

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS,
METALÚRGICA E MATERIAIS (PPGE3M)

BANHADOS CONSTRUÍDOS COMO SISTEMA TERCIÁRIO PARA REÚSO
DA ÁGUA INDUSTRIAL EM UMA EMPRESA METAL-MECÂNICA

Ana Cristina Curia

Porto Alegre (RS), dezembro de 2010.

MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
ESCOLA DE ENGENHARIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA DE MINAS,
METALÚRGICA E MATERIAIS (PPGE3M)

BANHADOS CONSTRUÍDOS COMO SISTEMA TERCIÁRIO PARA REÚSO
DA ÁGUA INDUSTRIAL EM UMA EMPRESA METAL-MECÂNICA

Ana Cristina Curia

Orientador: Prof. Dr. Jair Carlos Koppe

Co-orientador: Prof. Dr. Wagner David Gerber

Banca Examinadora:

Prof. Dr. Elvis Carissimi – PPGEAM/ULBRA

Prof. Dr. Ivo André Homrich Schneider - PPGEM / UFRGS

Prof^ª. Dra. Liliana Amaral Féris - PPGEQ / UFRGS

Trabalho de Conclusão do Curso de Doutorado em Engenharia como requisito
parcial à obtenção do título de Doutor em Engenharia

Porto Alegre (RS), dezembro de 2010.

Este Trabalho de Conclusão foi analisado e julgado adequado para a obtenção do título de doutor em ENGENHARIA e aprovado em sua forma final pelo orientador e pelo coordenador do Doutorado em Engenharia, Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Prof. Dr. Jair Carlos Koppe
Orientador
Escola de Engenharia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Prof. Dr. Wagner David Gerber
Co-orientador
Escola de Engenharia
Pontifícia Universidade Católica de Pelotas

Prof. Dr. Carlos Perez Bergmann
Coordenador
Programa de Pós- Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e Materiais
Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Banca Examinadora

Prof. Dr. Elvis Carissimi
Programa de Pós-Graduação em Engenharia: Energia, Ambiente e Materiais /ULBRA

Prof. Dr. Ivo André H. Schneider
Programa de Pós- Graduação em Engenharia de Minas, Metalúrgica e Materiais/UFRGS

Prof^ª. Dra. Liliana Amaral Féris
Programa de Pós- Graduação em Engenharia Química/UFRGS

”Algo só é impossível até que alguém duvide e acabe provando o contrário”.
Albert Einstein

AGRADECIMENTOS

- A empresa pesquisada pela oportunidade de desenvolver este trabalho.
- A todos que colaboraram direta ou indiretamente na elaboração deste trabalho, o meu reconhecimento.
- Ao meu orientador Prof. Dr. Jair Koppe pelo estímulo, dedicação e tempo dispensado.
- Ao meu co-orientador Prof. Dr. Wagner David Gerber pela amizade, fornecimento de inestimável conhecimento e pela valorosa contribuição técnica e pessoal.
- A Professora Dra. Liliana Amaral Féris e Professor Dr. Elvis Carissimi pela amizade e contribuição técnica.
- A todos os professores e equipe do PPGEM pelos ensinamentos recebidos.
- Aos Professores Dr. Ivo André Schneider e Dra. Maria Teresa Raia Rodriguez pelas valiosas contribuições e pelo inestimável apoio para realização das análises laboratoriais.
- Ao laboratório CEFET pelo apoio para realização das análises laboratoriais.
- A toda a equipe da Ecocell pelas valiosas contribuições técnicas imprescindíveis para realização deste trabalho.
- A minha família e aos meus amigos Luciana Cadorin, Michel Gerber, Elias Dümmer, Juarez Amaral, Rodrigo Matuella, Liana Goron, Elizabete Bassani, Daniel Nunes, Vera Martins, Jorge Pereira, Luciana Gossmann e Renan Linder pelo apoio técnico e pessoal para a realização deste trabalho.

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS	8
LISTA DE TABELAS.....	11
LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS.....	14
RESUMO	16
ABSTRACT	18
1. INTRODUÇÃO	20
1.1 PROBLEMA	21
1.2 JUSTIFICATIVA.....	22
1.3 OBJETIVOS.....	22
1.3.1 Objetivo geral.....	22
1.3.2 Objetivos específicos.....	23
2 REVISÃO DA LITERATURA	24
2.1 SETOR METAL-MECÂNICO.....	24
2.2 PADRÕES DE LANÇAMENTO DE EFLUENTES.....	27
2.3 TRATAMENTO TERCIÁRIO COM PLANTAS AQUÁTICAS EMERGENTES	33
2.3.1 Histórico de utilização dos banhados e seus aspectos conceituais	33
2.3.2 Dimensionamento.....	35
2.3.3 Tipos de banhados construídos	37
2.3.4 Plantas.....	40
2.3.5 Evapotranspiração	46
2.3.6 Camada suporte	47
2.3.7 Remoção de poluentes.....	49
2.3.8 Benefícios ambientais, sociais e econômicos do uso do sistema PAE.....	58
2.4 SISTEMAS DE REÚSO DO EFLUENTE TRATADO	59
2.4.1 Aspectos conceituais	59
2.4.2 Legislação e padrões de qualidade para reúso.....	63
2.4.3 Técnicas e tecnologias para reúso	69
2.4.4 Aplicações do reúso	71
2.4.5 Reúso de efluente como fator de sustentabilidade.....	75
2.5 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	78
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	81
3.1 PLANTA PILOTO	81
3.1.1 Monitoramento da planta piloto.....	81
3.1.2 Caracterização, qualificação e quantificação dos resíduos das plantas	83

3.1.3	<i>Dimensionamento da planta piloto</i>	83
3.2	PLANTA EM ESCALA INDUSTRIAL.....	87
3.2.1	<i>Monitoramento da planta em escala industrial</i>	87
3.2.2	<i>Monitoramento do sistema de reúso dos efluentes</i>	89
3.2.3	<i>Balanço hídrico</i>	90
3.2.4	<i>Caracterização e quantificação dos resíduos das macrófitas</i>	91
3.2.5	<i>Dimensionamento da planta industrial</i>	91
3.3	DADOS ESTATÍSTICOS.....	99
3.3.1	<i>Metodologia das estatísticas</i>	99
3.4	ANÁLISES EXTERNAS	100
3.4.1	<i>Metodologia das análises</i>	100
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	104
4.1	SISTEMA DE TRATAMENTO EM ESCALA PILOTO COM PLANTAS AQUÁTICAS	104
4.1.1	<i>Parâmetros físico-químicos</i>	104
4.1.2	<i>Parâmetros biológicos</i>	121
4.1.3	<i>Reúso</i>	122
4.1.4	<i>Caracterização e quantificação dos resíduos das macrófitas</i>	125
4.1.5	<i>Considerações operacionais</i>	128
4.2	SISTEMA DE TRATAMENTO EM ESCALA INDUSTRIAL COM PLANTAS AQUÁTICAS.....	129
4.2.1	<i>Parâmetros físico-químicos</i>	129
4.2.1	<i>Parâmetros biológicos</i>	147
4.2.1	<i>Caracterização e quantificação dos resíduos das macrófitas</i>	147
4.2.1	<i>Considerações operacionais</i>	150
4.3	SISTEMA DE REÚSO DO EFLUENTE INDUSTRIAL E SANITÁRIO TRATADO	155
4.3.1	<i>Sistema de cloração</i>	155
4.3.2	<i>Parâmetros de processo</i>	156
4.4	VANTAGENS ECONÔMICAS, SOCIAIS E AMBIENTAIS DO REÚSO DE ÁGUA.....	169
5	CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES	177
6	ESTUDOS FUTUROS	179
7	REFERÊNCIAS	180

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Aplicações de banhados construídos nos EUA.	34
Figura 2: Elementos principais de um banhado construído.	35
Figura 3: Perfil de um banhado construído de superfície aquática livre formada por plantas aquáticas emergentes, flutuantes e submersas.	37
Figura 4: Arranjo com FSH.	38
Figura 5: Arranjo com FSV.	38
Figura 6: Arranjo do sistema híbrido - fluxo horizontal e vertical.	39
Figura 7: Secção transversal da bacia foliar.	40
Figura 8: Mecanismos de transferência de oxigênio pelas macrófitas.	41
Figura 9: Sistema de rizomas.	41
Figura 10: Banhado construído com plantas aquáticas flutuantes livres.	42
Figura 11: Banhado construído com plantas aquáticas flutuantes fixas.	42
Figura 12: Banhado construído com plantas aquáticas emergentes.	43
Figura 13: Espécies de plantas aquáticas – Taboa (a) e Junco (b).	43
Figura 14: Técnica para plantio das mudas de rizomas.	45
Figura 15: Técnica para plantio em camadas.	45
Figura 16: Processo de evapotranspiração.	46
Figura 17: Ciclo simplificado do nitrogênio em banhados construídos.	52
Figura 18: Transformações do fósforo em banhados construídos.	55
Figura 19: Processo de remoção de metais em banhados construídos.	56
Figura 20: Distribuição de água no Brasil.	60
Figura 21: Etapas da gestão de águas e efluentes.	61
Figura 22: Bacias hidrográficas do Estado do Rio Grande do Sul.	66
Figura 23: <i>Stakeholders</i> e o biograma das organizações.	76
Figura 24: Fluxograma da ETE com tratamento primário e secundário.	79
Figura 25: Sistema de lodo ativado.	80
Figura 26: Planta piloto com plantas aquáticas emergentes.	80
Figura 27: Pontos de monitoramento da planta piloto.	82
Figura 28: Equipamentos utilizados no monitoramento-OD, temperatura e pH. .	82
Figura 29: Camada suporte (1); sistema radicular (2); parte aérea (3) resíduos da planta piloto.	83
Figura 30: Representação esquemática da planta piloto.	84

Figura 31: Etapas de construção da planta piloto: arranjo dos tanques (1); instalação de manta geotêxtil (2).....	84
Figura 32: Etapas de construção do piloto: bomba de recalque (1); filtro (2) e hidrômetros (3).....	86
Figura 33: Preparação das plantas aquáticas emergentes utilizadas na pesquisa..	87
Figura 34: Pontos de monitoramento da planta em escala industrial.....	89
Figura 35: Instrumentos de medição de vazão no piloto: hidrômetro Danfoss (1); calha Parshall (2).....	90
Figura 36: Sistema de tratamento terciário de efluentes.....	92
Figura 37: Compactação das lagoas.....	95
Figura 38: Lagoas preenchidas com a camada suporte.....	96
Figura 39: Configuração dos tubos de distribuição de nível.....	96
Figura 40: Sistema de saída de efluente: tubo perfurado (1); controle de nível (2).....	97
Figura 41: Vista superior do sistema PAE - aclimatação das mudas.....	99
Figura 42: Relação da temperatura e oxigênio dissolvido.....	104
Figura 43: Incremento de pH.....	105
Figura 44: Atendimento ao padrão de lançamento de efluentes - pH.....	105
Figura 45: Atendimento ao padrão de lançamento de efluentes - DBO.....	106
Figura 46: Eficiência de remoção de DBO.....	106
Figura 47: Atendimento ao padrão de lançamento de efluentes - DQO.....	107
Figura 48: Eficiência de remoção de DQO.....	108
Figura 49: Atendimento ao padrão de lançamento de efluentes -SS.....	109
Figura 50: Eficiência de remoção de SS.....	109
Figura 51: Atendimento ao padrão de lançamento de efluente - fósforo.....	113
Figura 52: Remoção de fósforo nos tanques de tratamento.....	114
Figura 53: Relação de pH e fósforo.....	117
Figura 54: Conformidade com o padrão de lançamento - NTK e NH ₄ -N.....	118
Figura 55: Remoção de nitrogênio nos tanques de tratamento.....	119
Figura 56: Influência das estações climáticas na remoção de nutrientes.....	120
Figura 57: Comparativo de concentração de ferro total e alumínio nas raízes e folhas (<i>Typha sp.</i>).....	127
Figura 58: Comparativo de concentração de fósforo total nas raízes e folhas (<i>Typha sp.</i>).....	128
Figura 59: Desenvolvimento de algas devido ao acúmulo de água sobre a camada suporte.....	129
Figura 60: Remoção de massa seca e areia contaminada.....	129

Figura 61: Relação da temperatura e oxigênio dissolvido.	130
Figura 62: Monitoramento do perfil de pH da planta industrial	131
Figura 63: Atendimento ao padrão de lançamento de efluentes - DQO planta industrial.	132
Figura 64: Variação de eficiência de DQO na planta industrial.	133
Figura 65: Atendimento ao padrão de lançamento - DBO planta industrial.....	133
Figura 66: Eficiência de remoção de DBO na planta industrial.....	134
Figura 67: Atendimento ao padrão de lançamento - SS planta industrial.....	135
Figura 68: Eficiência de remoção de SS na planta industrial.....	136
Figura 69: Atendimento ao padrão de lançamento - fósforo planta industrial....	141
Figura 70: Perfil de remoção de fósforo no tratamento terciário	142
Figura 71: Relação de pH e fósforo.	143
Figura 72: Atendimento ao padrão de lançamento -NTK e NH ₄ -N.....	144
Figura 73: Comportamento das plantas aquáticas emergentes na remoção de nitrogênio.....	145
Figura 74: Influência das estações climáticas na remoção de nutrientes.	146
Figura 75: Comparativo de concentração de ferro total e alumínio nas raízes e folhas (<i>Typha sp.</i>)	149
Figura 76: Comparativo de concentração de fósforo total e nitrogênio total nas raízes e folhas (<i>Typha sp.</i>)	149
Figura 77: Sistema de fixação da tubulação de condução da água de reúso.....	151
Figura 78: Formação de película d'água.....	151
Figura 79: Influência do meio (fatores climáticos e fauna).	152
Figura 80: Excesso de algas devido ao acúmulo de sólidos.	153
Figura 81: Conserto da ponte raspadora do decantador secundário.....	153
Figura 82: Desenho esquemático e detalhe do pré-filtro.	154
Figura 83: Atendimento do padrão de reúso - dureza total.....	157
Figura 84: Atendimento do padrão de reúso - cloretos.....	159
Figura 85: Atendimento do padrão de reúso - ferro total.....	161
Figura 86: Atendimento do padrão de reúso - condutividade.....	163
Figura 87: Atendimento do padrão de reúso - sólidos totais.....	164
Figura 88: Atendimento do padrão de reúso - turbidez.	166
Figura 89: Atendimento do padrão de reúso - coliformes totais.....	168
Figura 90: Análise do Valor Presente Líquido (VPL).	170
Figura 91: Taxa interna de retorno (<i>Payback</i>) simples.....	171
Figura 92: Percentual de reúso do efluente X Economia de água (m ³ /mês).....	172

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Balança Setorial Comercial do Rio Grande do Sul	25
Tabela 2: Padrões de emissão em relação DBO, DQO e SS de efluentes industriais e sanitários	29
Tabela 3: Padrões de emissão em relação NTK, NH ₃ -N, fósforo e coliformes termotolerantes	29
Tabela 4: Padrões de emissão de efluentes gerados pelos empreendimentos.....	30
Tabela 5: Níveis de tratamento	31
Tabela 6: Parâmetros de dimensionamento	36
Tabela 7: Plantas aquáticas emergentes do Rio Grande do Sul – Planície costeira	44
Tabela 8: Mecanismos de remoção de poluentes em banhados construídos	49
Tabela 9: Remoção de hidrocarbonetos em banhado construído.....	51
Tabela 10: Exemplos de remoção de metais em banhados construídos.....	57
Tabela 11: Déficit de saneamento básico.....	60
Tabela 12: Uso de equipamentos de promoção do uso racional de água.....	61
Tabela 13: Tipos de reúso	63
Tabela 14: Principais legislações que regulamentam a gestão dos recursos hídricos	64
Tabela 15: Instrumentos de gestão dos recursos hídricos	66
Tabela 16: Principais legislações empregadas nos EUA e Europa com critérios de reúso adotados	67
Tabela 17: Conjunto de padrões de reúso das águas.....	68
Tabela 18: Técnicas de tratamento para promover o reúso de águas industriais..	69
Tabela 19: Qualidade da água de reúso para lavagem de veículos	70
Tabela 20: Qualidade da água de reúso para rede de incêndio e usinagem	71
Tabela 21: Qualidade da água de reúso para torres de resfriamento.....	72
Tabela 22: Qualidade da água de reúso para aplicação em vasos sanitários	73
Tabela 23: Aplicações e qualidade requerida para água de reúso.....	73
Tabela 24: Qualidade requerida para água de reúso em irrigação	74
Tabela 25: Plano de monitoramento da planta piloto	81
Tabela 26: Plano de monitoramento da planta piloto em relação aos parâmetros para reúso.....	83
Tabela 27: Composição da escória siderúrgica.....	85
Tabela 28: Programação de análises da planta em escala industrial.....	88

Tabela 29: Plano de monitoramento da planta piloto em relação aos parâmetros para reúso.....	90
Tabela 30: Tempo de detenção teórico	91
Tabela 31: Dados do dimensionamento	93
Tabela 32: Dimensionamento das tubulações de condução do efluente secundário e reúso.....	93
Tabela 33: Dimensionamento das tubulações de sucção do bombeamento do efluente secundário e de reúso.....	94
Tabela 34: Dimensionamento das tubulações da rede de reúso.....	97
Tabela 35: Resumo do dimensionamento do sistema PAE e reúso	98
Tabela 36: Plantas aquáticas emergentes empregadas no sistema PAE	98
Tabela 37: Metodologias de análises dos parâmetros.....	103
Tabela 38: Monitoramento de fenol e sulfetos.....	110
Tabela 39: Remoção de fenol e sulfetos	110
Tabela 40: Atendimento dos padrões legais para metais	111
Tabela 41: Remoção de metais	112
Tabela 42: Remoção de fósforo no efluente da planta piloto	116
Tabela 43: Monitoramento do efeito das estações climáticas.....	119
Tabela 44: Monitoramento da remoção de coliformes e atendimento dos padrões legais.....	121
Tabela 45: Remoção de coliformes fecais e totais.....	121
Tabela 46: Perfil de tratamento visando potencial reúso	122
Tabela 47: Remoção de poluentes para o reúso.....	125
Tabela 48: Composição parte aérea e sistema radicular	126
Tabela 49: Comparativo dos valores de pH entre planta piloto e industrial	131
Tabela 50: Comparativo dos valores de remoção de DBO, DQO e SS entre planta piloto e industrial.....	137
Tabela 51: Monitoramento de atendimento aos requisitos legais de fenol e sulfetos	137
Tabela 52: Monitoramento de remoção de fenol na planta industrial.....	138
Tabela 53: Monitoramento de remoção de sulfetos na planta industrial	138
Tabela 54: Avaliação da planta industrial para remoção de metais.....	139
Tabela 55: Remoção de metais na planta industrial.....	140
Tabela 56: Comparativo dos valores de remoção de fósforo entre planta piloto e industrial.....	143
Tabela 57: Comparativo dos valores de remoção de NTK e NH ₄ -N entre planta piloto e industrial.....	145
Tabela 58: Monitoramento do efeito das estações climáticas.....	146

Tabela 59: Atendimento ao padrão de lançamento - coliformes termotolerantes e totais	147
Tabela 60: Remoção de coliformes termotolerantes e totais.	147
Tabela 61: Composição parte aérea e sistema radicular	148
Tabela 62: Manutenção das lagoas	150
Tabela 63: Monitoramento do cloro residual	155
Tabela 64: Fluxo de caixa para o reúso.....	170

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

ANA – Agência Nacional das Águas

CIMM – Centro de Informação Metal-Mecânica

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

CONSEMA – Conselho Estadual de Meio Ambiente

CV – Cavalo vapor

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio

DQO – Demanda química de oxigênio

DN – Diâmetro nominal

EUA- Estados Unidos da América

EPA – *Environmental Protection Agency* – Agência de Proteção Ambiental

ETE – Estação de tratamento de efluentes

FEPAM – Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luís Roessler

FSH – Fluxo sub-superficial horizontal

FSV – Fluxo sub-superficial vertical

ITRC – *The Interstate Technology & Regulatory Council*

IWA - *International Water Association* – Associação Internacional da Água

NTK – Nitrogênio total Kjeldahl

NH₃-N e **NH₄-N** – Nitrogênio Amoniacal

NBR – Norma Brasileira

OD – Oxigênio dissolvido

PAE – Plantas Aquáticas Emergentes

PKA – *PflanzenKlaranlage* – Banhado Construído

PVC – Policloreto de vinila

RMPA – Região Metropolitana de Porto Alegre

RMSP – Região Metropolitana de São Paulo

RPM – Rotações por minuto

SEMA – Secretária da Saúde e Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul

SGA – Sistema de Gestão Ambiental

SISAUTO – Sistema de Automonitoramento de Efluentes Líquidos das Atividades Poluidoras Industriais localizadas no Estado do Rio Grande do Sul

SS – Sólidos suspensos

SSMA – Secretaria da Saúde e do Meio Ambiente

SST – Sólidos suspensos totais

SSV – Sólidos suspensos voláteis

WEF - *Water Environment Federation* – Federação do Ambiente da Água

UFSM – Universidade Federal de Santa Maria

UV – Ultravioleta

V - Volts

VOC'S – Compostos orgânicos voláteis

ϕ - Diâmetro

RESUMO

Com a poluição dos recursos hídricos e o substancial aumento do custo com água, o reúso da água tornou-se uma alternativa a ser considerada nas operações industriais. Essa iniciativa pode auxiliar na busca de uma solução para problemas de escassez de recursos hídricos e na diminuição de custos operacionais das empresas. O problema a ser abordado neste estudo está relacionado com as dificuldades técnicas do tratamento de efluentes para atingir a qualidade necessária ao reúso da água e a necessidade de atender os padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pela legislação ambiental tendo em vista a impossibilidade de reúso total do efluente tratado. O principal objetivo deste trabalho foi estudar a remoção de poluentes gerados em uma indústria metal-mecânica por meio de plantas aquáticas em escala piloto e industrial e avaliar o potencial de reúso do efluente como água industrial em diferentes aplicações (descarga de vaso sanitário, irrigação paisagística, torre de resfriamento, lavagem de equipamentos, usinagem de peças e água de incêndio). Para este estudo foram projetadas e construídas uma planta piloto e outra planta em escala industrial em uma empresa situada na região metropolitana de Porto Alegre. O sistema foi constituído por um banhado construído como sistema terciário para simular as condições de tratamento do efluente industrial. As macrófitas foram acondicionadas em tanques de polietileno com capacidade total de 1 m³ considerando o tratamento de efluente de 2 m³/dia. O efluente circulou com um fluxo sub-superficial horizontal através da matriz porosa de areia grossa e brita, na quais estavam presentes as raízes das macrófitas das espécies Junco (*Scirpus sp.*) e Taboa (*Typha sp.*). A planta em escala industrial foi executada seguindo os mesmos padrões da planta piloto, porém, com algumas modificações. A planta industrial é constituída de 4 lagoas de fluxo sub-superficial horizontal com dimensões idênticas de 11,50 m de largura, 7,0 m de comprimento e 0,8 m de profundidade útil; camada suporte composta de brita zero; construção das lagoas com argila compactada; uso das espécies Junco (*Scirpus sp.*) e Taboa (*Typha sp.*) nas quatro lagoas de forma intercalada; estação de bombeamento e rede para o reúso do efluente tratado. O estudo de tratabilidade da planta em escala piloto e industrial foi realizado por monitoramento dos parâmetros físico-químicos e biológicos. Mesmo com algumas variações de carga e problemas operacionais, o sistema apresentou um comportamento adequado para a remoção de poluentes na planta piloto/ industrial, cujos resultados médios de eficiência de remoção foram de 73%/49%, 61%/42%, 56%/46%, 54%/49%, 57%/46% e 66%/69% de fósforo total, NTK, NH₄-N, DQO, DBO, SS, respectivamente.

As análises da camada suporte em conjunto com o sistema radicular e parte aérea apontam um possível potencial de emprego destes resíduos no solo como adubo devido a sua composição. O sistema de tratamento com banhado construído para reúso da água mostrou ser efetivo para redução de custos cujo período de *payback* médio é de 4,5 anos. Durante o experimento foi possível verificar que o reúso de água consiste em uma estratégia de sustentabilidade para redução do consumo de água potável (economia de 18 % em média e 44% máxima do consumo total).

ABSTRACT

With the pollution of water resources and the substantial increase in the cost of water, water reuse has become an alternative to be considered in industrial operations. This initiative can support in finding a solution to problems of scarcity water resources and minimizing operating costs in the companies. The problem to be considering in this study is related to the technical difficulties of treating effluent to aiming the quality necessary for water reuse and the need to reach effluent discharge standards set by environmental legislation considering the impossibility of total effluent treated reuse. The objective of this work was to study the pollutants removal generated in a metalworking industry effluent by aquatic plants in pilot and industrial scales and evaluate the potential for effluent reuse as industrial water in different applications (flushing, landscape irrigation, cooling tower, vehicles washing, machining of parts and firefighting). A pilot plant was built in an industry consisting of a constructed wetland as a tertiary system to simulate the conditions of treatment of an industrial effluent. The macrophytes were conditioned in polyethylene tanks with a total capacity of 1 m³ foreseeing the treatment of 2 m³/day. The effluent circulated in a horizontal subsurface flow through a porous matrix of thick sand and gravel in which the roots of macrophytes of the species Reed (*Scirpus* sp.) and Cattail (*Typha* sp.) were developed. The industrial scale plant was executed following the same standards by the pilot plant with some modifications. The industrial plant was composed by four horizontal sub-surface flow lagoons with equal dimensions of 11m width, 7m length and 0.8m useful depth; a support layer composed by gravel; lagoons with compacted clay; Reed (*Scirpus* sp.) and Cattail (*Typha* sp.) aquatic plant were interchangeably introduced in the four lagoons; pump station and network of pipes for the reuse of the treated effluent. The study of the treatment was carried out by monitoring of the physical-chemical and biological parameters. Even

though some operational load variations and operational problems, the system showed an adequate behavior for the removal of pollutants, in pilot and industrial scales whose the average removal efficiency results were 73%/49%, 61%/42%, 56%/46%, 54%/49%, 57%/46% e 66%/69%, respectively. The analyses of the support layer with the root system and aerial part of the plant pointed out a possible potential of use of these wastes in the ground as fertilizer due to its composition. The constructed wetland treatment system for reuse of water showed to be effective for reduction of costs and the payback is very attractive (4.5 years). During the experiment it was possible to verify that reuse of water is a useful sustainability strategy to reduction of utilization of drinking water in industrial operations (saving of 18 % in average and 44% maximum of total consumption).

1. INTRODUÇÃO

O ar, a água e o solo são elementos fundamentais para o equilíbrio entre o homem e a natureza. Muitos são os fatores que contribuem para o desequilíbrio do sistema homem-natureza. A explosão demográfica é um importante fator que desencadeia uma demanda crescente de água com qualidade e quantidade suficientes para as atividades do meio antrópico. Soma-se a isso, o incremento constante da geração de águas residuárias sanitárias e industriais (Reali *et al.*, 1999).

A poluição em geral é o principal agente fomentador do desequilíbrio ambiental. Segundo a Lei nº. 6.938 (Brasil, 1980), “a poluição é a degradação ambiental resultante das atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem materiais ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos”.

Segundo Kiperstok *et al.* (2002), as principais causas da degradação da qualidade das águas superficiais e subterrâneas são: a) efluentes líquidos; b) atividades agrícolas; c) aterros sanitários mal projetados ou operados; d) vazamento de petróleo e seus derivados; e) lançamentos de substâncias químicas em geral; f) esgoto doméstico; g) aplicação de pesticidas e herbicidas; h) percolação de chorume de aterros; i) incidência de contaminantes atmosféricas nas águas (chuva ácida e outros).

Para garantir a preservação ambiental e minimizar os impactos do lançamento de efluentes nos corpos receptores, as empresas estão adotando técnicas de Produção mais Limpa que visam à redução dos efluentes nas fontes geradoras, bem como técnicas de fim-de-tubo como as Estações de Tratamento de Efluentes. Para Pawlowski (1986), poucas são as situações em que existem soluções universais para o tratamento de despejos industriais, pois são muitas as variáveis que impedem a padronização das estações de tratamento de efluentes: tipo de processo, diversificação industrial, situação econômica, legislação, variabilidade de matérias primas, operação, manutenção, turnos de trabalho, disponibilidade de água e condições climáticas. Considerando todas estas variáveis, a busca por uma estação de tratamento de efluentes que possa ser gerenciada de forma ambientalmente sustentável é uma necessidade.

Dentro deste contexto, surge a utilização cada vez mais frequente de técnicas, processos e tecnologias de tratamento inspiradas na natureza. O emprego de plantas aquáticas em estações de tratamento de efluentes, também, conhecido como banhados construídos, vem sendo estudado e aplicado há vários anos, com o objetivo de obter uma tecnologia de tratamento limpa, eficiente e com um mínimo de consumo de energia (Gerber, 2004).

Segundo Lautenschlager (2001), os banhados naturais apresentam grande capacidade de alterar a qualidade das águas que por eles passam pela ação de diversos mecanismos físicos, químicos e biológicos. Por esta razão, os banhados construídos tem sido introduzidos de maneira artificial como uma forma de tratamento de águas poluídas.

Ainda o reúso de águas já utilizadas consiste em uma alternativa viável. Segundo Giordani & Santos (2003), o reaproveitamento ou reúso da água é o processo pelo qual a água, tratada ou não, é reutilizada para o mesmo ou outro fim. Essa reutilização para fins não-potáveis pode ser aplicada para uso: a) agrícola (irrigação de plantas comestíveis ou não); b) urbano (prevenção contra incêndio, descarga em aparelho sanitário, lavagem de ruas, ônibus, praças); c) recreacional (piscinas públicas, lagos e reservatórios); d) industrial (torres de resfriamento, águas de processamento e lavagem geral); e) paisagístico (irrigação de parques, chafarizes, espelhos d'água) e f) recarga de aquíferos.

No que se refere ao setor industrial os processos estão evoluindo de ações isoladas para Programas de Conservação de Água que compreendem desde práticas simplificadas até tecnologias bastante avançadas, visando o uso racional dos recursos naturais. Somam-se as ações de redução do consumo de água nas fontes geradoras e reaproveitamento interno de água em ciclos fechados, o reúso do efluente tratado.

1.1 Problema

O problema a ser abordado nesse estudo está relacionado com as dificuldades técnicas do tratamento dos efluentes para atingir a qualidade necessária ao reúso do mesmo como água industrial em diferentes aplicações (descarga de vaso sanitário, irrigação paisagística, lavagem de veículos, usinagem de peças, água de incêndio e de

torre de resfriamento), bem como para atender os padrões de lançamento estipulados na legislação ambiental, pela impossibilidade de reúso total do efluente.

1.2 Justificativa

As indústrias pertencentes ao Setor Metal-Mecânico tradicionalmente possuem um alto potencial poluidor devido às características dos seus processos produtivos, que envolvem normalmente operações que geram resíduos sólidos, efluentes líquidos e emissões atmosféricas quantitativamente e qualitativamente impactantes ao meio ambiente.

As empresas do Setor Metal-Mecânico pró-ativas optam por técnicas de redução ou eliminação dos efluentes nas fontes geradoras, denominadas de técnicas de Produção mais Limpa, em conjunto com as formas de tratamento convencionais. Estes são os principais elementos que impulsionam o surgimento de diversas técnicas de tratamentos e novas tecnologias que visam oferecer soluções diferenciadas adaptadas a cada tipo de efluente.

Dentro deste contexto, uma alternativa estratégica empregada para o tratamento de efluentes visando o reúso do efluente tratado e o atendimento dos requisitos legais é a utilização de sistemas de plantas aquáticas emergentes (PAE), devido ao baixo investimento de instalação do sistema e manutenção, bem como operação simplificada e altas taxas de remoção de poluentes atingidas por estes sistemas.

1.3 Objetivos

1.3.1 Objetivo geral

Avaliar a eficiência de remoção de poluentes dos efluentes de uma empresa metal-mecânica com o uso de plantas aquáticas emergentes como tratamento terciário, no que se refere ao reúso do efluente tratado como água industrial em diferentes aplicações (descarga de vaso sanitário, irrigação paisagística, lavagem de veículos, usinagem de peças, água de incêndio e de torre de resfriamento) e atendimento aos padrões de lançamento conforme legislação pertinente.

1.3.2 Objetivos específicos

- Determinar a eficiência de remoção dos poluentes do tratamento terciário em planta piloto em relação aos padrões de lançamento conforme legislação pertinente, com a realização de análises periódicas dos parâmetros de oxigênio dissolvido, pH, temperatura, nitrogênio total kjeldahl, nitrogênio amoniacal, fósforo total, DBO, DQO, coliformes totais e termotolerantes, sólidos suspensos, fenol, sulfetos, alumínio, cromo total, ferro total, zinco, sódio, vanádio;

- Determinar a eficiência de remoção de poluentes do tratamento terciário em escala industrial em relação aos padrões de lançamento conforme legislação vigente, com a realização de análises periódicas dos parâmetros de oxigênio dissolvido, pH, temperatura, nitrogênio total kjeldahl e amoniacal, fósforo total, sólidos suspensos, DBO, DQO, coliformes totais e termotolerantes, fenol, sulfetos, alumínio, cromo total, ferro total e zinco;

- Avaliar o potencial de reúso do efluente tratado em atividades diversas (descarga de vaso sanitário, irrigação paisagística, lavagem de veículos, usinagem de peças, água de incêndio e da torre de resfriamento) em escala piloto com a realização de análises periódicas dos parâmetros cloretos, turbidez, dureza, cor, fluoretos, coliformes termotolerantes e totais;

- Avaliar o potencial de reúso do efluente tratado em atividades diversas (descarga de vaso sanitário, irrigação paisagística, lavagem de veículos, usinagem de peças, água de incêndio e da torre de resfriamento) em escala industrial com a realização de análises periódicas dos parâmetros cloretos, turbidez, dureza total, ferro total, condutividade, sólidos totais e coliformes totais.

- Avaliar a sustentabilidade da prática de reúso de água aplicada ao setor metal-mecânico com a determinação da viabilidade econômica e aspectos sócio-ambientais do experimento.

2 REVISÃO DA LITERATURA

Neste capítulo são apresentadas as principais características do perfil do Setor Metal-Mecânico no que diz respeito à questão da geração de seus efluentes industriais e a relação dos mesmos com os padrões legais. Também, são discutidos os tópicos básicos para a compreensão do uso de plantas aquáticas como processo alternativo para o tratamento de efluentes. Ao final, é realizada uma avaliação do emprego de sistemas de reúso de águas industriais e o histórico da empresa pesquisada em relação ao tratamento de efluentes na planta piloto/escala industrial.

2.1 Setor metal-mecânico

O Setor Metal-Mecânico pode ser agrupado por 10 sub-setores: eletroeletrônico; bens de capital; máquinas agrícolas; automotivo; autopeças; naval; aeronáutico; siderúrgico; alumínio e fundição. De acordo com Lima *et al.* (2000), 64% do Setor Metal-Mecânico do Rio Grande do Sul é abrangido pela cadeia de fornecimento do Setor Automotivo no Estado.

