\text{Kg.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$, caso sejam feitas podas regularmente, evitando a deposição de biomassa no sistema e reincorporação do nutriente (BRIX, 1997).

Citando Schwoerbel (1968) Esteves (1998) afirma que apesar de evidentemente relevante, a remoção de nutrientes através das plantas nos sistemas de tratamento de *wetlands* estão sujeitos a cinco aspectos que devem ser considerados na constituição e manejo adequado dos sistemas:

- A absorção de fosfato e amônia é um processo dependente da temperatura ambiente. Desta maneira, em período de temperaturas extremas, não ocorre absorção e quando ocorre, é muito reduzida;

- A capacidade de absorção se reduz quando há o aumento das concentrações de fosfato nos tecidos das plantas. Ou seja, as macrófitas aquáticas absorvem fosfato e íon amônio até atingirem seu ponto de saturação, e posteriormente estes compostos não são mais absorvidos;
- Boa parte dos pesquisadores deste segmento, assim como Sculthorpe (1985) *apud* Esteves (1998), afirmam que as macrófitas aquáticas apresentam ritmos diários de excreção de fosfato. Deste modo, parte do fosfato assimilado é devolvida ao meio através de exsudatos orgânicos excretados ativamente;
- Não menos importante é a alta taxa de mortalidade de indivíduos e/ ou de partes destes, que são submetidos a processos de decomposição, liberando a maior parte de fosfato em poucas horas;
- A absorção do fosfato pelas macrófitas aquáticas é um processo lento quando comparado com a alta disponibilidade destes elementos em ambientes poluídos ou submetidos à eutrofização artificial.

5.2.2.3 Comunidade Microbiana

Nas *wetlands* construídas se desenvolvem uma comunidade bastante heterogênea de organismos que contemplam bactérias, fungos, protozoários, algas e artrópodes (U.S. EPA, 1999). Entre diversos grupos de microrganismos que habitam os filtros plantados, as bactérias são as mais representativas; atuam na decomposição da matéria carbonácea, nitrificação e desnitrificação (KADLEC e KNIGHT, 1996; U.S. EPA, 1999). Estes microrganismos, encontrados nos filtros plantados, estão presentes suspensos no próprio efluente e/ou aderidos ao meio suporte do leito filtrante e nas raízes das plantas, formando o biofilme microbiológico (RODRIGUEZ, 2003; OLIJNYK, 2008).

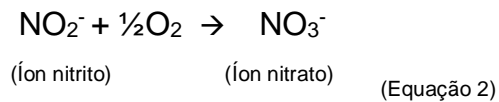
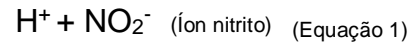
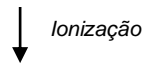
Nestes sistemas evidencia-se uma intensa relação entre as macrófitas, meio filtrante e microrganismos. No trabalho realizado por Lohmann (2010), qualificando e quantificando comunidades microbianas em zonas de raízes de fluxo vertical tratando esgoto sanitário, foi demonstrado que existe maior atividade de fungos e bactérias heterotróficas nos 50 cm superiores do sistema, onde se localizam as raízes das plantas, corroborando ao princípio de interação entre microrganismo/planta.

Como o já mencionado, a degradação da matéria orgânica e a remoção de nitrogênio nos sistemas de tratamento de *wetlands* são mediadas por microrganismos. O oxigênio difundido pelas macrófitas cria zonas oxidantes ao redor das raízes, permitindo que parte da matéria orgânica na água residuária seja rapidamente decomposta por microrganismos aeróbios a elas aderidos (BRIX, 1987). Assim como o oxigênio disponibilizado pelas raízes das plantas, difundido pela troca atmosférica ou por convecção do líquido, outros fatores como a temperatura ambiente, características do substrato tempo de detenção hidráulica afetam diretamente a diversidade de microrganismos presentes no sistema de tratamento (RODRIGUEZ, 2003).

Em uma *wetland* construída a cadeia alimentar é fomentada por esgoto afluente, que possui energia armazenada em moléculas orgânicas. A atividade microbiana é particularmente importante nas transformações de nitrogênio em diferentes formas biologicamente utilizáveis, disponibilizando-o para o metabolismo das plantas, por exemplo, o mesmo ocorre com o fósforo que pode ser absorvido pelas plantas e também é dependente em parte pela atividade microbiana, que converte as formas insolúveis de fósforo em solúveis possibilitando a absorção pelas macrófitas (U.S.EPA, 1999).

O ciclo biológico do nitrogênio, que é composto pelos processos de amonificação de materiais nitrogenados através da decomposição de tecidos de plantas e animais, por exemplo, seguido pela nitrificação onde a amônia é oxidada e o produto final é o nitrato (NO_3^-), que posteriormente é reduzido a gás nitrogênio (N_2), estes processos são mediados por microrganismos específicos em cada etapa (WONG *et al.* 2003).

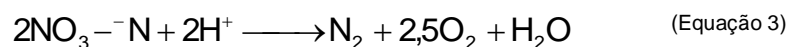
O processo de nitrificação é realizado pelos microrganismos autótrofos quimiossintetizantes que obtêm energia por meio da oxidação de um substrato inorgânico como a amônia. O gás carbônico é a principal fonte de carbono. A transformação da amônia em nitrito é realizada por bactérias do gênero *Nitrossomonas*. A conversão do nitrito em nitrato é realizada por bactérias do gênero *Nitrobacter* (WONG *et. al.* 2003; VON SPERLING, 1997). Os processos de são expressos pelas equações 1 e 2:



Segundo Metcalf & Eddy (1991), existe uma série de fatores ambientais que interferem na nitrificação, sendo respectivamente:

- Relação carbono-nitrogênio: a quantidade de microrganismos decresce à medida que a relação C:N aumenta;
- Temperatura: valores ótimos para o crescimento das bactérias nitrificantes estão entre 28°C a 36°C;
- pH: valores ótimos de pH para as *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* encontram-se entre 7 e 9.
- Oxigênio dissolvido (OD): é utilizado pelas nitrificantes na reação de oxidação, assim sendo, baixas concentrações de OD inibem o processo de nitrificação.

O processo de desnitrificação corresponde à redução do nitrato a gás nitrogênio, ocorre em baixas concentrações de oxigênio. Nitrito e nitrato atuam como acceptor de elétrons (WONG *et. al.* 2003) conforme descrito na Equação 3.



Existem dois tipos de desnitrificação: autotrófica, que é realizada pelos microrganismos que usam fonte de carbono inorgânico para seu crescimento; e heterotrófica na qual os microrganismos utilizam carbono orgânico como doador de elétrons. A remoção de nitrito e nitrato pode acontecer simultaneamente com oxidação do carbono orgânico presente nos efluentes domésticos (METCALF & EDDY, 1991).

Ao se comparar as bactérias nitrificantes com as bactérias desnitrificantes, estas últimas são menos sensíveis às condições ambientais, todavia os seguintes fatores influenciam na taxa de desnitrificação (WONG *et. al.* 2003):

- Oxigênio Dissolvido: altas concentrações de OD são tóxicas as bactérias desnitrificantes, ou seja, inibe a utilização do NO_2^- e NO_3^- , pelo fato do oxigênio ser o aceptor preferencial de elétrons, pois a reação com oxigênio é energeticamente favorável. Logo deve-se manter a concentração de oxigênio muito baixa, para que ocorra a desnitrificação (GARBOSSA, 2003).
- Temperatura: este fator interfere diretamente na taxa de crescimento das bactérias desnitrificantes e por consequência na taxa de desnitrificação. A desnitrificação pode ocorrer em uma larga faixa de temperatura de 0°C a 50°C, estando o ótimo entre 35°C a 50°C (BARNES & BLISS, 1983 *apud* VON SPERLING, 1997).
- pH: o processo de desnitrificação depende do pH como qualquer outro processo biológico, estando o ótimo de desenvolvimento entre 7 e 9, com variações dependendo das condições locais, no entanto deve-se situar o pH próximo a neutralidade, evitando pH abaixo de 6 e acima de 9 (HENZE *et al.*, 1997; VON SPERLING, 1997).
- Relação C:N: para esgotos domésticos brutos, a relação Carbono Nitrogênio geralmente é satisfatória, sendo o ideal entre 3 a 3,5 (kgDBO/kgN), 4 a 5 (kgDQO/kgN), esta relação é de grande relevância, pois o carbono é consumido no processo de desnitrificação (HENZE *et al.*, 1997).

Estudos conduzidos por Her e Huang (1995), demonstram que o uso de uma relação C/N abaixo da ideal, pode acarretar o acúmulo de nitrato, já que ausência de doador de elétrons impede a completa desnitrificação.

A remoção de matéria orgânica presente em efluentes também é mediada por microrganismos. O processo ocorre pela necessidade de obtenção de energia e fonte de carbono para seu metabolismo e reprodução. Os microrganismos que utilizam do carbono orgânico para formação do tecido celular e metabolismo são chamados heterotróficos, já aqueles que se utilizam do carbono inorgânico (CO_2) são chamados autotróficos. Os processos podem ocorrer pela via anaeróbia ou aeróbia, nesta última o grupo mais significativo é o heterotrófico, este possui maior taxa de degradação de matéria orgânica na presença de oxigênio (BITTON, 2005).

Os principais mecanismos de remoção de fósforo incluem adsorção, filtração e sedimentação. Outros processos incluem complexação/precipitação e assimilação,

podendo este último ser realizado por microrganismos (PIEIDADE, 2010; KADLEC e KNIGHT, 1996).

Os organismos que habitam as *wetlands* construídas utilizam o fósforo para o crescimento, incorporando o mesmo nos seus tecidos, a retirada por bactérias, fungos, algas e micro invertebrados é rápida porque estes organismos crescem e se multiplicam em altas taxas em efluentes (PIEIDADE, 2010).

Os microrganismos que utilizam fósforo em seu metabolismo são chamados de PAO's (phosphate accumulating organisms/organismos acumuladores de fosfato), nos sistemas de tratamento de esgotos constituem-se importante via para remoção deste nutriente, neste grupo de microrganismos incluem-se as bactérias dos gêneros *Acinetobacter*, *Moraxella*, *Pseudomonas*, *Microthrix*, *Achromobacter*, *Aeromonas*, *Vibrio*, *Citrobacter*, *Pasteurella*, *Enterobacter*, *Proteobacter*, *Klebsiella*, *Bacillus* e *coliforms* (CLOETE *et al.* 2003).

5.2.3 Modelos de *Wetlands* Construídos

Dedicando atenção aos principais elementos componentes dos *wetlands* construídos (meio filtrante, macrófita e microrganismos) pode-se elaborar variadas combinações e arranjos tecnológicos. No entanto, para todos os sistemas, recomenda-se um tratamento primário, quer seja uma simples separação de sólidos grosseiros (gradeamento), sedimentação ou até digestão da matéria orgânica, dependendo da qualidade requerida em relação ao efluente um tratamento terciário ou polimento é indicado (PHILLIPI E SEZERINO, 2004; COSTA, 2003).

As estações de tratamento tipo *wetlands* podem ser classificadas em dois grandes grupos, os de lâmina livre e os de fluxo sub-superficial (com meio filtrante), estes últimos variam de acordo com seu fluxo hidráulico, sendo eles: fluxo horizontal; fluxo vertical (zona de raízes) (Figura 4 e 5) (U.S.EPA, 1999).

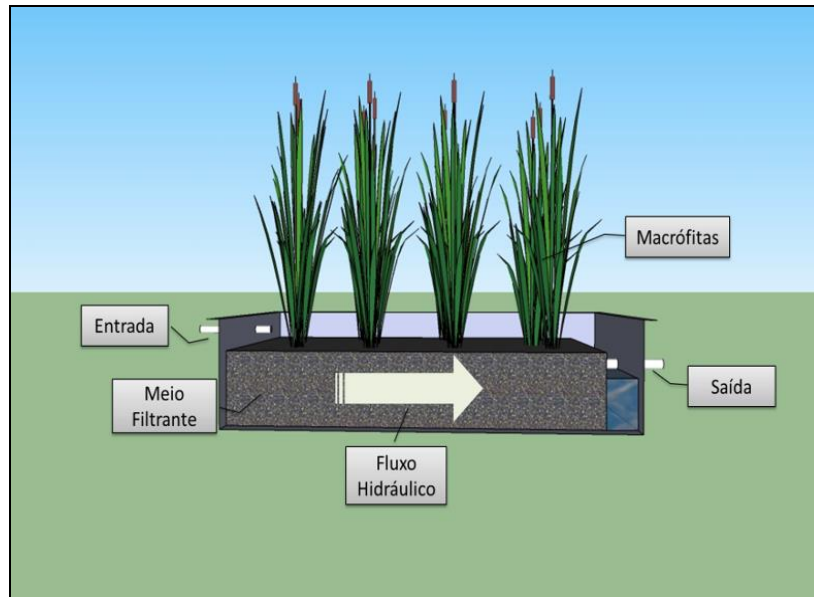


Figura 4: Vista demonstrativa de uma wetland construída de fluxo hidráulico vertical.

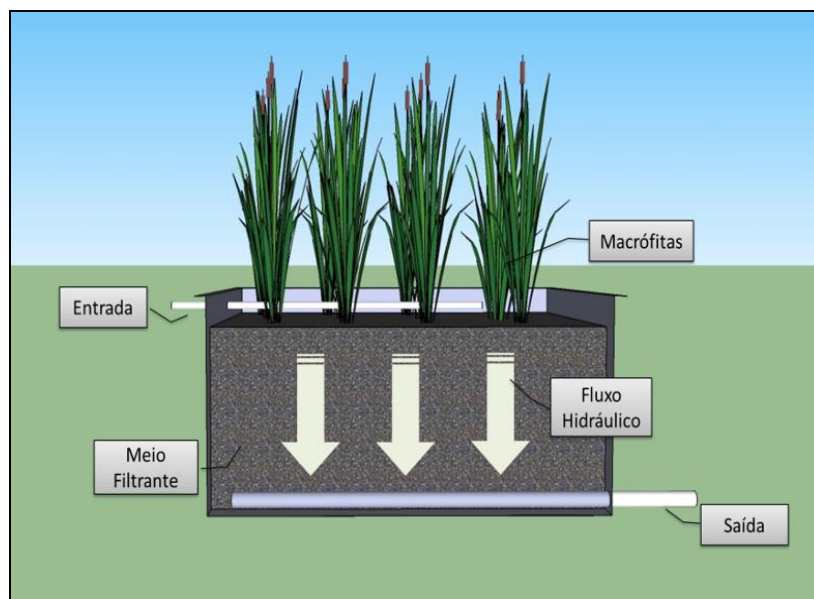


Figura 5: Vista demonstrativa de um wetland construída de fluxo hidráulico vertical, também chamada de zona de raízes.

Sallati (2003) ainda define alguns sistemas de acordo com o tipo de macrófita aquática utilizada, sendo eles: **(i) sistemas com plantas flutuantes** que utilizam canais rasos que não possuem meio filtrante e, portanto de fluxo livre onde são cultivadas macrófitas aquáticas flutuantes de vida livre como as do gênero *Eichhornia crassipes* (aguapé); **(ii) sistemas com plantas emergentes** que podem possuir meio filtrante (fluxo sub-superficial vertical e horizontal), ou apenas suporte para as plantas onde são cultivadas macrófitas como as do gênero *Typha* (taboa); **(iii) sistemas com macrófitas fixas submersas** que utilizam canais estreitos e

rasos sem meio filtrante onde são cultivadas macrófitas aquáticas submersas como as do gênero *Egeria*, e é geralmente aplicado a polimento de efluentes ou em lançamentos com baixa turbidez; e **(iv) sistemas combinados** que utiliza dois ou mais dos sistemas descritos acima para o tratamento de efluentes.

5.2.3.1 Zona de Raízes (*wetlands* construídas de fluxo vertical)

De maneira genérica define-se uma zona de raízes como módulos cultivados com macrófitas aquáticas emergentes, escavados no solo, preenchidos com meio suporte (cascalho, pedras, solo, areia etc.), que devem possuir sistemas de impermeabilização (lona plástica, geomembranas, argila entre outros) para impedir a contaminação do solo e lençol freático com efluente (BRIX, 1987; SALATI, 2003).

O módulo de zona de raízes funciona como um filtro biológico, sendo que na primeira camada filtrante prevalece teoricamente a condição aeróbia, devido às raízes das macrófitas aquáticas e à difusão de O₂ atmosférico. As duas camadas seguintes atuam sob condições anaeróbias devido à depleção do O₂ dissolvido pela degradação biológica da matéria orgânica. O meio filtrante é composto por camadas de pedra brita e areia, além das raízes das plantas utilizadas (BRIX e SCHIERUP, 1989; KAICK, 2002).

Os sistemas de zonas raízes são característicos pela operação em fluxo vertical, porém neste trabalho iremos distinguir os sistemas em fluxo vertical livre e fluxo vertical afogado, sendo que este último permanece preenchido com líquido durante todo o tempo, resultando em maior tempo de detenção hidráulica por consequência (6 e 7).

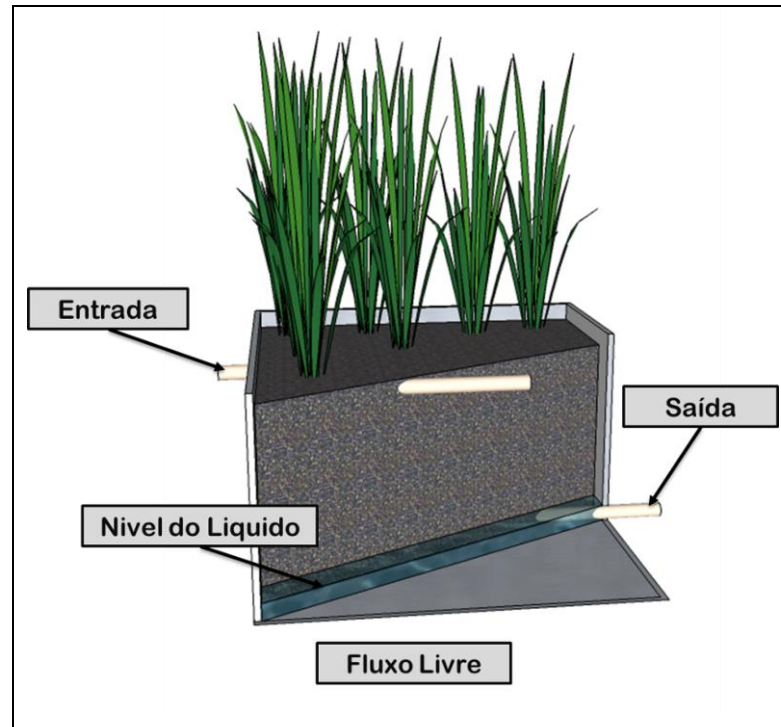


Figura 6 – Corte em sistema de zona de raízes fluxo livre, com detalhes a entrada do efluente pela parte superior, saída abaixo do meio filtrante e nível do líquido mantido no interior do sistema.

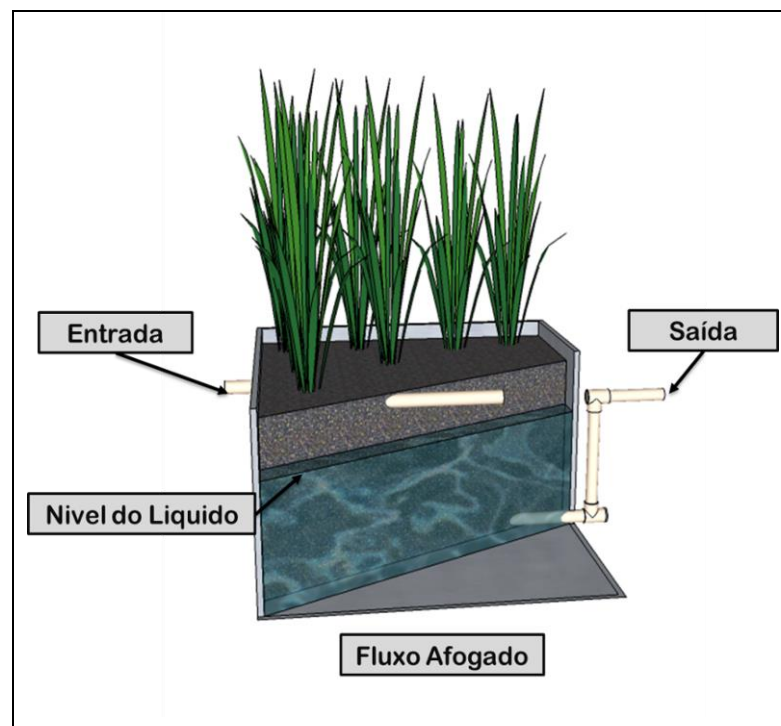


Figura 7- Corte em sistema de zona de raízes fluxo afogado, com detalhes a entrada do efluente pela parte superior, saída abaixo do meio filtrante e nível do líquido mantido no interior do sistema.