Os gêneros material de transporte e mecânico estão concentrados na Região Metropolitana de Porto Alegre (RMPA) e região Serra, com destaque para os municípios de Caxias do Sul, Canoas, Guaíba, Gravataí, e Porto Alegre, para o caso do material de transporte; e para Canoas, Caxias do Sul, Novo Hamburgo, São Leopoldo, Porto Alegre, Gravataí e Cachoeirinha, para o caso do gênero mecânico, aparecendo, também, neste setor, os municípios de Horizontina e Panambi com importante participação, situados fora deste eixo. No gênero metalúrgico destacam-se os municípios de Porto Alegre, Caxias do Sul, Carlos Barbosa, São Leopoldo, Cachoeirinha e Farroupilha (Atlas Sócio-econômico do Rio Grande do Sul, 2005).

O Setor Metal-Mecânico tem posição garantida de destaque na economia do Rio Grande do Sul pelas características de grande competitividade das empresas atuantes neste segmento como demonstra a Tabela 1 que apresenta os dados da balança comercial setorial do Estado em 2002 (Pólo RS, 2005).

Tabela 1: Balança Setorial Comercial do Rio Grande do Sul (Pólo RS, 2005)

Gêneros da Indústria	Exportações (US\$ milhões)	% Participação	Importações (US\$ milhões)	% Participação
Bebidas	3,40	0,05	19,95	0,57
Borracha	116,57	1,83	84,93	2,40
Calçados	1195,12	18,75	8,09	0,23
Couros e Peles	391,05	6,13	113,11	3,20
Fumo	887,38	13,92	17,07	0,48
Madeira	110,75	1,74	17,03	0,48
Material de Transporte	370,33	5,81	127,00	3,60
Material Elétrico	90,66	1,42	111,07	3,15
Mecânica	434,74	6,82	539,47	15,28
Metalúrgica	200,55	3,15	120,94	3,42
Mineral Não Metálico	44,53	0,70	12,11	0,34
Mobiliário	147,26	2,31	4,38	0,12
Outros	43,12	0,68	105,20	2,98
Papel e Papelão	112,42	1,76	49,79	1,41
Plásticos	221,25	3,47	124,57	3,53
Produtos Alimentares	664,37	10,42	50,46	1,43
Química	273,30	4,29	563,94	15,97
Têxtil	46,47	0,73	54,99	1,56
Vestuário	2,71	0,04	6,78	0,19
Total Indústria	5355,81	84,01	2130,87	60,34

Segundo Nascimento *et al.* (1997), em pesquisa realizada junto às empresas do Setor Metal-Mecânico, no processo produtivo as etapas de operação mais citadas para as empresas do Setor, em ordem decrescente, foram: corte, tratamento térmico, usinagem, galvanoplastia, pintura e acabamento. Em relação às principais matérias-primas utilizadas na produção industrial, as mais citadas foram: aço de diferentes tipos, ferro, cobre, plástico, alumínio e madeira. Entre as etapas de produção industrial que as empresas citaram como sendo as áreas mais críticas, em termos de contaminação do meio ambiente, destacam-se: galvanoplastia, pintura, usinagem, tratamento térmico, tratamento de superfície e acabamento.

Devido aos insumos e matérias-primas utilizados nos processos das indústrias metal-mecânicas, as mesmas são consideradas bastante impactantes em relação ao meio ambiente. Segundo Espinoza *et al.* (2001), em diagnóstico realizado pela FEPAM, os setores de couro e metal-mecânico são os maiores responsáveis pelo lançamento das cargas de cromo, níquel e ferro na região hidrográfica do Guaíba.

As etapas de operação mais comuns em uma empresa Metal-Mecânica são geradoras de uma diversidade de efluentes de difícil tratamento. Impulsionadas pelos requisitos legais e questões econômicas, as empresas do Setor Metal-Mecânico optaram por adotar medidas eco-eficientes que buscam a eliminação ou minimização dos seus efluentes nas fontes geradoras.

De acordo com Madruga (2000), em pesquisa realizada em empresas automotivas, constatou-se que as mesmas são usuárias de várias práticas sustentáveis responsáveis pela redução do impacto ambiental: substituição de zinco alcalino composto de cianetos por zinco ácido isento de cianetos; adoção de desengraxante sem cianeto; utilização de sabões biodegradáveis; sistemas de recirculação de água e emprego das águas de lavagem de tratamento superficial em cascata.

Neste contexto, surge a usinagem ecológica. Segundo Schroeter (2006), a usinagem ecológica envolve procedimentos que minimizam o impacto ambiental causado pelos processos de usinagem. A usinagem com quantidade mínima de fluido ou a seco é um bom exemplo de aplicação deste procedimento. Algumas operações específicas podem ser substituídas por outras que requeiram menor quantidade de fluido, e muitas vezes, também, resultem numa melhor qualidade final da peça fabricada.

Alguns procedimentos podem garantir o aumento da vida útil das emulsões de óleo de corte reduzindo a geração de efluentes provenientes das operações de usinagem, tais como: a) promoção da limpeza freqüente da máquina operatriz, principalmente do tanque de abastecimento das emulsões evitando contaminação por bactérias e fungos; b) utilização de sistema de remoção (centrífugas, mantas filtrantes e outros) de impurezas como partículas metálicas e óleos hidráulicos (CIMM, 2006).

As galvanicas vem cada vez mais buscando alternativas práticas operacionais para alterar a sua posição de indústria com potencial altamente poluidor. De acordo com Pacheco (1999) é possível adotar medidas de eco-eficiência nos processos de galvanoplastia que basicamente visam minimizar o arraste dos banhos, melhorar a eficiência das águas de lavagem e reduzir o consumo de água, tendo como consequência a redução da geração de efluentes.

Segundo o Centro Mexicano para *la Producción más Limpia* (1997), algumas ações práticas podem resultar no aumento da vida útil dos banhos e redução da toxicidade dos mesmos tais como eliminação dos óleos e graxas da superfície dos banhos de desengraxante, redução da concentração de insumos nas soluções de processo, eliminação do emprego de insumos oleosos para o polimento das peças e estamparia, substituição das soluções de cromo hexavalente para trivalente, promoção da melhoria do controle do processo (pH, temperatura e concentração).

Além de ações organizacionais e operacionais, as indústrias galvânicas tem à sua disposição uma série de tecnologias e técnicas modernas que possibilitam o reaproveitamento interno dos efluentes. De acordo com Bernardes *et al.* (2000), para promover a reciclagem dos banhos galvânicos, podem ser empregados evaporadores à vácuo, evaporadores à pressão atmosférica, ultrafiltração, microfiltração, osmose inversa, eletrodialise e troca iônica.

A atividade de pintura, constantemente presente no Setor Metal-Mecânico, é responsável pela geração de efluentes com elevada carga poluidora. De acordo com Gorrasi (2005), para mudar este panorama as tendências na área de pintura são orientadas a processos mais eco-eficientes, como a isenção de cromos hexavalente e trivalente, chumbo e outros metais pesados.

Várias tecnologias estão sendo empregadas para reduzir a toxicidade e volume do efluente de pintura. Além da pintura eletrostática a pó, isenta de solventes, também, o *electrocoating* é uma das tecnologias de pintura voltadas à produção mais limpa, onde é possível alcançar índices de praticamente zero resíduo (Paiva, 2005).

Após serem esgotadas todas as alternativas para redução dos efluentes nas fontes geradoras, ainda é possível adotar medidas de reciclagem interna de águas de lavagem. Algumas empresas do Setor Metal-Mecânico, também, estão optando pelo reciclo dos efluentes tratados.

2.2 Padrões de lançamento de efluentes

Os recursos hídricos podem ser caracterizados de acordo com sua quantidade e qualidade. Além dos problemas relacionados à falta de disponibilidade da água (estiagem, explosão demográfica e outros), há, também, aqueles associados à qualidade

da água devido ao elevado nível de poluição dos corpos d'água. A poluição da água é a alteração de suas características por quaisquer ações ou interferências, sejam elas naturais ou provocadas pelo homem. Essas alterações podem produzir impactos estéticos, fisiológicos ou ecológicos (Braga *et al.*, 2002).

Segundo Macêdo (2000), existem diversas fontes responsáveis pela poluição hídrica: esgotos sem tratamento; percolado de aterros sanitários, defensivos agrícolas, produtos químicos dos garimpos, efluentes industriais e outros. No caso do setor industrial, a poluição hídrica está associada ao lançamento de efluentes industriais e sanitários em condições inadequadas.

De acordo com Pessoa & Jordão (1982), os efluentes sanitários são compostos essencialmente de água de banho, urina, fezes, restos de comidas, surfactantes e águas de lavagens. Os efluentes industriais, bastante diversificados, são provenientes de qualquer utilização da água para fins industriais e adquirem características próprias em função do processo industrial empregado.

Para garantir a conservação dos recursos hídricos foram desenvolvidos, no decorrer da evolução das questões ambientais, mecanismos regulamentadores sobre o tema, sustentados por uma vasta legislação que visa à prevenção ambiental, minimizando os impactos da poluição hídrica. Dessa forma, foram criados os parâmetros e padrões que possibilitam avaliar se o efluente está adequado ao lançamento no corpo receptor.

Os principais parâmetros a serem monitorados dependem do corpo receptor e das características e quantidade do efluente gerado. Deve-se determinar a carga máxima admitida para lançamento no corpo receptor para que não ocorram alterações significativas no ecossistema da região. É com base nestas informações que a legislação estabelece os padrões de qualidade do efluente associados às características que devem ser respeitadas no corpo receptor (Campos, 1999).

Em âmbito nacional, os padrões de lançamento dos efluentes são estipulados pela Resolução CONAMA nº. 357 (Brasil, 2005). No estado do Rio Grande do Sul a Resolução CONSEMA nº. 128 (Rio Grande do Sul, 2006) estabelece os padrões de emissão dos efluentes gerados nos empreendimentos. A Tabela 2 apresenta os padrões

para DBO, DQO e SS e a Tabela 3 mostra os padrões para NTK, Nitrogênio amoniacal, fósforo e coliformes termotolerantes.

Tabela 2: Padrões de emissão em relação DBO, DQO e SS de efluentes industriais e sanitários

Padrões para efluentes industriais			
Vazão (m ³ /dia)	DBO (mg/L)*	DQO (mg/L)**	SS (mg/L)***
<20	180	400	180
20 ≤ Q <100	150	360	155
100 ≤ Q <500	110	330	125
500 ≤ Q <1000	80	300	100
1000 ≤ Q <3000	70	260	80
3000 ≤ Q <7000	60	200	70
7000 ≤ Q <10000	50	180	60
10000 ≤	40	150	50
Padrões para efluentes sanitários			
Vazão (m ³ /dia)	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)
<20	180	400	180
20 ≤ Q <100	150	360	160
100 ≤ Q <200	120	330	140
200 ≤ Q <500	100	300	100
500 ≤ Q <1000	80	260	80
1000 ≤ Q <2000	70	200	70
2000 ≤ Q <10000	60	180	60
10000 ≤	40	150	50

DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; SS: sólidos suspensos
 Fonte: Rio Grande do Sul (2006)

Tabela 3: Padrões de emissão em relação NTK, NH₃-N, fósforo e coliformes termotolerantes

Padrões para efluentes industriais							
Vazão (m ³ /dia)	NTK (mg/L) ¹		NH ₃ -N (mg/L) ²	Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL) ³		Fósforo (mg/L) ⁴	
	C	E _R (%)		C	E _R (%)	C	E _R (%)
Q <100	20	75	20	10 ⁵	95	4	75
100 ≤ Q <1000	20	75	20	10 ⁴	95	3	75
1000 ≤ Q <10000	15	75	20	10 ⁴	95	2	75
10000 ≤ Q	10	75	20	10 ³	99	1	75

E_R: Eficiência de remoção; C: Concentração
 Fonte: Rio Grande do Sul (2006)

Na Tabela 4 estão apresentados os parâmetros básicos indicadores de qualidade do efluente tratado conforme a Resolução CONAMA n°. 357 (Brasil, 2005) e Resolução CONSEMA n°. 128 (Rio Grande do Sul, 2006). A empresa pesquisada possui padrões de lançamento específicos estabelecidos pelo órgão ambiental do estado do Rio Grande do Sul conforme LO n°. 9294/09, como mostra a Tabela 4.

Tabela 4: Padrões de emissão de efluentes gerados pelos empreendimentos

Parâmetros	Padrão emissão CONAMA 357/05	Padrão emissão CONSEMA 128/06	Padrão emissão LO 9294/09
Óleos e graxas vegetais	<50mg/L	≤30mg/L	-
Óleos e graxas minerais	<20mg/L	≤10mg/L	≤10mg/L
Coliformes termotolerantes	-	3	-
DQO	-	**mg/L	≤300mg/L
DBO	-	*mg/L	≤100mg/L
pH	5,0 - 9,0	6,0 - 9,0	6,0 - 9,0
Alumínio	-	10mg/L	≤10mg/L
Amônia	20mg/L	-	-
Arsênio	0,5mg/L	0,08mg/L	-
Bário	5mg/L	5mg/L	-
Boro	5mg/L	5mg/L	≤5mg/L
Cádmio	0,2mg/L	0,08mg/L	-
Cianetos	0,2mg/L	0,16mg/L	-
Chumbo	0,5mg/L	0,16mg/L	≤0,2mg/L
Cobalto	-	0,5mg/L	-
Cobre	-	0,4mg/L	≤0,5mg/L
Cobre dissolvido	1mg/L	0,4mg/L	-
Cromo hexavalente	-	0,08mg/L	-
Cromo total	0,5mg/L	0,4mg/L	≤0,5mg/L
Estanho	4mg/L	4mg/L	-
Fenóis	0,5mg/L	0,1mg/L	0,1mg/L
Ferro dissolvido	15mg/L	-	-
Ferro total	-	10mg/L	≤10mg/L
Fluoretos	10mg/L	10mg/L	-
Lítio	-	10mg/L	-
Manganês dissolvido	1mg/L	-	-
Manganês	-	1mg/L	-
Mercúrio	0,01mg/L	0,008mg/L	-
Níquel	2mg/L	1mg/L	-
Prata	0,1mg/L	0,1mg/L	-
Selênio	0,3mg/L	0,04mg/L	-
Sulfetos	1mg/L	0,2mg/L	-
Vanádio	-	1mg/L	-
Zinco	5mg/L	2mg/L	-
Temperatura	<40°C	<40°C	<40°C
Espumas	-	Ausentes	-
Sólidos sedimentáveis	<1ml/L	≤1,0ml/L	-
Dureza	-	≤200mg/L	-
Fósforo total	-	4	≤3mg/L
Nitrogênio amoniacal	20mg/L	2	≤20mg/L
Molibdênio	-	0,5mg/L	-
Surfactantes	-	2mg/L	≤0,2mg/L
Nitrogênio kjeldahl	-	1	≤20mg/L
Sólidos suspensos	-	***mg/L	≤100mg/L

Ainda, devem ser cumpridos os requisitos da Resolução CONSEMA nº. 01 (Rio Grande do Sul, 1998) que fixa as exigências e condições do Sistema de Automonitoramento de Efluentes Líquidos das Atividades Poluidoras Industriais (SISAUTO) localizadas no Estado do Rio Grande do Sul, pelo qual são estabelecidas as condições da coleta, medição e análise dos efluentes líquidos a serem realizadas pela própria empresa geradora. É com base nessa legislação e na Resolução CONSEMA nº. 128 (Rio Grande do Sul, 2006) que o órgão ambiental do Estado do Rio Grande do Sul (FEPAM) determina os padrões de emissão dos efluentes líquidos, presentes na licença de operação dos empreendimentos licenciados, bem como periodicidade das coletas, medição, análises dos efluentes e outros itens relevantes sobre o tema.

Dependendo das características do efluente industrial ou sanitário os mesmos podem ser submetidos a diferentes tipos de tratamento que irão possibilitar condições para que os efluentes assumam uma condição apropriada para o seu lançamento no corpo receptor conforme os padrões de emissão estipulados na legislação pertinente.

Segundo Sperling (1996), os níveis de tratamento podem ser divididos em: preliminar; primário; secundário e terciário. Cada nível de tratamento é responsável pela remoção de diferentes poluentes como pode ser visto na Tabela 5.

Tabela 5: Níveis de tratamento

Nível	Remoção
Preliminar	- sólidos em suspensão grosseiros (materiais de maiores dimensões e areia)
Primário	- sólidos em suspensão sedimentáveis - DBO em suspensão (matéria orgânica componente dos sólidos em suspensão sedimentáveis) - metais em suspensão - óleos e graxas - DQO
Secundário	- DBO em suspensão (matéria orgânica em suspensão fina, não removida no tratamento primário) - DBO solúvel (matéria orgânica na forma de sólidos dissolvidos) - nutrientes (parcialmente) - patogênicos (parcialmente)
Terciário	- nutrientes - patogênicos - compostos não biodegradáveis - metais pesados - sólidos inorgânicos dissolvidos - sólidos em suspensão remanescentes

Adaptado de Sperling (1996).

O tratamento preliminar emprega técnicas físicas para remoção de sólidos grosseiros com auxílio de sistema de gradeamento, peneiras e outros equipamentos.

O tratamento físico-químico envolve operações que visam à separação sólido/líquido ou líquido-líquido com conseqüente remoção de íons, emulsões e sólidos, fundamentadas no tratamento convencional (precipitação-sedimentação) ou pelas técnicas de flotação.

Um dos principais mecanismos do tratamento primário (físico-químico) é baseado na agregação de partículas suspensas para posterior separação sólido/líquido. No tratamento dos efluentes são adicionados reagentes desestabilizantes: coagulantes e agentes floculantes. Os últimos são classificados conforme sua natureza (naturais e sintéticos), carga (tipo e densidade), hidrofobicidade e peso molecular.

Segundo Sperling (1997), uma solução de engenharia bastante comum é o tratamento dos efluentes sanitários pela ação dos micro-organismos em sistema genericamente denominado biológico ou secundário. Dentro deste sistema existe uma gama muito variada de formas de tratamento que podem ser divididas de forma didática baseado na presença ou ausência de oxigênio:

- Sistemas anaeróbios que utilizam micro-organismos que não necessitam de oxigênio para sua sobrevivência (digestão, filtros, lagoas e tanque Imhoff);
- Sistemas aeróbios que utilizam micro-organismos que somente sobrevivem na presença de oxigênio ou facultativos (lodos ativados, lagoas e filtros biológicos).

O sistema de lodos ativados é muito utilizado para tratamento de efluentes sanitários e industriais em situações em que é necessária uma elevada qualidade do efluente e reduzidos requisitos de área (Sperling, 1997).

Segundo Pessôa & Jordão (1982), no processo de lodo ativado o afluente e o lodo são intimamente misturados, agitados e aerados (em unidade denominada de tanque de aeração), onde após a ação dos micro-organismos o efluente clarificado é separado do lodo ativado através da sedimentação em decantadores. Conforme Sperling (2006), a biomassa consegue ser facilmente separada devido a sua propriedade de flocular, pois as bactérias possuem uma matriz gelatinosa que permite a aglutinação das bactérias e outros micro-organismos.

Existem várias técnicas para o tratamento terciário, tais como: desinfecção, lagoas de estabilização, banhados construídos e outros. Os custos envolvidos no tratamento de efluentes, tanto para implantação do sistema, como os custos operacionais, são o principal fator adotado na escolha dos mesmos. Os sistemas de banhados construídos com plantas aquáticas emergentes vêm se mostrando como uma alternativa muito viável pela vantagem dos baixos custos envolvidos no processo e atendimento dos padrões de emissão dos efluentes (Gerber, 2004).

2.3 Tratamento terciário com plantas aquáticas emergentes

2.3.1 Histórico de utilização dos banhados e seus aspectos conceituais

Segundo Gerber (2004), os banhados construídos recebem denominações específicas em cada localização em que são empregados e estudados. No Reino Unido, são utilizados os termos *Constructed Wetlands* ou *Root Zone*. Na Alemanha, utiliza-se a sigla PKA (*PflanzenKläranlage*), na Espanha são conhecidos como *Humedales Construidos* e no Brasil, como Terras Úmidas, Banhados Construídos, Zona de Raízes, PAE (Plantas Aquáticas Emergentes).

Estudos apontam que já existiam aplicações de banhados para o tratamento de efluentes nos EUA desde 1912. A primeira concepção de banhado construído entrou em operação em 1974 na Alemanha (Sezerino & Philippi, 2003).

Segundo Verhoeven & Meuleman (1999), os banhados vêm sendo utilizados para a purificação das águas desde 1950 em diferentes partes do mundo. Tanto os banhados naturais como os construídos são largamente utilizados em diferentes tipos de efluentes.

A partir da década de 70 a preocupação com o consumo de energia devido à escassez de recursos naturais e elevados custos associados tornou-se a força propulsora para a busca de sistemas alternativos de tratamento de efluentes. Em particular para pequenas comunidades os custos com energia e mão-de-obra representavam uma alta porcentagem no orçamento destinado ao controle da poluição hídrica. Dessa forma, os banhados foram muito bem aceitos com um processo atrativo pelo baixo custo relativo ao consumo de energia e mão-de-obra, apesar da necessidade de uma maior quantidade de área disponível para a sua instalação (Crites *et al.*, 1988).

Com o aumento das restrições ao uso de banhados naturais para tratamento de água residuárias constatou-se nos anos 80 um incremento significativo do emprego de banhados construídos (Campos, 1999).

Os banhados construídos vêm sendo largamente empregados para o tratamento de efluentes provenientes de esgotos domésticos. Estudos realizados sobre o tema possibilitaram ampliar as aplicações dos banhados construídos para o tratamento de efluentes de drenagem ácidas de minas, agrícolas, industriais em geral, pluviais, percolados de aterros sanitários (Lorion, 2001).

A Figura 1 mostra a aplicação de banhados construídos em estudo realizado nos EUA (ITRC, 2003).

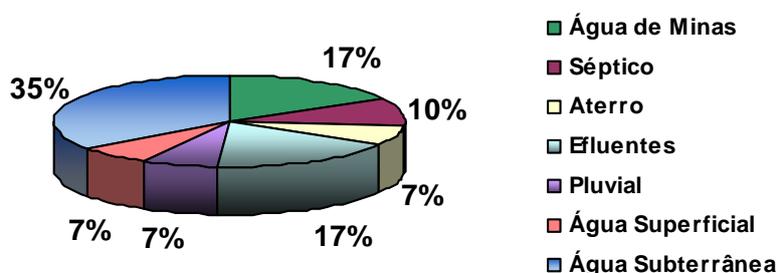


Figura 1: Aplicações de banhados construídos nos EUA.

Os banhados construídos são estruturas formadas pelo efluente, camada suporte, plantas e micro-organismos. Segundo Sperling (2006), os micro-organismos para desempenhar suas funções (crescimento, locomoção, reprodução e outras) necessitam basicamente de energia, carbono e nutrientes. Em relação à fonte de carbono os organismos podem ser classificados em autótrofos (gás carbono) e heterotróficos (matéria orgânica). Por outro lado, os organismos também são classificados pela fonte de energia, como: fototróficos (energia luminosa) e quimiotróficos (reações químicas).

Os banhados construídos basicamente são formados por um leito artificial usualmente confeccionado por uma matriz de areia ou brita. Juntamente com as raízes das plantas e com os micro-organismos que são colonizados na matriz na forma de biofilme. O tratamento ocorre por meio de mecanismos físicos, químicos e biológicos, como sedimentação, filtração, precipitação, sorção, absorção pelas raízes, decomposição microbiológica e transformações das formas de nitrogênio (Rosseau *et al.*, 2003). Na

Figura 2 podem ser vistos os elementos principais de um banhado construído (Campos, 1999).

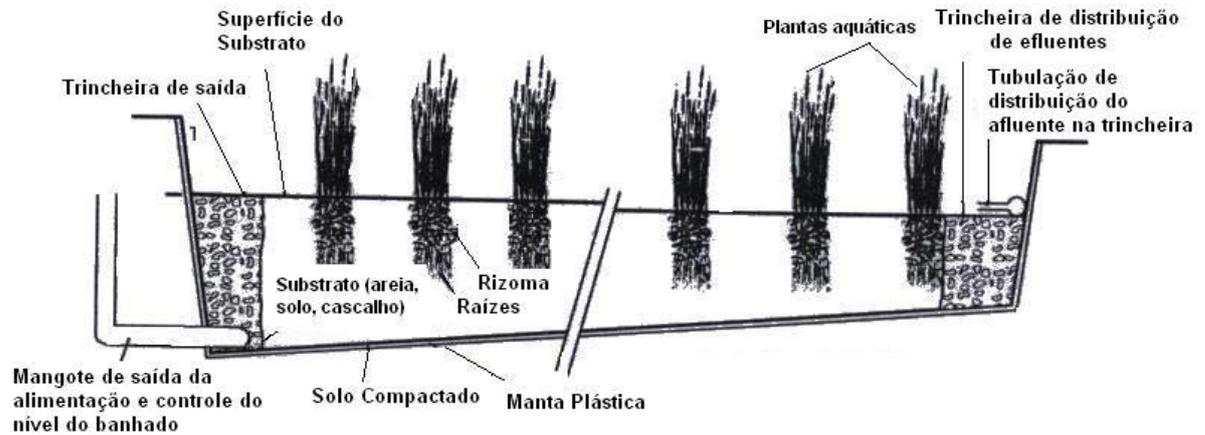


Figura 2: Elementos principais de um banhado construído.

2.3.2 Dimensionamento

O dimensionamento dos banhados construídos é relativamente simples se comparado ao sistema de tratamento convencional. Porém, para o primeiro devem ser considerados os fatores climáticos, físicos, químicos e biológicos do local de instalação do *site* de tratamento que podem influenciar o desempenho das taxas de remoção de poluentes (WEF, 1993).

Algumas variáveis influenciam o *design* do banhado construído, tais como: taxa de carga hidráulica, área total, tipo de solo, concentração de contaminantes do efluente bruto, vegetação, relação de vazão de entrada e saída, tempo de detenção e condições climáticas. A Tabela 6 apresenta de forma simplificada os principais parâmetros de dimensionamento de banhados construídos de fluxo sub-superficial.

Tabela 6: Parâmetros de dimensionamento

Parâmetros de Dimensionamento	Especificações
Profundidade	Depende da profundidade das raízes
Carga hidráulica	$q \equiv \frac{Q}{A}$ <p>q = carga hidráulica</p>
Área	$A_h \equiv \frac{Q_d (\ln C_o - \ln C_t)}{K}$ <p> A_h = área superficial do leito (m²) Q_d = taxa de vazão média diária (m³/dia) C_o = taxa média diária de alimentação (mg/l) C_t = taxa média diária requerida do efluente (mg/l) K = constante (m/dia) </p>
Tempo de retenção	$HRT \equiv \frac{AHn}{Q}$ <p> A = área (m²) H = profundidade de água (m) Q = taxa de vazão (m³/dia) n = porosidade ou fração de vazios na coluna d'água </p>
Impermeabilização	Normalmente utilizado. Exemplos: argila, manta plástica (Polietileno de alta densidade – PEAD)
Relação da Concentração de Vazão Entrada por Vazão de Saída	Demanda Bioquímica de Oxigênio $C_o \equiv 0,173C_i + 4,7$ <p> C_o = concentração da vazão de saída (mg/l) C_i = concentração da vazão de entrada (mg/l) </p> <hr/> Nitrogênio Total $C_o \equiv 0,409C_i + 0,122q$ <hr/> Nitrogênio Amoniacal $C_o \equiv 0,336q^{0,456} C_i^{0,728}$ <hr/> Fósforo $C_o \equiv 0,195q^{0,53} C_i^{0,191}$

Adaptado de IWA (2000), Cooper *et al.* (1996) & WEF (1993).

2.3.3 Tipos de banhados construídos

Fundamentalmente os banhados construídos são divididos em sistemas: a) superfície aquática livre; b) fluxo sub-superficial horizontal (FSH) e c) fluxo sub-superficial vertical (FSV).

Segundo Gerber (2004), os sistemas de superfície aquática livre são semelhantes aos banhados naturais, onde o efluente circula somente pela superfície do solo. Na Figura 3, conforme Brown *et al.* (2000), está apresentado esquematicamente um banhado construído de superfície aquática livre.

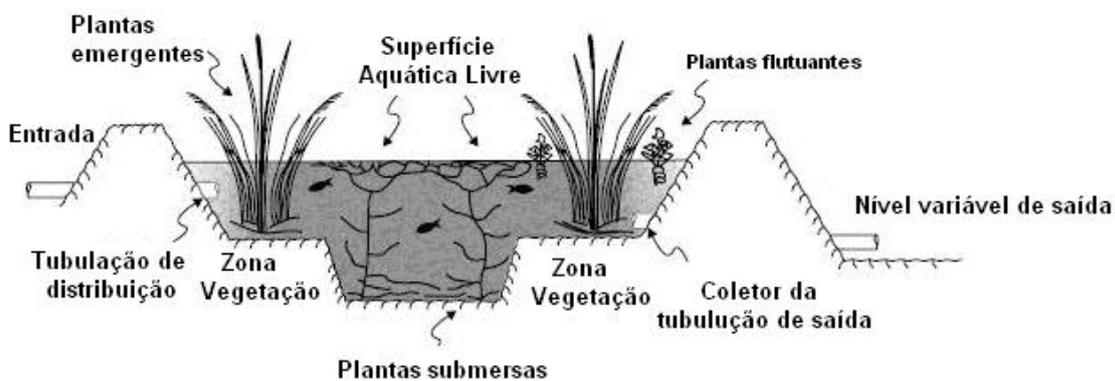


Figura 3: Perfil de um banhado construído de superfície aquática livre formada por plantas aquáticas emergentes, flutuantes e submersas.

Segundo Gerber (2004), nos sistemas de fluxo sub-superficial o efluente é conduzido através de uma matriz porosa que pode ser constituída por brita, areia grossa ou outro tipo de material, na qual estão presentes as raízes das macrófitas. O sistema sub-superficial pode ser dividido em dois tipos: Sistema de Fluxo Horizontal (SFH) e Sistema de Fluxo Vertical (SFV).

Segundo Cooper *et al.* (1996), no sistema de fluxo horizontal o efluente é alimentado na entrada do distribuidor e percorre vagorosamente através do leito no sentido horizontal até alcançar a zona de saída do sistema (Figura 4). Ao longo da passagem pelo leito o efluente entra em contato com as três zonas distintas: aeróbia, anóxica e anaeróbia.

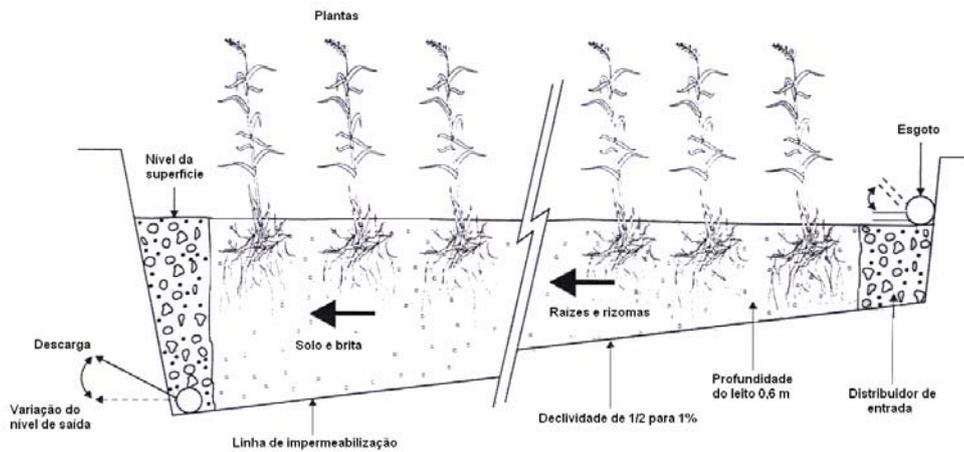


Figura 4: Arranjo com FSH.

O sistema de fluxo vertical, apresentado na Figura 5, funciona com uma alimentação intermitente, onde o líquido é dosado no topo do leito inundando toda a superfície. O sistema é semelhante a um processo de irrigação. O líquido é drenado através do leito e coletado por uma rede de drenagem localizada na base do sistema (Cooper *et al.*, 1996).

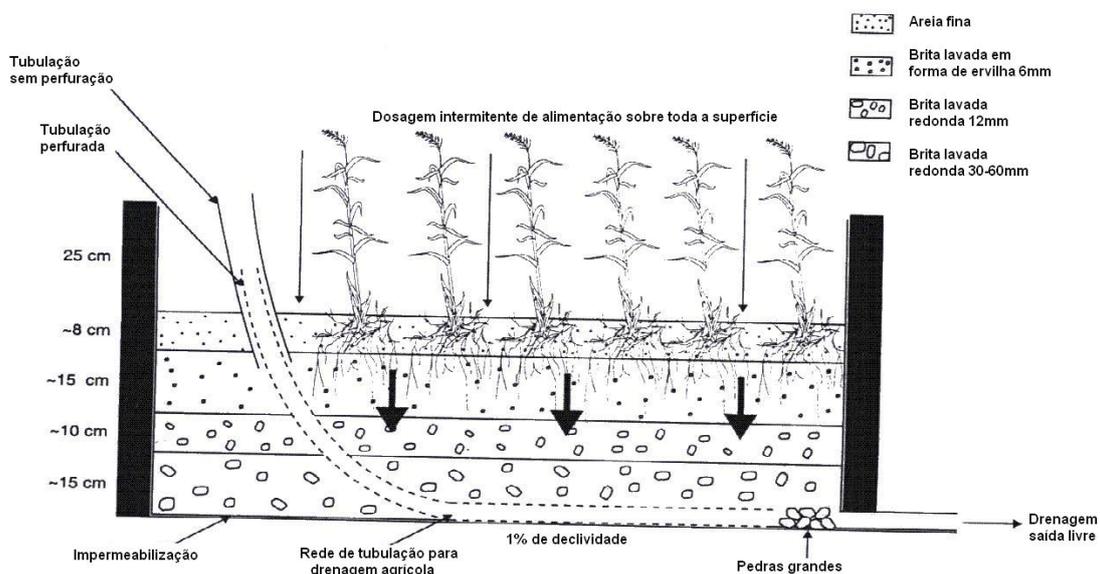


Figura 5: Arranjo com FSV.

Para Cooper (1998) cada tipo de fluxo apresenta vantagens e desvantagens:

- Fluxo Horizontal: remoção de sólidos suspensos e bactérias, DBO e denitrificação (desde que o oxigênio esteja disponível na forma de nitrato), não é favorável para nitrificação devido à limitada capacidade de transferência de oxigênio;

- Fluxo Vertical: a alta capacidade de transferência de oxigênio proporciona condições para a nitrificação, remoção de DBO, DQO e parte de bactérias, baixa remoção de sólidos suspensos e potencial para ocorrência de entupimentos da camada suporte.

Segundo Cooper (1998), os sistemas híbridos podem oferecer bons resultados uma vez que os mesmos apresentam configurações que possibilitam o emprego das características favoráveis de cada sistema. Um exemplo de configuração de um sistema híbrido é a construção de um sistema constituído por uma lagoa com fluxo horizontal seguida de duas lagoas com fluxo vertical e finalmente uma lagoa de fluxo horizontal, conforme mostra a Figura 6.



Figura 6: Arranjo do sistema híbrido - fluxo horizontal e vertical.

O tratamento de efluentes em áreas urbanas no Brasil com banhados construídos com fluxo sub-superficial híbrido (combinação dos fluxos horizontais e verticais) de pequeno tamanho é uma opção prática e econômica (Moshiri, 1998).

Segundo Brix (1998), os banhados construídos de fluxo sub-superficial demandam uma área menor quando comparados com os banhados construídos de superfície aquática livre. Por outro lado, os custos com a instalação dos últimos são menores por que estes não utilizam a camada suporte para sustentação das plantas. A remoção dos nutrientes pelas raízes das plantas é um mecanismo menos importante nos sistemas de fluxo sub-superficial.

2.3.4 Plantas

2.3.4.1 Tipos de plantas

Nas raízes das plantas fixam-se bactérias que recebem oxigênio e nitrogênio conduzidos pela planta por meio dos aerênquimas do caule até as raízes. Em troca as bactérias decompõem a matéria orgânica transformando-a em nutrientes que são repassados às plantas (Kaick, 2002).

A formação de aerênquimas é conhecida como uma das mais importantes adaptações anatômicas pelas quais as plantas passam quando são submetidas à deficiência de oxigênio. Esse tecido se desenvolve pela ação de enzimas de degradação ou afrouxamento da parede celular (Dantas *et al.*, 2001). Conforme Guimarães *et al.* (2002), na Figura 7 é possível verificar a presença de aerênquimas (bolsões de ar).

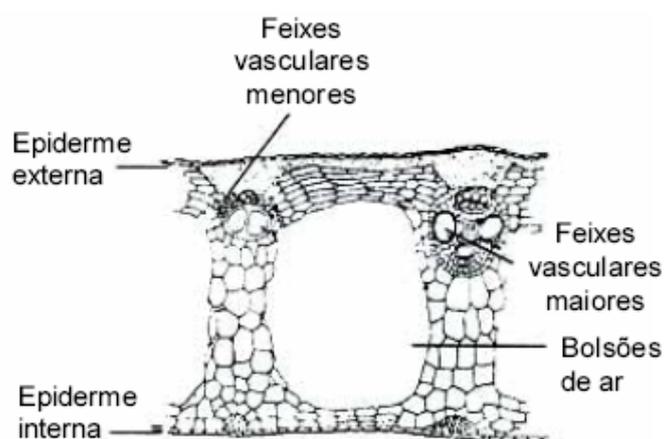


Figura 7: Seção transversal da bainha foliar.

Conforme Campos (1999), as plantas aquáticas são responsáveis pela transferência de oxigênio que ocorre quando as mesmas incorporam o ar através das suas folhas e o transferem para o rizoma e raízes por meio do aerênquima (tecido vegetal), proporcionando condições para que o substrato em contato/próximo das raízes e rizoma fique aeróbio (Figura 8).

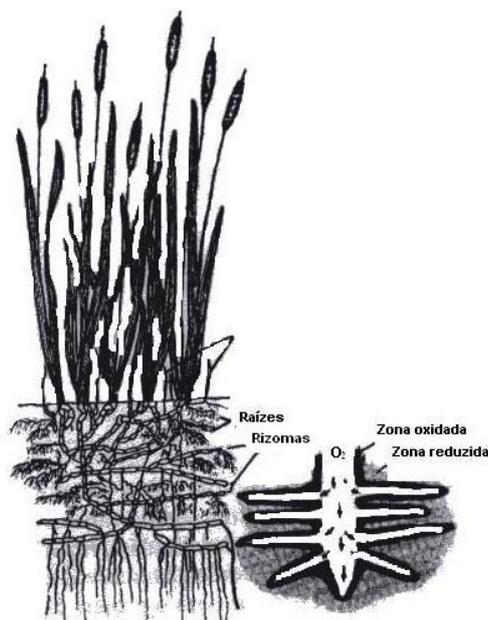


Figura 8: Mecanismos de transferência de oxigênio pelas macrófitas.

Segundo Mello *et al.* (2003), os rizomas são estruturas pelas quais as plantas se ramificam em todas as direções. O rizoma é uma espécie de caule carnudo que une sucessivos brotos, como mostra Figura 9 (Alonso & Moraes-Dallaqua, 2004), constituindo um órgão de armazenamento de reservas.

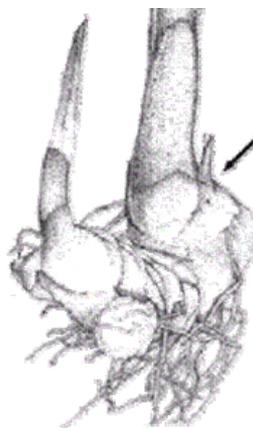


Figura 9: Sistema de rizomas.

O oxigênio livre diminui rapidamente com a profundidade em solos inundados devido ao metabolismo dos micro-organismos (respiração microbiana e oxidação química) que consomem matéria orgânica (IWA, 2000).

Segundo Platzer (1998), o oxigênio é transferido nos banhados construídos de fluxo vertical por convecção, pelos rizomas e por difusão. A convecção ocorre através do gradiente de pressão entre o ar e o solo. A difusão é realizada pelo contato com o substrato.

A vegetação de banhados é genericamente denominada de macrófita aquática e pode ser agrupada em categorias definidas pela posição relativa ao gradiente físico (nível d'água). Com base neste contexto são discriminadas sete formas biológicas principais: anfíbias, flutuantes fixas, flutuantes livres, submersas fixas, submersas livres, epífitas e emergentes (Gerber, 2002).

Para Sousa *et al.* (2004), as macrófitas aquáticas utilizadas nos sistemas de banhados construídos mais utilizadas são de dois tipos: emergentes e flutuantes. Para escolhê-las, devem-se observar os seguintes critérios: fácil propagação e crescimento rápido; alta capacidade de absorção de poluentes; tolerância a ambiente eutrofizado; fácil colheita e manejo e valor econômico.

Segundo Vymazal (1998), as plantas aquáticas flutuantes livres apresentam uma ampla variedade de formas, com poucas raízes (Figura 10) ou até em alguns casos ausentes. Já as plantas aquáticas flutuantes fixas são espécies que ao mesmo tempo em que estão enraizadas no substrato estão em condições em que suas folhas flutuam na superfície da água. Estas não são muito utilizadas em sistemas de banhados construídos devido eficiência de remoção de poluentes ser questionável (Figura 11).

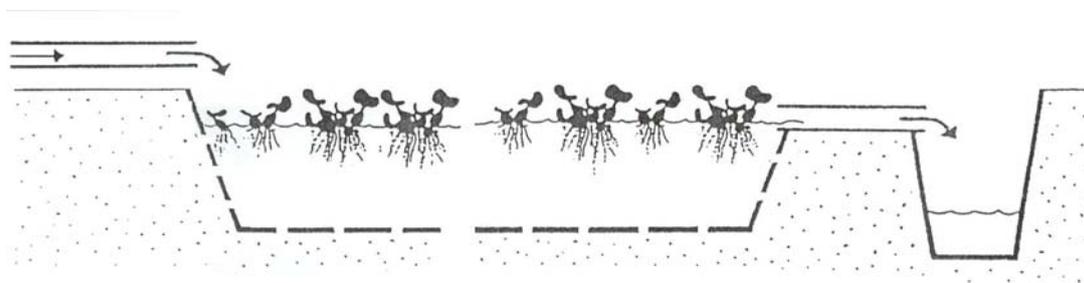


Figura 10: Banhado construído com plantas aquáticas flutuantes livres.

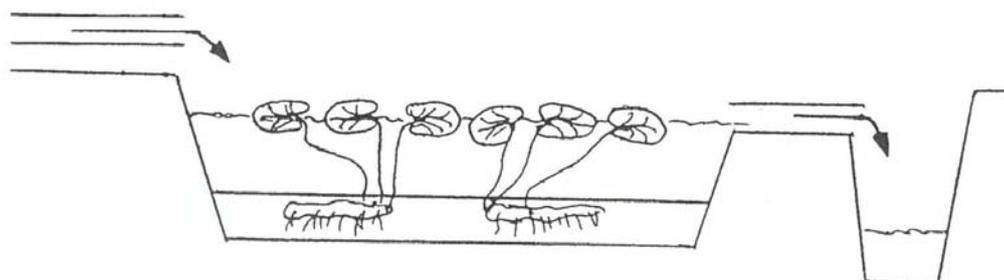


Figura 11: Banhado construído com plantas aquáticas flutuantes fixas.

As plantas aquáticas emergentes projetam suas raízes no interior do solo e mantêm suas principais superfícies fotossintéticas acima do nível da água, permanentemente ou na maior parte do tempo (Gerber, 20004). A Figura 12 mostra um desenho esquemático de macrófitas emergentes (Vymazal, 1998).

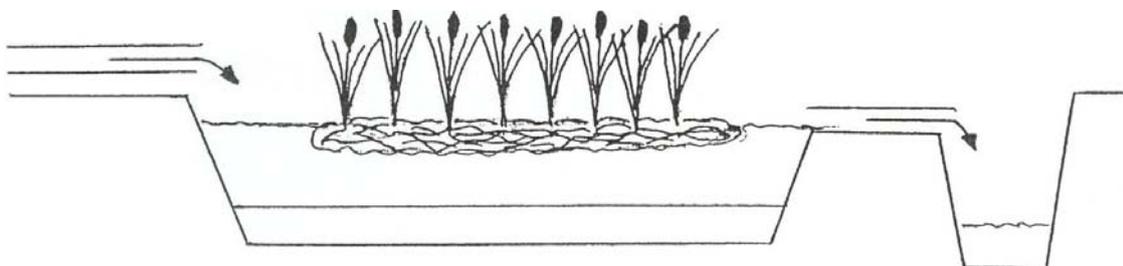


Figura 12: Banhado construído com plantas aquáticas emergentes.

As macrófitas emergentes possuem um tecido de sustentação muito mais resistente do que as macrófitas flutuantes, por isso possuem uma capacidade de remoção e retenção de nutrientes superior (Gerber, 2004).

Segundo Giovannini (1997), as macrófitas popularmente conhecidas por Junco e Taboa são as mais empregadas em banhados construídos no Rio Grande do Sul. A espécie *Typha subulata* que pertence à família *Typhaceae* (Taboa) ocorre na Argentina, Uruguai e Brasil, é uma planta perene e rústica. A espécie *Scirpus californicus* da família *Chenopodiaceae* (Junco) ocorre na América desde os EUA até a Patagônia na Argentina, ocupando solos pantanosos e orlas de lagoas e rios. Esta planta possui rizoma horizontal robusto, lenhoso e coberto de escamas. A Figura 13 mostra exemplos de Taboa e Junco.



a)



b)

Figura 13: Espécies de plantas aquáticas – Taboa (a) e Junco (b).

A Tabela 7 mostra as espécies de plantas aquáticas emergentes de maior ocorrência na planície costeira do Rio Grande do Sul (Gerber, 2004).

Tabela 7: Plantas aquáticas emergentes do Rio Grande do Sul – Planície costeira (Gerber, 2004)

Família	Nome Científico	Nome Popular
<i>Alismatacea</i>	<i>Sagítaria lancifolia</i>	Sagítaria
	<i>Echinodorus grandiflorus</i>	Chapéu de couro
<i>Cannaceae</i>	<i>Canna glauca</i>	Caeté
<i>Chenopodiaceae</i>	<i>Atriplex montevidensis</i>	
	<i>Scirpus californicus</i>	Junco
<i>Cyperaceae</i>	<i>Scirpus giganteus</i>	Tiriricão
	<i>Eleocharis interstincta</i>	Tiririca
	<i>Cypereus giganteus</i>	Palha
<i>Conmbinaceae</i>	<i>Floscopa glabrata</i>	Trapoeiraba
<i>Euphorbiaceae</i>	<i>Sebastiania schottiana</i>	Sarandi vermelho
	<i>Phyllonthus sellowianus</i>	Sarandi branco
<i>Typhaceae</i>	<i>Typha subulata</i>	
	<i>Typha domingensis</i>	
	<i>Typha latifolia</i>	Taboa

2.3.4.2 Preparação das mudas de rizomas

Segundo Cooper *et al.* (1996), as etapas para preparação das mudas de rizomas são as seguintes: a) cavar os rizomas com uma pá de corte ou coletar leivas no início da primavera; b) selecionar os rizomas com um inter-nódulo que não esteja danificado e dois nódulos com brotos laterais. Podar o excesso, limpar e emparelhar. Os rizomas com um broto terminal também podem ser usados; c) plantar em um ângulo de 45° com a horizontal e no mínimo um dos brotos aproximadamente 4 cm abaixo da terra. Plantar no início da primavera cerca de quatro mudas por m²; d) Proceder a inundação rasa de 2-5 cm garantindo que a parte cortada fique acima da superfície da água. A brotação deve aparecer no início do verão. A Figura 14 mostra todas as etapas de plantio.

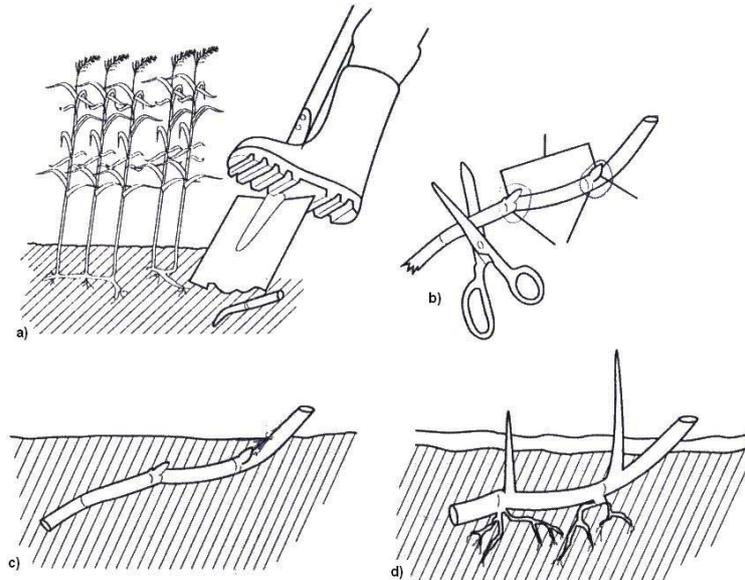


Figura 14: Técnica para plantio das mudas de rizomas.

Também, para Cooper *et al.* (1996), as etapas para preparação das mudas com base na técnica de camadas são as seguintes: a) curvar gentilmente a planta que possuir o ramo mais alto em direção da matriz. Esta deve estar inundada; b) cortar um vinco de aproximadamente 25 cm de profundidade e enterrar a parte da planta com mais nós possíveis. Manter a parte do ramo em contato com a matriz no solo; c) após 3 a 4 semanas as raízes devem se desenvolver e passado este período com mais 2 a 3 semanas irão aparecer os novos brotos; d) o caule em desenvolvimento começa a apresentar novos brotos e raízes provenientes dos nós. A Figura 15 mostra todas as etapas de plantio.

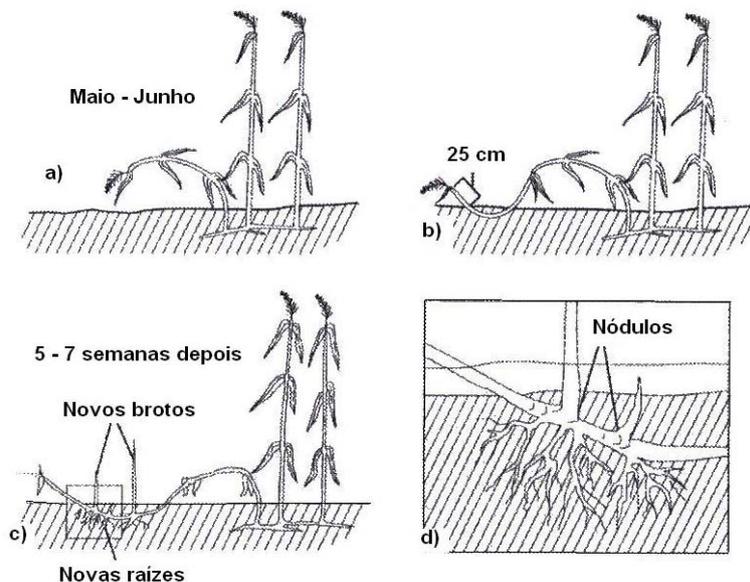


Figura 15: Técnica para plantio em camadas.

2.3.5 Evapotranspiração

Segundo Sperling (1996), a evapotranspiração consiste na transferência da água para o meio atmosférico que pode ocorrer por meio de dois fenômenos (Figura 16):

a) evaporação: transferência da água superficial do estado líquido para o gasoso;

b) transpiração: a água extraída do solo através das raízes das plantas é transferida para as folhas que realizam o processo de evaporação.

Não existe uma relação permanente entre o desempenho de banhados construídos e a temperatura, bem como o efeito das chuvas na eficiência de remoção de poluentes (Mainos *et al.*, 2000).

Para Kadlec (1998), a chuva e a evapotranspiração mudam em cada estação, influenciando o balanço hídrico dos banhados construídos, bem como sua eficiência de remoção. Existe um ciclo diurno de evapotranspiração, onde a máxima perda hídrica é próxima ao meio-dia e mínima é constatada cerca da metade da noite.

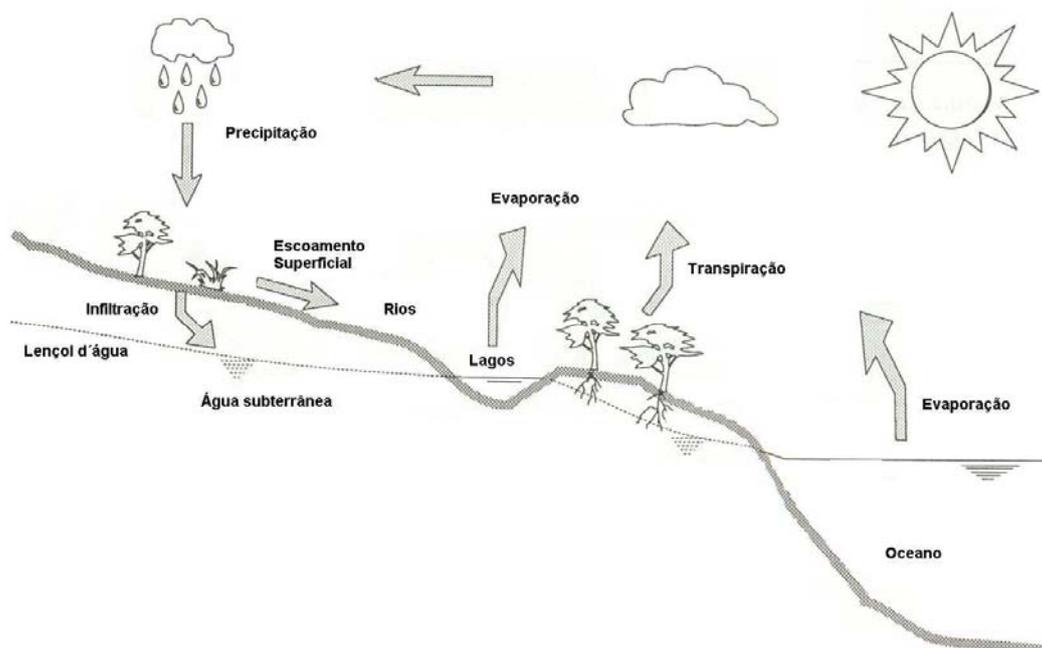


Figura 16: Processo de evapotranspiração.

A taxa de evapotranspiração para as plantas aquáticas emergentes pode variar de 1,3 a 3,5 vezes a taxa de evaporação de uma superfície livre (Campos, 1999).

2.3.6 Camada suporte

Segundo Gerber (2004), os três principais fatores que influenciam o desempenho de banhados construídos são a camada suporte, o regime hidrológico e a vegetação. As propriedades desejadas dos constituintes da camada suporte são: permeabilidade, sustentação das plantas adultas, favorecimento do desenvolvimento das raízes, neutralidade, capacidade de filtração, facilidade de aquisição e manejo.

Atualmente um dos principais problemas a serem superados em banhados construídos para tratamento de efluentes em geral está relacionado com o processo de colmatação do leito do substrato, ocasionando a redução da eficiência pelo acúmulo de sólidos nas camadas superiores. Este problema pode ser corrigido pela alimentação intermitente de efluente, promoção de aeração suficiente, bem como correto emprego do tipo e granulometria de substrato (Zhao *et al.*, 2004).

Segundo Campos (1999), as macrófitas aquáticas emergentes podem se desenvolver em vários substratos, incluindo resíduos orgânicos (palha de arroz, casca de árvores) e de mineração (carvão, lodo, argila, areia, silte, cascalho, argila expandida).

O material orgânico é um substrato conveniente para os micro-organismos presentes nos banhados construídos por ser uma fonte de carbono que serve como suporte para a atividade dos mesmos. Além disso, o material orgânico consome oxigênio atuando como um agente promotor do ambiente anóxico necessário para desnitrificação ou neutralização da drenagem ácida de minas (EPA, 2003).

Uma planta piloto projetada para tratamento de efluentes de uma empresa de papel e celulose foi utilizada como camada suporte: brita, saibro, turfa, substrato agrícola, areia, casca de arroz bruta, bambu picado e cinza de casca de arroz. Alguns materiais não apresentaram boas características, tais como a casca e cinza de arroz e bambu (Gerber, 2004).

Pelas suas características as escórias de alto forno e escórias de aciaria são boas opções de camada suporte devido ao seu baixo custo quando comparado com outros materiais tradicionalmente utilizados para esta mesma finalidade (brita, areia, pedra calcária). A escória é um sub-produto da produção do aço. Sendo composta basicamente por óxidos básicos, tais como CaO e MgO. A composição química da escória é função

da matéria-prima, tecnologia de produção do aço e outros fatores. Justamente a condição de sua composição é um fator positivo para sua utilização como camada suporte para sistema de tratamento de efluentes com banhados construídos, pois a presença dos óxidos básicos favorece a remoção de nutrientes de diversos tipos de efluentes. Esta característica é verificada principalmente em relação ao fósforo.

Segundo Sakadevan & Bavor (1998), a presença de elevados níveis de óxidos de cálcio, magnésio e ferro presentes na escória podem aumentar a capacidade de absorver o fósforo. Sendo potencialmente valiosa para a remoção de fósforo de efluentes industriais, agrícolas ou sanitários.

A escória apresenta uma eficiência de remoção de fósforo superior quando comparado com o uso de brita, que constitui a camada suporte mais utilizada para este fim. Segundo Korkusuz *et al.* (2005), durante teste realizado em uma planta com banhado construído para tratamento de efluente sanitário na Turquia foi constatado que a escória apresentava índices de remoção de fósforo e nitrogênio superiores aos resultados obtidos empregando brita como camada suporte. A média de eficiência de remoção da escória e brita, foram respectivamente: NH_4^+ -N (88% e 53%), PO_4^{3-} -P (44% e 1%) e fósforo total (45% e 4%).

A escória também foi utilizada como camada suporte em uma planta piloto com plantas aquáticas emergentes para o tratamento de efluentes de uma empresa de arroz parboilizado. Segundo Gerber (2002), a melhor remoção obtida de fósforo foi na linha que possui a escória como camada suporte.

A escória é um tipo de resíduo muito estudado devido a sua grande versatilidade, favorecendo sua aplicação em diferentes setores industriais. A elevada geração deste tipo de resíduo proveniente da indústria siderúrgica ocasiona o incremento da escória como matéria-prima para vários segmentos devido ao seu baixo custo e grande disponibilidade.

Atualmente os resíduos de escória do alto forno são usados na adição do concreto. Estão sendo feitas pesquisas para utilizar também a escória de aciaria elétrica para este fim. As escórias de aciaria têm como destinação mais comum a de agregado, sendo empregado na pavimentação de estradas de rodagem e em lastro de ferrovias. Cujo

maior problema é a propriedade de expansão da escória, o que muitas vezes pode provocar a ruptura no local onde à mesma foi utilizada (Masuero, 2000).

Ainda, estão sendo feitas pesquisas para ampliar a utilização deste resíduo, onde se pode citar o uso da escória na indústria cimenteira e cerâmica. E também na indústria de fertilizantes. Segundo Prado *et al.* (2003), a escória de siderurgia pode ser uma fonte alternativa de Ca e Mg, bem como corretivo de acidez do solo.

2.3.7 Remoção de poluentes

2.3.7.1 Parâmetros físico-químicos

Os principais poluentes dos efluentes e seus respectivos mecanismos de remoção presentes em banhados construídos estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8: Mecanismos de remoção de poluentes em banhados construídos

Parâmetros	Mecanismo de remoção
Sólidos Suspensos Totais	Sedimentação/filtração
DBO ₅ DQO	Degradação microbiológica (anaeróbia e aeróbia) Sedimentação (acumulação de material orgânico) Oxidação
Hidrocarbonetos	Difusão Volatilização Sedimentação Oxidação Fotoquímica Biodegradação Evapotranspiração
Nitrogênio	Nitrificação/denitrificação Volatilização da amônia Absorção pelas raízes
Fósforo	Imobilização (reações de adsorção-precipitação com alumínio, ferro, cálcio e outros minerais do solo) Absorção pelas raízes Sedimentação/filtração
Patogênicos	Radiação UV Excreção de antibióticos pelas plantas e bactérias Morte natural Predadores
Metais Pesados	Floculação Absorção Co-precipitação Troca iônica Complexação Precipitação Oxidação/redução Atividade microbiológica Absorção pelas raízes

Adaptado de Gerber (2004), Matagi *et al.* (1998) & ITRC (2003)

Segundo estudos realizados por Jing *et al.* (2001), os banhados construídos são efetivos para a remoção de sólidos. Em especial a modalidade de superfície aquática livre apresenta uma menor eficiência de remoção de sólidos suspensos quando comparado com os banhados de fluxo sub-superficial. Este comportamento se deve principalmente pela presença de algas. A remoção de sólidos é promovida pela filtração (camada suporte e raízes), redução da penetração de luz como agente para inibir o crescimento das algas, competição pelos nutrientes favorecendo a redução do desenvolvimento de algas, fornecimento de oxigênio para incrementar a biodegradação dos sólidos orgânicos.

A sedimentação do material particulado, a precipitação química, a decomposição e a incorporação no biofilme ocorrem simultaneamente nos filtros e são, portanto, responsáveis pela redução na concentração de sólidos (Sezerino & Philippi, 2003).

As moléculas orgânicas são degradadas em processos aeróbios e anaeróbios que ocorrem nos banhados construídos. A taxa de eficiência de remoção de DBO realizada pela ação dos micro-organismos é variável e dependem dos componentes orgânicos presentes no efluente. Uma parte significativa de DBO pode ser removida pela sedimentação (ITRC, 2003).

Em experimento realizado por Bubba *et al.* (1998), constatou-se uma remoção de DQO de 40% em média no inverno e 75 % na primavera. Esta diferença entre as estações provavelmente está relacionada com a degradação aeróbia promovida pelo fornecimento de oxigênio pelas raízes.

Os banhados construídos possuem um excelente potencial para redução da carga orgânica devido a sua capacidade de transferir oxigênio que pode variar de 5 a 45 g de O₂/dia*m² (Campos, 1999).

A biodegradação é um dos principais mecanismos de remoção dos hidrocarbonetos. A mesma ocorre em meio aeróbio e anaeróbio dependendo da disponibilidade de oxigênio e da estrutura molecular do componente (ITRC, 2003).

Em experimento realizado por Bubba *et al.* (1998), com banhado construído de fluxo sub-superficial horizontal utilizado com tratamento terciário obteve-se uma boa eficiência de remoção de hidrocarbonetos como demonstra a

Tabela 9.

Tabela 9: Remoção de hidrocarbonetos em banhado construído

Classe dos componentes orgânicos	Range de concentração (ng/L)	
	Afluente	Efluente
Hidrocarbonetos alifáticos	182-245	66-91
Alquilbenzenos	108-173	45-72
Naftaleno	8-14	4-8
Nonilfenol	189-281	17-25

Para Panigatti & Maine (2003), a eficiência de remoção de nutrientes com sistema de tratamento com banhados depende do tipo e da taxa de crescimento das plantas utilizadas, composição dos nutrientes, bem como das características químicas e físicas dos efluentes.

Segundo Pauwels & Talboa (2004), o excesso de nitrogênio afeta a vida aquática em particular ocasionando o processo de eutrofização (crescimento exagerado de algas). Além disso, o NO_3 pode ser perigoso à saúde humana, em especial para mulheres grávidas e crianças recém nascidas.

Segundo Lautenschlager (2001), as mais importantes formas de nitrogênio em banhados construídos são amônio (NH^{+4}), nitrito (NO^{-2}), nitrato (NO^{-3}), óxido nítrico (NO) e gás nitrogênio (N_2). O nitrogênio ainda pode estar presente em muitas formas orgânicas (uréia, aminoácidos, aminas, purinas e pirimidinas). Conforme IWA (2000) o mecanismo de remoção de nitrogênio orgânico em banhados construídos segue a seqüência do processo de amonificação (mineralização), nitrificação e denitrificação. As transformações do nitrogênio em banhados construídos estão representadas na Figura 17.

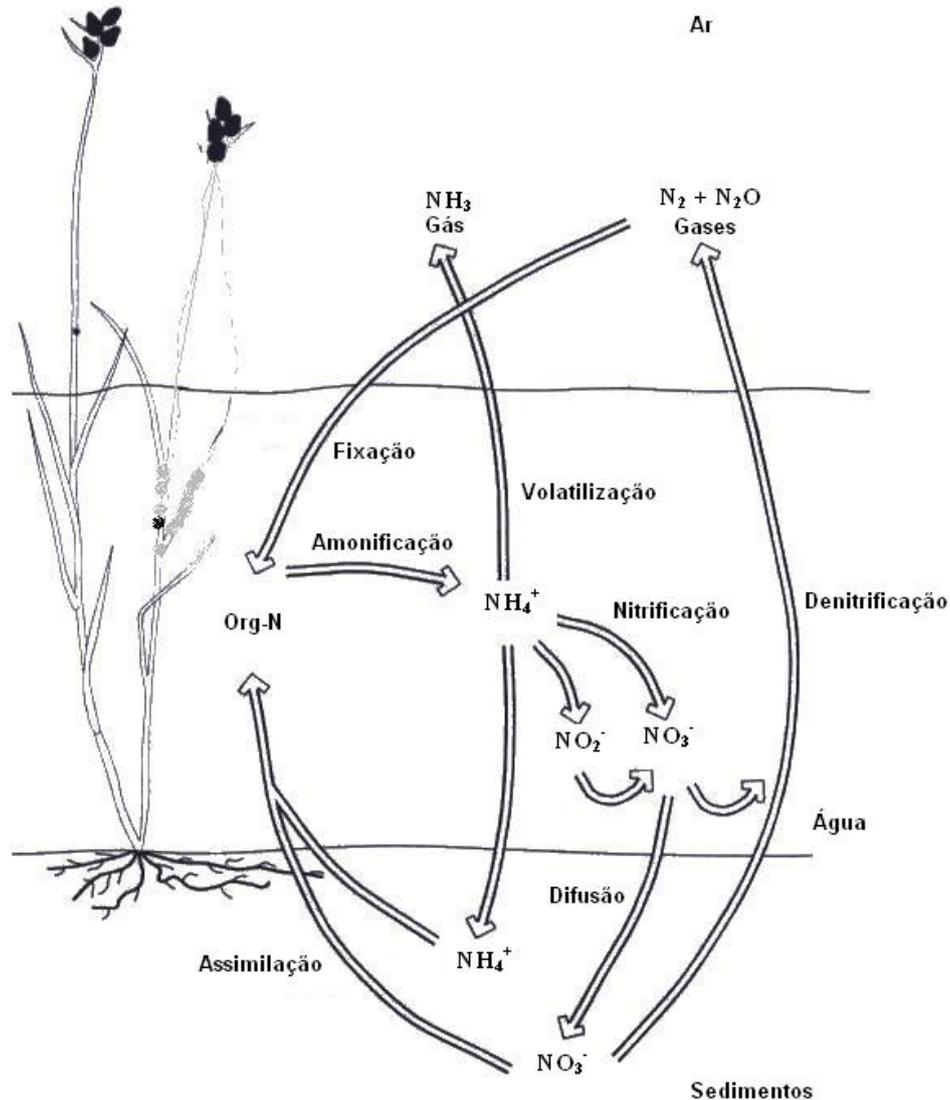


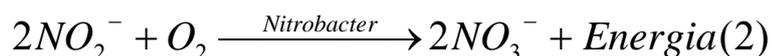
Figura 17: Ciclo simplificado do nitrogênio em banhados construídos.

Segundo Lautenschlager (2001), a amônia é relativamente volátil e pode ser removida dos banhados construídos para a atmosfera por meio de difusão. Porém, este processo costuma ser menos significativo em relação à nitrificação e denitrificação.

Nos banhados construídos o nitrogênio passa por várias transformações. O nitrogênio orgânico é biologicamente transformado para a forma de nitrogênio amoniacal pelo processo de mineralização ou, também, chamado de amonificação. A mineralização resulta da hidrólise e da decomposição da matéria orgânica devido à ação dos micro-organismos aeróbios e anaeróbios (IWA, 2000).

Segundo Sperling (1997), após esta etapa ocorre a nitrificação que se dá pela oxidação da amônia a nitrito e posteriormente a nitrato. Este mecanismo é promovido

pela ação das bactérias nitrificadoras do gênero *Nitrossomonas* e *Nitrobacter*, conforme as reações 1 e 2:



A transferência de oxigênio em banhados construídos ocorre devido às raízes das macrófitas e difusão atmosférica. Neste caso, a quantidade de oxigênio fornecida não é significativa para alta remoção de amônia. As taxas de redução da amônia em banhados construídos são reduzidas, pois o oxigênio disponível para as bactérias é limitado (Wu *et al.*, 2001).

Segundo Kadlec & Reddy (2001), a remoção de nitrato é melhor em estações de clima mediano. Temperaturas de aproximadamente 10°C já são suficientes para inibir a redução de nitrato em banhados construídos.

A nitrificação é limitada pela temperatura durante todas as estações e na metade do verão a nitrificação é maior e no inverno as taxas ficam menores (Kuschik *et al.*, 2003).

Segundo Lautenschlager (2001), a denitrificação é um processo de redução de energia onde elétrons são adicionados ao nitrato, resultando numa produção de nitrogênio gasoso (N₂), óxido nitroso (N₂O) ou óxido nítrico (NO). A denitrificação ocorre nas zonas anaeróbias e anóxicas.

A remoção de nitrogênio pelas plantas é um mecanismo secundário em relação à degradação microbológica. As macrófitas competem com os micro-organismos pelo nitrogênio disponível (Roger *et al.*, 1991).

O principal problema associado ao excesso de fósforo nos corpos receptores é o desenvolvimento do processo de eutrofização. O fósforo se encontra nos esgotos na forma de fosfato inorgânico (ortofosfato e polifosfato) e orgânico. Os ortofosfatos estão diretamente disponíveis para o metabolismo biológico sem necessidade de conversões a formas mais simples (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4). Os polifosfatos são moléculas mais complexas com dois ou mais átomos de fósforo, que podem ser convertidos a ortofosfatos através de hidrólise. O fósforo orgânico pode ser convertido a ortofosfato através da oxidação completa da matéria orgânica (Sperling, 1997).

A remoção de fósforo é controlada pela interação do potencial redox, pH, Fe, Al e Ca. O fósforo inorgânico é retirado pelos óxidos e hidróxidos de Fe e Al, calcita e complexos orgânicos metálicos. Em condições ácidas o fósforo inorgânico é rapidamente adsorvido por óxidos de Fe e Al e pode ser precipitado como fosfato de ferro e alumínio, que são insolúveis. Em taxas de pH maiores que 7,0 a transformação dominante é a precipitação do fosfato de cálcio em alguns casos de magnésio, ambos insolúveis (Cooper *et al.*, 1996).