As plantas são responsáveis por boa parte do funcionamento do sistema, através da utilização de nutrientes presentes no efluente, auxílio na fixação de biofilme em suas raízes, filtração física pelas raízes e aeração (aerênquimas), porém a quantidade mais significativa de oxigênio será aportada através dos processos de aplicação do efluente e seu escoamento pelo meio filtrante (SALATI, 2003; IWA, 2000 *apud* PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Assim Platzer (1999) elaborou um modelo de dimensionamento para os sistemas de fluxo livre que baseia-se na demanda de oxigênio para processos aeróbios como a oxidação de matéria orgânica (DQO ou DBO₅) e oxidação de matéria nitrogenada conforme apresentado nas equações a seguir.

$$\text{Demanda } O_{2 \text{ TOTAL}} = \text{Demanda } (O_{2 \text{ DQO}} + O_{2 \text{ NT}}) - \text{Recuperação } O_{2 \text{ DN}} \quad \text{equação (5)}$$

Onde:

$O_{2 \text{ TOTAL}}$ = Oxigênio total consumido na oxidação de matéria orgânica e nitrogênio;

$O_{2 \text{ DQO}}$ = Oxigênio consumido para oxidação da matéria orgânica em termos de DQO;

$O_{2 \text{ NT}}$ = oxigênio consumido para oxidação do nitrogênio;

$O_{2 \text{ DN}}$ = Oxigênio recuperado na desnitrificação.

Posterior a quantificação da demanda total de oxigênio para depurar certo efluente, calcula-se a oferta total de O₂ através dos processos de convecção e difusão atmosférica:

$$\text{Oferta } O_{2 \text{ TOTAL}} = \text{Entrada } (O_{2 \text{ CONVECÇÃO}} + O_{2 \text{ DIFUSÃO}}) \quad \text{equação (6)}$$

Onde:

$O_{2 \text{ TOTAL}}$ = Total de oxigênio aportado no sistema;

$O_{2 \text{ CONVECÇÃO}}$ = oxigênio aportado pela aplicação e revolvimento do líquido;

$O_{2 \text{ DIFUSÃO}}$ = oxigênio aportado pela troca gasosa com a atmosfera;

Para que haja um funcionamento eficiente do sistema a entrada de O₂ pelos diferentes processos tem que ser superior ou igual a demanda para oxidação da matéria carbonácea e nitrogenada:

$$\text{Oferta } O_{2 \text{ TOTAL}} - \text{Demanda } O_{2 \text{ TOTAL}} \geq 0 \text{ equação (7)}$$

Platzer *et al.* (2007) demonstrou a aplicabilidade deste modelo no Brasil, através de projeto piloto, apresentando boa eficiência e nenhum problema operacional. Kaick (2002) relata que climas tropicais, onde a insolação ao longo do ano pode ser maior do que em algumas regiões europeias, a probabilidade da evaporação da água pela planta pode ser maior. Este fator permite, teoricamente, a redução da área de um módulo de zona de raízes em experimentos brasileiros.

Kaick (2002) apresenta um modelo de Zona de Raízes que mantém as características principais (plantas, meio filtrante e operação em fluxo vertical), porem realiza uma elevação da saída do efluente fazendo com que o liquido fique reservado por um período maior dentro do sistema, aqui denominada de sistema de fluxo vertical afogado. O módulo de zona de raízes (Figura 8) contém plantas cultivadas sobre um filtro físico estruturado por uma camada de brita n° 2, recoberto com brita fina para evitar a postura de ovos vetores. Esta camada de brita encontra-se sobre outra camada do filtro composta de areia de granulometria de média para grossa. Ao fundo deste filtro, ficam acomodadas nova camada de brita grossa juntamente com as tubulações que captam o efluente tratado, conduzindo-o para fora da estação (Figura 8).

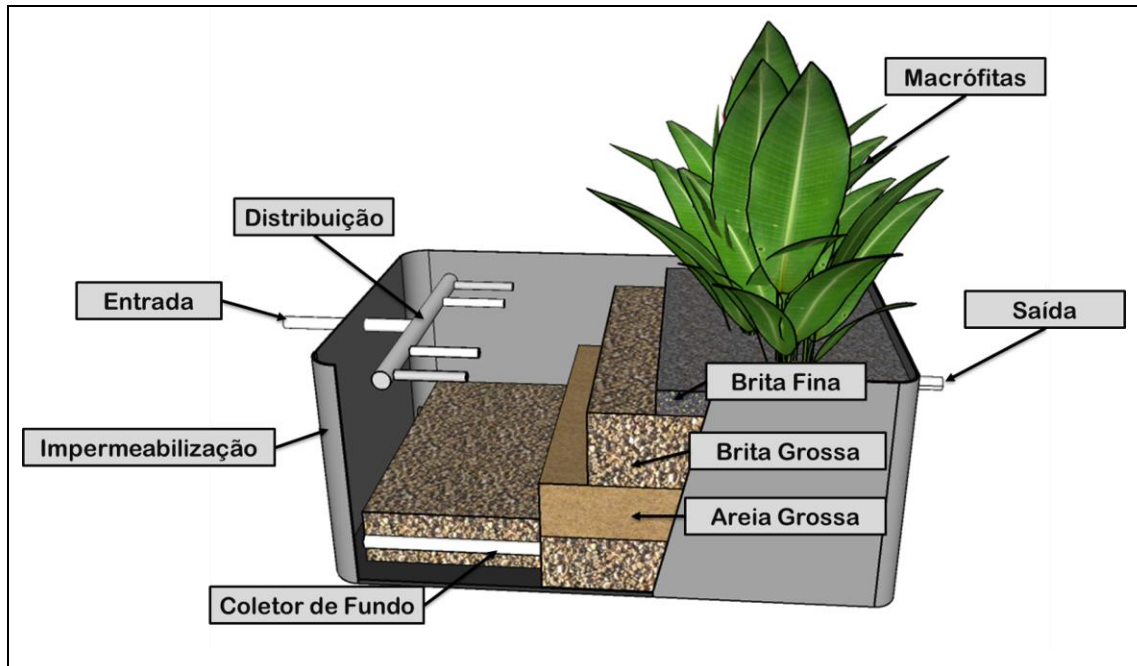


Figura 8: Vista do módulo de zona de raízes, com destaque para as diferentes camadas componentes do meio filtrante (brita fina, brita grossa e areia).

Alguns módulos de zona de raízes estudados no Brasil apresentaram elevada eficiência, comprovando efetivamente o potencial de aplicação desta tecnologia para suprir as necessidades de adequação dos efluentes domésticos para região tropical. Platzer *et al.* (2007), Kaick *et al.* (2008) e Almeida *et al.* (2007), descrevem eficiências na ordem de 77 a 93% na remoção de DQO e 77 a 98% na remoção de DBO₅, quanto a remoção de nutrientes ficou em torno de 80% de remoção de nitrogênio total e de 33 a 72% para remoção de ortofosfato.

6 MATERIAIS E MÉTODOS

6.1 UNIVERSO DA PESQUISA

O presente estudo foi conduzido por meio da montagem e acompanhamento de dois sistemas pilotos de *wetlands* construídas de fluxo vertical do tipo zona de raízes, instalados na Universidade Tecnológica Federal do Paraná sede Ecoville *Câmpus* Curitiba, Paraná. O sistema constituiu-se de dois recipientes plásticos com volume total de 220L cada, preenchidos com camadas de brita e areia, nos quais foram cultivadas plantas da espécie *Canna x generalis* L.H. Bailey, submetidas à aplicação de efluente sintético com objetivando verificação das eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes. Foram realizados ensaios físicos e químicos periódicos para observação da dinâmica do sistema.

6.1.1 Localização e Clima

O experimento foi realizado nos fundos do Bloco A da UTFPR sede Ecoville, na cidade de Curitiba, Paraná. Esta encontra-se em região de clima Tipo *Cfb* (classificação de Köeppen, 1948¹), temperado subtropical úmido, sem estação seca, com verões frescos e invernos com geadas frequentes, e temperaturas médias de 22°C no verão e 10°C no inverno. Localiza-se no primeiro planalto paranaense, com altitude média de 934,6 metros s.n.m.m (sobre o nível médio do mar), apresenta valores médios anuais de precipitação de 1.450 mm e 81% de umidade relativa do ar (IAPAR, 2000; SEED, 2008).

¹ KÖEPPEN, W. **Climatologia. Con un estudio de los climas de la tierra.** México, FCE, 1948.

6.2 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

6.2.1 Caracterização do Sistema

O sistema piloto foi composto por um reservatório destinado ao armazenamento de efluente sintético, seguido por duas zonas de raízes em paralelo, ambas de fluxo vertical cultivadas com a planta da espécie *C. x generalis*, preenchidas com o mesmo meio filtrante. Os sistemas foram cobertos por um filme translúcido de polietileno de baixa densidade (PEBD) com 80% de transparência², para que não houvesse interferência da precipitação com o mínimo desbloqueio da radiação solar (Figura 9).



Figura 9: Vista geral do experimento, com atenção aos principais componentes: reservatório, zona de raízes e cobertura.



Os recipientes plásticos de PEAD (Polietileno de Alta Densidade) foram preenchidos com camadas de brita nº2 e areia grossa, simulando a composição do



² Informações providas pelo fornecedor <http://www.plastisul.com.br>.

meio filtrante utilizada por Kaick (2008), nos quais foram plantados 8 mudas de *C. x generalis* entre 30cm e 45cm de altura, sendo 4 mudas em cada recipiente.

Em um primeiro momento foi utilizado um recipiente com capacidade de 80L para armazenamento do efluente sintético, que posteriormente foi substituído por um reservatório de 220L propiciando maior autonomia ao aparato, pois havia um período mais estendido entre as preparações de efluente. O efluente foi aplicado diariamente como auxílio de uma bomba centrífuga controlada por temporizador.

Com maior nível de detalhe os materiais são listados no Quadro 3.

MATERIAIS	DESCRIÇÃO
 <p data-bbox="312 1151 619 1184">Tambores Plásticos</p>	<p data-bbox="730 826 1447 1137">Foram utilizados tambores plásticos, sendo respectivamente: 2 de 220L, destinados a montagem das zonas de raízes, 1 de 80L que foi utilizado como reservatório em um primeiro momento e um de 220L posteriormente, para que houvesse aumento da autonomia do sistema.</p>
 <p data-bbox="360 1543 571 1576">Meio Suporte</p>	<p data-bbox="730 1238 1447 1550">O meio suporte foi composto por camadas de brita e areia, onde os 40cm superiores preenchidos com brita n° 2, abaixo desta camada, 40cm de areia grossa e na região da coleta (saída do efluente) 15cm de brita n° 2 novamente.</p>

	<p>No meio filtrante foram cultivadas macrófitas da espécie <i>C. x generalis</i>, com mudas entre 30 e 45cm de altura, todas com um pedaço de rizoma. Em cada sistema foi plantado 4 mudas totalizando uma densidade equivalente de 25 mudas.m⁻².</p>
<p>Plantas (mudas e plantio)</p>	
	<p>Os sistemas foram alimentados intermitentemente, por uma bomba centrífuga de 37W de potência e vazão máxima de 2400L.h⁻¹. Para controle dos períodos de aplicação de efluente foi utilizado um temporizador digital de 16A e 3500W potência.</p>
<p>Temporizador e Bomba</p>	

Quadro 3. Materiais utilizados na montagem do experimento e descrição de cada parte componente relacionada.

O aparato foi constituído de maneira que pudesse observar as diferenças entre os sistemas de zonas de raízes de fluxo afogado e livre. Para tanto, os dois modelos foram submetidos às mesmas condições operacionais, composição de meio filtrante, taxas de aplicação, dimensões do sistema e efluente. Todavia, as diferenças de tempo de detenção hidráulica (TDH) são divergentes devido ao arranjo de cada modelo.

Assim, para organização da pesquisa, foi determinado que o arranjo “AF” seria o de fluxo afogado (modelo KAICK, 2002), e o arranjo “LI” de fluxo livre (modelo convencional). Figura 10.

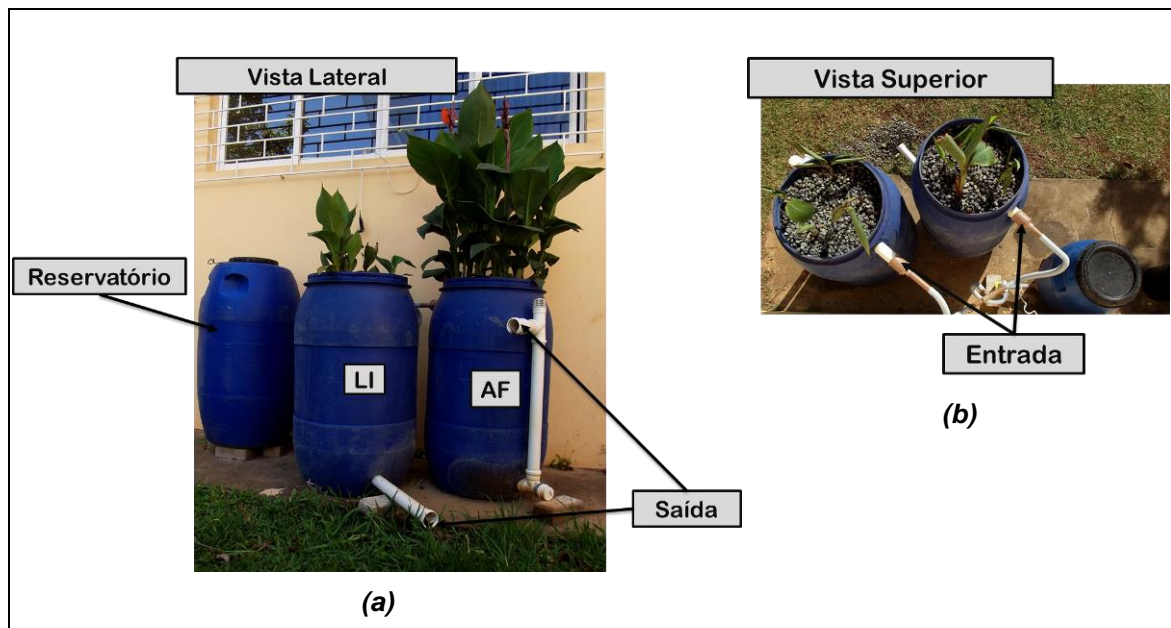


Figura 10: Vista lateral (a) e superior (b) dos arranjos de zonas de raízes utilizados na pesquisa, com detalhes ao reservatório e arranjos afogado e fluxo livre (AF e LI) na vista lateral, bem como da entrada do efluente na vista superior.

Na figura anterior podemos observar a diferenciação dos arranjos (AF e LI), nos quais a estrutura interna (meio filtrante e tubulação de entrada) é a mesma, porém a saída do modelo “AF” esta elevada a 15cm abaixo da entrada, propiciando assim a retenção de liquido no sistema. O sistema “LI” não apresenta elevação da saída, estando o tempo de detenção do liquido condicionado aos processos físicos de drenagem (Figura 11).

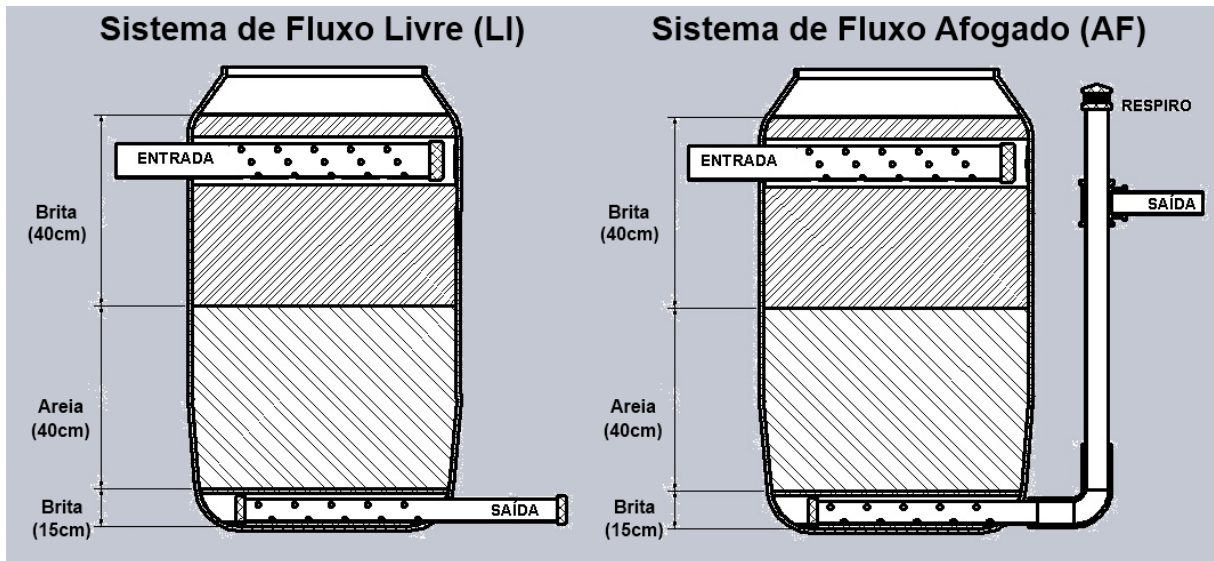


Figura 11. Desenho esquemático dos aparatos utilizados na pesquisa.

FONTE: Adaptado de Borba (2012)

Nos sistemas, foram cultivadas plantas da espécie *Canna x generalis* L.H. Bailey, conhecida como cana-indica, beri ou bananeira-da-índia. Planta heliófita rizomatosa perene, nativa da América tropical, com inúmeras hibridizações e melhoramentos genéticos, são indivíduos de tamanho entre 0,50 a 1,50m de altura, de folhagem ornamental, rajadas ou variegadas, possui inflorescências eretas com flores em vasta gama de cores, principalmente vermelhas, amarelas e róseas que formam-se durante todo o ano, multiplica-se por divisão de rizoma. (Figura 12) (LORENZI, 2001).

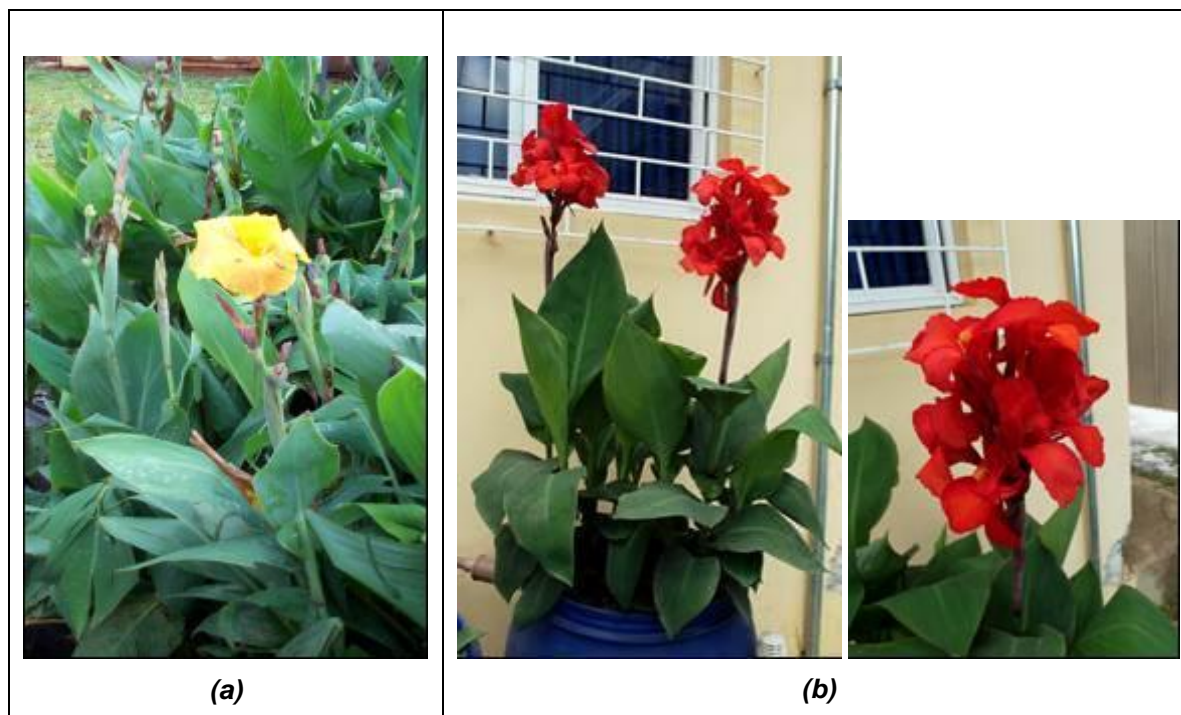


Figura 12: Imagens de *C. x generalis* cultivadas em sistemas de *wetlands*: (a) planta cultivada em sistema de fluxo vertical submetido a esgoto sanitário no município de Campo Mourão, Paraná; (b) planta cultivada no sistema estudado, utilizando efluente sintético.