Segundo Sousa *et al.* (2004), a remoção de fósforo no sistema banhados construídos ocorre pela precipitação química, pela adsorção, pela assimilação dos vegetais e biofilmes formados no substrato e no sistema radicular da vegetação. Sabe-se que o fósforo solúvel é facilmente absorvido pelos sistemas radiculares das plantas aquáticas. Já a fração pouco solúvel associa-se ao ferro, ao alumínio e ao cálcio, tornando-se pouco assimilável pela planta, bem como pelos micro-organismos.

A quantidade de fósforo retido pelo solo depende da concentração do mesmo na coluna d'água associado com os processos bioquímicos do solo. Estes processos incluem reações de adsorção/dessorção, precipitação, mineralização do fósforo orgânico e difusão do fósforo proveniente do solo e vice-versa. A Figura 18 mostra um esquema das transformações do fósforo no solo e na coluna d'água (WEF, 1993).

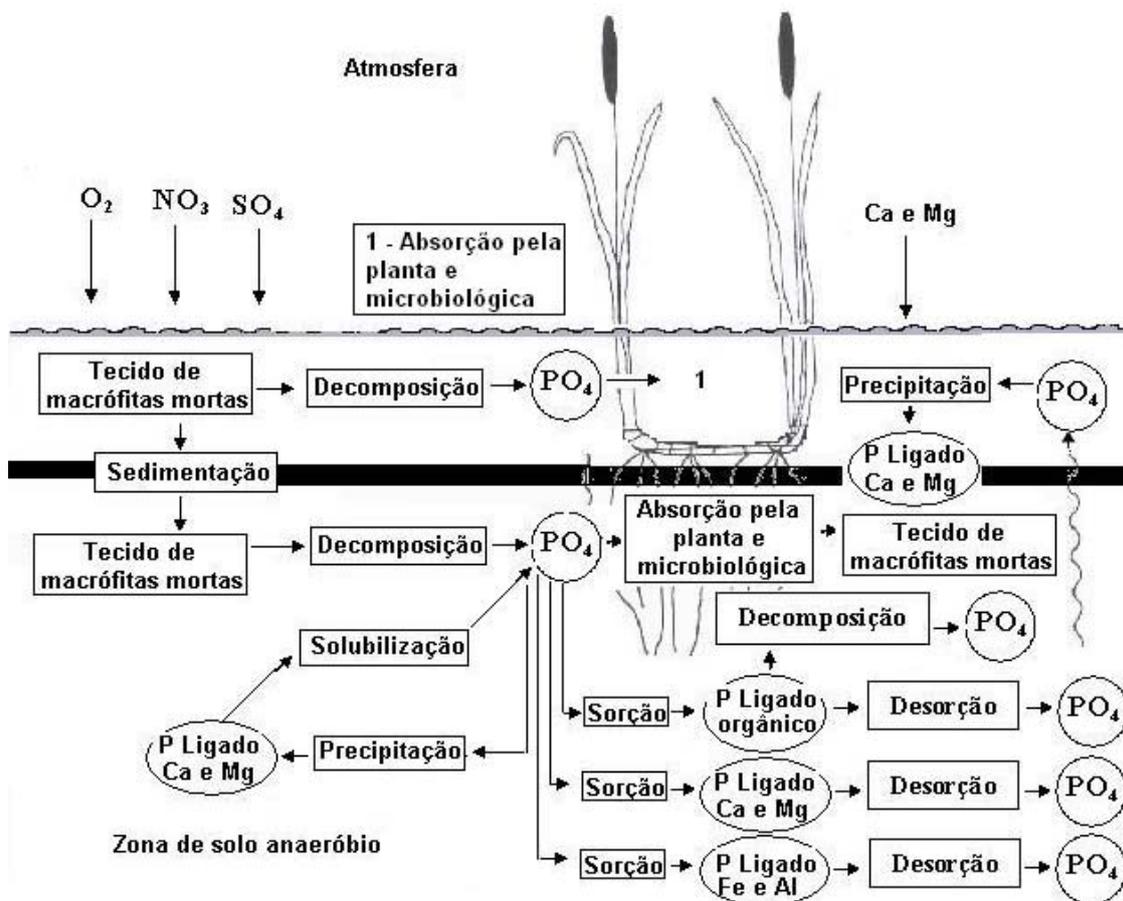


Figura 18: Transformações do fósforo em banhados construídos.

Em banhados naturais e construídos a remoção de metais ocorre por mecanismos distintos: sedimentação, floculação, absorção, co-precipitação, troca iônica, complexação, precipitação, oxidação/redução, atividade microbiológica e absorção pelas raízes (Matagi *et al.*, 1998).

A remoção de metais pesados de efluentes líquidos ocorre principalmente por troca iônica. No caso das plantas aquáticas, o radical orgânico responsável é o grupo carboxila ($R-COO^-$) presentes no tecido vegetal. No meio natural, esse sítio encontra-se ocupado por cátions que existem em maior concentração no ambiente, como H^+ , Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} , Fe^{+2} . Porém, quando em contato com íons como Cu^{+2} , Zn^{+2} , Ni^{+2} , Cd^{+2} , Pb^{+2} , Cr^{+3} presentes em efluentes, existe uma tendência química de ocorrer à substituição dos metais alcalinos e alcalinos terrosos pelos metais de transição, ocorrendo à remoção natural dos metais através das plantas (Schneider *et al.*, 2004).

Traços de metais possuem uma alta afinidade por adsorção e complexação com material orgânico e acumulação no eco-sistema dos banhados construídos. Na Figura 19 aparecem os mecanismos de remoção de metais em banhados construídos (IWA, 2000).

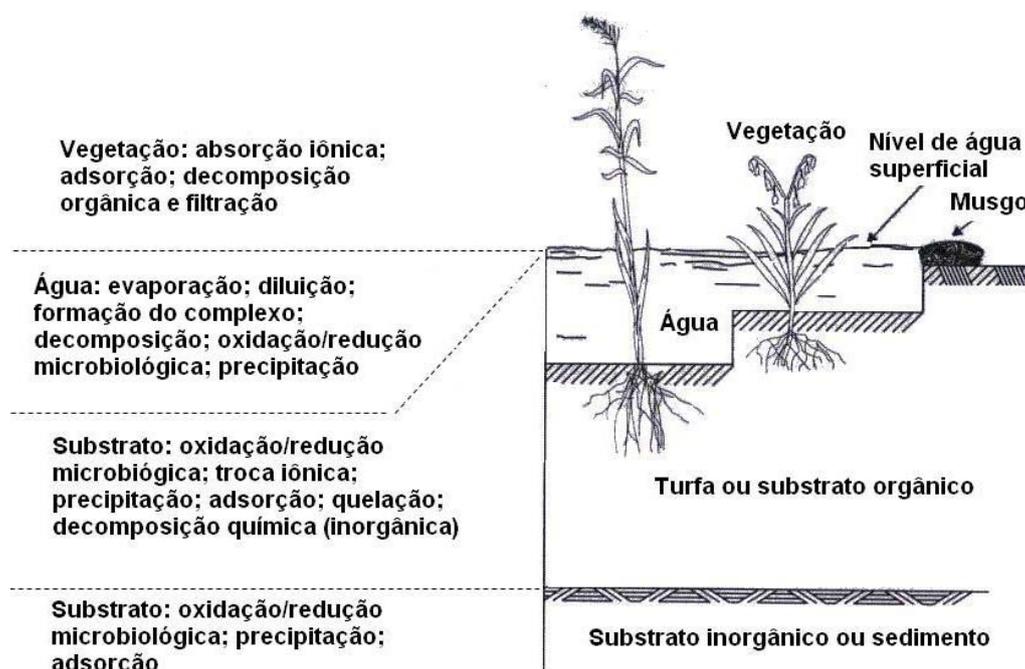


Figura 19: Processo de remoção de metais em banhados construídos.

Em estudo conduzido por Guimarães *et al.* (2000), foi possível constatar a remoção de mercúrio pelas raízes de plantas aquáticas flutuantes na região do Amazonas. No experimento concluiu-se que as raízes das plantas absorvem mais mercúrio que os sedimentos do rio.

As plantas possuem uma alta capacidade de bioacumulação e uma boa tolerância a altas concentrações de cromo por longos períodos de tempo se necessário. Dependendo do tipo de planta a capacidade de assimilação do cromo será alterada. A acumulação do cromo ocorre especialmente nas raízes das plantas, onde somente pequenas quantidades de cromo são transferidas para a parte aérea das plantas (Maine *et al.*, 2004).

Segundo Debusk *et al.* (1996), em experimento realizado com percolado de aterro industrial contendo cádmio e chumbo, verificou-se que as raízes das macrófitas utilizadas em banhados construídos removeram grandes quantidades destes metais. A remoção de cádmio e chumbo no sedimento e nas folhas das macrófitas foi aproximadamente à metade da concentração obtida pelas raízes.

Marques *et al.* (2000), obteve em experimento realizado com banhados construídos de *Typha sp.* consorciada com *Zizaniopsis bonariensis* médias de remoção de 75% para Cromo, de 67% para Cobre, de 60% para Níquel e de 92% para Zinco.

A remoção de metais em banhados construídos apresenta bons resultados como 90% de eficiência para chumbo e 72 % para zinco (Song, 2001), mas, também, pode apresentar uma variação bastante significativa dependendo da sua aplicação como pode ser visto na Tabela 10 (Halverson, 2004).

Tabela 10: Exemplos de remoção de metais em banhados construídos

Metal	% Remoção (mínimo e máximo)
Cd	75 – 99
Cr	40 – 87
Cu	36 – 96
Fe	9 – 98
PB	26 – 98
Mn	40 – 98
Hg	75 – 85
Ni	25 – 90
Ag	75,9
Zn	33 – 98

2.3.7.2 Parâmetros biológicos

Segundo Karim *et al.* (2004), recentemente tem sido dada atenção para o emprego de banhados construídos para remoção de coliformes. Alguns banhados construídos foram bem sucedidos apesar das variações nas taxas de remoção. A sedimentação é um dos mecanismos principais para a redução de patogênicos em banhados construídos.

Para Ceballo *et al.* (2000), a remoção de coliformes está associada a muitos fatores: camada suporte, desenvolvimentos da planta, maturidade da zona radicular, fluxo hidráulico e substrato. A remoção de bactérias e vírus em banhados ocorre pela combinação de processos físicos, químicos e biológicos que incluem a filtração através da zona da raiz e do biofilme formado sobre o meio suporte, a sedimentação, a oxigenação e morte devido a substâncias biocidas excretadas por algumas plantas, por adsorção às partículas de sólidos orgânicos ou não, pela produção de antibióticos por outros micro-organismos, pela ação predatória de nematóides e protozoários, pelo efeito lítico e pela morte natural. Influenciaram também a temperatura, a radiação solar e as

chuvas. Ceballo *et al.* (2000) obteve remoção de 98 % de coliformes termotolerantes com o uso de leitos cultivados com *Typha sp.*

Segundo Sousa (2004), o mecanismo de redução de coliformes termotolerantes e totais ocorre devido à combinação de fatores físicos, químicos e biológicos. Os fatores físicos incluem: mecanismo de filtração através da densidade das plantas, fixação de biofilme no substrato e nas macrófitas e sedimentação propriamente dita. Já os fatores químicos envolvem oxidação, efeito biocida resultante do material excretado por algumas macrófitas e adsorção da matéria orgânica. Finalmente, o mecanismo biológico, segundo Rivera *et al.* (1995), inclui produção e efusão de substâncias químicas no ambiente que impedem o desenvolvimento de outros organismos (antibiose), predação por nematóides e parasitas, ataque por lises de bactérias e morte natural.

Segundo Khatiwada & Polprasert (1998), os mecanismos de remoção de coliformes em banhados construídos utilizados para tratamento de esgoto em regiões tropicais são influenciados pela temperatura, radiação solar, sedimentação, adsorção e filtração.

2.3.8 Benefícios ambientais, sociais e econômicos do uso do sistema PAE

Para Brix (1993), os sistemas de tratamento com banhados construídos apresentam uma série de vantagens em relação às demais formas de tratamento convencionais: a) baixo custo de instalação e manutenção operacional; b) baixo consumo de energia; c) mais flexível e menos susceptível as variações de carga; d) baixa tecnologia. O sistema com banhados construídos inspirado nos banhados naturais reúne todas as características positivas dos mesmos com a vantagem de ser possível selecionar o local de instalação da planta, dimensionar o tamanho da instalação, controlar o tempo de retenção e regime hidráulico, determinação do tipo de vegetação e composição da camada suporte.

Além dos aspectos técnicos o sistema de banhados construídos proporciona a promoção de habitat favorável para o desenvolvimento da fauna e flora da região, bem como estabelecimento de local esteticamente agradável para o público em geral. O sistema ainda possibilita um efluente com qualidade para ser potencialmente utilizado como água de reúso ou reciclado (IWA, 2000).

Para Tornisielo (1998), a vegetação utilizada nos banhados construídos de fluxo sub-superficial minimizam odores indesejáveis e problemas com vetores (mosquitos), ao mesmo tempo em que eliminam o contato com os efluentes.

Além de todos os benefícios econômicos e ambientais os banhados construídos apresentam vantagens em relação aos aspectos sociais tais como oportunidades educacionais e de recreação (McBrien *et al.*, 1998).

Segundo Hodgson *et al.* (2004), os banhados construídos são alternativas de tratamento totalmente fundamentadas em uma abordagem de desenvolvimento sustentável, oferecendo baixo impacto ambiental e uma opção ecologicamente apropriada.

2.4 Sistemas de reúso do efluente tratado

2.4.1 Aspectos conceituais

A escassez de água é um dos maiores problemas da humanidade. Atualmente, mais de um bilhão de pessoas vivem sem saneamento básico e um sexto da população vive sem água de boa qualidade. Do total da água disponível para consumo humano: 67 % são utilizados na agricultura; 23% na indústria e 10% para abastecimento público (Ferreira, 2005).

Segundo Ramos (2004), o Brasil possui uma posição privilegiada em relação aos recursos hídricos, detendo uma das maiores reservas hídricas do mundo que correspondem a 15 % da água doce superficial disponível do planeta. Porém, há uma distribuição desigual de água no país como mostra a Figura 20. A soma das limitações da distribuição, desperdício, poluição (78% dos domicílios brasileiros são atendidos com água, mas apenas 47% com esgoto), desmatamento, mau uso do solo são agentes que desencadearam o desenvolvimento da Gestão dos Recursos Hídricos.

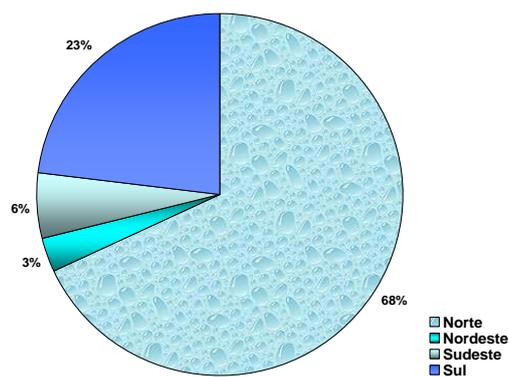


Figura 20: Distribuição de água no Brasil.

Problemas ambientais de vários tipos agravam a poluição dos rios que abastecem as principais cidades da região Sul. A falta de uma política mais eficaz de saneamento transformou-se em um dos maiores agentes de promoção da poluição dos mananciais e bacias (Tabela 11), conseqüentemente contribuindo com a redução da disponibilidade de água potável (Pessotto *et al.*, 2003).

Tabela 11: Déficit de saneamento básico

Região	Total de Distritos	Distritos com Rede Coletora de Esgoto	Distritos com Esgoto sem Tratamento
Brasil	4.097	2.714	2.295
Sul	501	241	197
Paraná	156	11	8
Santa Catarina	96	44	38

Convém ressaltar que a poluição hídrica no decorrer da história comprovadamente não provém somente da falta de saneamento, mas também, é influenciado pela ação de empreendimentos industriais irresponsáveis. Ainda, é forte a contribuição de efluentes sem tratamento provenientes dos aterros sanitários, denominados de chorume, bem como dos defensivos agrícolas que acabam por serem arrastados pelas chuvas para as águas superficiais e subterrâneas.

A estratégia de prevenção da poluição é a forma mais eficaz para promover a Gestão Sustentável dos Recursos Hídricos, onde a aplicação de Programas de Gerenciamento das Águas e Efluentes torna-se uma ferramenta imprescindível para a otimização de processos e reutilização de efluentes. A Figura 21, mostra uma representação em forma de diagramas das principais etapas de um Programa para Gerenciamento de Águas e Efluentes (Mierzwa & Hespanhol, 1999).

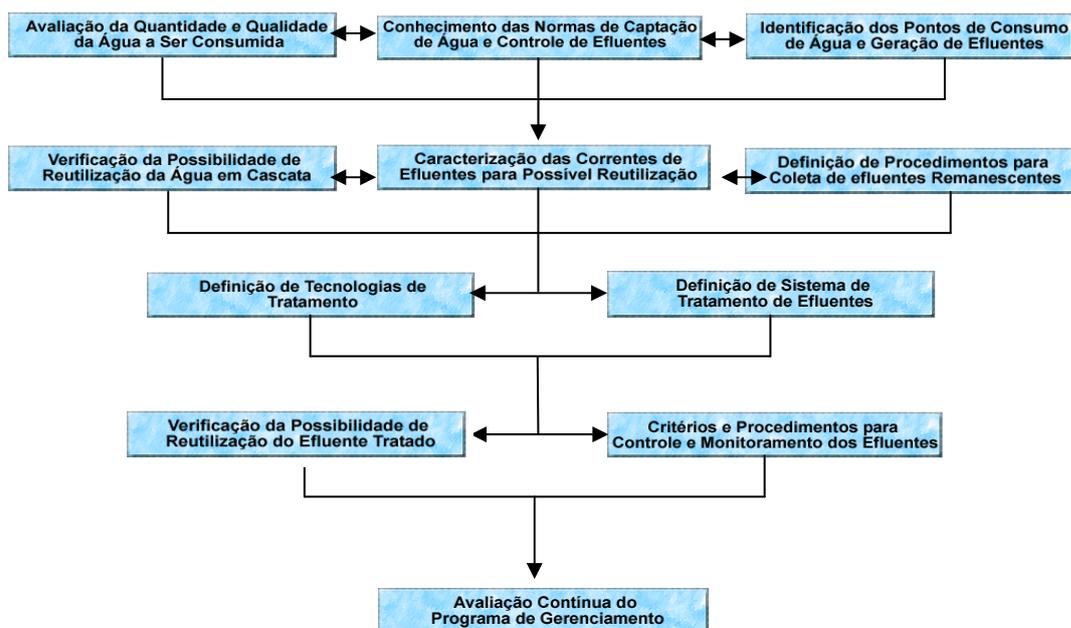


Figura 21: Etapas da gestão de águas e efluentes.

Dentre as etapas do Programa para Gerenciamento de Águas e Efluentes algumas ações possuem uma influência decisiva para o sucesso do mesmo, tais como emprego de tecnologias e equipamentos de racionalização do uso e reúso da água.

De acordo com Fischer (2001), o racionamento e o risco constante do desabastecimento de água estimulam os fabricantes a investir em novas tecnologias para disponibilizar no mercado cada vez mais equipamentos que possam proporcionar a redução do consumo de água, como mostra a Tabela 12.

Tabela 12: Uso de equipamentos de promoção do uso racional de água

Tipos de Equipamentos	Consumo Equipamento Convencional	Equipamento Economizador	Consumo Equipamento Economizador	Economia %
Bacia com caixa acoplada	12 L/descarga	Bacia VDR	6 L/descarga	50
Bacia com válvula bem regulada	10 L/descarga	Bacia VDR	6 L/descarga	40
Ducha (quente/fria) até 6 mca	0,19 L/s	Restritor de vazão 8 L/min	0,13 L/s	32
Torneira de pia até 6 mca	0,23 L/s	Arejador de vazão 6 L/min	0,10 L/s	57
Torneira de uso geral/tanque até 6	0,26 L/s	Regulador de vazão	0,13L/s	50
Torneira de jardim - 40 a 50 mca	0,66 L/s	Regulador de vazão	0,33 L/s	50
Mictório	2 L/uso	Válvula automática	1 L/uso	50

Segundo Chu *et al.* (2004), mundialmente são identificadas práticas para o reúso da águas, dependendo das necessidades de cada região, como na Austrália, no Japão, Alemanha e França, devido a considerações econômicas e ambientais.

Segundo Gerber (2004), o reúso pode ser resumido em dois princípios básicos. O primeiro aponta para a origem, ou seja, o reúso deve ser feito no próprio setor em que o efluente foi gerado. O segundo princípio baseia-se no fato de que ao preparar a água para o reúso deve-se estabelecer como objetivo a mínima qualidade possível para ser aplicada na atividade fim. Isto porque o tratamento para a remoção de materiais pode exigir grande investimento e a economia que poderia ser obtida acaba convertida em custo de tratamento e disposição de material.

Segundo a Sabesp (1997), o reúso pode ser classificado conforme sua aplicação:

- Reúso Agrícola: utilização de um efluente, com pós-tratamento, para a irrigação de cultura de sustento ou forrageira e /ou para a dessedentação de animais;
- Reúso Industrial: utilização de um efluente, com pós-tratamento, para torres de resfriamento, caldeiras, água de processamento, construções civis e fins menos nobres;
- Reúso Recreacional/Público: utilização de um efluente, com pós-tratamento, para a irrigação de parques, campos de esporte, rega de jardins, lagos ornamentais e/ou recreacionais, postos de serviço para lavagem de automóveis;
- Reúso Doméstico: reúso de efluentes de uma estação de tratamento de efluentes, após tratamento, para rega de jardins residenciais, lavagem de carros, áreas verdes de condomínios e descargas de vasos sanitários;
- Reúso para aqüicultura: reúso de efluentes de uma estação de tratamento de efluentes, após tratamento superior, para a alimentação de reservatórios destinados à produção de peixes e plantas aquáticas.
- Reúso de Aqüíferos subterrâneos: reúso de efluente de uma estação de tratamento de efluentes, para suplementar o nível do aqüífero ou para evitar a intrusão da cunha salina em cidades á beira mar.

Como existe uma terminologia bastante abrangente sobre reúso da água é importante destacar algumas formas de utilização como pode ser visto na Tabela 13.

Tabela 13: Tipos de reúso

Tipos de Reúso	Definição
Água de reúso	Água residuária que se encontra dentro dos padrões exigidos para sua utilização
Reúso indireto	Água já usada, uma ou mais vezes para uso doméstico ou industrial é descarregada nas águas superficiais ou subterrâneas, é utilizada novamente a jusante
Reúso direto	Uso planejado de esgotos tratados para finalidade como irrigação, uso industrial, recarga de aquífero
Reciclagem interna	Reúso da água internamente às instalações industriais
Reúso de água	Uso de água residuária ou água de qualidade inferior tratada ou não
Reúso em cascata	Uso de efluente industrial gerado em determinado processo que é diretamente utilizado em um processo subsequente
Reúso macro externo	Reúso de efluentes provenientes de estação de tratamento administradas por concessionárias ou de outra indústria
Reúso macro interno	Uso interno de efluentes, tratado ou não, provenientes de atividades realizadas na própria indústria
Reúso indireto não planejado de água	Água já usada, uma ou mais vezes para uso doméstico ou industrial é descarregada nas águas superficiais ou subterrâneas, é utilizada novamente a jusante, de maneira não intencional
Reúso planejado de água	Reúso resultante da ação humana consciente, adiante do ponto de descarga do efluente a ser usado de forma direta ou indireta
Reúso indireto planejado de água	Efluente, depois do tratamento, é descarregado de forma planejada nos corpos d'água superficiais ou subterrâneos, para serem utilizados a jusante
Reúso potável direto	Esgoto recuperado, por meio de tratamento avançado é reutilizado diretamente no sistema de água potável
Reúso potável indireto	Esgoto, após tratamento, é disposto nas águas superficiais ou subterrâneas para diluição, purificação natural e subsequente captação, tratamento e utilização como água potável
Reúso não potável para agricultura	Irrigação de plantas alimentícias não comestíveis, plantas cozidas e plantas consumidas cruas. Dessedentação de animais
Reúso não potável para indústria	Usos industriais de refrigeração, águas de processo, caldeiras e outros
Reúso não potável para recreação	Uso para irrigação de plantas ornamentais, campos de esporte, parques e outros
Reúso não potável para uso doméstico	Uso em descargas sanitárias, irrigação paisagística de jardins
Reúso não potável para aquicultura	Produção de peixes e plantas aquáticas
Reúso não potável para manutenção de vazão	Manutenção de vazão de cursos d'água promove utilização planejada de efluentes tratados, visando adequada diluição de eventuais cargas poluidoras

Adaptado de Sautchúk *et al.* (2004), Mancuso & Santos (2001)

2.4.2 Legislação e padrões de qualidade para reúso

A legislação que versa sobre os recursos hídricos vem sendo bastante incrementada no decorrer da evolução das questões ambientais no Brasil. Vários mecanismos de gestão dos recursos hídricos foram desenvolvidos em resposta à escassez de água disponível, desencadeada por problemas naturais (condições climáticas) ou pela poluição acentuada dos corpos receptores e mananciais. A Tabela 14 apresenta algumas das principais legislações relacionadas ao uso da água.

Tabela 14: Principais legislações que regulamentam a gestão dos recursos hídricos

Nível	Dispositivo Legal	Nº Legislação	Ano	Descrição da Legislação
Federal	Decreto	24.643	1934	Código de Águas. Estabelecimento de regras de controle federal para aproveitamento dos recursos hídricos.
Estadual	Decreto	30.191	1981	Classifica as águas do Estado e dá outras providências.
Federal	Constituição Federal	-	1988	Revoga o domínio privado das Águas.
Estadual	Lei	10.350	1994	Institui o Sistema Estadual de Recursos Hídricos, regulamentando o artigo 171 da constituição do estado do Rio Grande do Sul.
Estadual	Decreto	37.034	1996	Regulamenta o artigo 18 da Lei n.º 10.350 de 1994, que institui o Sistema Estadual de Recursos Hídricos.
Federal	Lei	9.433	1997	Institui política nacional de recursos hídricos. Cria sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos, regulamentando o inciso XIX do artigo 21 da constituição federal.
Federal	Lei	9.984	2000	Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas – ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.
Federal	Instrução Normativa do Ministério do Meio Ambiente	4	2000	Aprova os procedimentos administrativos para a emissão de outorga de direito de uso de recursos hídricos em corpos d'água de domínio da união.
Federal	Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos	5	2000	Estabelece diretrizes para a formação e funcionamento dos Comitês de Bacias Hidrográficas, de forma a implementar o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.
Federal	Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos	15	2001	Diretrizes para o disciplinamento da gestão integrada de águas subterrâneas.
Federal	Resolução da Agência Nacional das Águas	16	2001	Dispõe sobre a outorga de direito de uso de recurso hídrico.
Estadual	Decreto	42.047	2002	Regulamenta disposições da Lei nº 10.350/94, relativas ao gerenciamento e à conservação das águas subterrâneas e dos aquíferos no Estado do Rio Grande do Sul.
Federal	Resolução da Agência Nacional das Águas	317	2003	Institui o Cadastro Nacional de Usuários de Recursos Hídricos (CNDARH) para registro obrigatório de pessoas físicas e jurídicas de direito público ou privado usuárias de recursos hídricos.
Estadual	Portaria SEMA	7	2003	Delega competência para emitir Portarias de outorga de uso de recursos hídricos e revoga a Portaria SEMA nº 6/03.
Federal	Portaria Ministério da Saúde	518	2004	Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade e dá outras providências.
Federal	Resolução Conselho Nacional de Meio Ambiente	357	2005	Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.
Federal	Resolução Conselho Nacional de Meio Ambiente	54	2006	Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais que regulamentem e estimulem a prática de reúso direto não potável de água em todo o território nacional.
Estadual	Portaria do Departamento de Recursos Hídricos	669	2006	Outorga para captação de águas subterrâneas.
Estadual	Portaria do Departamento de Recursos Hídricos	182	2008	Autorização prévia para construção de poço tubular para captação de água subterrânea.
Estadual	Resolução do Conselho Estadual de Recursos Hídricos	60	2009	Dispõe sobre a outorga de captação de águas subterrâneas e autorização para perfuração de poços em áreas abastecidas por rede pública e dá outras providências.
Federal	Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos	92	2009	Estabelece critérios e procedimentos gerais para proteção e conservação das águas subterrâneas no território brasileiro visando identificar, prevenir e reverter processos de superexploração, poluição e contaminação.

A estruturação do país em relação ao uso da água teve como marco inicial a instituição do Código de Águas, com a publicação do Decreto nº. 24.643 (Brasil, 1934). O objetivo geral do Código de Águas é estabelecer regras de controle federal para o aproveitamento dos recursos hídricos e formular alguns princípios que podem ser considerados um dos primeiros instrumentos de controle do uso de recursos hídricos no país e a base para a gestão pública do setor de saneamento (Silva, 1998).

Considerando a importância do uso das águas o tema mereceu especial atenção na Constituição Federal e Estadual. Mas somente em 1997, com a Lei nº. 9.433 (Brasil, 1997) foram criados a Política e Sistema Nacional de Recursos Hídricos. Esta Lei institui o princípio do usuário pagador, considerando a água um bem público. Estabelece a outorga para a captação das águas, bem como lançamento dos efluentes.

Segundo Sautchúk *et al.* (2004), outorga é um instrumento de gerenciamento dos recursos hídricos, conferindo ao órgão gestor, condições para gerenciar a quantidade e qualidade desses recursos, bem como possibilitando ao usuário a garantia do direito de uso da água. A outorga é concedida pela Agência Nacional das Águas (ANA) e no caso de domínio dos Estados e para uso de água subterrânea a concessão é feita por autoridades estaduais.

A Agência Nacional das Águas foi criada pela Lei nº. 9984 (Brasil, 2000), com o objetivo de implementar a Política Nacional de Recursos Hídricos e coordenar o Sistema Nacional de Recursos Hídricos.

Consolidando a pró-atividade do Rio Grande do sul em relação às questões ambientais, o Estado se antecipa à criação da Política Nacional de Recursos Hídricos, publicando a Lei nº. 10.350 (Rio Grande do Sul, 1994), chamada de Lei das Águas. Com base nesta legislação é instituído o Sistema Estadual de Recursos Hídricos formado por:

- Conselho de Recursos Hídricos (aprova critérios de outorga, propõem alterações na Política de Recursos Hídricos, elabora regimento interno, outros);
- Departamento de Recursos Hídricos (concede a outorga, subsidia tecnicamente o Conselho de Recursos Hídricos, outros);

- Comitês de Bacias (aprova os valores do uso da água e programas de investimentos, enquadramento e outros);
- Agência de Regiões Hidrográficas (arrecada, aplica os valores do uso da água, assessora tecnicamente os Comitês de Bacia Hidrográfica, outros);
- FEPAM (realiza o monitoramento da qualidade dos corpos receptores, outros).

A Lei das Águas estabelece um sistema descentralizado e participativo para a gestão dos recursos hídricos, com base nos Comitês de Bacia Hidrográfica. O Rio Grande do Sul possui 23 Comitês conforme mostra a Figura 22 (UFSM, 1990).

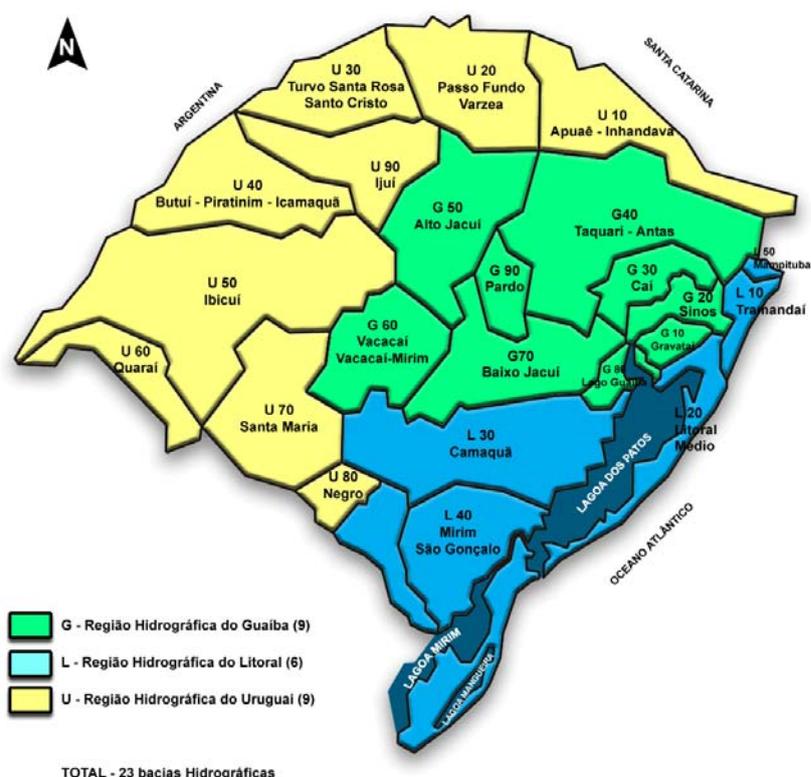


Figura 22: Bacias hidrográficas do Estado do Rio Grande do Sul.

A Tabela 15 reúne os principais instrumentos de comando/control e econômicos desenvolvidos para a escassez hídrica e contaminação das águas (Silva, 1998).

Tabela 15: Instrumentos de gestão dos recursos hídricos

Problema Principal	Instrumentos de Comando e Controle	Instrumentos Econômicos	
Escassez Hídrica	Outorga de Direitos	Mercado de Direitos de Uso	Cobrança pelo Uso (Consumo de água)
Contaminação da Água	Controle de Padrões Ambientais. Licenciamento Ambiental. Enquadramento dos corpos d'água	Mercado de Licenças	Cobrança pelo Lançamento de Poluentes

Considerando a importância da água para a preservação dos ecossistemas e sobrevivência humana, esta deixou de ser um bem livre. Dessa forma, foi instituída a cobrança pelo uso da água como um instrumento de gestão dos recursos hídricos, incentivador do reúso da água. O usuário que emprega o reúso da água reduz as suas vazões de captação e lançamento e conseqüentemente tem sua cobrança reduzida (Sautchúk *et al.*, 2004).

O reúso da água é uma prática que vem sendo gradativamente adotada em várias regiões do mundo, mesmo em países que não tem tradicionalmente problemas de escassez de água. Dessa forma, os países e regiões usuárias da água de reúso estabelecem os critérios de qualidade a serem cumpridos para sua aplicação. Na Tabela 16, são apresentadas algumas legislações empregadas nos EUA e Europa para estabelecimento dos critérios de qualidade.

Tabela 16: Principais legislações empregadas nos EUA e Europa com critérios de reúso adotados

Localização	Considerações Gerais	Crítérios de qualidade da água de reúso
EUA	São utilizados diferentes critérios para cada Estado. Alguns Estados são referências neste tema: Califórnia, Flórida, Arizona.	Califórnia: desenvolveu suas primeiras regulamentações em 1918.
		Flórida: não é permitida a irrigação de culturas comestíveis
		Arizona: único estado americano que possui padrões de reúso incluindo limites para vírus e parasitas.
Europa	Não existe um guia ou regulamentação da União Eurpéia, mas muitos países e regiões possuem os seus próprios padrões, tais como Bélgica, França, Itália, Espanha.	Bélgica: baseado no guia da Agência Ambiental da Austrália
		França: Art. 24, Decreto 94/1994
		Itália: Decreto 185/2003 do Ministério do Meio Ambiente
		Espanha: Lei 29/1985; Decreto 2473/1985

Adaptado de Crook (1993) & Bixio *et al.* (2006)

Segundo Mancuso & Santos (2001), os EUA possuem normas e padrões, estaduais e federais para o reúso das águas em *wetlands*. Neste caso, os requisitos legais são distintos: a) *wetlands* naturais (fontes de água protegidas pela legislação federal e estadual); b) *wetlands* artificiais (construídos com a finalidade de tratamento, sujeitos a legislação relativa à qualidade do efluente para disposição final).

O grau de tratamento requerido e a qualidade microbiológica aumentam na medida em que seja mais provável o contato humano com a água de reúso (Crook, 1993). A Tabela 17 apresenta um conjunto de padrões para reúso das águas recomendados mundialmente.

**Tabela 17: Conjunto de padrões de reúso das águas
Adaptado de Felizatto (2003)**

Tipo de Uso	Nematelmintos intestinais - nº de ovos	Coliformes fecais NMP/100 ml	Coliforme totais NMP/100 ml	Qualidade da água requerida	Tratamento
Padrões da Organização Mundial de Saúde - Reúso na Agricultura					
Irrigação de culturas prováveis de serem consumidas cruas, campos desportivos, parques públicos	≤ 1	≤ 1000	-	-	Lagoas de estabilização em série ou tratamento equivalente
Irrigação de culturas de cereais, industriais, forrageiras, pastos, árvores	<1	Nenhum padrão é recomendado	-	-	Retenção em lagoas de estabilização de 8 a 10 dias ou remoção equivalente
Padrões de Reúso no Estado da Califórnia					
Cultivo de forrageiras, plantas fibrosas, irrigação de pomares, limpeza de rede sanitária	-	Não requerido	-	-	Secundário
Pastagem para animais, fazendas de grama, plantas ornamentais, represas para paisagismo, água de refrigeração e incêndio, limpeza de ruas, água para caldeiras	-	23	-	-	Secundário e Desinfecção
Irrigação de cultura alimentícia, represa com fins recreativos	-	2,2	-	-	Secundário e Desinfecção
Irrigação para alimentação e paisagística, represa com fins recreativos irrestritos, descarga de sanitários, fontes decorativas, lavanderias industriais, água de incêndio e refrigeração	-	2,2	-	-	Secundário, Coagulação, Clarificação, Filtração e Desinfecção
Padrões para Uso Não Potável de Águas Recuperadas no Estado da Flórida					
Áreas de acesso restrito ao público, áreas industriais	-	200	-	SST - 20 mg/L DBO - 20mg/L	Secundário e Desinfecção
Áreas de acesso ao público, irrigação de culturas alimentícias, descarga de vasos sanitários, represas recreativas, água de incêndio, propósitos estéticos, controle de poeira	-	não detectável	-	SST - 5 mg/L DBO - 20 mg/L	Secundário, Filtração e Desinfecção
Padrões para Reúso de Água da Agência de Proteção Ambiental - USEPA					
Usos urbanos, irrigação de cultivos alimentares crus, represas recreativas	-	não detectável	-	pH - 6,9; ≤ 10 mg/L de DBO; ≤ 2 µT; 1 mg/L ≤ Cloro Residual	Secundário, Filtração e Desinfecção
Irrigação de acesso restrito e paisagística, cultivos alimentares processados, reservatório estético, construções, refrigeração industrial	-	≤ 200 NMP/100 ml	-	pH - 6,9; ≤ 30 mg/L de DBO; ≤ 30 mg/L de SST; 1 mg/L ≤ Cloro Residual	Secundário e Desinfecção
Recarga de água subterrânea por infiltração (aquífero não potável)	-	-	-	Lugares específicos e dependente do uso	Lugares específicos e dependente do uso, Primário (mínimo)
Recarga de água subterrânea por injeção (aquífero não potável)	-	-	-	Lugares específicos e dependente do uso	Lugares específicos e dependente do uso, Secundário (mínimo)
Recarga de água subterrânea por infiltração (aquífero potável)	-	-	-	Lugares específicos e padrão de qualidade de água potável na zona não saturada depois da percolação	Lugares Específicos, Secundário e Desinfecção (mínimo)
Recarga de água subterrânea por injeção (aquífero potável)	-	não detectável	-	pH - 6,5-8,5; ≤ 2 µT; 1 mg/L ≤ Cloro Residual (padrão de água potável)	Secundário, Filtração, Desinfecção e Tratamento Avançado

No Brasil, ainda não existe uma legislação que estabeleça os padrões para emprego do reúso de água. Algumas iniciativas estão sendo desenvolvidas para

promoção da prática do reúso por meio de pesquisas que possam indicar padrões aceitáveis considerando as suas aplicações.

Em 09 de março de 2005, foi publicada a Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos nº. 54 (Brasil, 2005), que tem como objetivo estabelecer modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água.

2.4.3 Técnicas e tecnologias para reúso

De acordo com Mierzwa & Hespanhol (1999), atualmente existe uma série de tecnologias e técnicas de tratamento capazes de promover condições para o reúso do efluente tratado, onde se destacam as seguintes: filtração; adsorção em carvão ativado; precipitação química, coagulação/floculação e sedimentação; flotação; tratamento biológico; oxidação/redução química; ozonização; troca iônica; tecnologias de separação por membranas (ultrafiltração, osmose inversa, eletrodialise); extração por solventes; evaporação; banhos construídos.

Segundo Mattio (1999), nos últimos anos métodos e tecnologias de reúso da água têm aumentado como mostra a Tabela 18.

Tabela 18: Técnicas de tratamento para promover o reúso de águas industriais

Parâmetro	Problema Potencial	Técnicas
Matéria Orgânica	Crescimento bacteriano, incrustação, espuma em caldeiras	Nitrificação, adsorção por carvão ativado, troca iônica, oxidação avançada
Amônia	Interfere na formação de cloro residual livre, causa corrosão em cobre, estimula o crescimento microbiano	Nitrificação, troca iônica, stripping
Fósforo	Formação de incrustação, estimula o crescimento microbiano	Precipitação química, troca iônica, remoção biológica
Sólidos Suspensos	Deposição, alimento para crescimento microbiano, desgaste de bombas e tubulações	Filtração
Cálcio/Magnésio	Formação de incrustação	Precipitação química, troca iônica
Ferro, Sílica, Manganês	Formação de incrustação	Precipitação química, oxidação química

De acordo com Howell (2004), o emprego de membranas para reciclagem de água é uma opção que vem sendo gradualmente incrementada especialmente pelas indústrias.

A qualidade da água de reúso depende das características da membrana empregada no tratamento: a) osmose inversa (recuperação de água para fins de potabilidade e remove íons de menor granulometria); b) nanofiltração (remove cor e íons de maior granulometria, reúso de metais, recuperação de resíduos); c) ultrafiltração (remove vírus, usado em moléculas grandes, recuperação de água para fins industriais não potáveis); d) microfiltração (remove protozoários parasitas e turbidez, polimento para recuperação de água para fins industriais restritos); e) sistemas híbridos usando membranas combinadas com ultravioleta, ozônio e pré-floculação (são mais efetivos que o uso isolado de membranas).

Na Califórnia o uso de membranas para reciclagem de águas é freqüentemente adotado. Normalmente são instalados sistemas com microfiltração, osmose inversa e ultravioleta para desinfecção. Por outro lado, na Flórida, devido aos custos elevados das membranas, são utilizados sistemas convencionais de tratamento com filtração com leitos de multi-camadas filtrantes combinados com cloração para desinfecção (Miller, 2006).

Considerando o alto consumo proveniente de lavagem de veículos, atividade tipicamente urbana e moderna, tecnologias de reúso são muito estudadas para promover o reúso de águas de postos de lavagem. As técnicas mais utilizadas são: filtração, absorção, ozonização e remoção biológica. Mas estes sistemas não são capazes de fornecer uma água de reúso de boa qualidade (vide na Tabela 19 os padrões de qualidade para lavagem de veículos), especialmente devido aos problemas de eficiência de remoção de partículas (sais dissolvidos) e óleo emulsionado. Dessa forma, o mais recomendado são processos que empregam o pré-tratamento com floculação convencional e com carvão ativado seguida de sistemas com membranas (Hamada & Miyazaki, 2004).

Tabela 19: Qualidade da água de reúso para lavagem de veículos

Parâmetro	Unidade	ABNT NBR 13969 (1997)
pH	-	6 - 8
Sólidos dissolvidos totais	mg/L	<200
Turbidez	NTU	<5
Coliformes termotolerantes	(NMP/100 ml)	<200
Cloro residual	mg/L	0,5 - 1,5

A escolha do método de tratamento mais adequado depende de alguns fatores críticos: custo, segurança, qualidade da água de reúso requerida, existência de padrões aplicáveis de qualidade da água de reúso, aplicações de reúso específicas e capacidade de tratamento disponível (Casani *et al.*, 2005).

2.4.4 Aplicações do reúso

Conforme Kiperstok *et al.* (2004), a água de reúso é bastante empregada em muitos países do mundo. Os usos mais difundidos são na agricultura irrigada, paisagismos, atividades industriais, recarga de lençóis, balneários recreativos, em menor escala em usos urbanos não potáveis e em casos críticos de escassez, até como água potável. No setor metal-mecânico um dos usos industriais muito comuns é o emprego da água para o preparo de emulsões oleosas para usinagem de peças, bem como a necessidade de água para rede de incêndio. A Tabela 20 mostra os padrões de água de reúso para aplicação de rede de incêndio e usinagem.

Tabela 20: Qualidade da água de reúso para rede de incêndio e usinagem

Parâmetro	Unidade	Rede de Incêndio			Usinagem
		Felizatto (2003)	Li et al (2009)	ABNT NBR 13969 (1997)	MMA (2007)
pH	-	-	6 - 9	6 - 8	8,5 - 10
Turbidez	NTU	-	≤ 2	<5	-
DBO	mg/L	-	≤ 10	-	-
Cloro residual	mg/L	-	≤ 1	0,5 - 1,5	-
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	-	-	-	<500
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	-	-	<200	-
Coliformes Totais	NMP/100ml	-	≤ 100	-	≤ 10
Coliformes Termotolerantes	NMP/100ml	23	≤ 10	<200	-
Sulfato	mg/L	-	-	-	<100
Nitratos	mg/L	-	-	-	<50
Cloretos	mg/L	-	-	-	<100

No âmbito industrial o reúso de água para sistemas de resfriamento, aquecimento, usos em processo e outros afins, colaboram não somente para a preservação dos recursos naturais, como também para a economia de escala dos processos produtivos (Silva, 2002). Os padrões de qualidade para torres de resfriamento, segundo vários autores está apresentado na Tabela 21.

Tabela 21: Qualidade da água de reúso para torres de resfriamento

Parâmetro	Unidade	Oenning Junior (2006)	Crook (1993)	SABESP (1997)	Felizatto (2003)	Machado (2004)	Mancuso (2003)
Cloretos	mg/L	-	≤ 500	100	-	≤ 500	500
Alcalinidade	mg de CaCO ₃ /L	-	-	100	-	-	-
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	-	-	1	-	-	-
Sílica Total (SiO ₂)	mg/L			50	-	-	-
Temperatua	°C	Ambiente	-	-	-	-	-
pH	-	6 - 9	6 - 9	6 - 9	6 - 9	6,5 - 8,5	6,9 - 9,0
Turbidez	NTU	≤ 3	≤ 50	2	2	≤ 30	50
DQO	mg/L	≤ 75	≤ 75	-	-	-	-
DBO	mg/L	≤ 30	≤ 25	≤ 25	≤ 10	-	-
Sólidos Totais	mg/L	≤ 530	-	-	-	-	-
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	≤ 30	-	5	-	≤ 30	100
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	≤ 500	≤ 500	500	-	-	-
Coliformes Totais	NMP/100ml	-	-	-	-	<10.000	-
Coliformes Termotolerantes	NMP/100ml	≤ 200	-	0	≤ 200	-	-
Ferro Total	mg/L	-	-	-	-	<4	0,5
Alumínio	mg/L	-	≤ 0,1	-	-	≤ 2,5	-
Sulfato	mg/L	-	≤ 200	200	-	< 500	200
Magnésio	mg/L	-	≤ 0,5	-	-	-	-
Cálcio	mg/L	-	≤ 50	-	-	-	-
Cloro residual	mg/L	-	-	-	1	-	-
Salinidade	mg/L	-	-	-	-	-	-
Condutividade	µS/cm	800 - 1200	-	-	-	<5000	-
Dureza	mg de CaCO ₃ /L	50 - 180	≤ 650	-	-	-	650

Existe uma relação direta entre a aplicação da água de reúso e a qualidade requerida para este fim, pois podem ser identificados alguns riscos para água de reúso. Os riscos estão relacionados com o potencial contato com humanos e animais, principalmente em relação aos patogênicos, vírus, bactérias, protozoas, helmintos, traços de compostos orgânicos e metais pesados, excesso de salinidade e nutrientes (Toze, 2006a). O reúso de água para vasos sanitários é um exemplo de aplicação que deve ser bastante estudada pelo possível contato direto com o usuário. A Tabela 22 apresenta os padrões de qualidade para vasos sanitários conforme Felizatto (2003), Li *et al.* (2009) e ABNT 13969 (1997).

Tabela 22: Qualidade da água de reúso para aplicação em vasos sanitários

Parâmetro	Unidade	Felizatto (2003)	Li et al (2009)	ABNT NBR 13969 (1997)
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	-	<1500	-
Nitrogênio total	mg/L	-	1	-
Nitrogênio amoniacal	mg/L	-	<10	-
pH	-	-	6 - 9	-
OD	mg/L	-	>1	-
DBO	mg/L	20	<10	-
Turbidez	NTU	-	<5	<10
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	20	-	-
Sólidos Sedimentáveis	mg/L	-	<1500	-
Coliformes Fecais	NMP/100ml	-	0,1 - 3	<500
Coliformes Totais	NMP/100ml	0	-	-

Na Tabela 23 são apresentadas algumas aplicações e a respectiva qualidade requerida para a água de reúso.

Tabela 23: Aplicações e qualidade requerida para água de reúso

Aplicações	Parâmetro	Problema Potencial	Processo/Tratamento
Irrigação, Águas de Refrigeração, Recarga de Aquíferos, Águas de Alimentação de Caldeiras	Matéria Orgânica	Crescimento bacteriano, inscruação, espuma em caldeiras	Nitrificação, adsorção por carvão ativado, troca iônica, oxidação avançada
	Amônia	Interfere na formação de cloro residual livre, causa corrosão em cobre, estimula o crescimento microbiano	Nitrificação, troca iônica, stripping
	Fósforo	Formação de inscruação, estimula o crescimento microbiano	Precipitação química, troca iônica, remoção biológica
	Sólidos Suspensos	Deposição, alimento para crescimento microbiano, desgaste de bombas e tubulações	Filtração
	Cálcio/Magnésio	Formação de inscruação	Precipitação química, troca iônica
	Ferro, Sílica, Manganês	Formação de inscruação	Precipitação química, oxidação química
	Sais (cloretos, sódio)	Queda e queima de folhas, morte do caule	Troca iônica
	Cloro livre	Queimar folhas e afetar plantas sensíveis	Adsorção por carvão ativado

Adaptado de Crook (1993) & Mattio (1999)

O reúso de água proveniente de esgoto sanitário para emprego na agricultura irrigada é uma das aplicações mais difundidas no mundo, em especial nas regiões com maior escassez de água. Muitas tecnologias são utilizadas para o tratamento de efluentes que possam possibilitar o reúso de água para irrigação, dos quais o uso de banhados construídos torna-se uma opção muito viável economicamente. A Tabela 24 mostra os padrões da água de reúso para aplicação em irrigação.

Tabela 24: Qualidade requerida para água de reúso em irrigação

Parâmetro	Unidade	Felizatto (2003)	Oenning Junior (2009)	Li et al (2009)	ABNT NBR 13969 (1997)
Temperatura	°C	-	Ambiente	-	-
pH	-	6 - 9	6 - 9	6 - 9	-
Turbidez	NTU	2	≤ 2	≤ 2	<5
Cor	Hazen	-	≤ 15	-	-
DQO	mg/L	-	≤ 25	-	-
DBO	mg/L	≤ 10	≤ 10	≤ 10	-
Sólidos Totais	mg/L	-	-	-	-
Sólidos Suspensos Totais	mg/L	-	-	-	-
Sólidos Dissolvidos Totais	mg/L	-	≤ 1000	-	-
Coliformes Termotolerantes	NMP/100ml	-	-	≤ 10	≤ 500
Coliformes Totais	NMP/100ml	≤ 200	-	≤ 100	-
Cloro Residual	mg/L	1	Ausente	≤ 1	>0,5
Condutividade	μS/cm	-	-	-	-
Dureza	mg de CaCO ₃ /L	-	≤ 500	-	-

Em região rural do EUA foi implantado com sucesso um projeto para tratamento de esgoto doméstico, com emprego de banhado construído de fluxo sub-superficial híbrido (vertical e horizontal), com posterior uso de UV e cloração para desinfecção, visando reaproveitamento de água em descarga de sanitário e irrigação paisagística (House *et al.*, 1999).

Estudo desenvolvido na região semi-árida pertencente ao município de Parelhas/Rio Grande do Norte atesta o potencial do emprego de banhado construído de fluxo sub-superficial como tratamento para remoção dos parâmetros de DBO, DQO e sólidos suspensos, visando o reúso do esgoto tratado na agricultura irrigada (Brito *et al.*, 2005). Segundo Sousa *et al.* (2005), projeto semelhante foi implantado para cultivo de culturas na região semi-árida do Nordeste do Brasil, com comparativo de eficiência do emprego de banhado construído, leito de brita não vegetado e lagoas de polimento, dos quais o último apresentou um melhor desempenho.

O reúso de água pode ter aplicações bastante sofisticadas como na indústria alimentícia, onde a qualidade requerida da água é muito alta. Estudo realizado em indústria de laticínio aponta para o potencial de emprego da água de reúso para aplicações mais nobres com o emprego de técnicas que envolvem pré-tratamento com coagulação convencional, adsorção com carvão ativado e tratamento final com sistema de osmose inversa (Baisali *et al.*, 2006).

2.4.5 Reúso de efluente como fator de sustentabilidade

Segundo Milagres (2005), o ambiente competitivo tem sido objeto de crescente preocupação dos estudiosos estrategistas em diferentes níveis de abordagem, onde a empresa é uma destas unidades que tem uma atuação tão expressiva que passaram a serem dependentes dos recursos naturais, tecnológicos e de conhecimento em escala planetária para se manter competitivas.

Dentro deste contexto, surge a ideia da sustentabilidade que vem sendo representada pela elevação de expectativas em relação ao desempenho social e ambiental. Uma empresa sustentável, por conseguinte, é aquela que contribui para o desenvolvimento sustentável ao gerar simultaneamente, benefícios econômicos, sociais e ambientais. Este é o denominado *Triple Bottom Line*, representante dos três pilares da sustentabilidade (Hart, 2004).

O desenvolvimento sustentável tornou-se um grande desafio pela natureza sistêmica do conceito, que reunindo os aspectos econômicos, sociais e ambientais (integridade dos ecossistemas, integridade do clima e biodiversidade), exige esforços em todas as esferas do biograma: indivíduo, empresa, mercado, sociedade e planeta (Fleury, 2006).

Conforme Boechat (2007), as empresas atuam em um sistema de dimensões e interesses múltiplos, os quais impactam e pelos quais são impactadas. A Figura 23 apresenta uma abordagem genérica das partes interessadas em uma empresa, designadas de *stakeholders*.



Figura 23: Stakeholders e o biograma das organizações.

Segundo Simantob (2006), o interesse da sociedade pelas organizações acabou gerando o conceito de *stakeholders*, os quais são denominados os públicos interessados em uma organização, aqueles que são afetados por suas atuações, ou podem influenciar o seu desempenho. Podem ser classificados como *stakeholders* internos (proprietários, acionistas, mantenedores, empregados) e *stakeholders* externos (cliente, fornecedores, instituições financeiras, sindicatos, governos, comunidade e a sociedade em geral).

O movimento da responsabilidade social empresarial de fato fez com que as empresas prestassem mais atenção aos interesses de suas partes interessadas. Em decorrência disso, surgiram iniciativas de parcerias com o objetivo de fortalecer e gerenciar as relações com esses públicos (Machado, 2007).

Segundo Krucken (2009), um exemplo destas iniciativas é a análise da cadeia de valor e o seu impacto para uma visão sistêmica da gestão responsável para sustentabilidade nas organizações. A definição proposta pela Agência Alemã para cooperação técnica GTZ diz que a cadeia de valor é “um sistema econômico que se organiza em torno de um produto”, conectando diferentes atividades (produção, transformação, marketing, etc.) necessárias para conceber e distribuir um produto ou

serviço ao consumidor final. A coordenação destas atividades, que envolvem as diferentes fases de produção, distribuição e descarte após o uso, é muito importante para garantir a qualidade e a quantidade correta do produto final, considerando a sua sustentabilidade econômica, ambiental e social.

Segundo Vasconcelos (2010), o reúso da água contempla as três perspectivas do *Triple Bottom Line* ao liberar as fontes de água de boa qualidade para outros usos prioritários o reúso contribui para conservação dos recursos naturais e acrescenta uma dimensão econômica ao planejamento dos recursos hídricos. Além disso, a questão social é contemplada pelo fato do reúso não comprometer os possíveis usos públicos da água.

Segundo Sautchúk *et al.* (2004), a adoção da prática de gestão dos recursos hídricos, das quais se destaca o reúso, é uma ação de sustentabilidade que contempla as três dimensões (social, econômica e ambiental):

- Redução do lançamento de efluentes industriais em corpos receptores (ambiental);
- Redução da captação de águas superficiais e subterrâneas (ambiental);
- Incremento da disponibilidade de água para usos mais exigentes (abastecimento público, hospitais, entre outros) – social;
- Conformidade ambiental em relação aos padrões e normas ambientais (econômico);
- Redução dos custos de produção (econômica);
- Incremento da competitividade do setor (econômica);
- Habilitação para receber incentivos (econômica);
- Ampliação da geração de empregos diretos e indiretos (social);
- Melhoria da imagem do setor produtivo junto à sociedade, com reconhecimento de empresas socialmente responsáveis (social);
- Redução dos custos de produção (econômica);
- Mudança nos padrões de produção e consumo (econômica);
- Ampliação da oportunidade de negócios para empresas fornecedoras de serviços e equipamentos (econômica).

Mesmo com todos os benefícios do emprego do reúso ainda muitas são as barreiras para a disseminação do mesmo em escala significativa, principalmente no Brasil. Entre as barreiras mais relevantes podem ser citadas as seguintes (Miller, 2006):

- Falta de disponibilidade de linhas de financiamento;
- Inexistência de campanhas educacionais para o uso alternativos de recursos hídricos;
- Documentação sobre benefícios econômicos insuficientes e pouco divulgados;
- Inexistência de Política específica para o reúso;
- Falta de padrões que regulamentem o reúso nos processos produtivos;
- Limitações da água de reúso em relação a aplicações mais nobres;
- Tecnologias para reúso pouco divulgadas.

Apesar de toda a legislação existente sobre o uso das águas, a falta de padrões bem definidos e o estabelecimento de legislação específica para o reúso da água têm uma influência muito grande sobre a gestão dos recursos hídricos.

2.5 Caracterização da área de estudo

Desde a sua fundação a empresa pesquisada vem ampliando a sua capacidade produtiva e instalações. Em especial, no ano de 2004 foi verificado o incremento do quadro funcional da empresa, bem como do número de terceiros e prestadores de serviços que circulavam nas instalações da empresa. A combinação do crescimento da produção e número de geradores de efluentes foi o fator responsável pelo aumento de efluentes industriais e sanitários a serem tratados na Estação de Tratamento de Efluentes. O sistema de tratamento de efluentes da empresa estudada até novembro de 2004 era constituído por tratamento primário e secundário. A Figura 24, mostra em detalhes as etapas do processo de tratamento de efluentes.

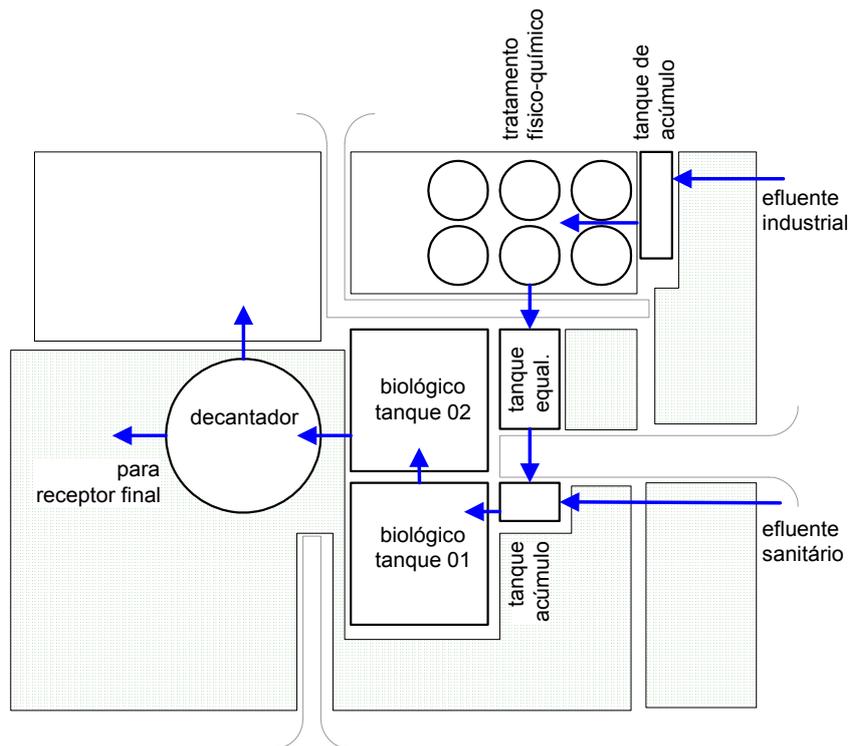


Figura 24: Fluxograma da ETE com tratamento primário e secundário.

O efluente industrial bruto era bombeado para os tanques de tratamento físico-químico. Nesses tanques, por diferença de densidade, o óleo contido no efluente era separado dos demais efluentes e enviado para reciclagem. O efluente livre de óleo era submetido ao tratamento físico-químico. Na coagulação eram adicionados ao efluente coagulantes e alcalinizantes para agregação de sólidos em suspensão na água, formando pequenos agregados passíveis de serem separados na sedimentação. Além disso, também, era adicionado carvão ativo para remoção de fenol. Após a etapa de floculação o efluente era enviado para a unidade de floculação onde eram adicionados os polieletrólitos para a formação dos flocos que sedimentavam formando um lodo que era recolhido no fundo do tanque, sendo o mesmo posteriormente bombeado para sistemas que provocavam o desaguamento do mesmo.

Após o tratamento físico-químico o efluente industrial tratado era enviado para o tanque de homogeneização que constitui uma etapa de mistura e equalização dos efluentes industriais tratados visando à preparação dos mesmos para o tratamento secundário. Os efluentes sanitários seguiam para o tratamento biológico com lodos ativados que se baseia na ação metabólica de micro-organismos que estabilizam o material orgânico biodegradável em tanques de aeração (Figura 25) com controle de temperatura, pH e oxigênio dissolvido.



Figura 25: Sistema de lodo ativado.

O decantador tem a função de separar os sólidos do efluente clarificado. Os sólidos que sedimentavam no fundo, formados por colônias de bactérias, eram enviados para um poço central, retornando para o tanque de aeração. O excesso de lodo era descartado e enviado para a destinação final. Antes da realização de alterações na ETE, a parte líquida vertente do decantador passava por um medidor de vazão e após era destinada para o arroio Berto Círio, que constitui o corpo receptor dos efluentes da empresa.

No final do ano de 2003 foi desenvolvida a estratégia para obtenção de um sistema abrangente que possibilitasse um efluente tratado com características de pleno atendimento dos padrões de lançamento conforme legislação vigente (principalmente nitrogênio e fósforo), bem como resultasse no reúso do efluente tratado para usos industriais. A estratégia consistia na instalação de um sistema de tratamento terciário com o objetivo de promover o polimento final do efluente tratado. A planta piloto com plantas aquáticas emergentes (Figura 26) foi instalada no mês de janeiro de 2004, para simular um tratamento terciário para remoção de nutrientes, patogênicos e matéria orgânica remanescente, bem como para possibilitar o reúso do efluente tratado. Com base nos resultados da planta piloto, que apresentaram valores muito significativos de remoção de fósforo e nitrogênio, foi elaborado o projeto da planta em escala industrial.



Figura 26: Planta piloto com plantas aquáticas emergentes.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

Neste capítulo são abordadas as sistemáticas de monitoramento da planta em escala piloto e industrial do sistema de tratamento terciário de efluentes com plantas aquáticas emergentes. Descreve-se também, a forma de avaliação do sistema de reúso da água proveniente do tratamento terciário.

3.1 Planta piloto

3.1.1 Monitoramento da planta piloto

O estudo do tratamento do efluente no sistema da planta piloto utilizando macrófitas aquáticas emergentes foi realizado por meio do monitoramento desenvolvido durante 9 meses de operação, período de janeiro a setembro de 2004, com a realização de análises físico-químicas e biológicas (Tabela 25).

Tabela 25: Plano de monitoramento da planta piloto

Parâmetro	Periodicidade Análises	Período	Unidade	Método de Análises	Limite de Detecção
Fósforo Total	Quinzenal	Janeiro - Setembro	mg/L	Colorimetria	0,01
NTK			mg/L	Titulometria	5
NH ₄ -N			mg/L	Colorimetria	0,2
DBO			mg/L	Oxímetro/incubação 5 dias 20°C	2
Temperatura	Diária		°C	Titulometria	-
pH			-	Eletrometria	0,01
OD			mg/L	Titulometria	0
SS	Semanal		mg/L	Gravimetria	0
DQO			mg/L	Titulometria	5
Coliformes totais e termotolerantes	Mensal		Maio - Junho	NMP/100 ml	Tubos múltiplos
Fenol		mg/L		Colorimetria - extração clorifórmio	0,02
Sulfetos		mg/L		Colorimetria - azul de metileno	0,1
Alumínio		Maio, Junho, Agosto e Setembro	mg/L	Espectrofotometria de absorção atômica	0,2
Cromo total			mg/L	Espectrofotometria de absorção atômica	0,03
Ferro total			mg/L	Espectrofotometria de absorção atômica	0,0005
Zinco			mg/L	Espectrofotometria de absorção atômica	0,0015
Sódio			mg/L	Espectrofotometria de absorção atômica	0,001
Vanádio			mg/L	Espectrofotometria de absorção atômica	0,3

A coleta das amostras de pH, OD e temperatura foram realizadas diariamente exceto aos sábados e domingos.

A coleta das amostras do experimento foi conduzida por laboratório prestador de serviço conforme a NBR 9898 (1987) de amostragem e *Standard Methods* (Apha, 1998) de análise. Os pontos de amostragem foram identificados conforme mostra a Figura 27.

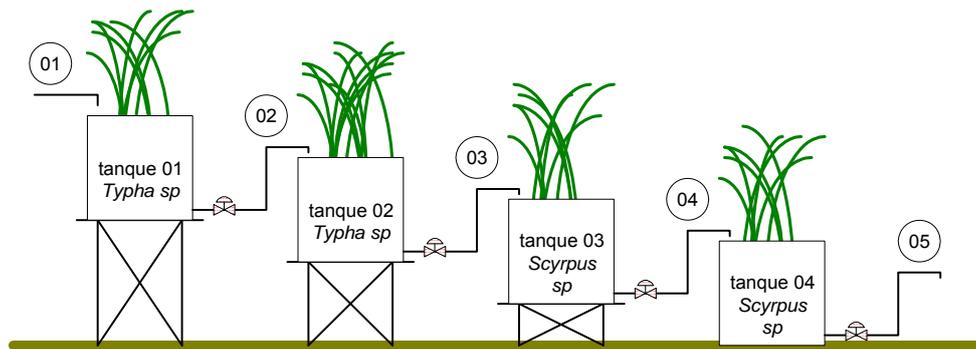


Figura 27: Pontos de monitoramento da planta piloto.

O monitoramento dos parâmetros de pH, OD e temperatura nos pontos 1, 2, 3, 4 e 5 foram realizados na própria empresa de acordo com a seguinte metodologia:

- A leitura de oxigênio dissolvido e temperatura foram feitas *in-situ*. O operador coletava cada amostra em um Becker e determinava o OD e temperatura com o uso de um oxímetro da marca Digimed (Figura 28);
- A determinação do pH foi realizada no laboratório da empresa. A amostragem foi feita pelo operador, onde cada amostra era coleta em um Becker pequeno, conduzindo o mesmo para a análise com medidor de pH da marca Oakton 10 (Figura 28) no laboratório.



Figura 28: Equipamentos utilizados no monitoramento-OD, temperatura e pH.

Para determinar a possibilidade de reúso do efluente tratado posterior ao sistema PAE foram realizadas análises complementares nos tanques do experimento como mostra a Tabela 26.

Tabela 26: Plano de monitoramento da planta piloto em relação aos parâmetros para reúso

Parâmetro	Periodicidade Análises	Período	Unidade	Método de Análises	Limite de Detecção
Coliformes totais e termotolerantes	Mensal	Maio - Junho	NMP/100 ml	Tubos múltiplos	2
Cloretos			mg/L	Titulometria - método Mohr	0
Turbidez			NTU	Nefelometria	0,1
Dureza			mg/L	Titulometria - método EDTA	0
Cor			Hazen	Colorimetria	0
Fluoretos			mg/L	Eletrodo íon seletivo	0

3.1.2 Caracterização, qualificação e quantificação dos resíduos das plantas

No final do experimento, em setembro de 2004, foi feita amostragem dos resíduos (folhas secas, parte da camada suporte e raiz) das plantas aquáticas emergentes segundo a NBR 10007 (2004), para proceder a caracterização dos mesmos conforme NBR 10004 (2004), NBR 10005 (2004) e NBR 10006 (2004) e posteriormente avaliar a forma de destinação dos resíduos provenientes da poda ou remoção das plantas. Como pode ser visto na Figura 29 foram realizadas análises da camada suporte (1) em conjunto com o sistema radicular (2) e parte aérea (3), visando determinar a forma de destinação final dos mesmos.



Figura 29: Camada suporte (1); sistema radicular (2); parte aérea (3) resíduos da planta piloto.

Para determinar o potencial de emprego dos resíduos (sistema radicular e parte aérea) do sistema PAE no solo como adubo foram realizadas análises dos parâmetros de fósforo total, nitrogênio total, fenol, alumínio, cálcio, ferro total, magnésio, potássio, sódio, zinco, fluoreto, matéria orgânica, matéria seca, umidade. Durante o experimento, os resíduos provenientes do sistema PAE foram devidamente coletados em saco plástico limpo e, posteriormente, pesados no laboratório do prestador de serviço.