As mudas foram adquiridas através de doação de moradores da região que a cultivavam em seu jardim, pois sua aquisição junto a comercio de plantas ornamentais se apresentou bastante limitada, visto que tais locais não apresentavam as mudas a pronta entrega e sob encomenda pediam um prazo muito elevado fornecimento.

A escolha desta espécie vegetal se deu pela sua natureza paisagística, fato que pode contribuir como um atrativo no tocante a utilização das *wetlands* construídas, também pela sua resistência a poluentes e crescimento vigoroso em solo inundado como relata Cui, *et al.* (2010). Em estudos realizados no Brasil conduzidos por Zanela (2008) a espécie *C. x generalis* em cultivo misto com outras espécies apresentou eficiência na ordem de 71,5% na remoção de DQO operando com esgoto sanitário.

6.2.2 Dinâmica de Funcionamento

O funcionamento do sistema está regrado aos períodos de alimentação (bombeamento do substrato sintético do reservatório aos aparatos) bem como as

taxas de aplicação do efluente ($L \cdot m^2 \cdot dia^{-1}$), todos controlados pela bomba e temporizador.

A aplicação do efluente foi realizada em intervalos de 24h com tempo de duração de 1min. Considerando a vazão da bomba de $2400 L \cdot h^{-1}$ em 1min de aplicação foi bombeado 40L de efluente, subdividindo 20L para cada sistema. A taxa de aplicação obtida foi de $125,8 L \cdot m^2 \cdot dia^{-1}$ em cada aparato, valor estimado a partir do conhecimento da vazão aplicada a cada sistema, dividido pela área superficial dos sistemas de tratamento que é igual a $0,16m^2$

Para o determinação da porosidade do meio filtrante, foi realizado em laboratório um ensaio no qual amostras de brita e areia (em triplicatas) foram coletada e depositadas em Becker de 500ml, tendo assim um volume conhecido de material. Posteriormente foi adicionada água com proveta graduada até o preenchimento total dos interstícios, o volume foi anotado e com base nestes valores determinou-se a porosidade do meio filtrante em porcentagem, sendo respectivamente 39% de areia e 51% de brita. Em se conhecendo o volume total do tambor (220L) e das camadas de areia e brita que preenchem o meio filtrante determinou-se o volume de espaços vazios de 100,5L, sendo esse o espaço em que o liquido irá se acomodar. Com estas informações, pode-se estimar o tempo de detenção hidráulica (TDH) para o aparato de fluxo afogado, sendo esse TDH=3 dias.

Devido às suas características hidrodinâmicas o sistema de fluxo livre possui um tempo de detenção bastante reduzido, estando apenas condicionada à dinâmica de escoamento de fluidos por meio poroso (Lei de Darcy).

$$V = K \times i \text{ equação (8)}$$

Onde:

V = Velocidade de descarga em (cm/s ou m/s)

K = Constante de permeabilidade (cm/s ou m/s)

i = Gradiente hidráulico

6.2.3 Efluente Sintético

Para verificação do funcionamento do sistema foi adotado uma composição de substrato preparada em laboratório, tendo como fonte de carbono a glicose. O substrato foi preparado a partir de uma adaptação realizada por Freire (2005) do efluente utilizado por Del Nery (1987) (Tabela 1).

Tabela 1. Composição do substrato sintético Del Nery (1987) adaptado por Freire (2005)

Composto	Concentração (mg.L⁻¹)
Glicose	300
Uréia	62,5
Sulfato de níquel	0,5
Sulfato ferroso	2,5
Cloreto férrico	0,25
Cloreto de cobalto	0,04
Oxido de selênio	0,035
Fosfato de potássio monobásico	42,5
Fosfato de potássio dibásico	10,85
Fosfato de sódio dibásico	16,7
Bicarbonato de sódio	1000

A utilização deste substrato deve-se, principalmente pela facilidade de preparação exigindo reduzida mão de obra, e também pela estabilidade das concentrações de matéria orgânica e nutrientes, sem as alterações típicas dos efluentes domésticos ou industriais convencionais.

A inoculação do sistema de tratamento se deu de forma natural, operando o mesmo por um período de 50 dias (de 14/07/2011 a 02/09/2011) com a mesma dinâmica de operação a ser efetuada no experimento. Posterior a este período observou-se a através dos primeiros ensaios o decaimento nas concentrações de DQO indicando a atividade biológica do sistema, neste período também houve a aclimação das plantas bem como o início do rebrotamento das mesmas.

6.2.4 Amostragem e Análises Laboratoriais

Os fluxos de entrada e saída do sistema foram monitorados por análises físicas e químicas do efluente. Todas as análises descritas no projeto foram realizadas nos laboratórios da Universidade Tecnológica Federal do Paraná *campus* Curitiba, sede Ecoville e Central.

O Quadro 1 apresenta os parâmetros avaliados nos acompanhamentos realizados em laboratório no período de 02/08/2011 a 28/01/2012, com amostragens executadas na primeira e na segunda quinzena de cada mês, totalizando 10 amostragens em 5 meses de acompanhamento, com ressalvas ao ensaio de Nitrogênio Total Kjeldahl que foi realizado mensalmente, tal periodicidade foi estabelecida visto a exequibilidade da pesquisa. Todos os parâmetros foram avaliados em triplicatas, sendo que foram realizadas amostragens no reservatório do efluente (AF), no protótipo de zona de raízes modelo afogado (AF) e no modelo de fluxo livre (LI).

PARÂMETRO	MÉTODO
pH	Potenciômetro digital portátil
Temperatura (°C)	Termômetro acoplado ao oxímetro YSI 55A
Oxigênio Dissolvido (mg.L ⁻¹)	Oxímetro marca YSI 55A
Alcalinidade Total (μEq.L ⁻¹)	Gran (CARMOUSE, 1994)
HCO ₃	
CO ₂	
Nitrogênio Total Kjeldahl	Kjeldahl Methods (4500-Norg B APHA, 1998)
DQO (mg.L ⁻¹)	Dicromato, Sulfato de Mercúrio (USEPA 410.4)*
Nitrogênio amoniacal (N-NH ₄ ⁺)(mg.L ⁻¹)	Nessler (ASTM,D1426-92)*
Nitrito (N-NO ₂ ⁻)(mg.L ⁻¹)	Diazotação (USEPA 354.1)*
Nitrato(N-NO ₃) (mg.L ⁻¹)	Redução de Cádmiio (4500- NO3 APHA, 1998)*
Ortofosfato (P-PO ₄) (mg.L ⁻¹)	Aminoácido (4500-P APHA,1998)*

Quadro 4. Parâmetros físicos e químicos para acompanhamento do sistema de *wetlands* construído.

*Descritas no Manual de Instruções HI 83099 Hanna Instrments.

Os ensaios de Temperatura, pH e Oxigênio Dissolvido foram realizados utilizando equipamentos portáteis; DQO, Nitrogênio Amoniacal, Nitrito, Nitrato e Ortofosfato foram realizados utilizando um fotômetro de bancada multi-parâmetro modelo *HI 83099 Hanna Instruments*; para o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) foi utilizado um destilador de nitrogênio modelo Micro-Kjeldahl seguindo o descrito pela APHA (1998).

7 RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1 CARACTERÍSTICAS E DESENVOLVIMENTO DAS PLANTAS

Conforme o descrito, foram plantadas 4 mudas (com folhas e rizomas) com dimensões entre 25 e 30cm de comprimento de *C. x generalis* em cada aparato de tratamento (sistema de fluxo afogado e livre), no dia 14/07/2011, dando início ao processo de inoculação do meio filtrante, através das primeiras alimentações do sistema com substrato sintético (Figura 13).

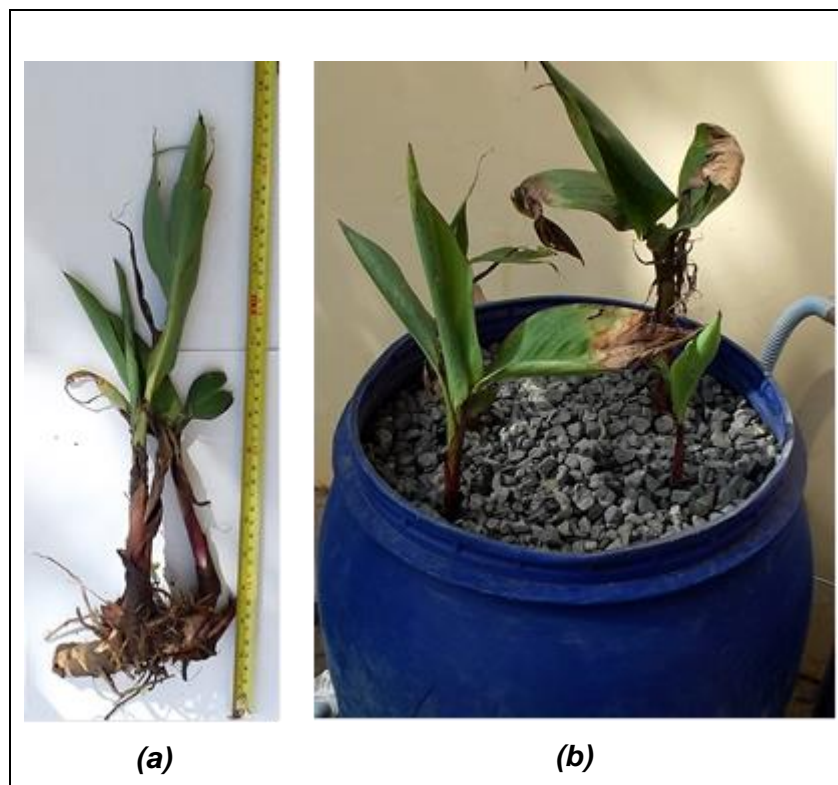


Figura 13. Plantio das macrófitas utilizadas na pesquisa: (a) detalhe das mudas utilizadas; (b) disposição do plantio no sistema.

A partir da primeira semana após o plantio, as mudas começaram a apresentar ressecamento dos ramos seguido por queda das folhas (Figura 14a), sendo que as mesmas foram retiradas para evitar a reintrodução de matéria orgânica no sistema através da decomposição (Figura 14). Este ressecamento se deu devido principalmente ao período de adaptação das plantas ao meio filtrante e ao efluente.

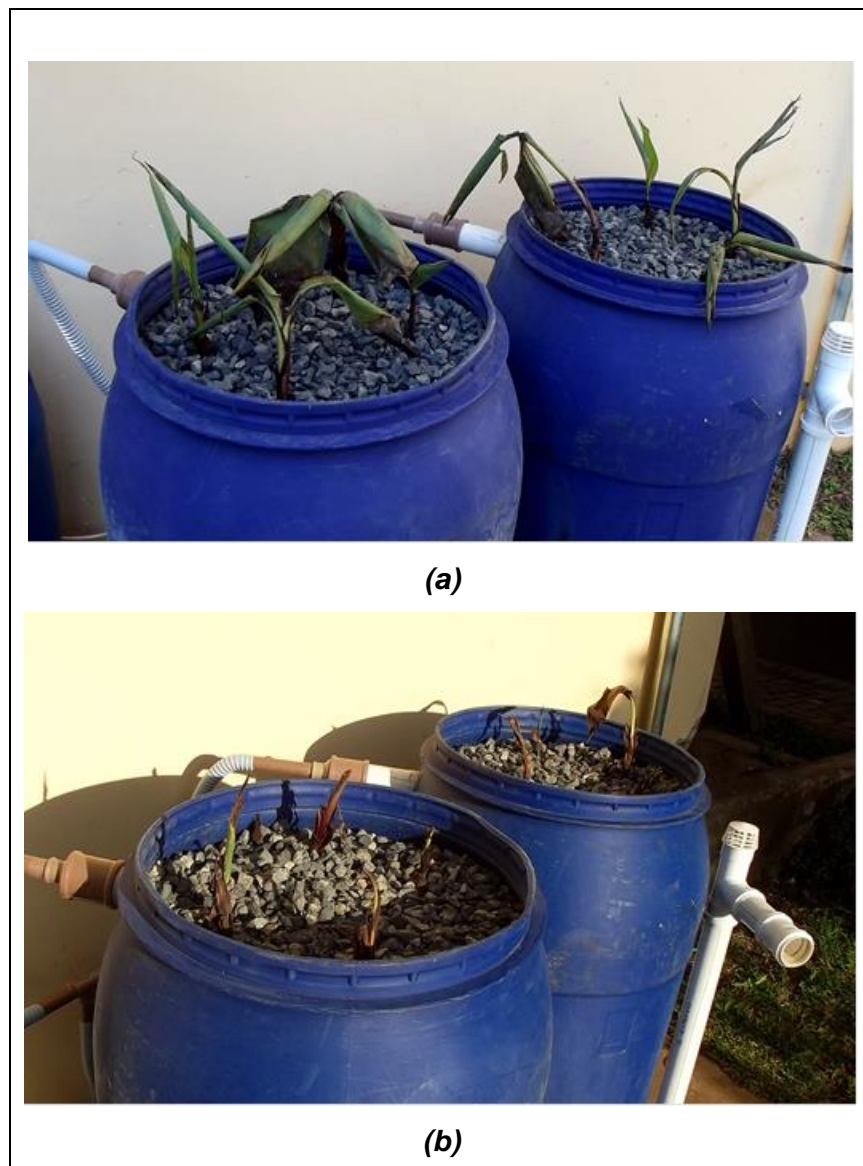


Figura 14. Vista das plantas nos primeiros 15 dias de experimento: (a) Plantas após uma semana do plantio; (b) Plantas na segunda semana de plantio, com as partes ressecadas removidas.

Após os primeiros 30 dias de operação, as mudas cultivadas começaram a apresentar os primeiros brotos na base do rizoma, demonstrando a adaptação das plantas no meio suporte e ao efluente. Neste período não foi possível destacar qualquer diferença entre os dois sistemas, sendo que cada um apresentava cerca de 2 a 3 brotos emergindo no meio filtrante (Figura 15).

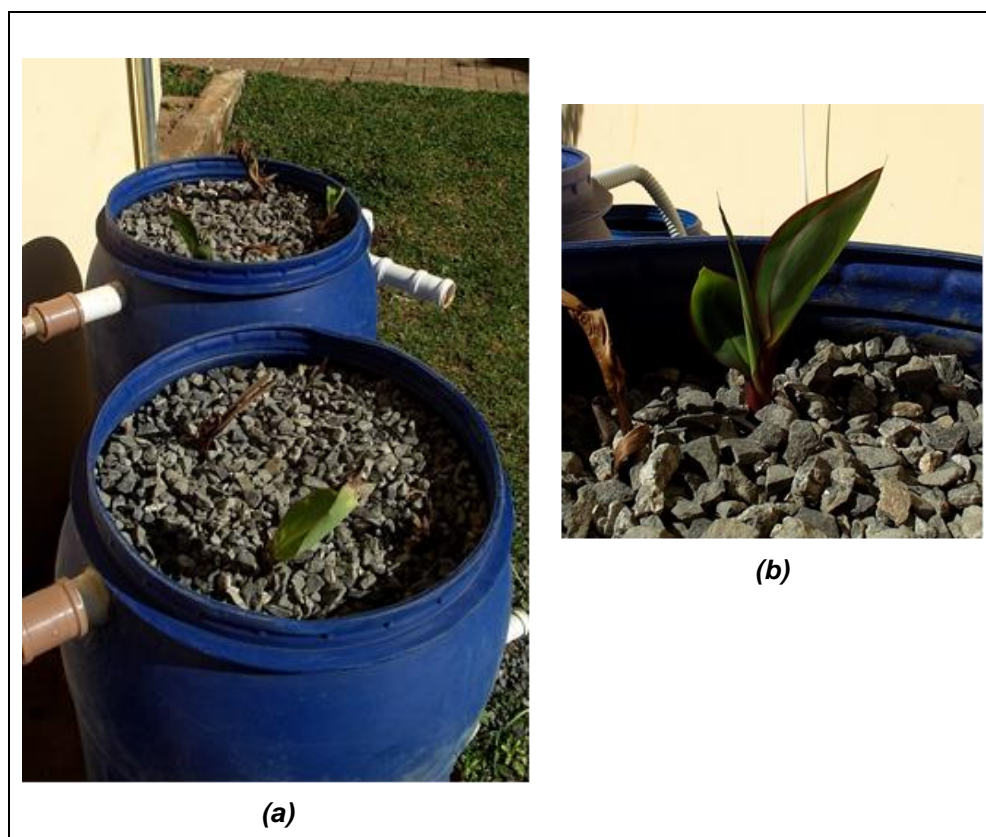


Figura 15. Vista das plantas cultivadas nos sistemas de tratamento após os primeiros 30 dias a partir do plantio: (a) Vista geral dos dois aparatos, na parte superior sistema de fluxo afogado e na parte inferior sistema de fluxo livre; (b) Destaque de broto surgido no meio filtrante do aparato afogado.

Ao completar os 50 dias de plantio, logo no início dos ensaios físico-químicos de acompanhamento do sistema, as plantas apresentavam maior estabilidade, dimensões maiores e com folhas. Neste período, pode-se observar a primeira distinção entre os sistemas. No sistema fluxo afogado as plantas apresentaram valores médios de altura entre $0,29 \pm 0,07\text{m}$, e no sistema de fluxo livre média de $0,15 \pm 0,05\text{m}$ com a necessidade de reposição de uma muda (Figura 16).

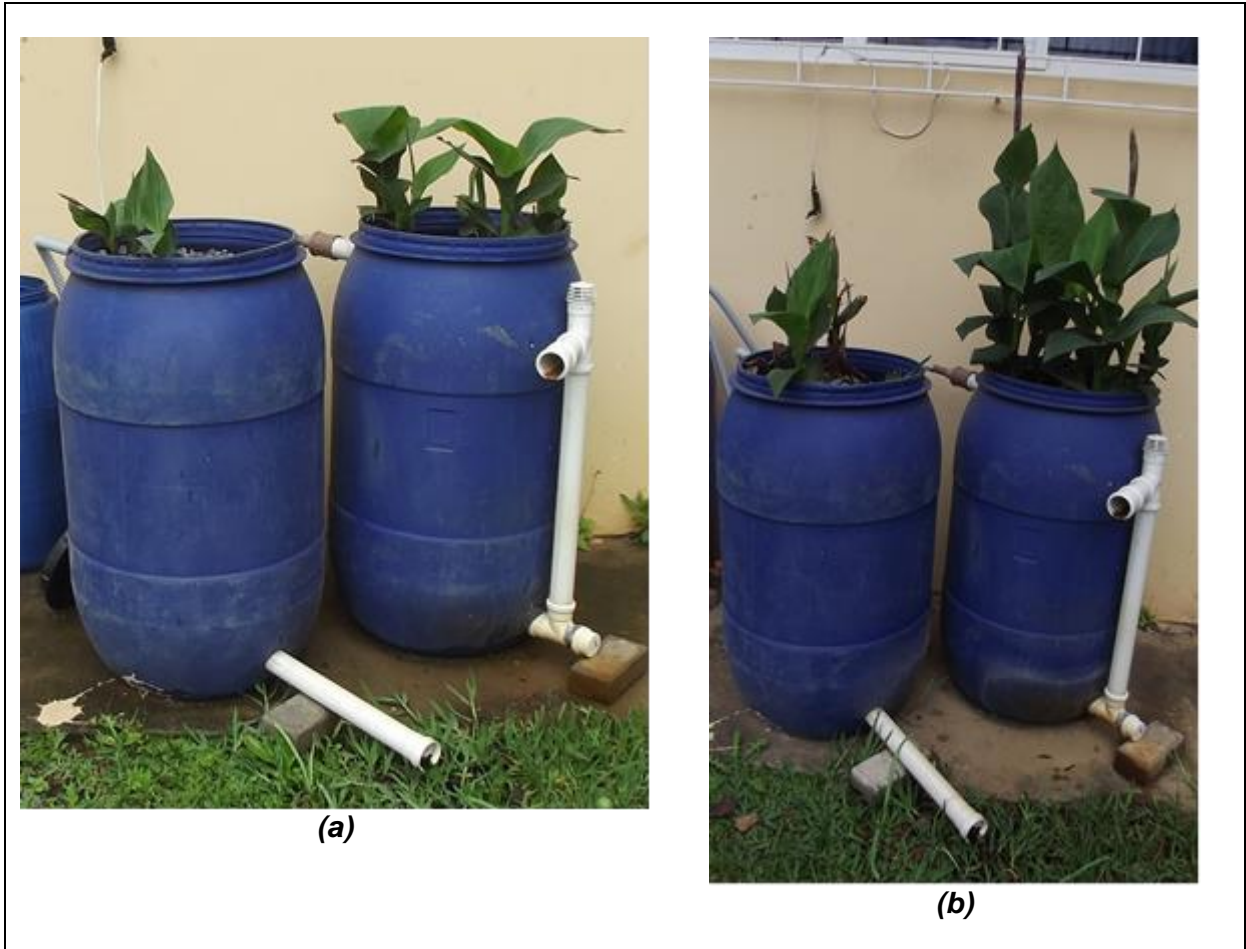


Figura 16. Vista frontal dos sistemas estudados: (a) Data de 05/09/2011 (b) Data 18/10/2011.