3.1.3 Dimensionamento da planta piloto

As macrófitas foram acondicionadas em tanques de polietileno com capacidade total de 1 m³, com volume útil de 0,8 m³, prevendo o tratamento de 2 m³/dia. A Figura 30 representa o sistema de forma esquemática. O efluente circulava com um fluxo sub-superficial horizontal através da matriz porosa de areia grossa e brita na quais estavam

presentes as raízes das macrófitas. A planta piloto era constituída por tanque de bombeamento e um conjunto de células independentes com plantas aquáticas emergentes, dimensionada com base no memorial descritivo da ETE existente, recomendações de projeto de Cooper *et al.* (1996), IWA (2000), Gerber (2002) & Gerber (2004) e nos resultados existentes de caracterização físico-química dos efluentes provenientes dos tratamentos primário e secundário.

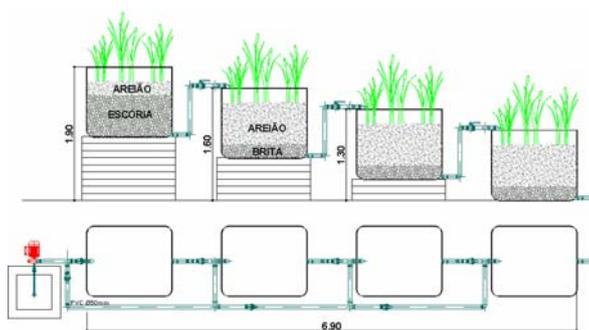


Figura 30: Representação esquemática da planta piloto.

3.1.3.1 Etapas preliminares de construção da planta piloto

Inicialmente foi realizado o nivelamento do terreno junto à saída do decantador secundário para instalação dos tanques do sistema piloto. Foram confeccionadas estruturas metálicas de modo a promover a diferença de níveis entre os quatro tanques. Sendo o primeiro tanque instalado a 1,90 m do solo e os demais com diferença de 30 cm entre cada nível. Entre os tanques foi mantida uma distância de 0,8 m, como pode ser visto na Figura 31 (1). Para instalação da conexão da parte hidráulica foram utilizados 4 metros de canos PVC rígido de ϕ 0,50 mm; 24 metros de cano PVC rígido de ϕ 0,25 mm, quatro curvas de 45° de 1 polegada, 8 abraçadeiras de ϕ 50 mm, 16 abraçadeiras de ϕ 25 mm, 8 válvulas borboleta, 4 joelhos em PVC de ϕ 25 mm e cola plástica. Em cada entrada e saídas dos tanques foram fixados pedaços de manta geotêxtil para evitar o entupimento das tubulações como mostra a Figura 31 (2).



Figura 31: Etapas de construção da planta piloto: arranjo dos tanques (1); instalação de manta geotêxtil (2).

3.1.3.2 Preparação e caracterização da camada suporte

Após a instalação do sistema hidráulico e colocação da manta geotêxtil os tanques foram preenchidos com a camada suporte. O primeiro tanque foi preenchido com 0,5 m³ de escória e a parte superior com 0,5 m³ de areia. Os demais tanques possuíam 0,5 m³ de brita e 0,5 m³ de areia cada. No intuito de investigar o comportamento da planta piloto para remoção de nitrogênio e principalmente fósforo com o emprego de escória como substrato, o primeiro tanque de tratamento foi montado com uma configuração distinta dos demais tanques de tratamento.

A distribuição granulométrica das amostras foi realizada de acordo com a norma NBR 7217 (1987), nas dependências do laboratório Centro Federal de Educação Tecnológica de Pelotas (CEFET). A amostra de areia ficou na faixa de 0,6 a 4,8 mm. Enquanto que a amostra de brita mostrou uma variação granulométrica da ordem de 4,8 a 9,5 mm. A brita composta basicamente de basalto, utilizada no experimento foi proveniente da pedreira Pedraccon, localizada no município de Campo Bom. Segundo o fornecedor da areia, a mesma foi extraída do Rio dos Sinos. A composição da amostra de escória foi fornecida pela empresa Siderúrgica Riograndense (Tabela 27), que fez a doação da mesma para a pesquisa.

Tabela 27: Composição da escória siderúrgica

Constituinte	Composição %
Ca	14
Si	8
Mg	9
Mn	4
Al	2
Fe	27
Cr	0
Zn	1
Outros	36

3.1.3.3 Etapas finais de construção da planta piloto

Considerando um melhor controle operacional da planta piloto foi instalada uma bomba de recalque com potência de 0,5 CV com regulagem de fluxo na saída da calha Thompson (Figura 32 – 1). Visando evitar problemas de entupimento da camada suporte do primeiro tanque devido ao acúmulo de sólidos proveniente do tratamento secundário foi adicionado na entrada do sistema PAE filtro da marca Dancor, modelo

DRF 12, como mostra a Figura 32 (2). Após o filtro, para obter uma melhor precisão na quantificação da vazão do sistema, foi instalado um hidrômetro (Figura 32 - 3).



Figura 32: Etapas de construção do piloto: bomba de recalque (1); filtro (2) e hidrômetros (3).

3.1.3.4 Seleção e preparação dos propágulos das macrófitas

Após todas as etapas de montagem do sistema piloto foi promovido o plantio das mudas. Nos tanques 3 e 4 foram plantadas mudas de Junco (*Scirpus sp.*) e nos demais mudas de Taboa (*Typha sp.*). O intuito de utilizar diferentes tipos de plantas aquáticas é investigar o comportamento da planta piloto para remoção de poluentes combinando espécies distintas que apresentam características complementares. Conforme Gerber (2004), a espécie *Reed (Scirpus sp.)* apresenta um desenvolvimento mais lento quando comparado com a espécie *Cattail (Typha sp.)*, mas por outro lado nas estações climáticas com temperaturas mais frias mantém uma maior efetividade na remoção de poluentes. A espécie *Cattail (Typha sp.)* durante o inverno apresenta uma massa seca muito mais elevada que o *Reed (Scirpus sp.)*, conseqüentemente reduzindo a sua eficiência de remoção. Esta é a vantagem de se utilizar espécies combinadas.

A seleção das plantas aquáticas utilizadas no experimento foi baseada nos seguintes critérios: a) espécies nativas do Rio Grande do Sul; b) desenvolvimento de raízes profundas e resistentes; c) capacidade para suportar cargas elevadas de matéria orgânica e sobretudo de nutrientes (nitrogênio e fósforo); d) facilidade de adaptação em solo artificial (brita); e) características de boa oxigenação através das raízes. As espécies Taboa (*Typha subulata*) e Junco (*Scirpus californicus*) apresentaram todas as características principais pelas quais as mesmas foram selecionadas para o experimento.

A coleta das espécies de Junco e Taboa (Figura 33) foi realizada em banhado localizado à margem do Canal São Gonçalo (Latitude 31° 48' S; Longitude 52° 23' W) no período de janeiro de 2004. Foram utilizados para coleta e preparação das mudas de rizomas os seguintes materiais: botas de borracha, pá de corte, enxada, sacos plásticos, macacão de borracha, facão de poda, luvas de borracha e tesoura de poda. As plantas

utilizadas no trabalho foram retiradas do banhado com porções de solo para evitar danos às raízes. Para reduzir os riscos de mortandade durante o transporte até o local do experimento foi feita uma preparação das mudas, onde a parte aérea das plantas foi cortada na altura de aproximadamente 40 cm e a parte subterrânea ficou inalterada. As plantas foram acondicionadas em sacos plásticos e transportadas até o local do experimento.



Figura 33: Preparação das plantas aquáticas emergentes utilizadas na pesquisa.

As mudas de rizomas foram preparadas junto à planta piloto de acordo com seguinte procedimento: a) corte da parte aérea a uma altura de 15 cm; b) estabelecimento de um rizoma de 10 a 12 cm de comprimento; c) raízes mantidas com no máximo 3 cm de comprimento. As mudas de rizomas foram plantadas individualmente a partir da abertura de sulcos realizados manualmente na areia com tamanho suficiente para cobrir totalmente os rizomas. As mudas foram plantadas com espaçamento de aproximadamente 15 cm, totalizando 20 mudas por tanque. As mudas foram distribuídas igualmente nos quatro tanques. Para promover a adaptação das plantas os tanques foram alimentados com água limpa durante uma semana formando uma pequena lâmina d'água. Durante o período de aclimatação a lâmina d'água foi eliminada e as plantas passaram a receber o efluente do tratamento primário e secundário.

3.2 Planta em escala industrial

3.2.1 Monitoramento da planta em escala industrial

Para determinar a eficiência do tratamento terciário em cada lagoa foram realizadas análises físico-químicas e biológicas conforme Tabela 28. O monitoramento foi desenvolvido durante 56 meses de operação (maio de 2005 a dezembro de 2009).

Tabela 28: Programação de análises da planta em escala industrial

Parâmetro	Periodicidade Análises	Período	Unidade	Método de Análises	Limite de Detecção
pH	Semanal	Mai - Dez - 2005	-	Eletrometria	0,01
	Mensal	Jan - Dez - 2006, 2007, 2008, 2009			
Temperatura	Semanal	Mai - Dez - 2005	°C	Titulometria	-
	Mensal	Jan - Dez - 2006, 2007, 2008, 2009			
OD	Semanal	Mai - Dez - 2005	mg/L	Titulometria	0
DQO	Quinzenal	Jul - Dez -2005	mg/L	Titulometria	5
	Mensal	Mai - Jun - 2005 Jan - Dez - 2006, 2007, 2008, 2009			
DBO	Quinzenal	Jun - Dez -2005	mg/L	Oxímetro/incubação 5 dias 20°C	2
	Mensal*	Mai - 2005 Jan - Dez - 2006, 2007, 2008, 2009			
SS	Quinzenal	Jul - Dez -2005	mg/L	Gravimetria	0
	Mensal*	Mai - Jun - 2005 Jan - Dez - 2006, 2007, 2008, 2009			
NTK	Quinzenal	Jun - Dez -2005 Abr, Mai, Out, Nov, Dez - 2007	mg/L	Titulometria	5
	Mensal*	Mai - 2005 Jan - Dez - 2006, 2007, 2008, 2009			
NH ₄ -N	Quinzenal	Jun - Dez -2005 Abr, Mai, Out, Nov, Dez - 2007	mg/L	Colorimetria	0,2
	Mensal*	Mai - 2005 Jan - Dez - 2006, 2007, 2008, 2009			
Fósforo total	Quinzenal	Jun - Dez -2005 Abr, Mai, Out, Nov, Dez - 2007	mg/L	Colorimetria	0,01
	Mensal*	Mai - 2005 Jan - Dez - 2006, 2007, 2008, 2009			

A coleta das amostras do experimento e realização das análises foi conduzida por laboratório prestador de serviço segundo a mesma metodologia de análise e amostragem. Os pontos de amostragem foram identificados conforme a seguinte nomenclatura (Figura 34): ❶ entrada do sistema PAE e ❷ saída do sistema PAE.

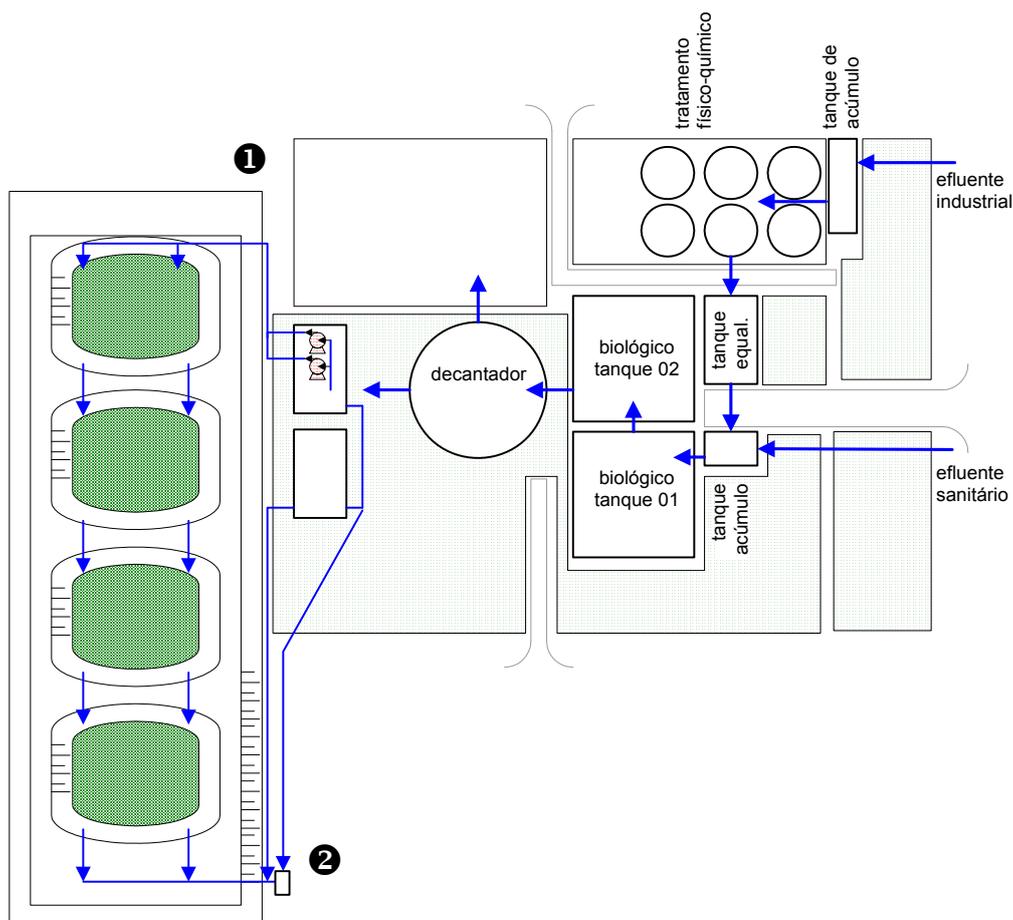


Figura 34: Pontos de monitoramento da planta em escala industrial.

O monitoramento durante os anos de 2005 e 2006 dos parâmetros de pH, OD e temperatura na entrada e saída das lagoas foram realizados na própria empresa de acordo com metodologia descrita no experimento piloto e com os mesmos equipamentos. Nos anos de 2007 até 2009 os parâmetros de pH e temperatura foram determinados por meio de laboratório externo.

3.2.2 Monitoramento do sistema de reúso dos efluentes

Para determinar a possibilidade de reúso do efluente tratado posterior ao sistema PAE foram realizadas análises complementares como mostra a Tabela 29, no posto de lavagem da empresa pesquisada que constitui o ponto de maior consumo de água.

Tabela 29: Plano de monitoramento da planta piloto em relação aos parâmetros para reúso

Parâmetro	Periodicidade Análises	Período	Unidade	Método de Análises	Limite de Detecção
Sólidos totais	Mensal*	Jan - Dez - 2005, 2006, 2007, 2008, 2009	mg/L	Gravimetria	zero
Coliformes totais			NMP/100 ml	Tubos múltiplos	2
Cloretos			mg/L	Titulometria - método Mohr	0
Turbidez			NTU	Nefelometria	0,1
Dureza			mg/L	Titulometria - método EDTA	0
Condutividade			µS/cm	Condutivimetria	0,01
Ferro total			mg/L	Espectrofotometria de absorção atômica	0,0005

*Exceto em jan, fev, mar, abr, jun de 2005 e jun, jul, dez de 2006

Após o tratamento final o efluente proveniente do terciário recebe uma dosagem de hipoclorito em linha preparando o mesmo para o reúso. O sistema de dosagem é constituído por bomba da marca EPEX com capacidade de 1 a 15 L/hora. A dosagem de hipoclorito foi controlada com de um Kit para determinação de cloro livre e combinado na água, para comparação visual em cartela colorimétrica que indica a concentração de Cl na água. A escala varia de 0,5 a 3 mg/L. Este é um teste sensível, rápido e prático de usar, baseado no Método DPD adaptado *Standard Methods for Water and Wastewater Examination* (Apha *et al.*, 1998). Os dados de monitoramento foram coletados diariamente em planilha padrão de junho de 2005 a dezembro de 2006 no ponto de cloração e nos pontos mais distante da cloração.

3.2.3 Balanço hídrico

A vazão de alimentação do sistema PAE foi monitorada com a instalação de hidrômetro da marca Danfoss e a vazão de saída do sistema com calha Parshall, instrumento eletrônico da marca Hydromanager, como podem ser vistos respectivamente na Figura 35 – 1 e Figura 35 - 2. O efluente de reúso foi computado através de hidrômetro da marca LAO B instalado na saída do reservatório de bombeamento do efluente de reúso.



Figura 35: Instrumentos de medição de vazão no piloto: hidrômetro Danfoss (1); calha Parshall (2).

Na Tabela 30 estão listados exemplos de tempos de detenção teóricos do sistema PAE, em função da vazão de entrada de efluente ao sistema, sem considerar o fenômeno de evapotranspiração. O volume útil do sistema PAE é de 128 m³.

Tabela 30: Tempo de detenção teórico

Vazão	Tempo de detenção
500 m ³ /dia	6 h
250 m ³ /dia	12 h
100 m ³ /dia	31 h

3.2.4 Caracterização e quantificação dos resíduos das macrófitas

Após um ano do plantio das mudas, em fevereiro de 2006 foi realizada a caracterização da camada suporte em conjunto com o sistema radicular e parte aérea das plantas do sistema PAE em escala industrial segundo a mesma metodologia efetuada nos resíduos das plantas do sistema piloto.

Para determinar o potencial de emprego dos resíduos (sistema radicular e parte aérea) do sistema PAE em escala industrial no solo como adubo foram realizadas as mesmas análises do sistema piloto.

Desde o plantio das mudas os resíduos provenientes do sistema PAE foram devidamente coletados em sacos plásticos limpos e posteriormente pesados no laboratório do prestador de serviço.

3.2.5 Dimensionamento da planta industrial

Foram utilizadas 4 lagoas de fluxo sub-superficial, ou seja, sem lâmina de água, montadas sequencialmente em fluxo sub-superficial horizontal (FSH). As lagoas foram projetadas com dimensões idênticas, independentemente do regime de fluxo utilizado, compreendendo 11,50 m de largura, 7,0 m de comprimento e 0,8 m de profundidade útil. Durante o mês de março foram realizados ajustes finais da planta e principalmente a aclimatação das mudas de Taboa e Junco utilizadas no sistema de plantas aquáticas emergentes. O sistema de tratamento entrou em marcha definitiva de operação a partir de abril de 2005, com a configuração da Figura 36.

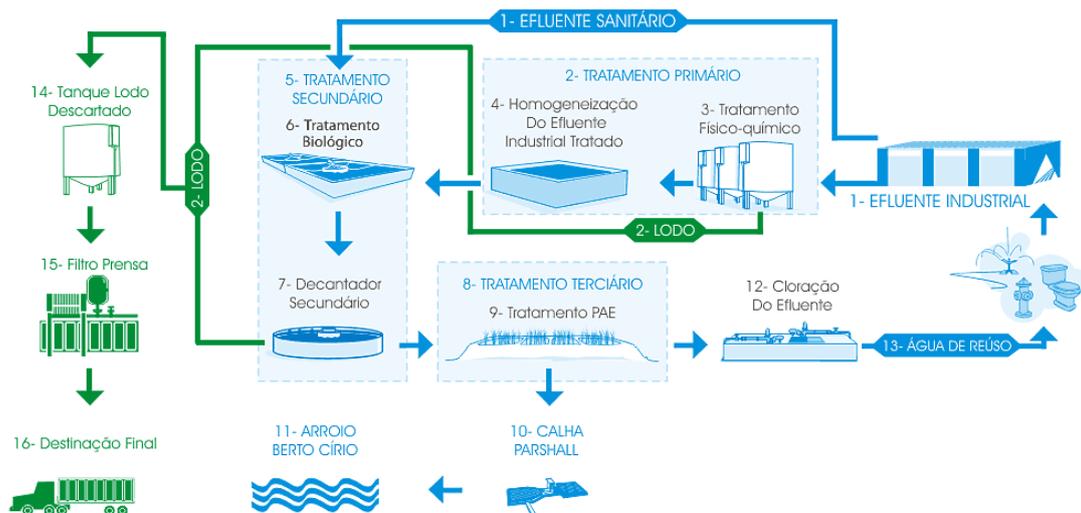


Figura 36: Sistema de tratamento terciário de efluentes.

3.2.5.1 Etapas preliminares de construção em escala industrial

O sistema de Plantas Aquáticas Emergentes foi dimensionado para receber o efluente industrial tratado da empresa pesquisada, após o tratamento biológico em nível secundário, constituindo-se como um sistema de polimento, principalmente para adequação dos parâmetros de nitrogênio e fósforo total, visando ainda o reúso do efluente tratado.

Os critérios utilizados para o dimensionamento do sistema de tratamento com plantas aquáticas emergentes foram bastante conservadores, adotando os valores médios obtidos no monitoramento da planta piloto. Sobre estes valores foi adicionado um coeficiente de segurança para garantir o atendimento aos padrões de emissão do efluente.

Para o dimensionamento foram utilizados dois critérios de cálculo, baseados na necessidade de área para remoção de nitrogênio e de fósforo total, respectivamente. O parâmetro que apresentou a maior necessidade de área, no caso o nitrogênio, foi adotado como base para o dimensionamento do sistema PAE. A Tabela 31 mostra os dados do dimensionamento.

Tabela 31: Dados do dimensionamento

Parâmetros	Unidade	Parâmetros de projeto
DQO	mg O ₂ /L	240
DBO	mg O ₂ /L	100
Sólidos Suspensos	mg /L	115
Nitrogênio Total	mg N /L	60
Nitrogênio amoniacal	mg NH ₄ -N/L	25
Fósforo Total	mg P /L	35
Vazão	m ³ /d	250

O efluente, pós decantador é conduzido por gravidade a um tanque enterrado de bombeamento e deste, para o sistema PAE. Ao lado do sistema de alimentação das lagoas foi construído outro tanque de armazenamento para posterior reutilização do efluente tratado. O tanque de bombeamento de efluente bruto e de efluente para reúso foi executado em concreto armado. Cada tanque possui um local de acesso para limpezas e manutenções necessárias e uma abertura onde foram instaladas as tubulações de sucção do bombeamento.

Os tubos de condução do efluente bruto para o sistema PAE bem como os tubos para recalque de efluente para reúso foram instalados em PVC de parede grossa no diâmetro de 110 mm, como mostra a Tabela 32.

Tabela 32: Dimensionamento das tubulações de condução do efluente secundário e reúso

PVC Soldável – DN 110 mm			
Tanque de Bombeamento até a Entrada do Sistema PAE			
Denominação	Quantidade	Marca	Modelo
Tubo 110 mm	07 tubos de 6 m	Tigre	SD-01
Tê 110 mm	4 UNIDADES	Tigre	SD-01
Curva 90° 110 mm	2 unidades	Tigre	SD-01
Joelho 90° 110 mm	4 unidades	Tigre	SD-01
Curva 45° 110 mm	4 unidades	Tigre	SD-01
Sistema PAE até o Tanque de Reúso de Efluentes			
Tubo 110 mm	17 tubos de 6 m	Tigre	SD-01
Tê 110 mm	2 unidades	Tigre	SD-01
Curva 90° 110 mm	2 unidades	Tigre	SD-01
Joelho 90° 110 mm	8 unidades	Tigre	SD-01

Para a sucção dos bombeamentos de efluente secundário e de efluente para reúso foi utilizada a mesma classe de tubulação (Tabela 33), porém com diâmetro nominal de 150 mm.

Tabela 33: Dimensionamento das tubulações de sucção do bombeamento do efluente secundário e de reúso

Denominação	Quantidade	Marca	Modelo
Tubo 150 mm	02 tubos de 6 m	Tigre	SD-01
Tê 150 mm	2 unidades	Tigre	SD-01
Joelho 90° 150 mm	4 unidades	Tigre	SD-01

As bombas para bombeamento do efluente secundário e efluente para reúso são do tipo helicoidal com bocal de sucção e de recalque flangeado de dimensões 6” e 4” respectivamente. As bombas utilizadas no bombeamento dos efluentes secundários e para reúso são do Modelo NM063BY01L07J da marca Netzsch e possuem as seguintes especificações: Potência: 7,5 CV; Rotação: 270 RPM; Tensão: 380 V – 60 Hz; Vazão: 30,00 m³/h. As válvulas utilizadas na tubulação de bombeamento de efluente bruto são do tipo borboleta para montagem entre flanges, com dimensão nominal de 4”.

O sistema de desinfecção da água de reúso é realizado com dosagem em linha de hipoclorito concentrado com bomba de regulagem de fluxo da marca EPEX. A dosagem do hipoclorito é efetuada na saída do tanque de reúso.

Para a construção das lagoas do sistema PAE foi feita à impermeabilização com argila compactada (Figura 37) de maneira a garantir a perfeita estanqueidade das lagoas. Os taludes, também, foram executados com argila compactada, sendo após a sua finalização recortados para ficarem na dimensão e inclinação de projeto.

O coeficiente de permeabilidade da argila utilizada na construção das lagoas foi determinado de acordo com a norma NBR 14545 (2000), nas dependências do laboratório prestador de serviço. A permeabilidade da amostra de argila proveniente de Bom Princípio amostrada conforme NBR 6457 (1986) ficou na em torno de $2,3 \times 10^{-7}$ cm/s.



Figura 37: Compactação das lagoas.

Após o término da confecção dos taludes foi feita a verificação dos nivelamentos. As lagoas apresentaram um fundo perfeitamente plano de maneira a garantir o escoamento total do efluente.

3.2.5.2 Preparação e caracterização da camada suporte

Com as lagoas niveladas foi realizado o preenchimento das mesmas com a camada filtrante. Na planta industrial não foi utilizado camada suporte contendo escória, pois se julgou necessário um acompanhamento mais prolongado deste tipo de material. Considerando a elevada exigência da legislação brasileira na aprovação da utilização de resíduos como matéria-prima para novos processos e em especial para o uso da escória como material para remoção de poluentes de efluentes não foi empregada à escória em escala industrial. Dessa forma, a camada suporte somente foi constituída de brita zero, chegando a cota de 80 cm contados a partir do fundo da lagoa, como pode ser visto na Figura 38. A camada de brita estava perfeitamente nivelada de maneira a garantir que não se formassem depósitos superficiais de efluente.

Por meio de amostragem realizada conforme NBR 7217 (1987) foi determinada a distribuição granulométrica da brita empregada como camada filtrante. A brita proveniente da Pedreira Pedraccon mostrou uma variação granulométrica da ordem de 4,8 a 9,5 milímetros.



Figura 38: Lagoas preenchidas com a camada suporte.

Na primeira lagoa a alimentação do efluente secundário é realizada por meio de três tubulações localizadas no topo da lagoa. Para garantir que toda a camada suporte estaria preenchida com o efluente, estabelecendo um fluxo horizontal, foram instalados na saída de cada lagoa dois tubos de PVC, separados por uma distância de 5,60 metros. Estes tubos são responsáveis pelo controle pelo nível de distribuição do efluente nas lagoas. Os tubos foram posicionados na vertical com a configuração da Figura 39.

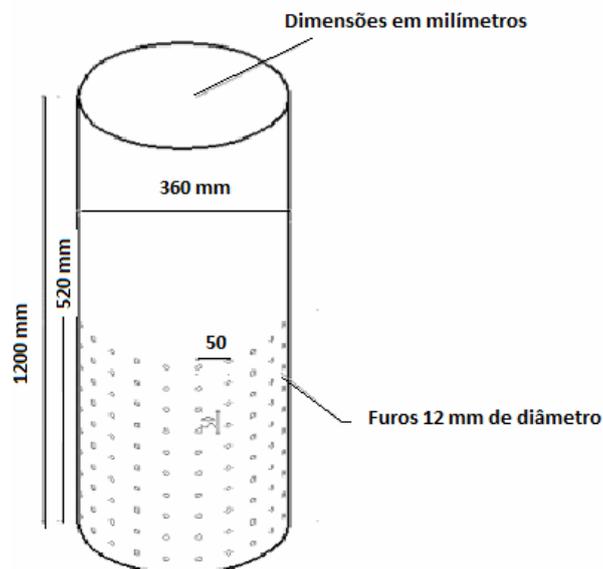


Figura 39: Configuração dos tubos de distribuição de nível.

Da metade para baixo os tubos foram perfurados (Figura 40- 1) de maneira a permitir o preenchimento da camada suporte com o efluente. A condução do efluente de uma lagoa para outra é feita através de uma tubulação de PVC de 100 mm, com 3 m de comprimento, conectada ao tubo responsável pelo controle de nível das lagoas, como mostra a Figura 40 - 2. Foi instalada uma curva na extremidade do tubo de PVC

inserido no tubo perfurado de maneira a controlar o nível de distribuição do efluente nas lagoas.



Figura 40: Sistema de saída de efluente: tubo perfurado (1); controle de nível (2).

3.2.5.3 Etapas finais de construção da planta industrial

Para o reúso do efluente tratado foi construída uma rede tronco, que liga a Estação de Tratamento de Efluentes até o prédio central da fábrica pesquisada. No sistema da rede tronco foram instalados tubos de PVC soldável com DN de 75 mm, como mostra a Tabela 34.

Tabela 34: Dimensionamento das tubulações da rede de reúso

Quantidade	Marca	Modelo
100 tubos de 6 m	Tigre	SD-01
2 unidades	Tigre	SD-01
3 unidades	Tigre	SD-01
2 unidades	Tigre	SD-01

De maneira a atender todos os pontos de consumo do efluente de reúso foi conectado a rede tronco um sistema de distribuição com 2.160 m de tubos PVC (classe 15), da marca Tigre; onze caixas de fibra de 2.000 litros e conexões diversas em PVC, (classe 15) da marca Tigre.

A obra de instalação do projeto em escala industrial foi iniciada em dezembro de 2004 e finalizada na primeira quinzena de fevereiro de 2005. Em relação à área total construída a mesma apresentou a configuração da Tabela 35.

Tabela 35: Resumo do dimensionamento do sistema PAE e reúso

Descrição	Área ou capacidade
Área por lagoa PAE	80 m ²
Área total de PAE	320 m ²
Tanque de bombeamento	17,1 m ³
Tanque de reúso	22,8 m ³

3.2.5.4 Seleção e preparação das mudas de rizomas das macrófitas

Como as espécies utilizadas na planta piloto demonstraram excelentes resultados as mesmas foram selecionadas para o plantio em escala industrial. Após a execução de toda a parte estrutural e de distribuição do sistema PAE foi promovido o plantio das mudas. A Tabela 36 apresenta os gêneros de plantas utilizadas e a localização nas respectivas lagoas.

Tabela 36: Plantas aquáticas emergentes empregadas no sistema PAE

Localização	Nome científico da espécie	Nome popular da espécie
Lagoa 1	<i>Scirpus californicus</i>	Junco
Lagoa 2	<i>Typha latifolia</i>	Taboa
Lagoa 3	<i>Scirpus californicus</i>	Junco
Lagoa 4	<i>Typha latifolia</i>	Taboa

A coleta e transporte das espécies de Junco e Taboa foram realizados conforme procedimento padronizado no experimento piloto. As mudas foram coletadas da mesma fonte da planta em escala piloto.

As mudas dos rizomas foram preparadas para plantio no sistema PAE segundo o mesmo procedimento do experimento piloto. As mudas dos rizomas foram plantadas individualmente a partir da abertura de sulcos realizados com pá na brita com tamanho suficiente para cobrir totalmente os rizomas. Com base nos dados de literatura e informações da planta piloto as mudas foram plantadas com densidade de 4 plantas por m².

As mudas foram distribuídas igualmente nos quatro tanques. Para promover a adaptação das plantas os tanques foram alimentados com água limpa durante um mês

formando uma pequena lâmina d'água. No mês de março de 2005 as plantas passaram a receber o efluente secundário. Durante o período de aclimação foi permitida a formação de lâmina d'água superficial quando necessário devido ao calor intenso como mostra a Figura 41.



Figura 41: Vista superior do sistema PAE - aclimação das mudas.

Foi realizado o monitoramento visual do comportamento das plantas conforme padrão do experimento piloto. Normalmente nos meses de inverno, as porções da planta acima do solo apresentam partes secas, diminuindo a atividade aérea e apresentando um visual não agradável.

3.3 Dados Estatísticos

3.3.1 Metodologia das estatísticas

As análises estatísticas foram feitas por meio do software SPSS versão 17. A metodologia de amostragem foi feita de modo que cada amostra foi coletada de forma composta visando minimizar os efeitos da variabilidade da amostra individual.

Cada amostra foi constituída de 3 alíquotas coletadas de maneira proporcional à vazão de lançamento dos efluentes líquidos, em intervalos preestabelecidos (8 em 8 horas), para compor uma amostra composta que representasse as condições médias do ciclo de funcionamento da planta piloto e industrial.

Para testar se há diferença entre as médias dos parâmetros em estudo, em nível de significância de 5% foi utilizado o teste U de Mann-Whitney. O comparativo entre os resultados da planta piloto e industrial, para a igualdade entre as médias, foi realizado com o teste t. Para verificar a influência das estações climáticas na remoção de

nutrientes foi utilizada a Análise de Variância (ANOVA) e para avaliar a diferença entre as variáveis o Teste de Tukey. A determinação de correlação entre as variáveis foi feita conforme Correlação de Pearson.

3.4 Análises Externas

3.4.1 Metodologia das análises

As análises do teor de alumínio, cromo total, ferro total, vanádio, sódio e zinco foram determinadas com digestão ácida da amostra e leitura por meio de um espectrofotômetro de absorção atômica da marca Varian Modelo AA240 FF.

A determinação de DBO é feita pela quantidade de oxigênio (Oxímetro Marca Instrutherm/Modelo MO 090) necessária para a oxidação biológica das substâncias oxidáveis contidas em uma amostra, nas condições do teste 5 dias a 20°C (Controlador de temperatura Marca Policontrol/Modelo T 500). O teste de DQO consiste em oxidar a amostra com um excesso de dicromato de potássio, em meio fortemente ácido e sob refluxo, e determinar, depois, a quantidade de potássio remanescente, por titulação com sulfato ferroso amoniacal. Como a quantidade inicial do oxidante é conhecida, pode-se calcular quanto foi consumido na oxidação da matéria orgânica presente na amostra e estabelecer a quantidade equivalente de oxigênio para promover essa mesma oxidação. O resultado final do teste expressa a quantidade (em mg) de oxigênio ($K_2Cr_2O_7$) que foi utilizada para a oxidação de um litro de amostra, e pode ser assim, entendido como uma medida de teor de matéria orgânica nela contido.

A turbidez foi analisada com um turbidímetro da marca Hach Modelo Ratio/Xr Turbidimeter. A medida é feita pelo princípio nefelométrico, que consiste na leitura da luz desviada pelas partículas num ângulo de 90° em relação à luz incidente. O resultado é expresso em NTU (unidades nefelométricas de turbidez). A cor aparente foi analisada em um equipamento de Espectrofotômetro Bioespectro Modelo SP 220 e os resultados expressos em unidades Hazen de cor (equivalentes a mgL^{-1} Pt-Co). A condutividade é uma expressão numérica da habilidade de uma solução aquosa em transpor corrente elétrica, onde é realizada por leitura direta na amostra por meio de um condutivímetro da marca Digimed, modelo CD-21. As determinações de fluoretos são feitas em potenciômetro de íon seletivo digital da marca Digimed DM21 – Eletrodo de íon seletivo por leitura direta na amostra. Utiliza-se o método de Mohr para a determinação

de cloretos, onde em solução neutra ou levemente alcalina o cromato de potássio pode indicar o ponto final da titulação do mesmo pelo nitrato de prata. Ocorre uma precipitação do íon cloreto na forma de cloreto de prata antes da precipitação do cromato de prata, que apresenta coloração vermelho tijolo. A dureza total foi determinada pelo método titulométrico com EDTA, e o resultado expresso em mgL^{-1} de CaCO_3 . A análise titulométrica é realizada utilizando-se EDTA em presença de solução tampão (pH 10), que irá proporcionar o pH ideal para a determinação do cálcio e do magnésio. O ponto final da titulação, no primeiro excesso de EDTA, será visualizado ao adquirir a cor azul devido à adição do corante negro de eriocromo T.