A partir do mês de outubro pode-se verificar maiores distinções entre as plantas cultivadas em cada sistema. As plantas do aparato afogado, já apresentavam novos brotos e até novas plantas a partir dos rizomas. O crescimento no mês seguinte também foi vigoroso apresentando floração no final do mês de novembro. As plantas do sistema de fluxo livre estagnaram em relação ao crescimento, não apresentando diferença entre os meses (Figura 17).



Figura 17. Vista frontal dos sistemas estudados na data de 23/11/2011, na esquerda o sistema de fluxo livre e a direita o sistema de fluxo afogado.

As médias de altura das plantas do sistema afogado no mês de novembro foram de $0,62 \pm 0,29\text{m}$ e para o sistema de fluxo livre de $0,16 \pm 0,16\text{m}$. A floração das plantas do sistema afogado foram mais intensas entre os meses de novembro e dezembro, onde chegaram a apresentar 3 inflorescências ao mesmo tempo.

As medidas realizadas nas plantas no dia 12/01/2012 foram de $0,65 \pm 0,19\text{m}$ para o sistema afogado e de $0,33 \pm 0,10\text{m}$ para o sistema de fluxo livre, demonstrando assim que o ultimo apresentou menor crescimento no período (Figura 18). Outro aspecto verificado foi que o sistema AF apresentou o nascimento de 4 novas plantas a partir dos rizomas cultivados, totalizando 8 plantas no sistema. O sistema LI apresentou o crescimento de apenas uma, totalizando 5 plantas no sistema de tratamento.



Figura 18. Vista frontal dos sistemas de tratamento estudados no último mês de acompanhamento, registro feito na data de 12/01/2012.

Ao final do experimento pode-se verificar que as plantas do sistema afogado apresentaram crescimento mais vigoroso se comparados ao crescimento apresentado pelas plantas do sistema de fluxo livre. Este fato pode estar relacionado a disponibilidade hídrica, pois o tempo de detenção hidráulica no sistema de fluxo afogado TDH=3 dias, favorece a captação de nutrientes além de maior oferta de água para as plantas, em oposição as plantas cultivadas no sistema de fluxo livre, estavam sujeitas a captação de água e nutrientes apenas nos períodos de aplicação.

Kadlec e Knight (1996) descrevem que as plantas do gênero *Canna* spp. teriam seu desenvolvimento natural em áreas com inundação periódica ou perenes (com alagamento entre 50 e 100% do tempo), com profundidade máxima do líquido entre 0,05 e 0,25m, estas características apontam para um melhor desenvolvimento da espécie estudada nos sistemas de fluxo afogado, pois no de fluxo livre tanto o

período de aplicação quanto o volume de líquido disponível estaria abaixo do descrito.

Estudos realizados por Yang *et. al.* (2007) com sistemas de zonas de raízes de fluxo afogado com profundidade útil de 0,7m no tratamento de esgotos domésticos, utilizando diferentes macrófitas demonstrou uma produtividade de $741.3 \pm 39.7 \text{mg.m}^{-2}$ massa seca para a *c. x generalis*, apenas na parte aérea de planta, também foi relatado que a espécie apresentou uma cobertura de $100 \pm 1\%$ da área de cultivo no último mês de estudo.

Brix *et. al.* (2010) utilizando a *c. x generalis* tanto em *wetlands* vertical de fluxo livre quanto em fluxo horizontal no tratamento de esgoto sanitário em escala real, demonstrou um crescimento vigoroso da espécie sem indícios de diferença significativa entre os modelos de operação, este comportamento reportado no sistema de fluxo livre pode ser relacionado as taxas de aplicação esgoto utilizadas na operação de $174 \text{L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, mais elevadas que as utilizadas nesta pesquisa de $125,8 \text{L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, favorecendo a disponibilidade hídrica e nutricional as plantas não afetando seu desenvolvimento. Outro fator a ser evidenciado é a aplicação de efluente em diferentes etapas, comum em sistemas de tratamento em escala real, no experimento realizado a aplicação do efluente foi realizada uma vez ao dia, com 1min de duração.

A incorporação de nutrientes nos tecidos das plantas cultivadas nos sistemas de zonas de raízes contribui para a remoção de nitrogênio e fósforo dos efluentes aplicados. Konnerup *et. al.* (2009) demonstra que a *c. x generalis* pode incorporar valores de até $0.57 \text{g.m}^{-2}.\text{dia}$ de nitrogênio em seu tecido, Yang, *et. al.* (2007) descreve valores de até $0,03 \text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ de fósforo incorporado no tecido da mesma espécie.

De modo geral, a planta utilizada nesta pesquisa, apresenta vários das características necessárias para sua utilização nos sistemas de zonas de raízes, como, tolerância a ambientes saturados, crescimento vigoroso, e raízes que propiciam o crescimento de biofilme e auxiliam no processo de filtração sem causar a obstrução do meio filtrante (BRIX, 1997) (Figura 19).

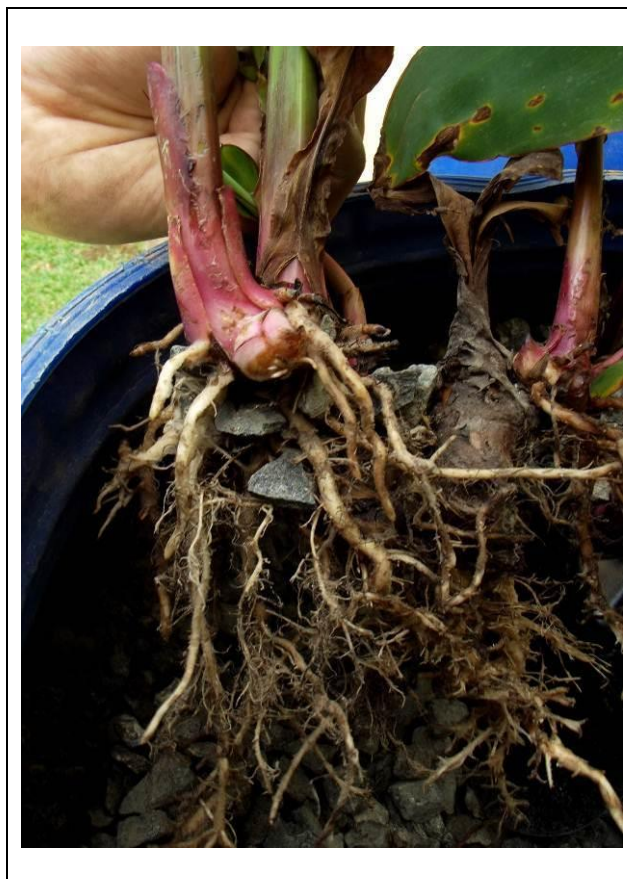


Figura 19: Imagem do sistema radicular de *c. x generalis* cultivadas em zona de raízes.

7.2 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS E QUÍMICAS DO EFLUENTE SINTÉTICO

O substrato utilizado no presente estudo teve como base o descrito por Del Nery (1987) este por sua vez baseia-se as concentrações de nutrientes na água utilizada para determinação de DBO, proposta pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Originalmente, a estes nutrientes foram acrescentadas três fontes de carbono: glicose, acetato de amônia e metanol. Freire (2005) utilizou a glicose como única fonte de carbono baseando-se em trabalhos anteriores, que tiverem o mesmo princípio, para simplificação do processo de manufatura do efluente.

Na pesquisa aqui apresentada foi utilizada a concentração de 300mg/L de glicose para obter-se em torno de 300mg/L de DQO, valor considerado mediano para as concentrações típicas de efluentes sanitários, descrito por Metcalf e Eddy (1991).

A opção pela utilização de efluente sintético, e principalmente pela escolha desta metodologia em particular, se deu por haver estudos precedentes relatando sua utilização em pilotos de tratamento de esgotos (DEL NERY 1987; FREIRE, 2005) e também pela facilidade de preparação, visto a grande quantidade de substrato utilizado na pesquisa.

A fim de verificar uma possível degradação do efluente sintético ainda no reservatório (anterior a aplicação nos sistemas), realizou-se um ensaio em que foram preparados dois grupos amostrais com concentrações DQO de 250mg.L⁻¹ e 500 mg.L⁻¹, em triplicadas de 300ml armazenados em frascos de plástico com tampa de volume total igual à 400ml. Os recipientes foram deixados sem nenhum tipo de controle ambiental, sujeito as intempéries. Os resultados são apresentados a seguir na Tabela 2.

Tabela 2. Dados da verificação da estabilidade do efluente sintético quando a concentração de DQO.

Amostras	DQO (mg.L ⁻¹)	
	Média	DP
Ai	510	12,6
Af	508	6,1
Bi	260	5,7
Bf	255	5,2

Ai= Amostra inicial de 500mg.L⁻¹ de glicose, data 22/06/2011; Af= Amostra final de 500mg.L⁻¹ de glicose, data 27/06/2011; Bi= Amostra inicial de 250mg.L⁻¹ de glicose, data 22/06/2011; Bf= Amostra final de 250mg.L⁻¹ de glicose, data 27/06/2011; DP= Desvio padrão.

Observou-se uma reduzida variação das concentrações de DQO nas diferentes concentrações estudadas após 5 dias de preparo, todavia, durante o experimento, o reservatório de armazenagem do efluente não ultrapassou os 5 dias de armazenagem do efluente sem que fosse necessária nova alimentação com efluente sintético recém preparado.

A determinação das características do substrato deu-se por análises realizadas em 10 coletas no ponto de entrada nos sistemas durante os 5 meses de estudo, sobre o substrato sintético (Tabela 3), revelaram que apesar da grande oscilação nos valores de temperatura (de 16,3°C a 23,5°C), os valores dos demais

parâmetros que definem a estabilidade do efluente pouco variaram, fato que pode estar relacionado a ausência de atividade biológica no reservatório.

Os valores de temperatura em um sistema de zonas de raízes interferem diretamente na atividade biológica do meio, seguindo a regra de Van't Hoff, se constituindo em um dos principais elementos do desenvolvimento microbiano. A medida que a temperatura se eleva, as reações químicas e enzimáticas tendem a tornarem-se mais rápidas. Por outro lado, em elevadas temperaturas inicia-se um processo de desnaturação de proteínas e ácidos nucleicos causando o decréscimo na população microbiana envolvida, sendo que cada espécie de microrganismo se desenvolve em uma faixa específica de temperatura, a exemplo do que ocorreu no afluente dos aparatos onde os dados de temperatura obtidos na caracterização do substrato de $19,8 \pm 2,48^\circ\text{C}$ encontra-se na faixa ótima para o desenvolvimento de organismos psicrófilos/mesófilos (MANDIGAN, *et. al.* 2003).

Para o oxigênio dissolvido, o valor médio encontrado na caracterização foi de $7,20 \pm 0,83 \text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$, sendo esta uma faixa ótima para a atividade microbiológica de organismos aeróbios, onde o oxigênio é utilizado para a oxidação da matéria orgânica e nitrogenada (VON SPERLING, 2005; HORAN, 2003).

Valores de pH entre 7,00 e 7,99, considerada como estando dentro da faixa de neutralidade, propicia crescimento microbiano de bactérias generalistas adaptadas a estes valores, como as nitrificantes, por exemplo, com ressalvas as acidófilas que possui como pH ótimo com valores entre 2 e 3,5 e também fungos que desenvolvem-se preferencialmente em $\text{pH} < 5$ (MANDIGAN, *et. al.* 2003).

A DQO média de $300,93 \pm 4,65 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ foi dada pela adição de glicose na relação 1:1 (glicose:DQO) descrita por Freire (2005). Esta concentração de matéria orgânica em termos de DQO é equivalente ao efluente sanitário “médio”, considerando as concentrações típicas descritas por Metcalf e Eddy (1991). Os sistemas foram operados com uma carga orgânica em termos de DQO em torno de $0,0378 \text{KgDQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}$, valor aproximado ao $0,048691 \text{KgDQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}$ utilizado por Platzer (2007) operando zonas de raízes de fluxo vertical no tratamento de esgotos domésticos.

Os nutrientes de entrada nos sistemas, aqui representados por médias de $55,3 \pm 2,39 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de ortofosfato (P-PO_4^{-3}) e $56 \pm 1,43 \text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$ de NTK, apresentam valores entre “média” e “elevada” concentração, considerando as características típicas descritas por Metcalf e Eddy (1991) para esgotos domésticos.

A alcalinidade total de entrada dos sistemas, apresentou valores médios de $15384,59 \pm 3752,28 \mu\text{Eq.L}^{-1}$, e as concentrações de HCO_3^- foram de $15321,45 \pm 3647,15 \mu\text{mol.L}^{-1}$ e de CO_2 de $471,87 \pm 180,09 \mu\text{mol.L}^{-1}$. Os valores de alcalinidade representam a capacidade de um sistema aquoso em neutralizar ácidos, que assim como as concentrações de HCO_3^- e CO_2 podem variar em função da degradação de matéria orgânica e fotossíntese (ESTEVES, 1998). A alcalinidade apresentada na entrada dos sistemas se dá em grande parte, pela adição do NaHCO_3 (bicarbonato de sódio) na composição do efluente sintético utilizado na pesquisa. Este tamponamento mostrou-se fundamental atuando na regularização dos valores de pH, tamponando os efeitos da atividade bacteriana.

Tabela 3. Características físicas e químicas do substrato sintético utilizado na pesquisa. **DP**= Desvio padrão; **Max.**= Valor máximo na serie; **Min.**= Valor mínimo na serie.

PARÂMETROS	MEDIA	DP	Max.	Min.
Temp. (°C)	19,85	2,48	23,50	16,30
pH	--	--	7,99	7,09
OD (mg.L ⁻¹)	7,20	0,83	8,30	5,50
DQO (mg.L ⁻¹)	300,93	4,65	309,00	290,00
P-PO ₄ ⁻³ (mg.L ⁻¹)	55,53	2,39	62,00	52,00
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	2,37	1,13	5,19	0,74
N-NO ₂ (mg.L ⁻¹)	0,01	0,01	0,03	0,00
N-NO ₃ (mg.L ⁻¹)	2,69	0,17	2,90	2,20
NTK (mg.L ⁻¹)	56,00	1,43	58,61	54,51
Alcalinidade Total (μEq.L ⁻¹)	15384,59	3752,28	21556,44	5543,44
CO ₂ (μmol. L ⁻¹)	471,87	180,09	924,00	279,60
HCO ₃ ⁻ (μmol.L ⁻¹)	15321,45	3647,15	21490,00	5460,00

7.3 PARÂMETROS OPERACIONAIS

Os dados aqui apresentados demonstram o funcionamento dos protótipos estudados, comparando afluente (Entrada) e os efluentes da zona de raízes de fluxo afogado (AF) que possui tempo de detenção hidráulica (TDH) de 3 dias devido a

elevação da saída, e a de fluxo livre (LI) cujo TDH é dado apenas pela taxa de escoamento no meio filtrante, portanto inferior a primeira.

7.3.1 Temperatura, OD, pH e Alcalinidade Total, HCO_3^- e CO_2

Os valores de temperatura para o ponto de Entrada variaram entre 16,30 a 23,5°C, para o ponto AF 15,20 a 23,30°C e para ponto LI 16,20 a 23,5°C (Figura 20). A temperatura determina a velocidade das reações ocorrentes no mesmo, podendo retardar ou acelerar os processos de depuração dos efluentes.

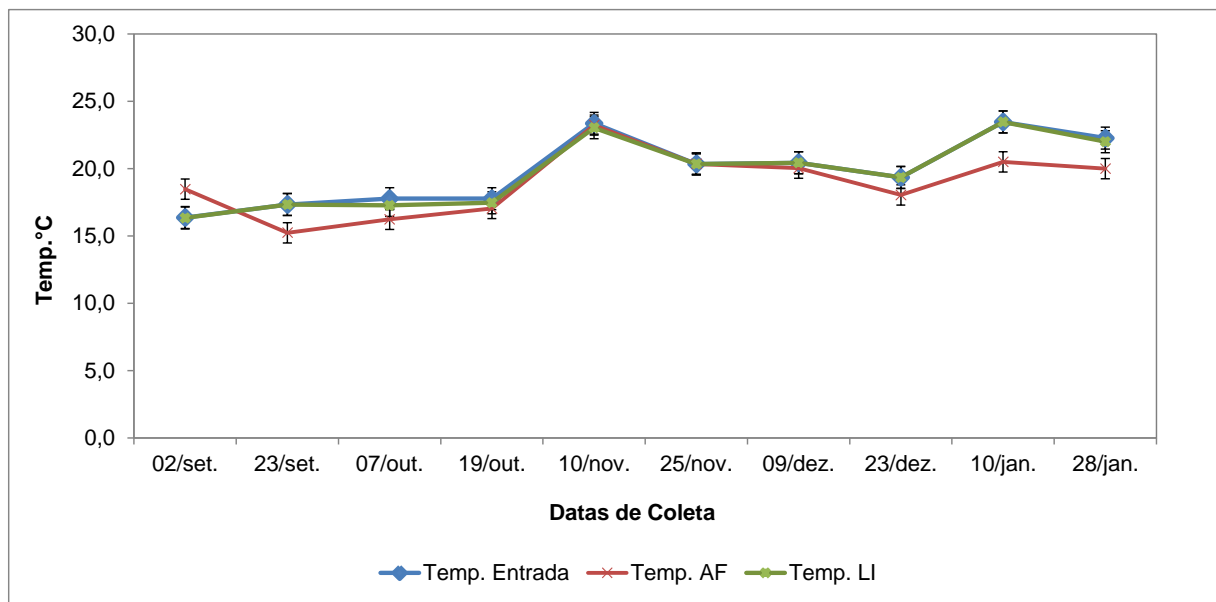


Figura 20: Temperatura (°C) do meio líquido de entrada e dos efluentes (AF e LI) durante o período de realização do ensaio piloto.

Os valores da temperatura no presente estudo não representaram um fator limitante para as reações biológicas nos sistemas de tratamento, lembrando que estas temperaturas estavam sujeitas as condições ambientais externas e sem controle. Kaldlec e Knight (1996), afirmam que nos sistemas de *wetlands* a atividade biológica sofre influencia direta da temperatura do efluente, que quando mais elevadas podem aumentar a atividade, e diminuir taxa de saturação de oxigênio, por exemplo. Todavia Alexandros *et. al.* (2012) comparando a eficiência de sistemas sob temperaturas inferiores e superiores a 15°C (variando entre ~0 e ~35°C), demonstrou que nas temperaturas superiores a este valor, a taxa de remoção de matéria orgânica em termos de DQO foi de 2 a 13% mais elevada, e para a remoção

de nitrogênio em termos de NTK foi de 3 a 10% superiores, confirmando e elevação das atividades bioquímicas dos microrganismos e taxas de assimilação pelas plantas em temperaturas mais elevadas.

Os valores de pH apresentaram reduzidas alterações, quando se comparou a entrada e efluente, mesmo após passagem pelos protótipos de arranjos diferentes (AF e LI), variando entre 7,09 e 7,99 na entrada, 7,55 e 7,79 no ponto AF e 8,06 e 7,42 no ponto LI (Figura 21).

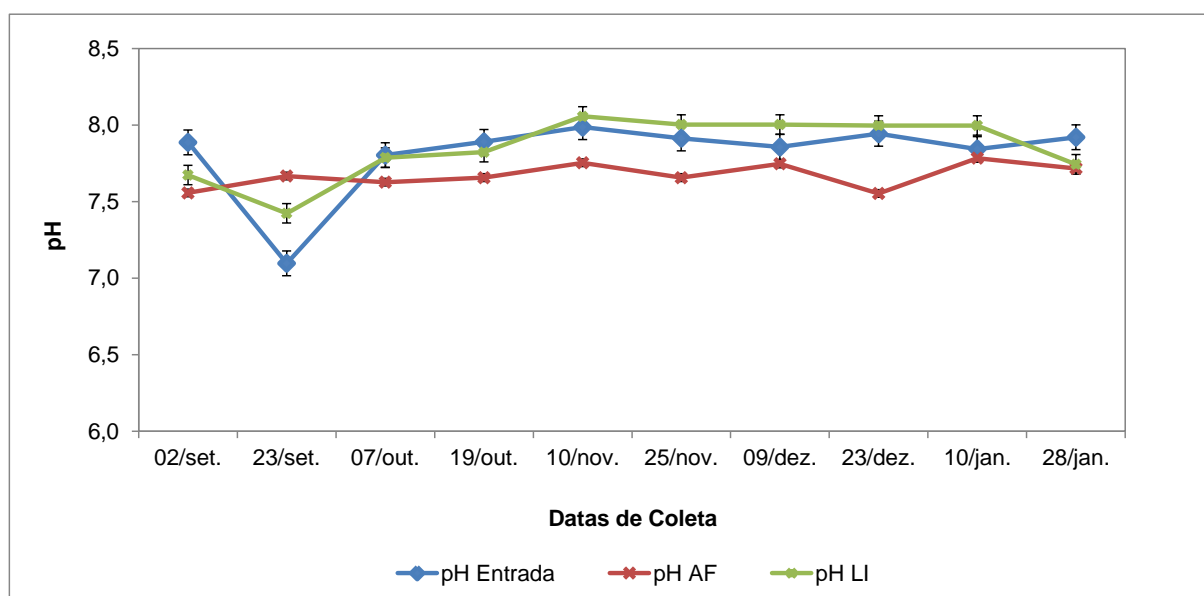


Figura 21: Valores de pH obtidos no meio líquido de entrada e dos efluentes (AF e LI) durante o período de realização do ensaio piloto.

Mavioso (2010) utilizando zonas de raízes no tratamento de efluente sintético, também relata baixa variação do pH (variação máxima de 6,5%), relacionando esta estabilidade a uma maturidade do sistema. Kadlec e Knight (1996) descrevem que nos sistema de tratamento por *wetlands* construídos, o pH pode ser condicionado às características do meio filtrante (ou solo), podendo ser mais alcalinos ou ácidos, variando comumente entre 6,7 e 7,8.

Lohmann (2011) em estudos realizados em zonas de raízes, tratando esgotos domésticos, também observou que o pH pouco se alterou (6,56 a 7,54) comparando as entradas e saídas do sistema. Para a autora, este fenômeno pode estar relacionado aos elevados valores de alcalinidade total e consequentemente

peelo tamponamento por formas de carbono inorgânico geradas no sistema, por processos biológicos, como a respiração celular.

A alcalinidade total apresentou ligeiro aumento após passagem do efluente pelos sistemas de tratamento, apresentando no ponto de Entrada médias de $15384,59 \pm 3752,28 \mu\text{Eq.L}^{-1}$, no ponto AF $19544,27 \pm 397 \mu\text{Eq.L}^{-1}$ e no ponto LI $21106,13 \pm 1583,07 \mu\text{Eq.L}^{-1}$ (Figura 22). Este fato pode indicar uma maior eficiência na remineralização da matéria orgânica e conseqüentemente maior liberação de carbono inorgânico no sistema afogado.

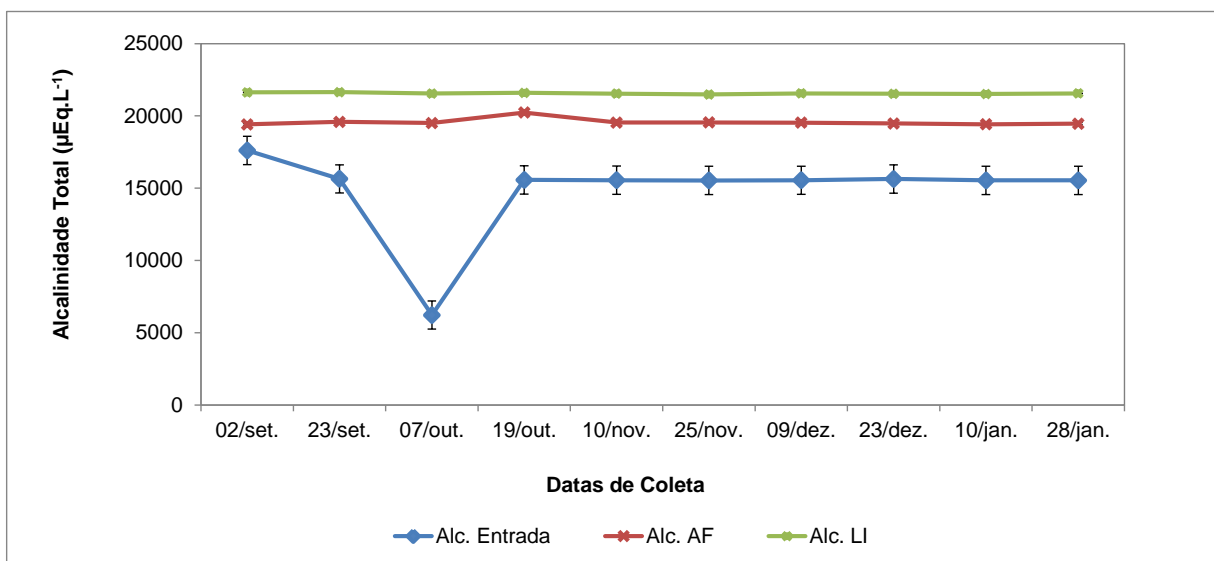


Figura 22: Valores da concentração de alcalinidade total no meio líquido do afluente (Entrada) e dos efluentes (AF e LI) durante o período de realização do ensaio piloto.

As concentrações médias de CO_2 livre na Entrada estiveram entre $471,87 \pm 180,09 \mu\text{mol.L}^{-1}$, no ponto AF $941,11 \pm 198,70 \mu\text{mol.L}^{-1}$ $835,81 \pm 484,42 \mu\text{mol.L}^{-1}$ refletindo a produção de CO_2 em conseqüência da oxidação da glicose, fonte de carbono orgânico utilizada na pesquisa. As concentrações médias de HCO_3^- para o afluente foi de $14521,45 \pm 3747,15 \mu\text{mol.L}^{-1}$, para o ponto AF de $19484 \pm 357 \mu\text{mol.L}^{-1}$ e para o LI de $20991,62 \pm 1619,41 \mu\text{mol.L}^{-1}$ (Figura 23).

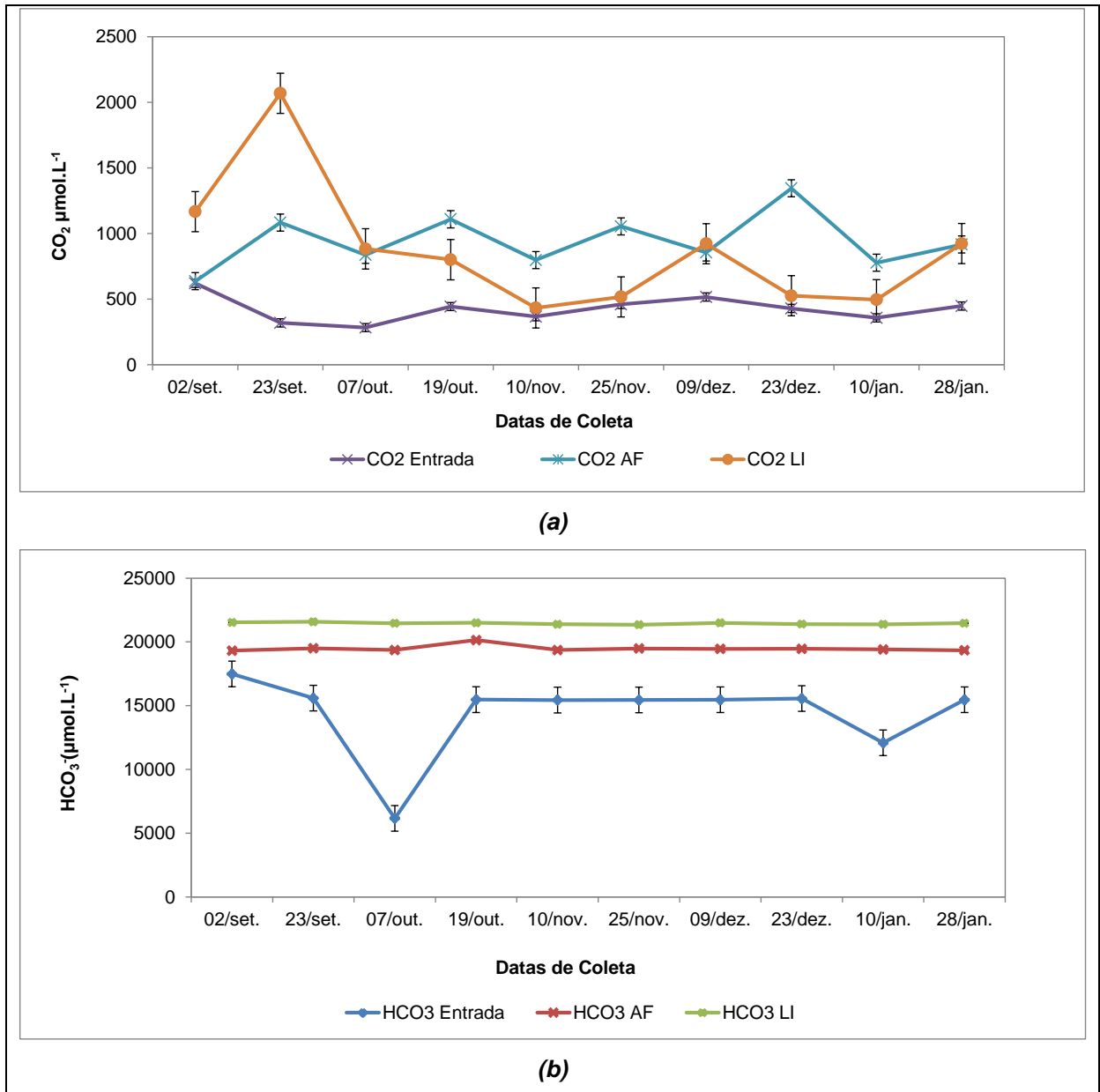


Figura 23. Valores da concentração de (a) CO₂ e (b) HCO₃⁻ no meio líquido do afluente (Entrada) e dos efluentes (AF e LI) durante o período de realização do ensaio piloto.

O fluxo de carbono inorgânico no sistema pode estar relacionado a dissolução de matrizes carbonatadas (rochas e solos), ou atividade biológica como, a fotossíntese, respiração e degradação de carbono orgânico (ESTEVES, 1998). Este último pode ser apontado como uma das formas mais relevantes de introdução de carbono inorgânico no meio líquido em tratamento de efluentes. Estudos conduzidos por King *et. al.* (2003), monitorando os fluxos de carbono em *wetlands* construídas, demonstraram que apenas a mineralização do carbono orgânico pode incrementar de 1500 a 2000 g de C.dia⁻¹ em sistema designado ao tratamento de 510m⁻³.dia⁻¹ de

efluente de mineração. Em estudo conduzido por Dornelas (2008) os efluentes dos sistemas de tratamento por *wetlands* de fluxo horizontal apresentaram aumento de alcalinidade do CaCO_3 em relação a entrada, de $212,4 \text{ mg.L}^{-1}$ para $281,0 \text{ mg.L}^{-1}$, realizando pós-tratamento de esgoto sanitário oriundo de UASB. Neste estudo o autor atribui como possibilidade de elevação da alcalinidade, o fornecimento de componentes químicos como o CaO e MgO pelo meio filtrante, que foi composto de escoria de alto forno.

Santiago (2008), estudando sistemas *wetlands* construídas de fluxo horizontal condominial, em escala real no tratamento de esgotos domésticos, apontou para um decaimento das concentrações de alcalinidade total, com reduções entre 6 a 10%, relacionando principalmente à produção de ácidos orgânicos advindos de processos anaeróbios.

O valor médio de oxigênio dissolvido (OD) obtido durante a realização do experimento na entrada dos sistemas foi de $7,20 \pm 0,83 \text{ mg.L}^{-1}$. Para a saída do sistema afogado (AF), o valor foi de $2,33 \pm 0,33 \text{ mg.L}^{-1}$ e para saída do sistema de fluxo livre (LI) de $7,43 \pm 0,45 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 24). Este fato pode ser justificado em função dos sistemas de fluxo livre terem por característica a reintrodução de oxigênio no meio filtrante pela difusão atmosférica e pela aeração (convecção) durante a aplicação com um efluente com elevados valores de OD, compensando o consumo de oxigênio ocorrido pela oxidação biológica de matéria orgânica ou nitrogenada, tornando este balanço equilibrado (PLATZER, 1999).

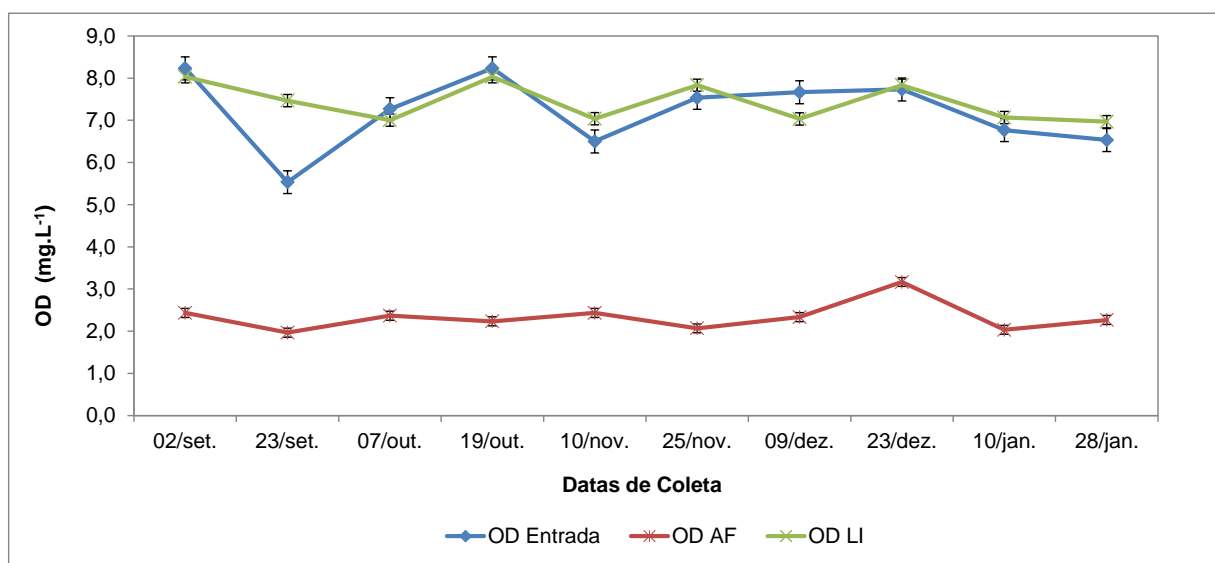


Figura 24: Valores da concentração de OD no meio líquido do afluente (Entrada) e dos efluentes (AF e LI) durante o período de realização do ensaio piloto.

O oxigênio dissolvido no meio líquido é condicionante para as reações de oxidação da matéria carbonácea e nitrogenada nos sistemas de tratamento de esgotos. Durante o processo de estabilização da matéria orgânica, as bactérias utilizam oxigênio como aceptor de elétrons causando o decréscimo em suas concentrações no meio (VON SPERLING, 2005; KADLEC e KNIGHT, 1996).

Estudos conduzidos por Platzer et. al. (2007), adaptando o modelo de dimensionamento de zonas de raízes de fluxo vertical ao clima brasileiro, indicam que a introdução de oxigênio pela convecção e difusão no meio líquido seria de 292,7 a 370,7gO₂.dia⁻¹ para uma área de 4,4m². Zhao et. al. (2010), trabalhando com sistemas pilotos de zonas de raízes de fluxo livre, obtiveram valores médios de O₂ na saída do sistema na ordem de 6,98±1,27mg.L⁻¹, tratando efluente sintético com concentração média de matéria orgânica em termos de DQO de 203,69±3,4127mg.L⁻¹.

Para o ponto AF verificou-se um decréscimo médio de 64±4% nas concentrações chegando a um valor médio de 2,33±0,33 mg.L⁻¹, bastante reduzido se comparado com os valores da entrada e com o efluente do sistema LI. Esta ocorrência pode relacionar-se com a oxidação da matéria orgânica e nitrogenada presente no substrato sintético, e conseqüente consumo do oxigênio dissolvido. As características hidrodinâmicas do sistema de fluxo afogado, não possibilita a este modelo nova introdução de oxigênio ou faz com que a mesma seja muito reduzida, limitada somente a difusão atmosférica ou liberação pelas raízes das macrófitas, desequilibrando o balanço de oxigênio dissolvido no meio.

Mavioso (2010) operando zonas de raízes com TDH = 7dias no tratamento de efluente sintético obteve valor médio de concentração de oxigênio dissolvido no efluente de 1,87±2,17 mg.L⁻¹. Lohmann (2011) pesquisando zonas de raízes modelo Kaick (2002) no tratamento de esgotos também demonstrou baixas concentrações de oxigênio dissolvido na saída do sistema entre 1,02mg.L⁻¹ e 2,44mg.L⁻¹, demonstrando assim a dinâmica anaeróbia de funcionamento deste modelo.

Trang et. al. (2010), estudando *wetlands* construídas de fluxo horizontal, com 1m de profundidade útil (portanto semelhante ao sistema de fluxo afogado estudado)

utilizadas em tratamento de esgoto doméstico, demonstraram baixas concentrações de OD na saída do sistema, apresentando valores entre 1.7 e 2.9 mg.L⁻¹

As concentrações de oxigênio dissolvido no meio líquido, demonstraram ser um dos pontos mais divergentes entre os dois modelos estudados, pois se no sistema LI as concentrações de OD permanecem próximos aos valores de entrada, demonstrando um balanço equilibrado e por consequência um funcionamento aeróbio do sistema, no AF a uma queda drástica nas concentrações de OD de saída, apontando a um funcionamento anaeróbio deste modelo.

Estas características específicas de OD nos sistemas estudados podem definir a microbiota que habita o leito do filtro, sendo a do sistema afogado selecionada pela baixa concentração de OD e no de fluxo livre pela disponibilidade. Consequentemente as velocidades e os microrganismos envolvidos no consumo de e transformação de matéria orgânica e nitrogenada diferem em cada aparato, apontando assim para a necessidade de estudos futuros voltados a identificação destas comunidades.

7.3.2 Nutrientes

Nutrientes como fósforo e nitrogênio são encontrados em elevadas quantidades em águas residuárias domésticas ou industriais, sendo que estes elementos fomentam a produtividade primária em ambientes aquáticos, causando desequilíbrio ambiental (ESTEVEZ, 1998). Em sistemas de tratamento de esgotos a remoção destes poluentes é alcançada através de etapas de tratamento mais avançadas, terciário ou polimento (JORDÃO e PESSÔA, 1995).

7.2.2.1 Nitrogênio

Os valores médios do afluente (Entrada) para o N-NH₄⁺ foram de 3,15±1,45mg.L⁻¹, na saída do sistema afogado 22,92±8,73mg.L⁻¹ e no sistema de fluxo livre 0,98±0,65mg.L⁻¹, conforme demonstra a Figura 25.