As análises de sólidos totais foram realizadas de acordo com o princípio de evaporação da amostra a 103-105°C e pesada em béquer até constância da massa. A análise de sólidos suspensos corresponde à fração remanescente em filtro com porosidade de 1,2 μm (marca Schleicher e Schuell). O teor de sólidos totais é obtido pela pesagem do resíduo da evaporação de uma amostra (aquecimento a 103+ 2°C) correspondendo a sua fase seca ao resíduo da desidratação da amostra. O teor de sólidos suspensos é obtido pela pesagem da porção filtrada de uma amostra em filtro marca MNAGEL GF-3 correspondendo a sua fase seca ao resíduo da desidratação da amostra.

O fenol destilável reage com 4 – aminoantipirina a pH $7,9 \pm 0,1$ na presença de ferricianeto de potássio para formar um complexo corado. Este complexo corado é extraído da solução aquosa com clorofórmio e a absorvância é medida a 460 nm em espectrofotômetro Bioespectro/ Modelo SP 220. Método do azul de metileno baseia-se na reação de sulfeto, cloreto férrico e dimetil-p-fenilenodiamina, com produção de azul de metileno. A coloração do cloreto férrico é removida com a adição de fosfato de amônio e a intensidade de cor, proporcional à concentração de sulfeto, é lida em espectrofotômetro Bioespectro/Modelo SP 220 a 664 nm.

Na determinação da quantidade total de fósforo deve-se antes digerir a amostra e depois desenvolver a cor com cloreto estânico em presença de molibdato de amônio. A intensidade da cor, proporcional à concentração de fósforo presente, é determinada espectrofotometricamente (Espectrofotômetro Marca Merck/Modelo SQ 118) em 690 nm. Para determinar o nitrogênio total kjeldahl primeiramente se digere amostra sem remoção prévia da amônia presente. A digestão é realizada em meio fortemente ácido, à temperatura elevada e é auxiliada pela ação catalisadora dos íons cobre II. Emprega-se

ácido sulfúrico, e aumenta-se o seu ponto de ebulição pela adição de sulfato de potássio. O nitrogênio amino de muitos compostos orgânicos, e também do nitrogênio amoniacal, é convertido em sulfato de amônio. A amostra digerida é redissolvida em água destilada e deionizada, alcalinizada e destilada. No meio alcalino a amônia é liberada, arrastada junto com o vapor de água e recolhida em solução de ácido bórico onde se combina e é retida sob a forma de borato de amônia. Em presença dos íons cobre II forma-se um complexo amônio-cobre na amostra em digestão. Esse complexo é decomposto pela adição de tiosulfato de sódio, ocorrendo a precipitação do cobre na forma de sulfeto. Recolhe-se o destilado em uma solução de ácido bórico, e titula-se com solução padrão de ácido sulfúrico 0,02 N, utilizando-se o indicador misto para visualização do ponto final da titulação. O nitrogênio amoniacal é avaliado por destilação em pH controlado (alcalino 9-10) e o destilado recolhido em ácido bórico e desenvolve-se a cor pela adição de reagente de Nessler. A intensidade da cor, proporcional à concentração de amônia presente, é determinada espectrofotometricamente (Espectrofotômetro Marca Biospectro/Modelo SP 220) em 420 nm.

Os tubos positivos no caldo verde brilhante são repicados para caldo EC e incubados (banho maria marca Deleo) por 24h a $44,5^{\circ}\text{C} \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ e são considerados pertencentes ao grupo Coliforme Termotolerante. Termotolerantes são bactérias que apresentam as características do grupo coliformes totais, porém à temperatura de incubação de $44,5^{\circ}\text{C} \pm 0,2^{\circ}\text{C}$ (estufa marca Fanem/Modelo 002 CB). A determinação dos coliformes termotolerantes é feita pela leitura na tabela o NMP relativo ao número de tubos positivos. Os coliformes totais fermentam a lactose com produção de aldeído, ácido e gás a 35°C em 24 – 48 horas. A densidade microbiana é estimada pela relação de tubos positivos e negativos, onde a estimativa da densidade média dos microorganismos na amostra é o Número Mais Provável (NMP). Os tubos positivos no caldo lauril e que, também, positivaram no caldo verde brilhante são os que devem ser considerados como pertencentes ao grupo Coliformes (Coliforme Total). A determinação dos coliformes totais é feita pela leitura na tabela o NMP relativo ao número de tubos positivos.

As determinações de oxigênio dissolvido são feitas em oxímetro digital (Oxímetro da marca Instrutherm/Modelo MO 090), por leitura direta na amostra. As determinações de temperatura são feitas em termômetros por leitura direta na amostra. As avaliações de pH são feitas em potenciômetro digital (pHmetro da marca Digimed/Modelo DMpH-

2), devidamente calibrado, por leitura direta na amostra. Todas as análises foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for Water and Wastewater Examination* (Apha *et al.*, 1998) conforme mostra a Tabela 37.

Os equipamentos e vidraria utilizados na determinação das análises foram calibrados conforme padrão rastreável NIST e certificação do INMETRO (Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial).

Tabela 37: Metodologias de análises dos parâmetros

Parâmetro	Unidade	Metodologia	Limite Detecção
Fósforo total	mg/L	Colorimetria	0,01
NTK	mg/L	Titulometria	5
Nitrogênio Amoniacal	mg/L	Nessler	0,2
Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	Tubos múltiplos	2
Coliformes totais	NMP/100mL	Tubos múltiplos	2
Oxigênio dissolvido	mg/L	Titulometria	0
Temperatura	°C	Termometria	-
pH	-	Eletrometria	0,01
DQO	mg/L	Titulometria	5
DBO	mg/L	Oxímetro/Incubação 5 dias 20°C	2
Sólidos suspensos	mg/L	Gravimetria	zero
Sólidos totais	mg/L	Gravimetria	zero
Óleos e graxas	mg/L	Gravimetria - extração Soxhlet	10
Fenol	mg/L	Colorimetria - extração clorofórmio	0,02
Sulfetos	mg/L	Colorimetria	0,1
Teor de alumínio	mg/L	Espectro absorção atômica	0,2
Teor de cromo total	mg/L	Espectro absorção atômica	0,003
Teor ferro total	mg/L	Espectro absorção atômica	0,0005
Teor de sódio	mg/L	Espectro absorção atômica	0,001
Teor de vanádio	mg/L	Espectro absorção atômica	0,3
Teor de zinco	mg/L	Espectro absorção atômica	0,0015
Dureza	mg/L	Titulometria	zero
Cloretos	mg/L	Titulometria - método Mohr	zero
Cor	HAZEN	Colorimetria	zero
Fluoreto	mg/L	Eletrodo ion seletivo	zero
Turbidez	NTU	Nefelometria	0,1
Condutividade	µS/cm	Condutivimetria	0,01

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Neste capítulo são abordados os resultados e discussões da planta em escala piloto e industrial relacionados com os parâmetros físico-químicos, biológicos, caracterização e quantificação dos resíduos das macrófitas e considerações operacionais. Ainda, são apresentados os resultados e discussões do reúso de água da planta em escala piloto e industrial, bem como vantagens econômicas, sociais e ambientais do reúso da água.

4.1 Sistema de tratamento em escala piloto com plantas aquáticas

4.1.1 Parâmetros físico-químicos

4.1.1.1 Temperatura, pH e oxigênio dissolvido

Vários fatores externos podem influenciar as condições de remoção de nitrogênio e fósforo nos banhados construídos, tais como radiação solar, chuva, evapotranspiração e estes muitas vezes estão diretamente relacionados com a temperatura do efluente. Segundo Kaseva (2004), normalmente o decréscimo de OD em um banhado construído é acompanhado de redução da temperatura, sugerindo uma possível relação entre os mesmos. No experimento, a correlação entre Temperatura e OD para os valores de saída do terciário foi considerada muito fraca. Por outro lado, para os valores de entrada a correlação de 0,52 foi considerada moderada, como mostra a Figura 42.

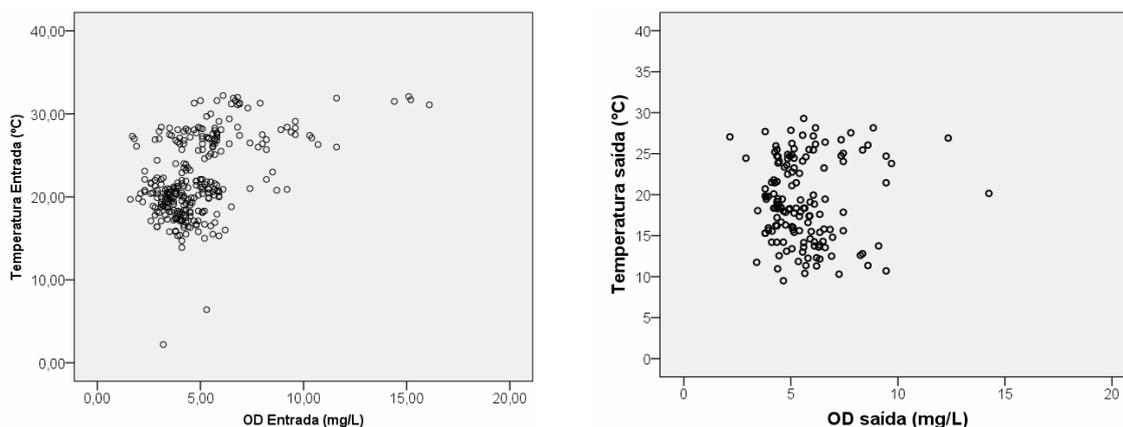


Figura 42: Relação da temperatura e oxigênio dissolvido.

Durante o experimento não foi verificado, praticamente durante todos os meses de monitoramento, um incremento de pH do efluente, como mostra a Figura 43. A influência do substrato não se apresentou determinante, a alcalinidade conferida pelo

substrato teve seu efeito reduzido pela concorrência com as reações ocorridas pela absorção promovida pela zona de raízes das plantas.

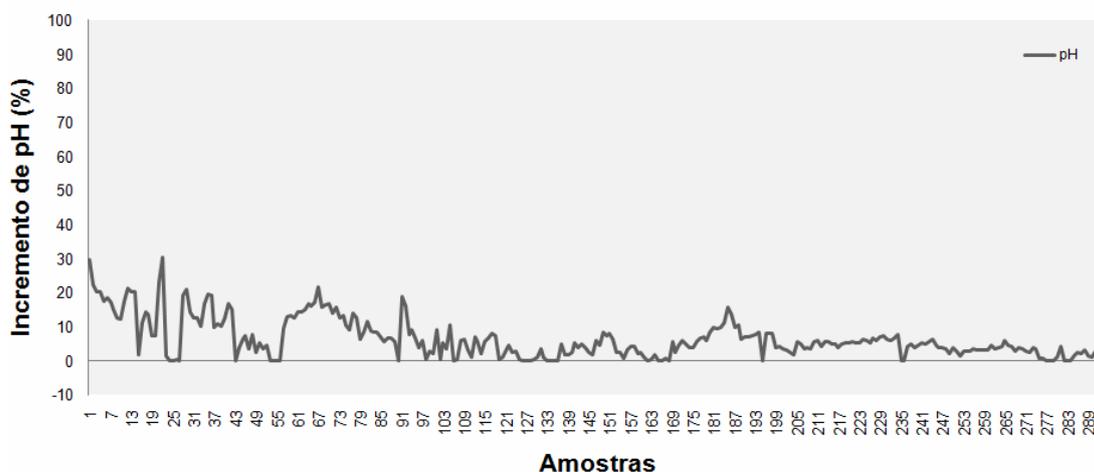


Figura 43: Incremento de pH.

Exceto no mês de janeiro, o efluente durante o experimento se manteve dentro do padrão estabelecido para lançamento no corpo receptor conforme legislação aplicável (Figura 44).

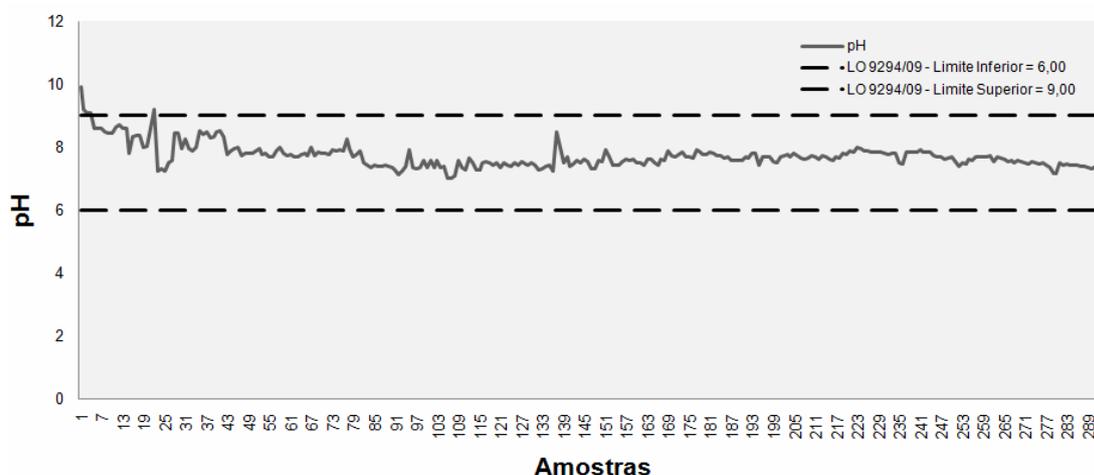


Figura 44: Atendimento ao padrão de lançamento de efluentes - pH.

4.1.1.2 Sólidos suspensos, DQO e DBO

Durante todo o período de monitoramento da planta piloto os valores de DBO na saída da planta piloto se mantiveram abaixo do limite de lançamento segundo a LO 9294/09 (Figura 45). Em média os valores de entrada da planta piloto para DBO ficaram na ordem de 42 mg/L. A amostragem que apresentou a maior concentração durante o experimento na entrada da planta piloto foi de 98 mg/L. Em estudo realizado por

Luederitz *et al.* (2001), com banhados construídos de fluxo vertical e horizontal a concentração de saída do sistema foi de 24 mg/L e de 8,10/8,50 mg/L, respectivamente.

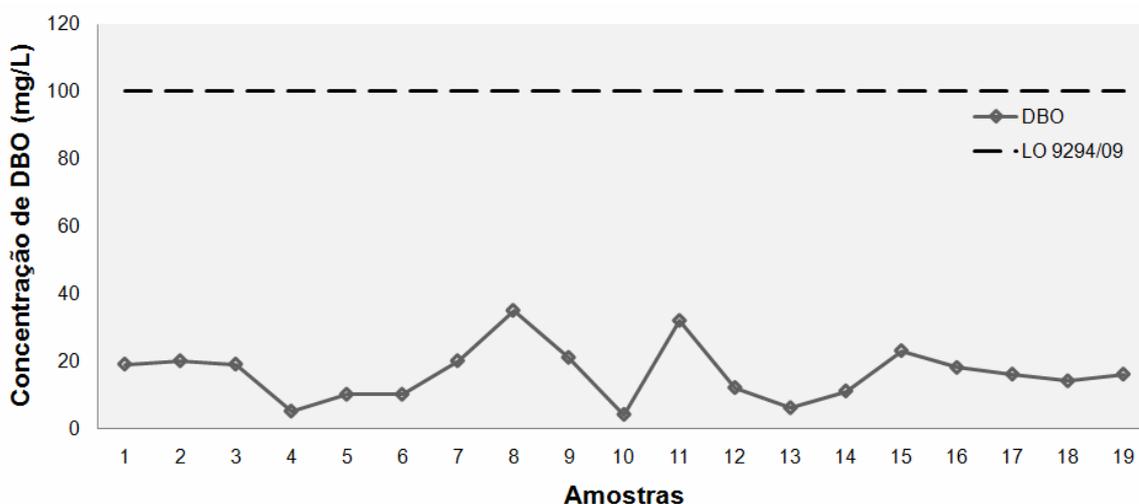


Figura 45: Atendimento ao padrão de lançamento de efluentes - DBO.

Observou-se durante o experimento na planta piloto que a eficiência de remoção de DBO apresentou variação desde 17 a 90%, como pode ser visto na Figura 46. A média de remoção foi de 57%, onde as menores taxas de remoção foram observadas no período de aclimatação das mudas e no oitavo mês devido a problemas operacionais (formação de algas no primeiro tanque de tratamento e sucessivos entupimentos pelo excesso de sólidos). Segundo alguns autores (Brix & Arias, 2005; Luederitz *et al.*, 2001) esta pode ser considerada uma média baixa de remoção de DBO em banhados construídos de fluxo horizontal e vertical. Nos estudos realizados por estes autores a remoção de DBO apresentou valores de 90%, 95,2% e 96,6%.

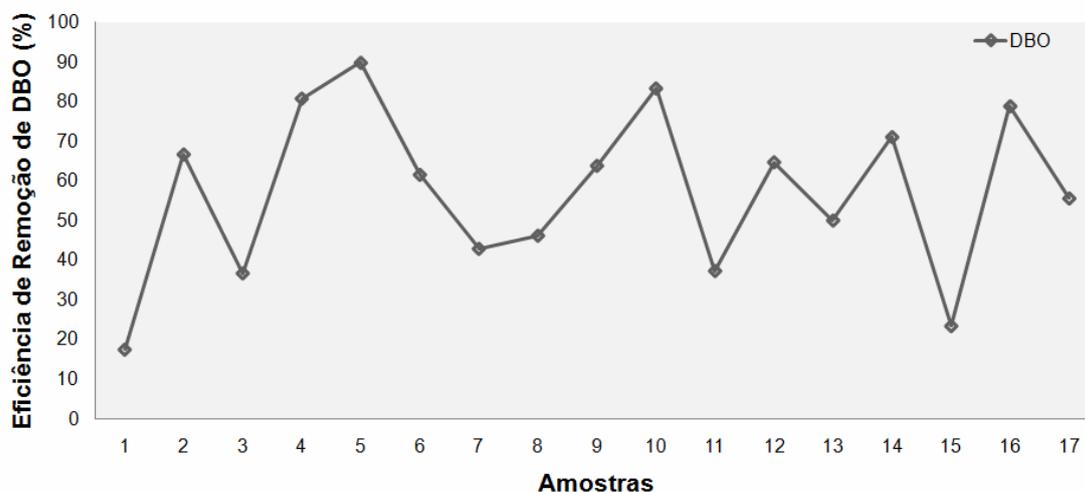


Figura 46: Eficiência de remoção de DBO.

Todos os valores de concentração de DQO monitorados na entrada da planta piloto já se apresentavam abaixo do limite estabelecido na LO 9294/09 para lançamento no corpo receptor. A maior e menor concentração de DQO foi verificada em agosto de 2004 correspondendo a 238 mg/L e em julho do mesmo ano correspondendo a 41 mg/L, respectivamente. Em média a concentração de entrada de DQO observada durante o experimento ficou em 108 mg/L. A eficiência de remoção da planta piloto foi responsável pela redução dos valores de concentração de DQO iniciais mantendo o efluente de saída em conformidade com a legislação vigente, como pode ser visto na Figura 47.

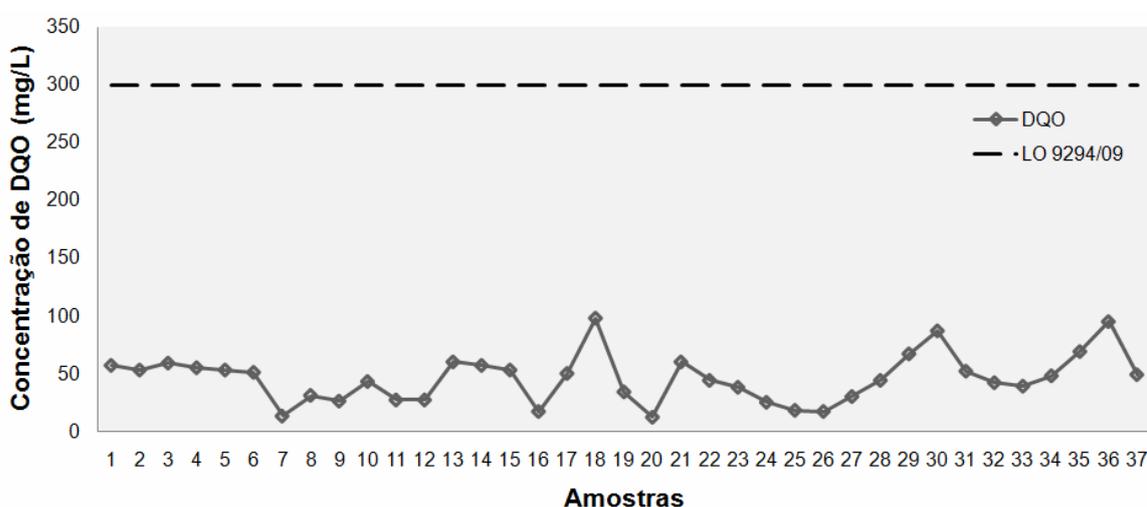


Figura 47: Atendimento ao padrão de lançamento de efluentes - DQO.

A taxa de remoção de DQO durante o monitoramento apresentou uma grande variação (Figura 48). Na totalidade das amostras, os menores percentuais de eficiência de remoção foram observados no período de aclimatação das mudas no início do experimento (janeiro) e no oitavo mês, onde foram verificados problemas operacionais. Em média o valor de DQO na saída da planta piloto ficou em 46 mg/L, atingindo até o valor mínimo de 12 mg/L.

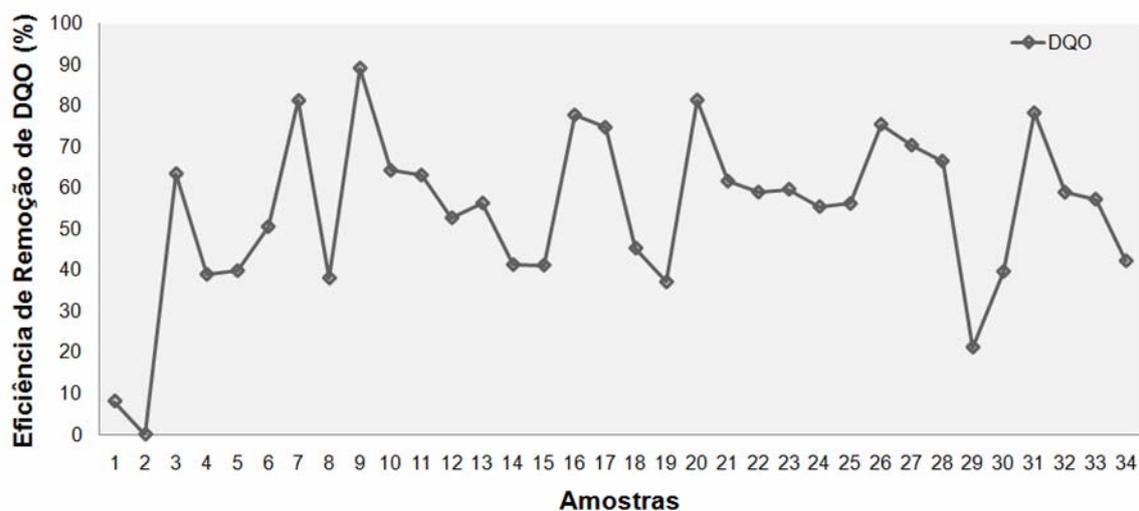


Figura 48: Eficiência de remoção de DQO.

Em média a eficiência de remoção de DQO na planta piloto ficou em 54%, mas o sistema de plantas aquáticas em boas condições operacionais pode ter a sua eficiência incrementada, haja vista que durante o experimento em uma das amostragens a planta atingiu uma eficiência de remoção de DQO de até 89%. Semelhante resultado foi constatado no trabalho de Sawaitayothin & Polprasert (2007), no tratamento de efluentes proveniente de aterro sanitário, onde as eficiências de remoção foram de 91% e 81,6 % para DQO. Por outro lado, também, podem ser encontrados valores mais baixos de eficiência de DQO em banhados construídos, como nos estudos de outros autores (Mbuligwe, 2004; Bubba *et al.*, 1998), onde a eficiência de remoção variou de 79% e 75%, até podendo apresentar uma eficiência de remoção de DQO de apenas 40% que, segundo os autores está relacionado com a baixa atividade das plantas durante o período de inverno.

Durante o período de monitoramento da planta piloto as concentrações de Sólidos Suspensos (SS) provenientes do tratamento secundário se apresentaram em sua maioria (média de 32 mg/L) abaixo do padrão conforme a legislação vigente, exceto para uma amostra coletada no sétimo mês de estudo, cujo valor foi de 112 mg/L. Além disso, no mesmo período houve outra amostra que apresentou valor elevado (100 mg/L). Do bom desempenho da planta piloto resultou valores de SS do efluente de saída do sistema PAE bem abaixo do padrão de lançamento conforme LO 9294/09, como pode ser visto na Figura 49. A concentração de SS durante o experimento na saída do sistema PAE apresentou os limites máximos e mínimo de 27 e 3 mg/L, respectivamente. Em média a concentração de SS ficou em 8 mg/L na saída da planta piloto.

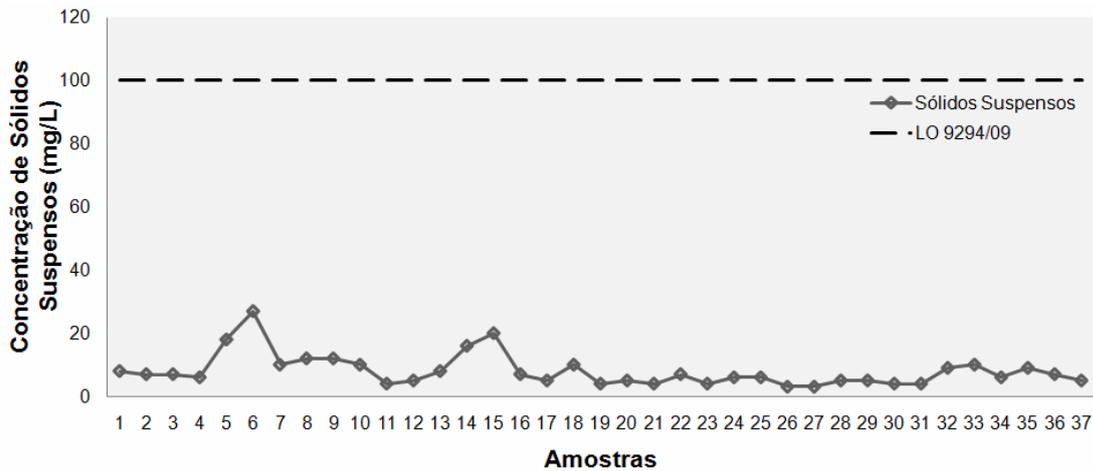


Figura 49: Atendimento ao padrão de lançamento de efluentes -SS.

Em média a taxa de remoção de sólidos na planta piloto foi superior a DQO e DBO, com valor de 66%. Das amostras coletadas durante o experimento 3 delas apresentaram valores reduzidos de 10%, 11% e 22%, nos meses de fevereiro, abril e junho, respectivamente (Figura 50). Em todos estes eventos houve a necessidade de remoção da parte superficial do substrato utilizado nos tanques (areia), devido entupimento do sistema com excesso de sólidos. Diferentemente do comportamento observado para DQO e DBO a remoção de SS não foi diretamente afetada pelo período de aclimação das mudas, pois no primeiro mês do experimento a remoção se manteve na ordem de 50%. A planta piloto chegou a atingir uma remoção máxima de 97% para SS. Steer *et al.* (2002) & Vymazal (2002), avaliaram em seus estudos com banhados construídos de fluxo sub-superficial remoções de SS de 79% e 84,3%. Sendo que normalmente as maiores taxas de remoção de SS são verificadas em banhados construídos de fluxo sub-superficial horizontal, semelhante a configuração instalada na planta piloto.

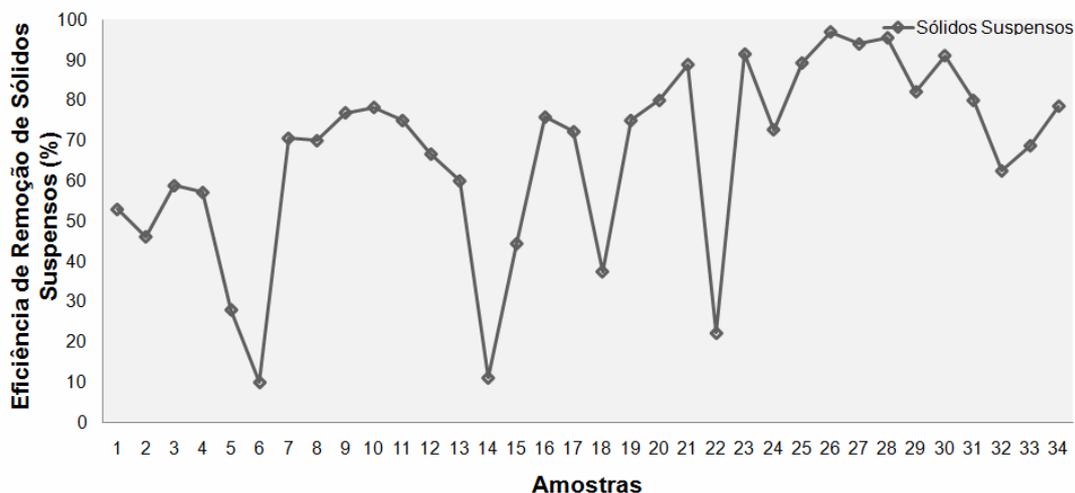


Figura 50: Eficiência de remoção de SS.

4.1.1.3 Fenol e sulfetos

Como pode ser visto na Tabela 38, os parâmetros de fenol e sulfetos na saída da planta piloto apresentavam resultados satisfatórios para o atendimento dos padrões de lançamento legais (LO9294/09).

Tabela 38: Monitoramento de fenol e sulfetos

Parâmetro	Unidade	27.05.2004	24.06.2004	Padrão
Fenol	mg/L	0,001	0,04	0,1
Sulfetos	mg/L	0,1	0,1	0,2

A concentração de sulfetos se mostrou inalterada durante o experimento. Dessa forma, a influência da planta piloto sobre este parâmetro se mostrou inócua, bem como a sua respectiva remoção foi nula. Isto se deve ao fato de que o parâmetro já apresentava uma concentração que pode ser considerada nula por se tratar do limite de detecção do equipamento. Quando o parâmetro de sulfeto se faz presente nos efluentes a taxa de remoção do mesmo em banhados construídos normalmente apresenta bons resultados como apresentados pelos autores Shepherd *et al.* (2001) e Song *et al.* (2001), com remoções próximas a 100%. Para o parâmetro de fenol na primeira amostra realizada no período de maio de 2004, constatou-se uma remoção de 100% (Tabela 39). Como foram coletas somente quatro amostras para monitorar estes parâmetros por motivos orçamentários, considerando que os mesmos em nenhum período de monitoramento do sistema de tratamento estudado apresentaram problemas de descumprimento dos requisitos legais, não foi possível concluir se a planta piloto possuía características que pudessem estabelecer uma taxa de remoção de fenol e sulfetos significativa.

Tabela 39: Remoção de fenol e sulfetos

Parâmetro	Unidade	27.05.2004			24.06.2004		
		Entrada	Saída	Er%	Entrada	Saída	Er%
Fenol	mg/L	0,244	0,001	100	0,04	0,04	0
Sulfetos	mg/L	0,1	0,1	0	0,1	0,1	0

O resultado de remoção de fenol obtido na amostra de maio concorda com o reportado no desempenho de banhado construído estudado por Cunha (2006), para remoção de fenol cujos valores variaram de 44,3% a 100% de abate. O trabalho de Abira & Van Bruggen (2005), aponta uma remoção de fenol em banhado construído para tratamento de efluente de indústria de papel e celulose de 60 a 77%.

4.1.1.4 Metais pesados

Com base no histórico de monitoramento do efluente pesquisado e características do processo produtivo foi determinado o acompanhamento dos parâmetros de alumínio, cromo total, ferro total, zinco, sódio e vanádio como metais mais representativos e possíveis de estarem presentes no tratamento terciário. Para o caso do vanádio o mesmo se manteve inalterado nas quatro amostragens como pode ser visto na Tabela 40, bem como apresentou valores no limite de detecção. Comportamento similar foi constatado em relação ao cromo total. Todos os metais avaliados no efluente final proveniente do banhado construído apresentaram valores de remoção suficientes para possibilitar o seu lançamento no corpo receptor conforme os padrões legais como pode ser visto na Tabela 40.

Tabela 40: Atendimento dos padrões legais para metais

Parâmetro	Unidade	27.05.2004	24.06.2004	26.08.2004	16.09.2004	Padrão
Aluminio	mg/L	0,2	0,365	0,99	0,2	≤10
Cromo Total	mg/L	0,003	0,003	0,003	0,003	≤0,5
Ferro Total	mg/L	0,019	0,155	0,658	0,539	≤10
Sódio	mg/L	71,85	85,13	98,45	97,47	-
Vanádio	mg/L	0,3	0,3	0,3	0,3	1
Zinco	mg/L	0,117	0,182	0,055	0,051	2

O tratamento terciário demonstra sua capacidade de remoção de metais até mesmo em pequenas concentrações como mostra a Tabela 41. Porém seria necessário estabelecer um acompanhamento mais prolongado para avaliar as oscilações de remoção para cada tipo de metal.

Tabela 41: Remoção de metais

Parâmetro	Unidade	27.05.2004			24.06.2004			26.08.2004			16.09.2004		
		Entrada	Saída	Er%									
Alumínio	mg/L	2,59	0,2	92	3,429	0,365	89	1,198	0,99	17	0,2	0,2	0
Cromo Total	mg/L	0,003	0,003	0	0,003	0,003	0	0,046	0,003	93	0,003	0,003	0
Ferro Total	mg/L	0,421	0,019	95	1,606	0,155	90	0,876	0,658	25	1,402	0,539	62
Sódio	mg/L	69,7	71,85	0	71,5	85,13	0	119,7	98,45	0	88,98	97,47	0
Vanádio	mg/L	0,3	0,3	0	0,3	0,3	0	0,3	0,3	0	0,3	0,3	0
Zinco	mg/L	2,231	0,117	95	0,499	0,182	64	0,125	0,055	56	0,522	0,051	90

Dos metais avaliados no experimento com a planta piloto os melhores resultados foram para remoção de ferro e zinco, que apresentaram, considerando as quatro amostragens, taxas de remoção média de 68% e 76%, respectivamente. Ambos os parâmetros alcançaram taxas de remoção de até 95%, comparável as remoções encontradas nos estudos de Vymazal (2005a); Maine *et al.* (2006); Cecconello (2005); Wood & McAtammey (2004).

Das quatro amostras coletadas, na entrada e saída da planta piloto, para determinação de eficiência de remoção de cromo, três delas apresentaram taxas de remoção nulas. Isto se deve ao fato de que o efluente já se apresentava com uma concentração de cromo praticamente inexistente na entrada da planta piloto, haja vista, que os valores encontrados estavam conforme o limite de detecção deste parâmetro segundo metodologia de análise. Na amostragem realizada em agosto de 2004, o efluente analisado possuía uma concentração mais significativa de cromo, o qual apresentou uma taxa de remoção muito boa atingindo o valor de 93% similar ao encontrado em outros estudos realizados por Maine *et al.* (2006) e Vymazal (2005a), com resultados de 86% e 92.8%, respectivamente.