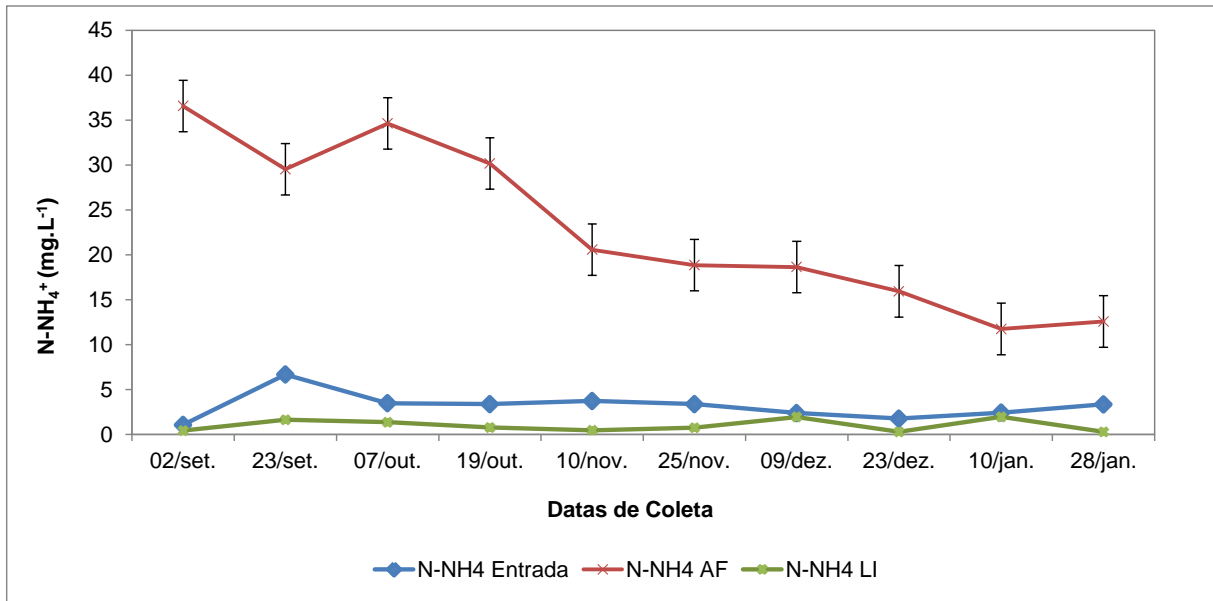


Figura 25: Concentração de N-NH₄⁺ no meio líquido do afluente (Entrada) e dos efluentes (AF e LI), durante o período de realização do ensaio piloto.

Verifica-se, que os valores de concentração de N-NH₄⁺ na saída do sistema de fluxo afogado entre 36,8 e 11,7mg.L⁻¹, são mais elevados que o afluente (Entrada) entre 6,69 e 1,03 mg.L⁻¹ e no efluente do sistema de fluxo livre entre 1,96 e 0,27 mg.L⁻¹. Este fato pode ser atribuído a conversão da uréia, forma orgânica de nitrogênio adicionada no substrato de alimentação dos sistemas, em nitrogênio amoniacal. No sistema de fluxo afogado, esta forma não seria oxidada a nitrato pela limitação exercida pelo oxigênio dissolvido. O oxigênio reintroduzido no lançamento de nova carga de efluente era rapidamente utilizado na quebra das moléculas orgânicas no processo de amonificação, ficando nesta forma em função da ausência de organismos aeróbicos para oxidá-la.

Outro aspecto de possível observação é o decaimento ao longo dos períodos amostrais nas concentrações de N-NH₄⁺, principalmente na saída do sistema AF, onde era mais abundante. Este cenário pode ser relacionado ao crescimento e consumo de N-NH₄⁺ pelas macrófitas cultivadas revelando um amadurecimento do sistema e aumento da eficiência com o passar do tempo. Trang *et. al.* (2010), relata eficiência de até 69±13% na remoção de amônia em sistemas de *wetlands* construídos indicando como principal processo, a assimilação pelas plantas.

Os valores de N-NO₃ oscilaram entre 13,8 32,7 mg.L⁻¹ no sistema de fluxo livre e entre 2,9 e 2,2 mg.L⁻¹ no afluente. As maiores concentrações médias de N-NO₃ ocorreram na saída do sistema de fluxo livre 20,72±4,59 mg.L⁻¹, seguido pela

entrada dos sistemas $2,69 \pm 0,17 \text{ mg.L}^{-1}$ e na saída do sistema afogado as leituras foram nulas em todas as coletas (Figura 26). A elevação dos valores de nitrato no sistema de fluxo livre deixa claro que o nitrogênio orgânico da entrada do sistema rapidamente é degradado e convertido à forma inorgânica. Tal situação pode estar relacionada à conversão da amônia a nitrato pelo processo de nitrificação, característico dos sistemas de zonas de raízes com fluxo livre, como apontado por (KADLEC e KNIGHT (1996)).

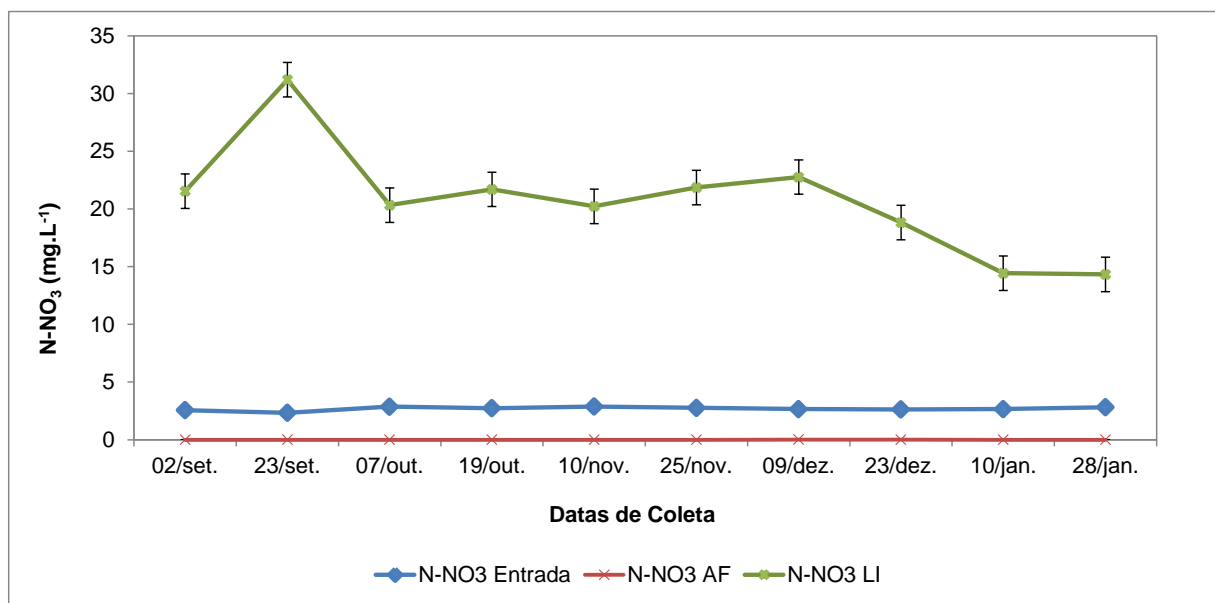


Figura 26: Valores da concentração de N-NO₃ no meio líquido do aflente (Entrada) e dos efluentes (AF e LI), durante o período de realização do ensaio piloto.

Estudos conduzidos por Zurita *et. al.* (2009), utilizando zonas de raízes para o tratamento de esgotos domésticos demonstraram eficiências negativas na remoção de N-NO₃ no efluente, $-10,5 \pm 6,7\%$, comprovando que houve uma produção desta forma de nitrogênio no efluente. Todavia, é possível observar no presente estudo, um decaimento nas concentrações de N-NO₃ no efluente LI, podendo estar relacionado com assimilação deste composto pelas plantas cultivadas no sistema.

A concentração média de Nitrogênio Total Kjeldahl no aflente (Entrada) foi de $56 \pm 1,43 \text{ mg.L}^{-1}$, na saída do sistema afogado (AF) de $24,66 \pm 10,18 \text{ mg.L}^{-1}$ e na saída do sistema de fluxo livre (LI) de $23,97 \pm 654 \text{ mg.L}^{-1}$, conforme apresentado no gráfico da Figura 27.

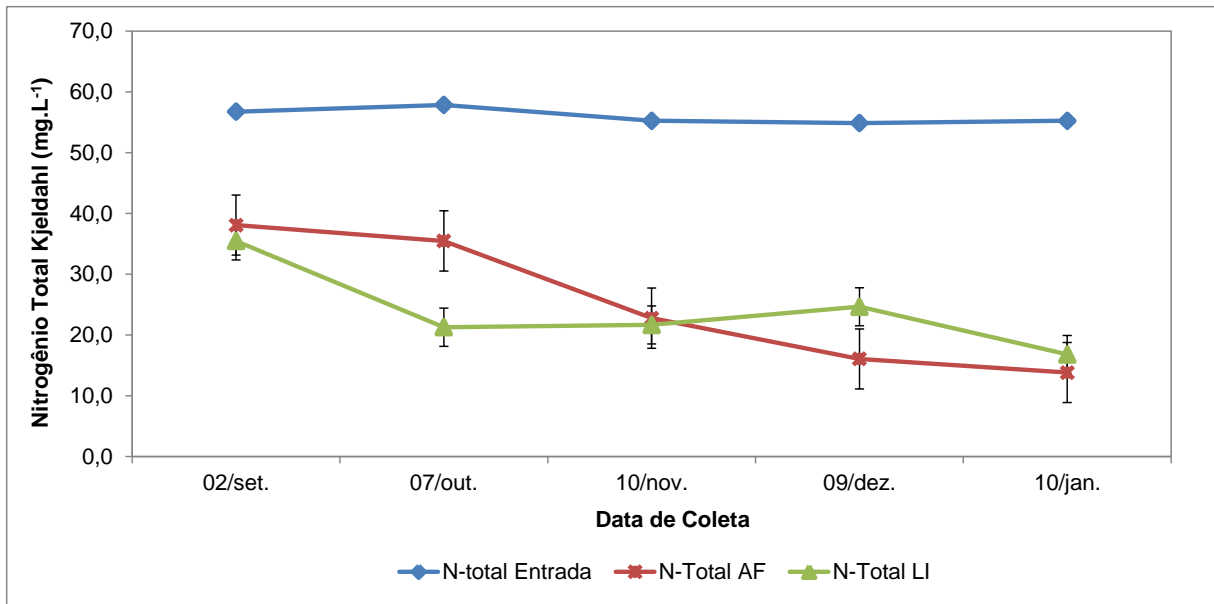


Figura 27: Valores da concentração de Nitrogênio Total Kjeldahl (média e desvio padrão) no meio líquido do afluente (Entrada) e dos efluentes (AF e LI), durante o período de realização do ensaio piloto.

O nitrogênio é um dos principais nutrientes constituintes dos efluentes domésticos e industriais, também considerado chave no ciclo biogeoquímico. As principais formas encontradas deste elemento são: Nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), Nitrogênio Orgânico, ou em termos de nitrogênio total que engloba todas as formas (orgânicas e inorgânicas) (KADLEC e KNIGHT, 1996; PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

As concentrações NTK afluente (Entrada) apresentaram valores médios de $56 \pm 1,43 \text{ mg.L}^{-1}$. Os efluentes dos sistemas estudados apresentaram significativo decaimento em suas concentrações de nitrogênio total se comparados a entrada que no primeiro mês apresentaram os valores máximos de 38 e 35 mg.L^{-1} para o efluente AF e LI respectivamente, chegando a 13 mg.L^{-1} na saída do sistema afogado e 16 mg.L^{-1} na saída do sistema de fluxo livre no último mês de acompanhamento.

As eficiências médias de remoção de nitrogênio total foram de $55 \pm 17\%$ para o sistema afogado (AF) e $57 \pm 11\%$ para o sistema de fluxo livre, durante todo o período de amostragem (Figura 28).

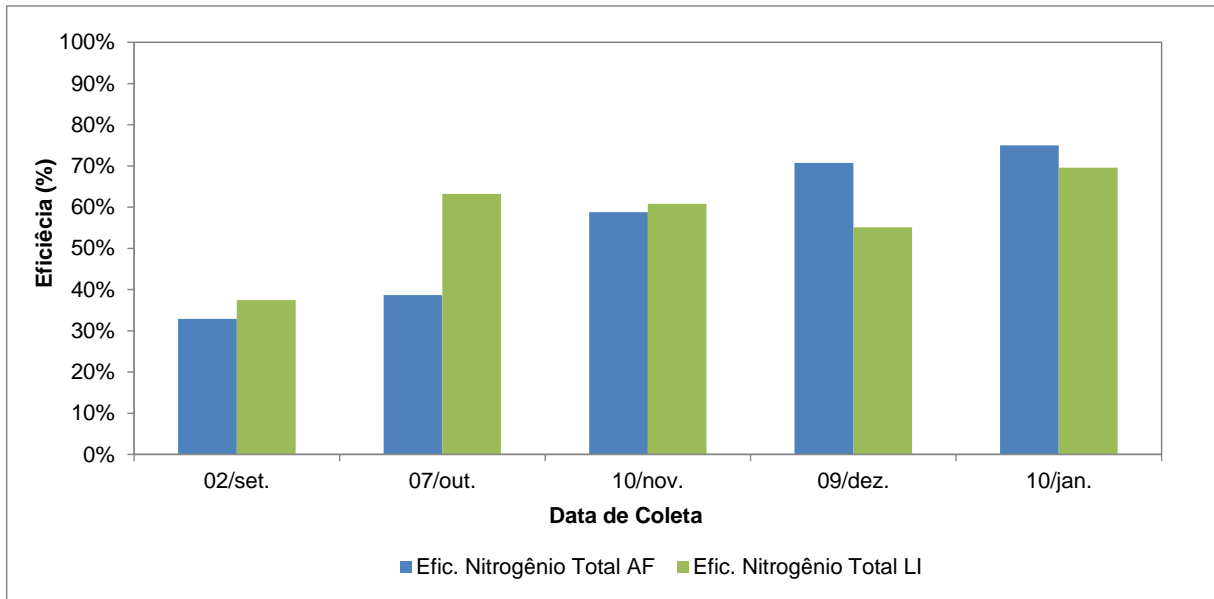


Figura 28. Gráfico da eficiência na remoção de nitrogênio total nos sistemas trabalhados durante o período de realização do ensaio piloto.

As eficiências de remoção de nitrogênio são apresentadas desde o primeiro mês de operação iniciando com 33% no ponto AF e 37% no ponto LI, verificando uma maior eficiência no sistema de fluxo livre, todavia, a partir do mês de dezembro, o sistema de fluxo afogado começa a apresentar maiores eficiências chegando 71% no AF e 55% no LI. Assim, sistema de fluxo livre, demonstra-se estável, indicando que sua faixa de remoção seria aproximadamente a mesma ao longo do período. Em contrapartida, o sistema de fluxo afogado apresentou um aumento na remoção de NTK até o ultimo mês de operação, indicando a possibilidade de eficiências ainda maiores se o sistema fosse operado por um período de tempo ainda mais elevado.

Este aumento na eficiência pode ser atribuído ao crescimento e assimilação do nitrogênio pelas plantas, que no sistema afogado apresentaram crescimento mais vigoroso. Também observou-se que houve um crescimento contínuo nas eficiências durante a operação dos experimentos, demonstrando a assimilação de nitrogênio pelas plantas e microrganismos.

Keffala e Ghrabi (2005) descrevem no estudo onde compararam as eficiências na remoção de nitrogênio e sistemas de tratamento de esgotos domésticos por zonas de raízes plantadas e não plantadas, sendo que a primeira obteve 26% de remoção e a última apenas 9%, indicando o efeito positivo das macrófitas no sistema, tanto pela assimilação de formas nitrogenadas, quanto pela comunidade microbiana aderida a rizosfera.

Os valores de remoção de nitrogênio total obtidos no presente estudo foram substancialmente mais elevados que os estudos realizados por ZOU *et. al.* (2012) onde a eficiência variou entre 15 e 37% e Zanela (2008) com valores médios de $62,3 \pm 3,2\%$, ambos tratando esgoto doméstico.

O nitrogênio orgânico que aporta os sistemas de *wetlands* construídos, assim como nos ecossistemas aquáticos, podem ser amonificados, e convertidos a nitrogênio amoniacal, e em seguida nitrificados onde o nitrogênio amoniacal é oxidado ao nitrato. Outro fenômeno de possível ocorrência é a amonificação do nitrato em ambiente anóxico (ESTEVES, 1998; KADLEC e KNIGHT, 1996). A conversão da amônia a nitrato é mediada por microrganismos no gênero *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* que necessitam do oxigênio como acceptor de elétrons para sua atividade, logo este processo só ocorre em meio aeróbio (WONG *et. al.* 2003).

Em comparação realizada entre as formas de entrada e conversão do nitrogênio em cada sistema, evidenciou-se a remoção incompleta deste nutriente, seja no sistema afogado onde houve o acúmulo de $N-NH_4^+$ ou no sistema livre houve o aumento de $N-NO_3$ (Figura 29).

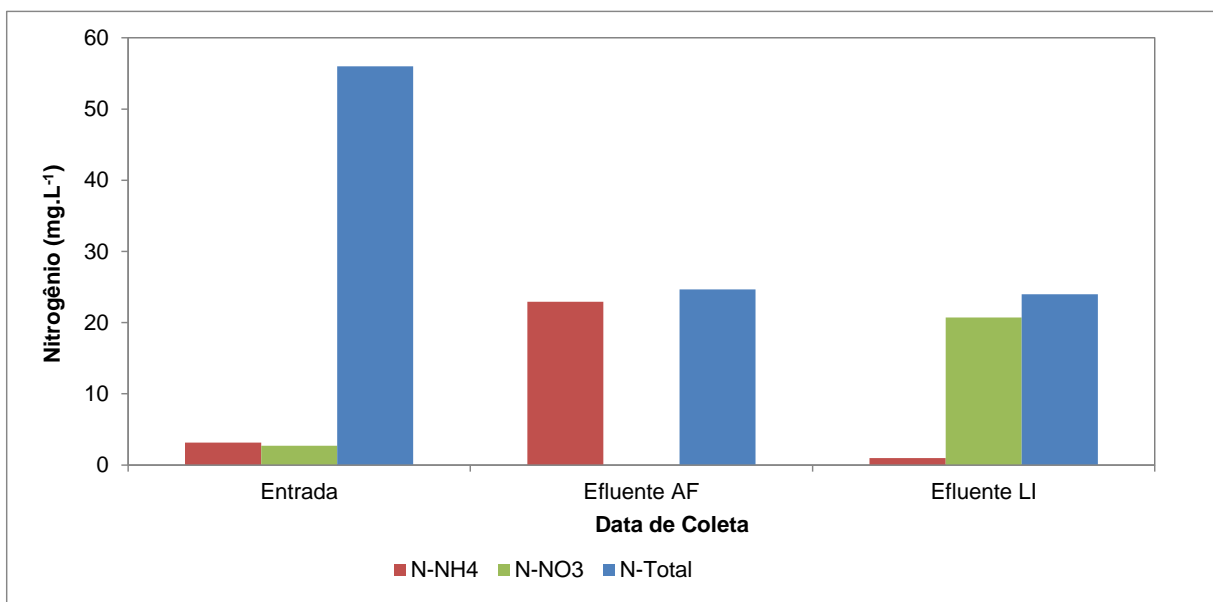


Figura 29. Gráfico com médias de concentração de $N-H_4^+$, $N-NO_3$, e N-Total na entrada e nas saídas de cada sistema durante todo experimento.

Observando as diferentes formas de nitrogênio nos diferentes pontos de coleta destaca-se os efluentes AF e LI, o primeiro apesar de eficiente em termos de remoção de N-Total, apresenta um residual sob a forma de $N-NH_4^+$, no sistema de fluxo livre evidencia-se a formação de $N-NO_3$. Estas formas nitrogenadas de saída possuem forte relação à condição de operação de cada aparato, no AF tem-se um TDH=3dias e baixa concentração de oxigênio, o que reduz a possibilidade da amônia ser oxidada a nitrato, todavia o TDH possibilita maior contato entre o líquido e o sistema radicular das macrófitas, que por sua vez viabiliza maior assimilação de $N-NH_4^+$. No sistema de fluxo livre, apesar de reduzido tempo de TDH (se comparado ao AF), há maior entrada de oxigênio no líquido durante o escoamento pelo meio filtrante, fazendo com que a amônia seja rapidamente oxidada a nitrato, que também pode ser assimilado pelas macrófitas, todavia em taxas menores, pois o tempo de contato do líquido com as raízes das macrófitas é reduzido. Assim, apesar de cada sistema apresentar elevada remoção de N-total, esta não ocorre por completo deixando formas residuais e demandando um pós-tratamento específico para cada aparato a ser determinado por estudos futuros.

7.2.2.2 Fósforo

O fósforo é um importante macronutriente essencial ao crescimento dos vegetais e microrganismos. Nas águas residuárias, as principais fontes de fósforo são as excretas humanas, detergentes e outros produtos sintéticos, que podem ser encontradas tanto na forma orgânica (proteínas, lipídios e aminoácidos) quanto na forma inorgânica (ortofosfatos e polifosfatos) (ESTEVES, 1998; VON SPERLING, 2005).

O valor médio no ponto de Entrada de $P-PO_4^{3-}$ foi de $55,53 \pm 2,39 \text{ mg.L}^{-1}$, enquanto na saída do sistema afogado foi de $29,64 \pm 5,6 \text{ mg.L}^{-1}$ e no de fluxo livre foi de $32,58 \pm 4,12 \text{ mg.L}^{-1}$, conforme apresentado na Figura 30.

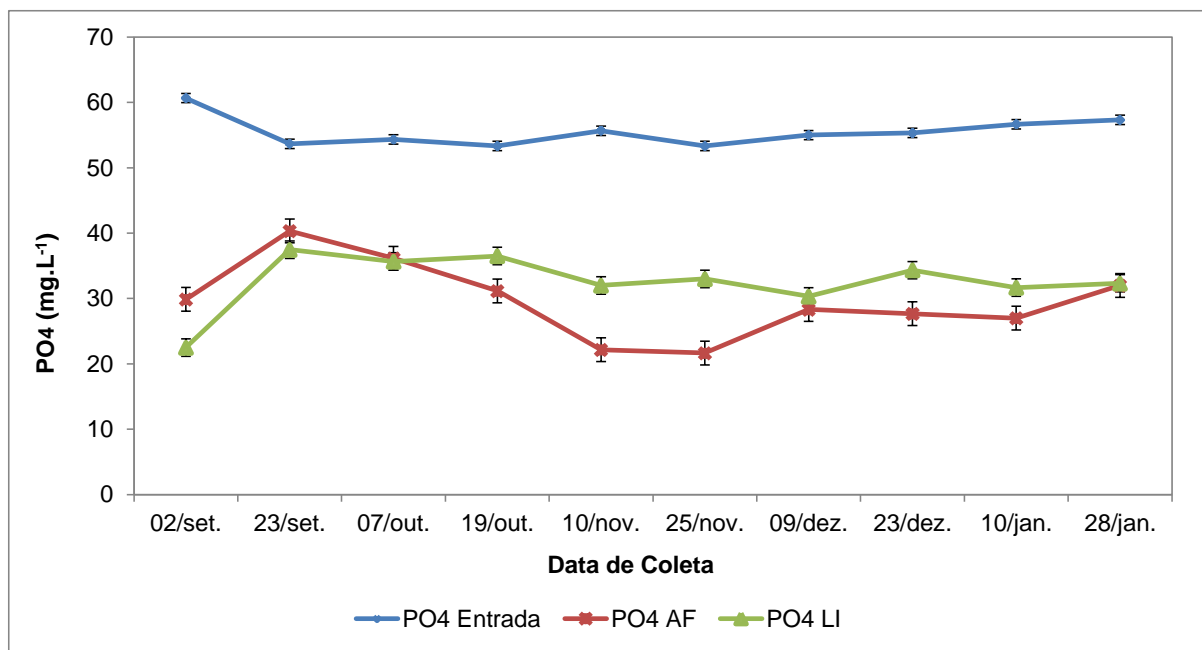


Figura 30: Valores das concentrações de Entrada e saída (AF e LI) de P-PO₄⁻³ durante o período de realização do ensaio piloto.

Verificou-se um decaimento, em todas as coletas, nas concentrações de saída de saída de P-PO₄⁻³. Kadlec e Knight (1996) descrevem que nos sistemas de tratamento de *wetlands* construídas, a remoção de fósforo de águas residuárias se dá pela adsorção no meio suporte, precipitação e assimilação pelas plantas e microrganismos.

Observa-se que na primeira coleta ocorre uma redução acentuada nas concentrações de ortofosfato de saída nos dois sistemas, que pode estar relacionado à incorporação pela microbiota e principalmente adsorção ao meio suporte e precipitação, pois neste período as plantas apresentavam dimensões reduzidas e provavelmente reduzidas taxas de assimilação. Ensaio conduzido por Sezerino (2006) obteve a capacidade de adsorção de 32,4gPO₄.m⁻³ de areia, considerado pelo autor como meio suporte com baixa capacidade de adsorção.

As eficiências de remoção de PO₄ estiveram entre 22% e 61% para o efluente AF e entre 28% e 63% para o fluente LI. As médias de remoção ficaram em 46±11% para o efluente do sistema afogado e 41±9% no de fluxo livre (Figura 31).

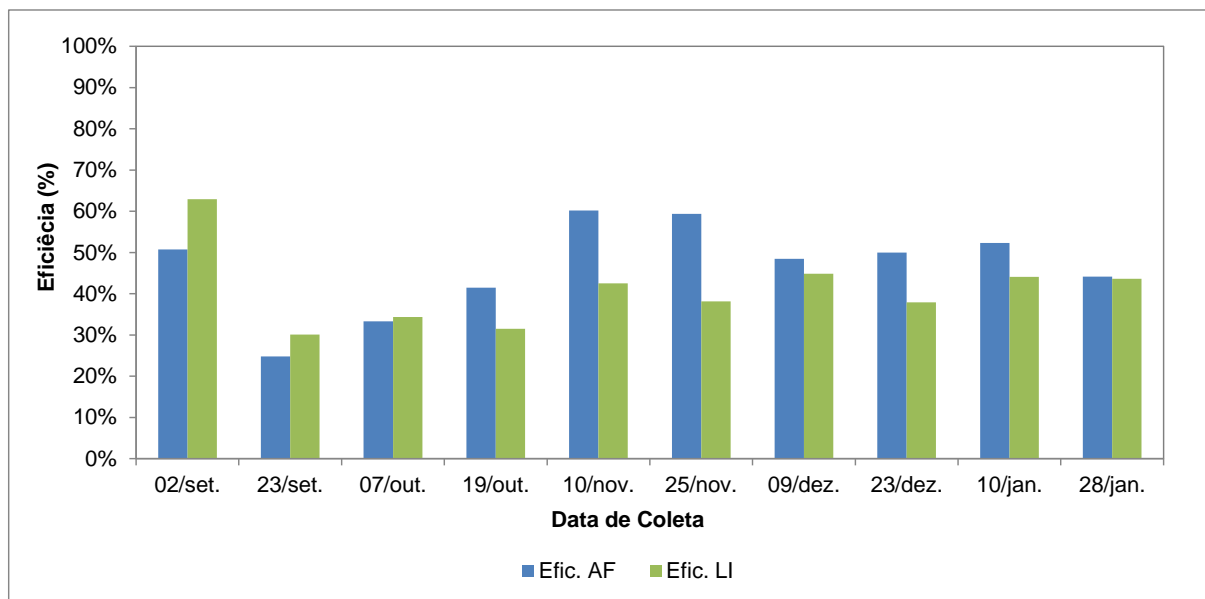


Figura 31: Eficiência na remoção de $P-PO_4^{3-}$ nos sistemas de tratamento durante o período de realização do ensaio piloto.

As maiores eficiências obtidas para o aparato AF foram demonstradas no mês de novembro, sendo respectivamente 60 e 59% de remoção de ortofosfato. Para o aparato LI, a maior eficiência se apresentou no primeiro mês 63%, todavia apenas no mês de dezembro a eficiência atingiu valores próximos a 45%. Em pesquisa desenvolvida por Zanela (2008), o valor médio de eficiência na remoção de fósforo total foi de 27,7% para um sistema tratando esgoto doméstico cultivado com papiro (*Cyperus* sp.). Este mesmo estudo demonstra que a presença da macrófita no sistema de tratamento eleva a eficiência em até 12 pontos percentuais, se comparados a filtros não plantados de controle.

Kantawanichkul *et. al.* (2009), verificando o desempenho de sistemas de zonas de raízes cultivados com plantas do gênero *Typha* e *Cyperus*, demonstraram a maior atividade destes frente aos sistemas não plantados de controle, nos sistemas cultivados com *Typha* a remoção de fósforo total foi de $0,96 \pm 0,09 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, para os cultivos de *Cyperus* $0,64 \pm 0,08 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e para os não plantados $0,48 \pm 0,07 \text{ g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. Piedade (2010) estudando a dinâmica de fósforo em leitos cultivados com plantas do gênero *Typha*, tratando esgoto doméstico, obteve valores médios de remoção de fósforo total de até 41,9%, valores superiores aos apresentados nos leitos não cultivados (controle) entre 1,9 e 30,9% de remoção. Para tanto a mesma autora recomenda a poda das plantas cultivadas no sistema, para que a remoção de fósforo seja contínua através da assimilação, e não haja

reintrodução deste elemento através da decomposição da biomassa oriunda das plantas após sua senescência.

Santiago (2008) estudando sistemas de *wetlands* de fluxo horizontal no tratamento de esgotos domésticos em escala real apresentou eficiências médias na remoção fosforo total entre $13\pm 7\%$ e $18\pm 13\%$, operando com TDH=1,18 dias, portanto inferior ao utilizado nesta pesquisa, o que pode representar menor tempo de contato entre o líquido e microbiota/plantas para assimilação deste componente.

7.3.3 Matéria Orgânica (DQO)

Cabe ressaltar que a fonte de carbono utilizada no efluente sintético desta pesquisa foi a glicose, considerada matéria orgânica lábil, facilmente degradável, de baixa complexidade molecular, se comparada com gorduras e proteínas encontradas em esgotos domésticos ou industriais.

As concentrações de DQO nos sistemas estudados apresentaram médias de $300,93\pm 4,65$ mg.L⁻¹ na afluyente (Entrada), de $15,18\pm 18,10$ mg.L⁻¹ de saída no ponto AF e $7,43\pm 4,0,45$ mg.L⁻¹ no sistema LI (Figura 32).

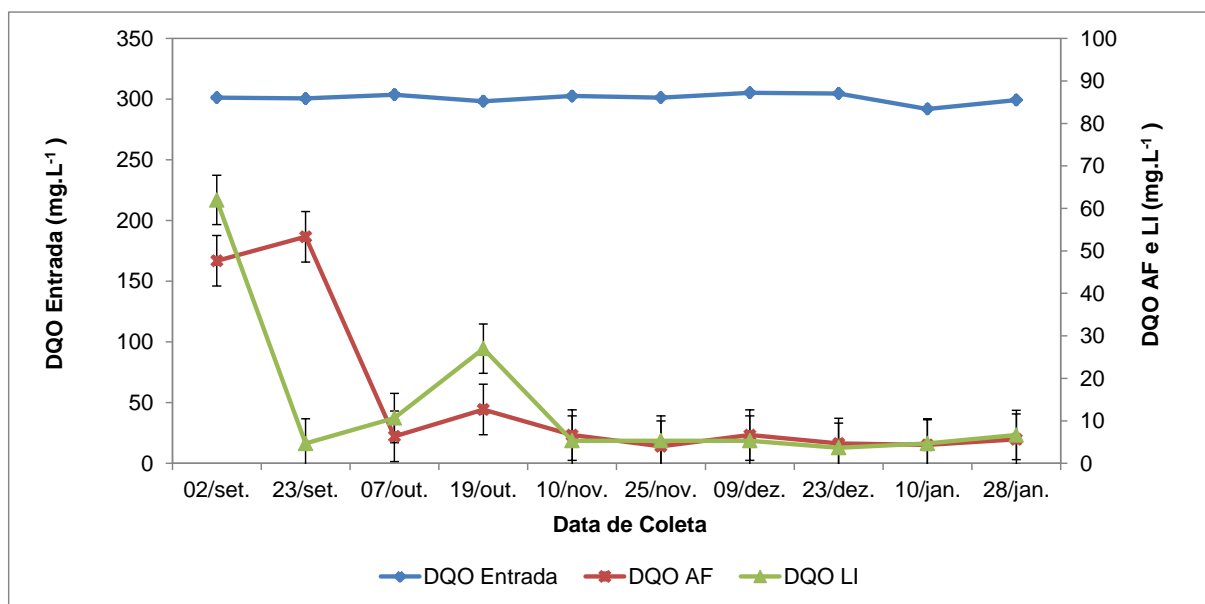


Figura 32: Valores de DQO no meio líquido do afluyente (Entrada) e dos efluentes (AF e LI) durante o período de realização do ensaio piloto.

Os valores médios de saída dos sistemas de tratamento no primeiro mês foram da ordem de 47, $67\pm 2,5$ mg.L⁻¹ para o AF e de $62\pm 2,65$ mg.L⁻¹ para o efluente

LI, demonstrando intensa atividade biológica do sistema. Nos meses subsequentes, as concentrações de saída de ambos os sistemas caíram para níveis próximos a 5 mg.L⁻¹, demonstrado maior maturidade da comunidade biológica estabelecida no meio filtrante. Este fato também está relacionado com o melhor desenvolvimento das plantas cultivadas no sistema que propiciam nichos para comunidade microbiológica em seu sistema radicular.

Yang *et. al.* (2007) utilizando sistemas pilotos de zonas de raízes com profundidade de 0,7m no tratamento de esgoto doméstico, obtiveram valores superiores de remoção de DQO em sistemas cultivados com *Canna indica*. L, quando comparados a controles não plantados. Os valores médios obtidos por esses autores foram de 82.31±18.15%, acima dos 74.03±21.10% encontrado nos sistema não plantado.

As eficiências médias de remoção de DQO no presente estudo para o efluente AF foram de 95±6% e para o LI de 96±6% (Figura 33). Observou-se que as menores eficiências se apresentam nos primeiros meses de estudo. A partir do mês de novembro os sistemas se estabilizaram e os valores da eficiência foram mais elevadas, entre 91 e 99% de remoção de DQO. A comunidade microbiana diversificada nos sistemas de zonas de raízes e aderida às raízes das macrófitas e ao meio filtrante podem melhorar a eficiência da degradação de matéria orgânica.

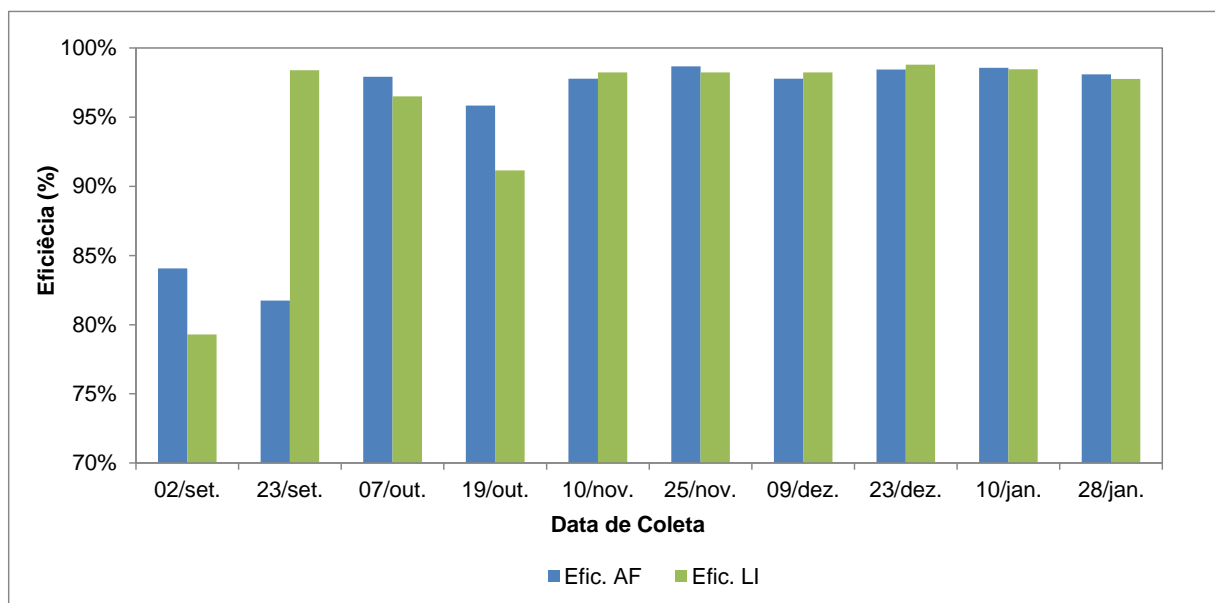


Figura 33: Valores da eficiência na remoção de DQO nos sistemas trabalhados durante o período de realização do ensaio piloto.

Mavioso (2010) tratando efluente sintético, obteve remoção de 72,6% de DQO em leitos cultivados com *Phragmites australis*, utilizando uma DQO de entrada de 411 mg.L⁻¹ tendo como fonte de carbono amido de milho, leite em pó e acetato de sódio e, portanto, “mais complexa” se comparada a glicose utilizada nesta pesquisa. Kantawanichkul *et. al.* (2009), demonstrou que zonas de raízes de fluxo livre podem remover até 17,8 g.m⁻².dia⁻¹ de DQO operando no tratamento de esgotos sintéticos.

Santos (2009) aplicando sistemas de zonas de raízes de fluxo livre cultivadas com *Typha spp.* no pós tratamento de esgoto doméstico oriundo de sistemas de lodo ativado, indicou uma redução 123,7±105,6 mg.L⁻¹ de DQO para 45,5 ± 32,9 mg.L⁻¹ no efluente, demonstrando a eficiência destes modelos na remoção de matéria orgânica mais complexa.

Com vistas as eficiências na remoção de matéria orgânica e nutrientes os sistemas estudados apresentaram desempenho bastante favorável, indicando assim a potencialidade de aplicação em escala real, seja para observação do comportamento frente a tais aspectos, ou pelo comprovado desempenho indicado nesta pesquisa, apresentando-se como uma possibilidade de baixo custo de implantação/operação e elevada eficiência na remoção de poluentes.

Outro fator favorável apontado nesta pesquisa é a beleza paisagística da tecnologia e das plantas utilizadas, sua aplicação em escala real pode estar atrelada a ornamentação e integração com a paisagem local, possibilitando a existência de uma espécie de jardim funcional para adequação de efluentes.

8 CONCLUSÕES

No estudo apresentado foram construídos dois sistemas pilotos de tratamento de efluentes por zonas de raízes, sendo um com fluxo hidráulico afogado e outro com fluxo hidráulico livre.

O acompanhamento através de parâmetros físico-químicos de entrada e saída dos sistemas demonstrou estabilidade no pH variando entre 7,09 e 7,99 na entrada, 7,55 e 7,79 no ponto AF e 8,06 e 7,42 no ponto LI, e peculiaridades de cada aparato, como a concentração de O_2 dissolvido que na Entrada dos sistemas foi de $7,20 \pm 0,83 \text{ mg.L}^{-1}$, para a saída do sistema afogado (AF) foi de $2,33 \pm 0,33 \text{ mg.L}^{-1}$ e para saída do sistema de fluxo livre (LI) de $7,43 \pm 0,45 \text{ mg.L}^{-1}$, estando este decaimento nas concentrações do ponto AF relacionadas a decomposição de matéria orgânica e nitrogenada, sem que houvesse a reintrodução O_2 pela convecção como ocorre nos sistemas de fluxo livre.

Esta variação do OD, demonstrou que o sistema afogado opera sob condições de anaerobiose, não podendo, portanto ser usada a formula convencional de dimensionamento de zonas de raízes de fluxo livre indicada por Platzer (1999), onde estima-se a área do aparato em virtude da demanda de oxigênio para degradação de matéria orgânica e nitrogênio, considerando os processos de adição de O_2 ocorrentes neste modelo.

Os efluentes dos dois aparatos apresentaram ligeira produção de alcalinidade total, se comparados a entrada, fato relacionado a mineralização do carbono orgânico nos processos de degradação, auxiliando no tamponamento do sistema e consequente estabilidade do pH.

As series nitrogenadas foram onde os sistemas apresentaram maiores discrepâncias, pois afluente aplicado tinha baixa concentração de $N-NH_4^+$ e $N-NO_3$ respectivamente valores médios de $3,15 \pm 1,45 \text{ mg.L}^{-1}$ e $2,69 \pm 0,17 \text{ mg.L}^{-1}$ e elevada concentração de nitrogênio total Kjeldahl $56 \pm 1,43 \text{ mg.L}^{-1}$. Após a passagem pelo sistema afogado foram evidenciadas maiores concentrações de $N-NH_4^+$ média de $22,92 \pm 8,73 \text{ mg.L}^{-1}$, nulas de $N-NO_3$ e uma redução no nitrogênio total para media de $24,66 \pm 10,18 \text{ mg.L}^{-1}$. No sistema de fluxo livre, as concentrações médias de $N-NH_4^+$ foram menores que a entrada $0,98 \pm 0,65 \text{ mg.L}^{-1}$, todavia houve um aumento da concentrações medias de $N-NO_3$ $20,72 \pm 4,59 \text{ mg.L}^{-1}$, o nitrogênio total decaiu se comparado a entrada $23,97 \pm 6,54 \text{ mg.L}^{-1}$.

As formas de nitrogênio encontradas na saída de cada sistema, excesso de N-NH_4^+ no AF e N-NO_3 no LI, indicam que no primeiro não há oxigênio dissolvido para oxidação da amônia, e no segundo falta a fase anaeróbia para que o nitrato possa ser convertido a N_2 e assim removido por completo no sistema.

Em termos gerais os dois sistemas apresentaram elevada remoção de nitrogênio total, $55\pm 17\%$ para o sistema afogado e $57\pm 11\%$ para o de fluxo livre. A remoção de PO_4 esteve entre 22% e 61% para o efluente AF e entre 28% e 63% para o fluente LI.

O parâmetro que apresentou maior eficiência em ambos os modelos foi o DQO, no AF de $95\pm 6\%$ e no LI de $96\pm 6\%$. Cabe ressaltar que a fonte de carbono orgânico no substrato utilizado foi a glicose, este composto possui menor complexidade molecular, que as proteínas e lipídios presentes nos esgotos domésticos e industriais, portanto com maior facilidade de degradação.

As plantas cultivadas no sistema afogado apresentaram melhor desenvolvimento e maior crescimento se comparadas as do sistema de fluxo livre, foram de $0,65\pm 0,19\text{m}$ para AF e de $0,33\pm 0,10\text{m}$ LI. Fato que pode relacionar-se a maior disponibilidade de água e nutrientes propiciado pelo sistema AF, devido ao maior tempo de detenção hidráulica.

O uso de espécie em *c. x generalis* em sistemas de zonas de raízes de fluxo livre requer novas pesquisas, em que as plantas sejam o objeto de estudo minucioso, com diferentes taxas de aplicação de efluente, mais aplicações ao dia, diferentes meio suporte e maior tempo de acompanhamento, pois a mesma pode apresentar um crescimento mais lento sob as condições de operação aqui aplicadas.

9 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Os dois modelos de zonas de raízes estudados apresentaram algumas divergências frente ao modo de operação, que podem ser melhor evidenciadas na realização de estudos futuros sobre o tema.

O sistema de zona de raízes de fluxo livre possui dimensionamento embasado no balanço de oxigênio, relacionando as entradas durante aplicação com o consumo pela degradação de matéria orgânica e nitrogenada, este sistema foi elaborado e possui sucesso na aplicação, pois o modelo opera sob condições aeróbias, todavia, o sistema de fluxo afogado demonstrou durante a pesquisa comportamento anaeróbio não sendo possível a utilização do mesmo método de dimensionamento, para tanto recomenda-se a realização de novos estudos com este enfoque.

Outro fator evidenciado foi que apesar de eficientes na remoção de nitrogênio total os sistemas apresentaram formas de nitrogênio como NH_4^+ e NO_3 em elevadas elevadas concentrações de saída, para sanar tal aspecto recomenda-se a realização de teste com etapas de pós-tratamento ao efluente das zonas de raízes, podendo até empregar um sistema de fluxo livre na sequência de um sistema de fluxo afogado.

Recomenda-se ainda para estudos futuros, a alteração das cargas hidráulicas, orgânicas e nitrogenadas aplicadas para verificação do comportamento dos dois sistemas frente as diferenças de operação. Também a utilização de fonte de carbono orgânico mais complexo no substrato sintético ou situações reais como esgotos doméstico ou industrial.

No viés microbiológico, aponta-se a necessidade de identificação e monitoramento das comunidades que habitam os sistemas estudados visto as diferenças de funcionamento de cada aparato, tais estudos auxiliariam a compreensão e até melhoria na técnica já empregada.

REFERÊNCIAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1997). **Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos. NBR 7229**. Rio de Janeiro: ABNT, 15p.
- ALEXANDROS, I. STEFANAKIS, V. A. TSIHRIINTZIS. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**. Vol. 181-182. p.416-430. 2012.
- ALMEIDA, A. R. et al. Eficiência de Espécies Vegetais na Purificação de Esgoto Sanitário. **Revista Pesq. Agro. Trop**. Vol. 37. n1. Goiania, 2007, 12p.
- ARMSTRONG, W., COUSINS, D. ARMSTRONG, J. TURNER, D. W. BECKETT, P.M. Oxygen Distribution in Wetland Plant Roots and Permeability Barriers to Gas-exchange with the Rhizosphere: a Microelectrode and Modeling Study with *Phragmites australis*. **Annals of Botany Company**. Vol. 86. 687-703p. Oxford, 2000.
- AWWA, APHA, IWA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20^a ed., Washington D.C. 1998.
- BARROS, R. T. CHERNICHARO, C. L, HELLER, L.; SPERLING, M. CASTRO, A. COSTA, A.M.L.M. MOLLER, L.M. CASSEB. M.M.S. **Manual de Saneamento e Proteção Ambiental para os Municípios**. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 1995. 221 p.
- BEZBARUAH, A, N. ZHANG, T.C. Quantification of Oxygen Release by Bulrush (*Scirpus validus*) Roots in a Constructed Treatment Wetland. **Wiley Interscience: biotechnology and bioengineering**, Vol. 89. n3. 2005
- BITTON, G. **Wastewater Microbiology**. 3^a ed. John Wiley & Sons, Inc. Hoboken,, 2005. 765p.
- BORBA, A. L. B. **Dimensionamento e Implantação de Filtros com Zona De Raízes (Wetlands Construídos) de Fluxo Subsuperficial Vertical para o Tratamento de Esgoto Doméstico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) UTFPR. Curitiba. 2012. 191p.
- BRIX, H. Treatment of Wastewater in the Rhizosphere of Wetland Plants –The Root-Zone Method. **Water. Science and. Technology**. Vol. 19. p.107-118. 1987.

BRIX, H. Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands? **Water. Science and. Technology**. Vol. 35. n5. p11-17.1997.

BRIX, H.; SCHIERUP, H. H. The Use of Aquatic Macrophytes in Water-pollution Control. **Ambio**, Stockholm, v. 18, p. 100-107, 1989.

BRIX, H. KOOTTATEP, T. FRYD, O. LAUGESSEN, C. The flower and the butterfly constructed wetland system at Koh Phi Phi—System design and lessons learned during implementation and operation. **Ecological Engineering**. vol. 37. p. 29-735. 2010.

CARMOUZE, J.P. O Metabolismo dos Ecossistemas Aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análise química, São Paulo: Edgard Blücher: Fapesp, 1994. 253p.

CLOETE, T. E. EHLERS, M. M. HEERDEN, J. ATKINSON, B. **The microbiology of Phosphorus Removal in Activated Sludge**. In: MARA, D. HORAN, N. (coord.) The Handbook of Water and Wastewater Microbiology. Elsevier. 2003. 373-387p.

COSTA, S. M. S. P. **Avaliação do Potencial de Plantas Nativas do Brasil no Tratamento de Esgoto Doméstico e Efluentes Industriais em “Wetlands” Construídos**. 2004. 119p. Tese (Doutorado em Engenharia Química)-Faculdade de Engenharia Química. Campinas, UNICAMP, 2004

CUI, L. *et al.* Removal of nutrients from wastewater with *Canna indica* L. under different vertical-flow constructed wetland conditions. **Ecological Engineering** v. 36. p1083–1088. 2010.

DEL NERY, V. **Utilização de lodo anaeróbio imobilizado em gel no estudo de partida de reatores de fluxo ascendente com manta de lodo**. 1987. 187p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento). EESC/USP. São Carlos, 1987.

DEWNER, S. *et al.* Respostas Anatômicas de Plantas de Erva-de-Bicho (*Polygonum punctatum* Elliot) Submetidas ao Alagamento. **Revista Brasileira de Biociências**. Porto Alegre, v. 5, p. 120-122, jul. 2007

DORNELAS, F. L. **Avaliação do Desempenho de Wetlands Horizontais Subsuperficiais como Pós Tratamento de Efluentes de Reatores UASB**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). UFMG. Belo Horizonte, 2008.

ESTEVEES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ªed. Editora Interciencia. Rio de Janeiro, 1998.

FREIRE, F. B. **Tratamento Anaeróbio de Efluente Contendo Pentaclorofenol em Reator de Leito Fluidificado**. 2005. 215p. Tese (Doutorado Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento) EESC/USP. São Carlos. 2005

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – FUNASA. **Manual de Saneamento**. Brasília: **Fundação Nacional de Saúde**. 3 ed. 2006. 408p.

GARBOSSA, L. H. P. **Desenvolvimento e Avaliação de Sistemas de Leito Fixo – Reator Misto Radial e Seguido de Reator Anóxico Horizontal – para Remoção de Matéria Orgânica e Nitrogênio de Esgoto Sanitário**. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) Escola de Engenharia de São Carlos, USP, 2003. 100p.

GENEVIÈVE, C. M. HAMISH, D. C. WILLIAM, T. D. Models of aquatic plant productivity: a review of the factors that influence growth. **Aquatic Botany**.v59. p195-215. 1997.

HAMMER, D. A. e BASTIAN, R. K. **Wetlands Ecosystems: Natural Water Purifiers?** *In*: Hammer, D. A. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment Municipal, Industrial and Agricultural*. Lewis Publisher. 1989. p. 5-19.

HENZE, M. *et al.* **Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes**. Springer. 2º ed. Berlin, 1997. 382p

Her J.J.;Huang J.S. Influence of Carbon Source and C/N Ratio on Nitrate/nitrite Denitrification and Carbon Breakthrough. **Bioresource Technology**, 54: 45-51, 1995.

HESPANHOL, I. **Água e Saneamento Básico**. *In*: *Águas Doces no Brasil: capita ecológico, uso e conservação*. 3ed. Editora Escrituras. São Paulo, 2006.

HORAN, N. **Suspended Growth Processes**. *In*: MARA, D. HORAN, N. (coord.) *The Handbook of Water and Wastewater Microbiology*. Elsevier. 2003. 326-371p.
INSTITUTO AGRONÓMICO DO PARANÁ – IAPAR. *Cartas Climáticas do Paraná*. Paraná: 2000. Disponível em: <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=597> . Acesso em: 10 Abril. 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Síntese de indicadores sociais: uma análise das condições de vida da população brasileira.** Brasil: 2009. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/servidor_arquivos_est/diretorios.php>. Acesso em: 05 maio.. 2011.

JORDÃO, E. P. PESSÔA, C. A. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** Rio de Janeiro: (Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental), 3° ed, 1995, 681p.

KADLEC, R.H. E KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands.** Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 1996, 893p.

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.** 2002. 116 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – CEFET-PR, Curitiba, 2002.

KAICK, T. S. *et al.* **Estação de Tratamento de Efluentes Domésticos por Zona de Raízes (ETEZR) numa Comunidade Rural.** *In:* Anais VI Semana de Estudo em Engenharia Ambiental. UNICENTRO. 2008.

KEFFALA, C. GHRABI, A. Nitrogen and Bacterial Removal in Constructed Wetlands Treating Domestic Waste Water. **Desalination.** vol. 185. p.383-389. 2005.

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.** vol. 35. p. 238-247. 2009.

KING, E. BOTTRELL, S. SAPSFORD, D. RAISWELL, R. Modelling Carbon Fluxes in a Constructed Wetland. *Land Contamination & Reclamation.* Vol 11. n.2. 2003. P 199-203.

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

LENS, P. LETTINGA, G. ZEEMAN, G. **Decentralized Sanitation and Reuse: concepts, systems and implementation.** IWA Publishing, 2001. 254p.

LOHMANN, G. **Caracterização de uma Estação de Tratamento de Esgoto por Zona de Raízes Utilizando Variáveis Abióticas e Microbiológicas.** 2011. 93p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). UTFPR. Curitiba, 2011.

LORENZI, H. **Plantas Ornamentais no Brasil: arbustivas, herbáceas e trepadeiras.** 3 ed. Plantarum. Nova Odessa, 2001.

MANDIGAN, T. MARTINKO, J. M. PARKER, J. **Biología de Los Microorganismos.** 10 ed. Benjamin Cummings. 1385p.

MAVIOSO, J. F. **Tratamento de Aguas Residuárias Através de Leitões de Macrófitas: influencia da vegetação.** Dissertação (Engenharia do Ambiente) Universidade de Lisboa. Lisboa, 2010. 84p.

METCALF & EDDY. INC. **Wastewater Engineering – Treatment, Disposal and Reuse.** 3º ed. McGraw-Hill Book. 1991, 1334p.

MITSCH, W. J. GOSELINK, J. G. **Wetlands.** 3º ed. John Wiley & Sons, Inc. 2000, 770p.

MMA. **Plano Nacional de Recursos Hídricos.** Síntese Executiva. Brasília, 2006. Disponível em: < <http://pnrh.cnrh-srh.gov.br/>>. Acesso em: 05 abr. 2010.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da Nitrificação e Desnitrificação de Esgoto Doméstico Empregando Filtros Plantados com Macrófitas (Wetlands) de Fluxos Vertical e Horizontal – Sistemas Híbridos.** 2008. Dissertação (Doutorado em Engenharia Ambiental). UFSC, 2008. 113p.

OHCHR – Office of the Commissioner for Human Rights. **News 2010.** Disponível em: <http://www.ohchr.org/en/News>. Acesso em: 11 fev. 2012.

PARESCHI, D. C. **Caracterização da Fauna de Rotífera em Área Alagada Construída para o Tratamento de Esgoto Doméstico – Piracicaba (SP).** 2004, 180p. Dissertação (Mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental). EESC-USP. São Carlos.

PENA, D. S. ABICALIL, M. T. **Saneamento: Os Desafios do Setor e a Política Nacional de Saneamento.** *In:* PAULA, T. B. (coord.) *Infra-estrutura: Perspectivas de Reorganização – Saneamento.* IPEA. Brasília, 1999.

PHILIPPI, L. S. **Saneamento Descentralizado: instrumento para o desenvolvimento sustentável.** *In:* Anais do IX SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. 2000.

PHILLIPI, L. S. SEZERINO, P. H. **Aplicação de Sistemas Tipo Wetlands no Tratamento de Águas Residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.** Florianópolis: 2004, 144p.

PIEIDADE, A. R. **Dinâmica da remoção de fósforo em leitos cultivados com *Typha sp.*** Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) UNICAMP. Campinas. 2010. 195p.

PLATZER, C. Design Recommendation for Subsurface Flow Constructed Wetlands for Nitrification and Denitrification. **Water Science and Technology.** V. 40, n.3, p.257-263. 1999.

PLATZER, C. *et al.* **Dimensionamento de *Wetland* de Fluxo Vertical com Nitrificação – Adaptação de Modelo Europeu para as Condições Climáticas do Brasil.** *In:* Anais 24^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES. 2007.

RODRÍGUEZ, C. Humedales Construidos. Estado del Arte. (I). **Ingeniería Hidráulica y Ambiental.** v.24.n3. 2003.

SALATTI, E. Utilização de Sistemas de Wetlands Construídas para o Tratamento de Águas. **Revista O Biológico.** V.65. n.1. 2003.

SANTOS, R. M. F. **Pós-Tratamento de Esgoto: Sistema Sequencial de Leitões Cultivados (Constructed Wetlands) Vertical e Horizontal**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). UNICAMP. Campinas. 2009. 180p.

SANTIAGO, A. F. **Sistema Condominial de Coleta de Esgoto e Tratamento em Decanto-Digestor Seguido de Alagados Construídos. Estudo de Caso: município de Nova Redenção-BA**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento) EESC/USP. São Carlos. 2008.146p.

SCHULZE, E. D. BECK, E. MÜLLER-HOHENSTEIN, K. **Plant Ecology**. Springer. Berlin 2005. 692p.

SEAGO JR, J. L. MARSH, L. C, STEVENS, K.J. SOUKUP, A.VOTRUBOVA, A. ENSTONE, D. E. A Re-examination of the Root Cortex in Wetland Flowering Plants With Respect to Aerenchyma. **Annals of Botany**. n96: p.565–579, 2005.

SECRETARIA DE ESTADO DA EDUCAÇÃO DO PARANÁ– SEED/PR. **Atlas do Município de Curitiba**. Paraná: 2008. Disponível em: http://www.diaadiaeducacao.pr.gov.br/diaadia/diadia/arquivos/File/conteudo/artigos_teses/2011/geografia/artigos/atlas_curitiba_completo.pdf. Acesso em: 10 abril 2011.

SEZERINO, P. H. BENTO, A. P. GOTARDO, J.T. PETERS, M. R. QUEIROZ, A. OLIJNYK, D.P.LAPOLLI, F. R. PHILIPPI, L. S. **Sistemas naturais para o tratamento descentralizado de esgotos nos municípios da Grande Florianópolis - ferramenta para o desenvolvimento regional sustentável**. In: Anais do Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável. São Paulo, 2004.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos Filtros Plantados com Macrófitas (Constructed Wetlands) no Pós-Tratamento de Lagoas de Estabilização sob Condições de Clima Subtropical**. 2006. 171p. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). UFSC, 2006.

TAIZ L.; ZEIGER, E. **Plant Physiology**. 3ed. Sinauer Associates Editor. Stamford, CT. 2002. 690p.

TRANG N. T. D. KONNERUP, D. SCHIERUP. CHIEM. N. H. TUAN, L. A. BRIX, H. Kinetics of Pollutant Removal from Domestic Wastewater in a Tropical Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland System: Effects of Hydraulic Loading Rate. **Ecological Engineering**. vol. 36. p. 527-535. 2010.

USEPA-UNITED STATE ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Manual Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. Cincinnati, Ohio.1999. 166p.

USFWS-UNITED STATE FISH AND WILDLIFE SERVICE, **Classification of Wetlands and Deep water Habitats of the United States**. Washington, D.C. 1979. 78p.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, vol. 1. 3ª ed, 2005. 242p.

WHO – World Health Organization. **Expert Committee on Environmental Sanitation: Report on the First Session**. WHO Technical Report Series, n 10. Geneva, 1950. 33p.

WILLIAM M.; LEWIS, JR. (coord.) **Wetlands: characteristics and boundaries** National Academy Press. Washington, D.C. 1995. 328p.

WONG, C. H. BARTON, G. W. BARFORD, J. P. **The Nitrogen Cycle and its Application in Wastewater Treatment**. In: MARA, D. HORAN, N. (coord.) The Handbook of Water and Wastewater Microbiology. Elsevier. 2003. 427-438p.

YANG, Q. CHEN, Z. ZHAO, J. GU. B. Contaminant Removal of Domestic Wastewater by Constructed Wetlands: Effects of Plant Species. **Plant Biology**. n.49. vol. 04. p. 437-446.2007.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. 2008. 219 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Escola de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, UNICAMP. Campinas, 2008.

ZHAO, Y. J. LIU, B. ZHANG, W. G. OUYANG, Y. AN, S. Q. Performance of Pilot-Scale Vertical-Flow Constructed Wetlands to Variation in Influent C/N Ratios of Simulated Urban Sewage. **Bioresource Technology**. vol. 101. p.1693-1700. 2010.

ZOU, J. GUO, X. HAN, Y. LIU, J. LIANG, H. Study of a Novel Vertical Flow Constructed Wetland System with Drop Aeration for Rural Wastewater Treatment. **Water Air Soil Pollut.** Vol.223. p.889-900. 2012.

ZURITA, F. DE ANDA, J. BELMONT, M. A. Treatment of Domestic Wastewater and Production of Commercial Flowers in Vertical and Horizontal Subsurface-flow Constructed Wetlands. **Ecological Engineering.** vol.35. p.861-869.2009.