Para o parâmetro de alumínio as taxas de remoção se mostraram eficazes com exceção das amostras de agosto e setembro de 2004. Em se tratando da última, o efluente já estava com uma concentração no limite de detecção. Dessa forma, pode-se considerar que o efluente não apresentava em sua composição alumínio. A taxa de remoção de 17% deve ser melhor investigada, pois as demais remoções são bem superiores próximas a 90%, concordando com resultados encontrados nos estudos realizados por Maine *et al.* (2006) e Vymazal (2005a).

Os parâmetros de vanádio e sódio apresentaram taxas de remoção nulas para as oito amostragens realizadas durante o experimento na planta piloto. No caso do sódio praticamente em todas as amostras observou-se um incremento na concentração da saída da planta piloto em relação à entrada do sistema terciário. O efluente já apresentava uma concentração que pode ser considerada nula durante o tratamento secundário e terciário para o parâmetro de vanádio. Logo, não foi possível concluir que a planta pode apresentar uma eficiência de remoção significativa para este parâmetro. Em estudo realizado por Kröpfelova *et al.* (2009) foi verificada uma baixa taxa de remoção de vanádio da ordem de 0-25%.

4.1.1.5 Nitrogênio e fósforo

Durante o período de monitoramento as condições do efluente proveniente do tratamento secundário se mostraram variáveis com valores atingindo os máximos de 6,40 mg/L/4,82 mg/L e mínimos de 0,64 mg/L/0,87mg/L de fósforo. Em todas as 23 amostras coletadas na saída do efluente final da planta piloto verificaram-se valores de concentração de fósforo abaixo do limite de lançamento conforme LO 9294/09 (Figura 51).

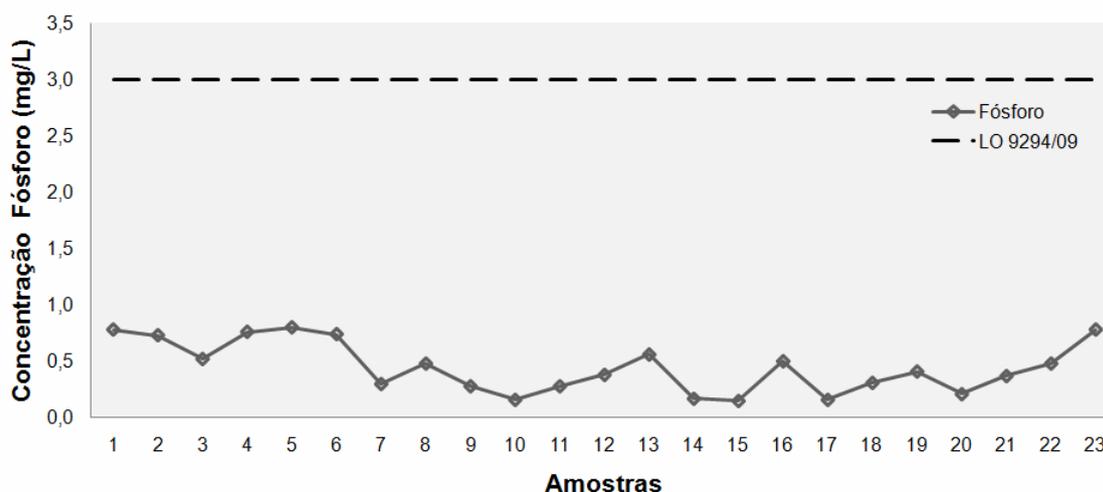


Figura 51: Atendimento ao padrão de lançamento de efluente - fósforo.

A taxa de remoção de fósforo durante os nove meses de monitoramento demonstrou uma variação de 36% a 93%. As menores taxas de eficiência de remoção foram verificadas em janeiro (37%) e setembro (36%). Isto se deve ao período de aclimação das mudas ocorrido no início do experimento (janeiro de 2004) e problemas operacionais decorrentes de falha da bomba de alimentação do sistema em setembro do mesmo ano (Figura 52).

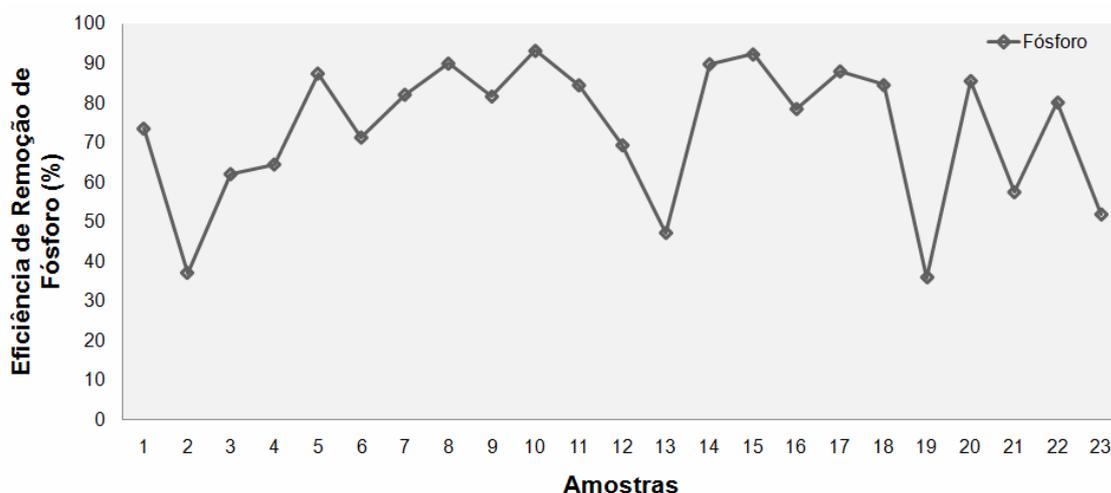


Figura 52: Remoção de fósforo nos tanques de tratamento.

Em média a taxa de remoção de fósforo durante experimento ficou em 73%. Este resultado concorda com o encontrado em estudo realizado com banhado construído para tratamento de esgoto doméstico realizado por Souza *et al.* (2004), onde no primeiro ano de tratamento a remoção atingiu valores máximos de 82 a 90%. Porém no mesmo experimento os valores durante os dois anos seguintes foram significativamente reduzidos, chegando a algumas vezes a ocorrer o incremento de fósforo após a passagem do efluente pelo tratamento com banhado construído. Isto se deve a tendência do substrato de ficar saturado com compostos de fósforo precipitados. Isto é confirmado por outros autores (Vymazal, 2009; Zurita *et al.*, 2009) que estudaram o comportamento de banhados construídos para remoção de fósforo, onde a eficiência do sistema para fósforo ficou em torno de 50%.

Durante todo o experimento foi constatada uma maior remoção de fósforo no primeiro tanque de tratamento constituído de um substrato de escória e areia com macrófitas da espécie *Typha subulata*, como pode ser visto na Tabela 42. Como cada

tanque possui diferente composição de substrato e tipo de espécie empregada para o tratamento é difícil identificar as causas do melhor desempenho do primeiro tanque de tratamento em relação aos demais especificamente para a remoção de fósforo. Uma característica pode ser destacada ainda que não seja possível determinar se a mesma é mais influente para a remoção de fósforo que é o uso de escória como substrato. Alguns autores (Korkusuz *et al.* 2005; Sakadevan & Bavor, 1998), destacam que os banhados construídos que utilizam escória como substrato possuem uma eficiência de remoção de fósforo mais elevada quando comparado com banhados com substratos comuns (brita) porque a escória possui elevados níveis de óxidos de cálcio, magnésio e ferro que auxiliam na capacidade de absorver o fósforo.

Como principal mecanismo de remoção de fósforo destaca-se a imobilização pela formação preferencial de fosfatos de cálcio e eventualmente magnésio pelas características de pH básico. Também, deve ser considerada a parcela referente à absorção de fósforo pelas raízes, bem como pelos processos de sedimentação e filtração. Dessa forma, o pH torna-se um parâmetro importante a ser monitorado nos banhados construídos visando a remoção de fósforo. De acordo com alguns autores (Erickson, 2005; Hu & Shan, 2009), a remoção de fósforo é largamente influenciada pelo pH, isto pode ser verificado principalmente pelo emprego de diferentes substratos que juntamente com a composição do efluente bruto pode auxiliar ou dificultar a remoção de fósforo. Especificamente em pH alcalino a remoção de fósforo dissolvido é promovida pela precipitação do mesmo com a formação de fosfato de cálcio ou ainda em alguns casos fosfato de magnésio.

Tabela 42: Remoção de fósforo no efluente da planta piloto

Entrada Sistema PAE -1																								
Parâmetro	Unidade	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Fósforo total	mg/L	3,0	1,2	1,4	2,1	6,4	2,6	1,7	4,8	1,5	2,4	1,8	1,2	1,1	1,7	2,0	2,3	1,3	2,0	0,6	1,5	0,9	2,4	1,6
Saída do 1º Tanque - 2																								
Parâmetro	Unidade	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Fósforo total	mg/L	1,0	0,7	0,7	1,0	1,2	1,6	0,3	2,0	0,8	0,2	0,5	0,9	0,8	0,2	0,3	0,8	0,3	0,4	0,2	0,5	0,6	1,7	1,0
Eficiência	%	67	40	50	55	81	37	82	59	48	90	73	27	29	88	85	65	79	79	69	66	31	29	37
Saída do 2º Tanque - 3																								
Parâmetro	Unidade	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Fósforo total	mg/L	0,4	0,4	0,2	0,5	0,9	0,8	0,3	0,9	0,7	0,2	0,4	0,8	0,6	0,2	0,2	0,7	0,3	0,4	0,2	0,3	0,6	1,7	0,9
Eficiência	%	60	47	72	47	27	49	3	57	14	4	21	15	16	5	21	18	11	5	5	48	-3	5	16
Saída do 3º Tanque - 4																								
Parâmetro	Unidade	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Fósforo total	mg/L	0,4	0,9	0,7	0,9	0,6	0,6	0,5	0,8	0,4	0,2	0,3	0,6	0,6	0,2	0,2	0,5	0,1	0,4	0,5	0,2	0,6	1,5	0,8
Eficiência	%	0	-130	-284	-76	33	28	-53	10	37	9	11	21	6	5	9	24	44	3	-153	15	10	9	8,1
Saída Sistema PAE - 5																								
Parâmetro	Unidade	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23
Fósforo total	mg/L	0,8	0,7	0,5	0,8	0,8	0,7	0,3	0,5	0,3	0,2	0,3	0,4	0,6	0,2	0,2	0,5	0,2	0,3	0,4	0,2	0,4	1,4	0,8
Eficiência	%	-100	14,1	28,8	15,6	-33,3	-23,3	34,8	38,5	34,9	23,8	17,6	37,7	5,1	10,5	28,6	2,0	-14,3	20,5	14,6	4,5	33,9	6,7	1,3

Visando determinar a existência de uma correlação entre pH e fósforo foi realizado o monitoramento destes dois parâmetros simultaneamente durante os nove meses de estudo. Como mostra a Figura 53, não foi possível estabelecer uma correlação entre pH e fósforo, para os valores de entrada o coeficiente de correlação de Pearson apresentou resultado não significativo (p -valor = 0,290) e para os valores de saída do terciário, considerando nível de significância de 5% o valor do coeficiente de correlação encontrado foi 0,64 (p -valor = 0,001). Como pode ser observado no experimento as maiores taxas de remoção não coincidiram com valores de pH alcalinos. Foram constatados que as maiores taxas de remoção (acima de 90%) foram obtidas em pH próximo do neutro. Logo, sugere-se que durante o experimento a remoção de fósforo foi influenciada por vários fatores e não fortemente pelo mecanismo de imobilização do fósforo dissolvido.

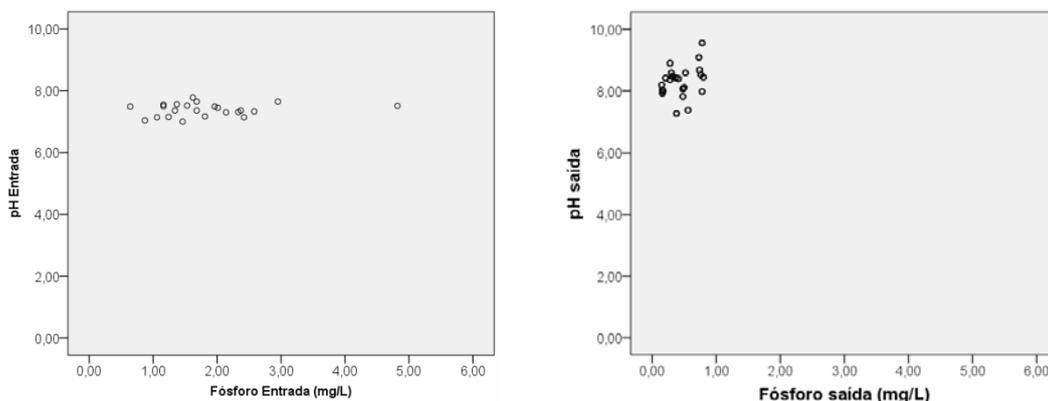


Figura 53: Relação de pH e fósforo.

Durante o experimento pode ser observado variações de concentração NTK após o tratamento terciário da ordem de 34 mg/L (máximo)/1,1 mg/L (mínimo). No último mês de monitoramento os resultados referentes ao parâmetro de NTK para lançamento no corpo receptor se mostraram acima do padrão da LO 9294/09 (Figura 54). O mesmo comportamento se confirma com o nitrogênio amoniacal que apresentou uma variação de concentração na saída do sistema terciário de 0,2 mg/L até 32,00 mg/L. Em média os valores de saída do referido sistema indicaram boas taxas de remoção, porém em

setembro o efluente tratado não se manteve abaixo de 20mg/L conforme exigência da legislação local, como pode ser visto na Figura 54.

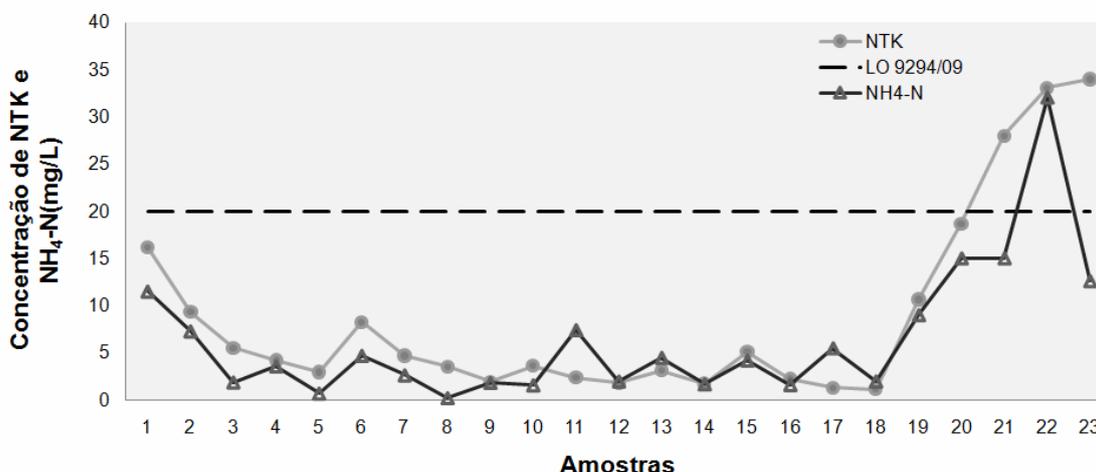


Figura 54: Conformidade com o padrão de lançamento - NTK e NH₄-N.

Especialmente no mês de setembro de 2004 que corresponde a amostra 22 pode-se observar que os valores de NTK e nitrogênio amoniacal estavam bastante próximos, 33,10 mg/L e 32 mg/L, respectivamente. Além disso, a concentração de NTK e nitrogênio amoniacal na entrada, também, se apresentaram com valores semelhantes de 58,9 mg/L e 51 mg/L, respectivamente. Dessa forma, sugere-se que parte do nitrogênio estava na forma orgânica e parte na forma amoniacal e que a planta piloto não foi capaz de promover a remoção destas formas de nitrogênios em conformidade com a legislação pertinente. Porém, não foi possível verificar quais as causas desta deficiência, seja relacionada com problema com as bactérias nitrificadoras, falta de absorção pela raiz, incapacidade de realizar a mineralização da amônia.

Semelhante ao ocorrido para os parâmetros de DBO, DQO e fósforo no início do experimento devido a aclimação das mudas as taxas de remoção de nitrogênio amoniacal e NTK foram reduzidas (Figura 55). No caso do nitrogênio amoniacal verificaram-se períodos onde a eficiência de remoção foi nula. Em média as remoções de NTK e NH₄-N durante o experimento foram de 61 e 56%, respectivamente. Estes resultados são comparáveis aos obtidos nos estudos de Koottatep & Polprasert (1997) e Sonavane *et al.* (2007), com remoções de NTK de 40% – 70 % e 26% – 66%. E em experimentos realizados por Poach *et al.* (2003) e Jamieson *et al.* (2003), revelaram valores de remoção de NH₄-N da ordem de 52% e 50%.

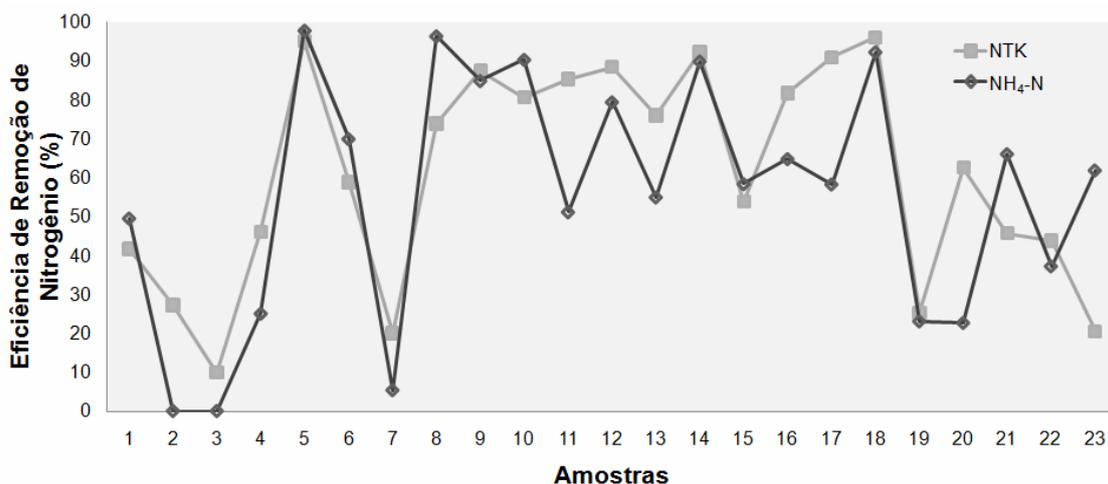


Figura 55: Remoção de nitrogênio nos tanques de tratamento.

Além do período de aclimação as menores taxas de remoção, que ficaram na ordem de 20%, ocorrem em março e setembro para os parâmetros de NTK e NH₄-N. É importante destacar que o experimento foi realizado com um banhado construído de fluxo sub-superficial horizontal o que normalmente resulta em uma eficiência de remoção de nitrogênio menor quando comparado com leito de banhado construído com um fluxo sub-superficial vertical. Segundo alguns autores (Tunçsiper, 2009; Tegegne, *et al.* (2008); Oullet-Plamondon, 2006), isto se deve a menor aeração do fluxo horizontal, pois as condições aeróbias são importantes para a ação das bactérias nitrificadoras promovendo a nitrificação.

As estações climáticas influenciam o balanço hídrico dos banhados construídos e conseqüentemente podem alterar a temperatura do efluente, modificando o comportamento das plantas e dos micro-organismos. Dessa forma, os valores de eficiência de remoção dos poluentes podem ser alterados. A Tabela 43 demonstra as variações ocorridas na plantas piloto durante o seu monitoramento.

Tabela 43: Monitoramento do efeito das estações climáticas

Parâmetro	Estação	Amostras	Média (%)	Desvio Padrão (%)	Mínimo (%)	Máximo (%)
Fósforo total	Verão	6	72	16	37	90
	Outono	7	80	16	47	93
	Inverno	10	66	21	36	86
	Total	23	73	18	36	93
NTK	Verão	6	51	30	10	95
	Outono	7	81	12	54	92
	Inverno	10	49	28	21	96
	Total	23	61	28	10	96
NH ₄ -N	Verão	6	48	41	0	98
	Outono	7	81	12	65	90
	Inverno	10	51	28	23	92
	Total	23	56	34	0	98

Os meses iniciais transcorridos no verão devem ser considerados de forma diferenciada, pois este período foi destinado para aclimação das mudas. As taxas de remoção de nutrientes foram reduzidas no inverno, exceto para o nitrogênio amoniacal (Figura 56). Durante o inverno, observa-se uma forte tendência de redução da eficiência de remoção dos nutrientes, principalmente para plantas da espécie *Typha subulata*, devido ao incremento da massa seca (Gerber, 2004).

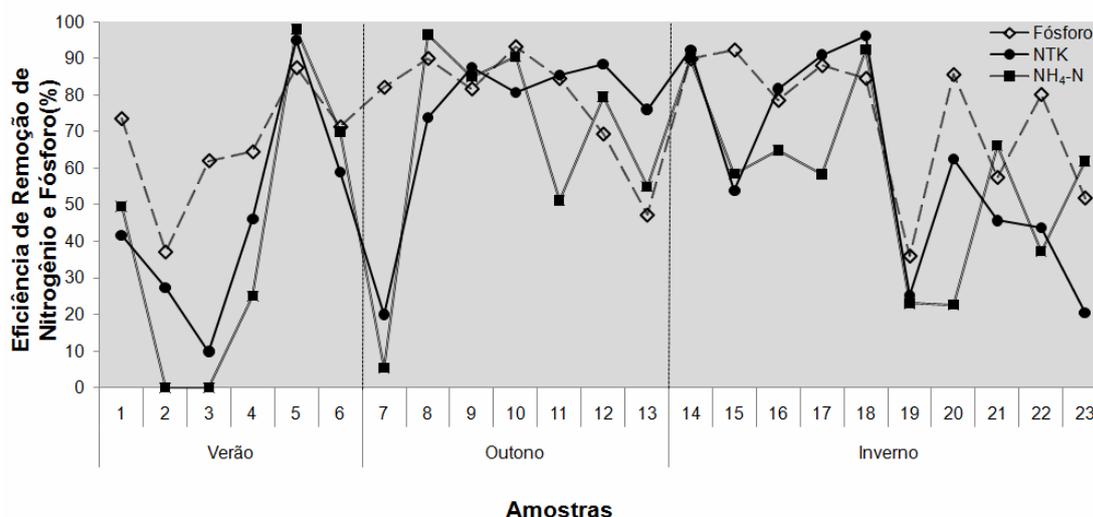


Figura 56: Influência das estações climáticas na remoção de nutrientes.

Para a verificação da influência da estação climática sobre a eficiência de remoção das variáveis fósforo, NTK e nitrogênio amoniacal foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA). Os resultados encontrados indicam que não há influência significativa na eficiência de remoção do parâmetro fósforo com a variação das estações climáticas (p -valor = 0,318). O mesmo ocorre com o parâmetro nitrogênio amoniacal (p -valor = 0,252). Para o parâmetro NTK há influência significativa na eficiência de remoção com a variação das estações climáticas (p -valor = 0,032). Dentro do parâmetro NTK, pelo teste de Tukey, a variável outono é a que difere das demais, entre as variáveis verão e inverno, não há diferença significativa. Segundo alguns autores (Newman *et al.*, 2000; Goulet *et al.*, 2001), a componente das estações confere uma significativa influência sobre as taxas de remoção de poluentes (Zn, Fe, Mn, DBO, SST, $\text{NH}_3\text{-N}$, TKN, P) em banhados construídos. Como o experimento foi realizado somente durante nove meses não foi possível obter informações mais seguras e precisas sobre o comportamento da planta piloto para remoção de nutrientes.

4.1.2 Parâmetros biológicos

Durante o experimento não foi possível determinar, dentre os mecanismos de remoção de coliformes fecais e totais mais comuns em banhados construídos (morte natural, predadores, radiação ultravioleta ou excreção de antibióticos pelas plantas) quais seriam os mais significativos verificados na planta piloto (Brix, 1993). Nos nove meses de monitoramento foram coletadas somente quatro amostras para determinar a concentração de coliformes termotolerantes e totais no efluente de saída da planta piloto (Tabela 44). Dessa forma, não foi possível concluir se a planta piloto apresentou condições suficientes para remoção de coliformes para atender plenamente os padrões legais de lançamento do efluente.

Tabela 44: Monitoramento da remoção de coliformes e atendimento dos padrões legais

Parâmetro	Unidade	27.05.2004	24.06.2004	Padrão
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL	2200	2400	≤3000 NMP/100ml
Coliformes Totais	NMP/100 mL	16000	3500	-

Calijuri *et al.* (2009) & Hinds *et al.* (2001), constataram em seus estudos remoção de coliformes termotolerantes e totais da ordem de 90 a 99%. Durante o experimento para as duas amostras coletadas o percentual de remoção de coliformes termotolerantes do efluente de saída da planta piloto foi de 86 e 99% (Tabela 45). Já para os coliformes totais a planta piloto na primeira amostragem apresentou-se ineficiente e na segunda amostragem o sistema atingiu uma remoção de 99%, resultado similar aos estudos de Calijuri *et al.* (2009) & Hinds *et al.* (2001).

Tabela 45: Remoção de coliformes fecais e totais

Parâmetro	Unidade	27.05.2004			24.06.2004		
		Entrada	Saída	Er	Entrada	Saída	Er%
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL	16000	2200	86	300000	2400	99
Coliformes Totais	NMP/100 mL	16000	16000	0	900000	3500	99

4.1.3 Reúso

Considerando as aplicações previstas (descarga de vaso sanitário, irrigação paisagística, lavagem de veículos, usinagem de peças, água de incêndio e de torre de resfriamento) para a água de reúso e ausência de uma legislação específica que regulamente o tema, os resultados das análises realizadas na planta piloto foram comparados com dados de alguns autores (ABNT NBR 13969, 1997; Felizatto, 2003; Li *et al.*, 2009; Oenning Junior, 2006; MMA, 2007; Crook, 1996; SABESP, 1997; Machado, 2004; Mancuso, 2003). Dos parâmetros analisados somente coliformes totais se mostraram inadequados para aplicação em torres de resfriamento sem necessidade de tratamento adicional, como pode ser visto na Tabela 46. Dessa forma, optou-se pela instalação de sistema de desinfecção posterior ao tratamento terciário quando da elaboração do projeto dos banhados construídos em escala industrial evitando desta forma a formação de *fouling* biológico ou orgânico.

Tabela 46: Perfil de tratamento visando potencial reúso

Parâmetro	Unidade	27.05.2004	24.06.2004	Padrão 1	Padrão 2	Padrão 3
Dureza Total	mg/L	167	200	650	160	100
Cloretos	mg/L	140	187	500	100	100
Cor	HAZEN	10	40	-	-	-
Fluoretos	mg/L	0,65	0,37			
Turbidez	mg/L	0,4	0,65	50	5	2
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL	2200	2400	10000	10	0
Coliformes Totais	NMP/100 mL	16000	3500	10000	10	0

Padrão 1: Torre de resfriamento

Padrão 2: Usinagem

Padrão 3: Outros (Irrigação, vaso sanitário, rede de incêndio, lavagem de veículos)

Conforme a Tabela 47 os parâmetros de fluoretos e cor não possuem padrões estabelecidos para as aplicações previstas no experimento, pois os mesmos não conferem ao efluente nenhuma limitação importante que possa prejudicar o uso da água industrial. Nas duas amostras coletadas durante o experimento os parâmetros de cloretos, dureza total e turbidez ficaram abaixo do padrão estabelecido para a aplicação em torre de resfriamento possibilitando o uso do efluente tratado proveniente do tratamento terciário sem maiores restrições principalmente em relação aos processos de incrustação e corrosão. Segundo Mancuso (2003) e Machado (2004), os depósitos biológicos gerados pelo acúmulo de algas, bactérias e fungos na torre de resfriamento podem causar problemas de deposição ou em certos casos obstrução. Os problemas de incrustação e corrosão, também, são influenciados por outros fatores (pH, presença de cloretos e sulfatos, dureza total e entre outros). O uso da água de reúso para torre de

resfriamento é uma alternativa bastante interessante pela economia de água e facilidade do emprego nesta finalidade pela qualidade necessária para esta aplicação. Segundo Hespanhol (2001), dentro do critério de estabelecer prioridades para o emprego da água de reúso na indústria é recomendável concentrar a fase inicial do programa de reúso industrial em torres de resfriamento, pela vantagem de requerer qualidade independente do tipo de indústria. Além disso, normalmente o consumo de água para reposição na torre de resfriamento é bastante significativo em vários setores industriais. Segundo Giordani & Santos (2003), em estudo que trata sobre aplicações de água de reúso a média de consumo industrial para fins de resfriamento corresponde a 48% do total. Durante o experimento da planta piloto não foi possível estabelecer um balanço hídrico de modo a verificar o percentual de consumo de água utilizada na torre de resfriamento em relação ao consumo total de água na indústria.

A análise dos resultados obtidos após o tratamento terciário para o efluente tratado sugere uma baixa qualidade da água de reúso para emprego na usinagem de peças. Dos parâmetros monitorados que possuem padrões para uso na usinagem somente a turbidez se manteve abaixo dos limites correspondente a sua aplicação. Segundo Trivett (2004), as propriedades de pH, condutividade, alcalinidade, dureza total, turbidez e níveis microbiológicos podem influenciar fortemente o desempenho da emulsão oleosa que será utilizada na usinagem dos componentes atuando significativamente na qualidade da operação e sobretudo na vida útil da emulsão. Como a emulsão oleosa pode ter 90% ou mais de água a qualidade desta afeta diretamente o seu desempenho de forma decisiva. Portanto, os parâmetros críticos para qualidade da água a ser utilizada na emulsão devem ser bem monitorados. Como pode ser visto na Tabela 47 os resultados de dureza identificados nas duas amostras da planta piloto estavam acima do padrão estabelecido para este parâmetro. Segundo Vickers (1991), a dureza total é o principal fator no que se refere a qualidade da água para usinagem, pois a concentração de sais de cálcio e magnésio promovem a formação de sabões insolúveis que entopem as tubulações e filtros se depositando nas máquinas e ferramentas. E os íons, também, podem reagir com muitos componentes fluidos, assim como tensoativos ou agentes umectantes, tornando os aditivos impróprios para o seu uso original.

Os valores de cloretos avaliados na planta piloto em relação a água de reúso se mostraram muito acima do padrão estabelecido para emprego na usinagem. Conforme IOWA (1990), cloretos e sulfatos podem ocasionar problemas de corrosão nas peças

usinadas devido a presenças destes sais na emulsão oleosa. Outras variáveis que, também, ficaram muito acima do padrão desejado foram os coliformes termotolerantes e totais que desencadeiam na água que será utilizada para preparação da emulsão a formação de um crescimento microbiano reduzindo significativamente a vida útil da emulsão. O uso de biocidas e o controle de pH da emulsão podem auxiliar muito no controle do crescimento microbiano (IOWA, 2003).

A qualidade da água para aplicação em descarga de vasos sanitários, irrigação paisagística, rede de incêndio, lavagem de veículos demonstrou um comportamento semelhante ao ocorrido para reúso da água na preparação de emulsões oleosas na usinagem de componentes. Todos os parâmetros, exceto turbidez ficaram acima do padrão estabelecido para estas aplicações. Logo, os resultados insatisfatórios da composição da água de reúso sugerem a necessidade de um tratamento adicional para remoção dos poluentes e em especial para os sais, de modo a evitar problemas operacionais em equipamentos e tubulação pela incrustação e corrosão. Em caso de reúso na irrigação paisagística o maior cuidado está relacionado com o emprego de produtos químicos no tratamento da água que pode ocasionar a contaminação do lençol freático. Para não gerar problemas no contato dos usuários nas aplicações desejadas com a água de reúso é recomendável o emprego de um processo de desinfecção no efluente tratado após o tratamento terciário. Conforme cita Oenning (2006) é recomendado manter um cloro residual de 0,5 mg/L no sistema de distribuição para reduzir odores, limo e crescimento bacteriano. No caso das operações de lavagem de veículos os parâmetros de cloretos e dureza são os mais significativos, pois os mesmos podem contribuir mais fortemente para a limitação do emprego da água de reúso pelo excesso de sais que podem ocasionar a oxidação dos veículos. Esta aplicação deve ser considerada no balanço hídrico do setor metal-mecânico pela sua importância no consumo total de água na indústria. Segundo Barroso & Ouriques (2010), a operação de lavagem de veículos utiliza em média 150 L de água por cada veículo.

A planta piloto apresentou uma eficiência de remoção bastante significativa para os parâmetros de coliformes termotolerantes e turbidez como mostra a Tabela 47. Em relação aos demais parâmetros avaliados houve uma discreta remoção e inexistente no caso dos cloretos. Porém, considerando que somente foram coletadas duas amostras para avaliação da eficiência de remoção dos poluentes característicos para cada aplicação da água de reúso não foi possível determinar de forma conclusiva se a planta

piloto possui condições de tratamento que possibilitem uma maior flexibilidade no seu emprego promovendo a sustentabilidade deste tipo de investimento.

Tabela 47: Remoção de poluentes para o reúso

Parâmetro	Unidade	27.05.2004			24.06.2004		
		Entrada	Saída	Er%	Entrada	Saída	Er%
Dureza Total	mg/L	170	167,00	2	234	200	15
Cloretos	mg/L	147	140	0	171	187	0
Cor	HAZEN	20	10	50	40	40	0
Fluoretos	mg/L	0,84	0,65	23	0,45	0,37	18
Turbidez	mg/L	20,2	0,4	98	13,82	0,65	95
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL	16000	2200	86	300000	2400	99
Coliformes Totais	NMP/100 mL	16000	16000	0	900000	3500	100

A capacidade do sistema de tratamento (primário, secundário e terciário) para emprego de água de reúso em diversas aplicações na indústria metal-mecânica (descarga de vaso sanitário, irrigação paisagística, lavagem de veículos, usinagem de peças, água de incêndio e de torre de resfriamento) somente será definida com o estudo da planta em escala industrial durante um período de monitoramento estendido com um número de amostras significativas.

4.1.4 Caracterização e quantificação dos resíduos das macrófitas

Nos meses de inverno, as porções da planta acima do solo apresentam partes secas e verdes, diminuindo a atividade aérea e apresentando um visual não agradável, mantendo atividade na zona de raízes, abaixo da camada suporte, com os vegetais ativos no sentido de remoção de poluentes. O material seco foi removido cuidadosamente durante os quatro últimos meses de monitoramento considerando a produção de biomassa em excesso, totalizando 9 kg de massa seca.

Para avaliar o comportamento das plantas em relação ao efluente utilizado no experimento foi realizado o monitoramento visual do desenvolvimento das mudas, onde foram observadas as características de coloração das folhas e resistência às variações climáticas. A quantidade de biomassa, como é função variável de cada espécie de planta e do efluente, só poderá ser determinada precisamente após a implantação de todo o sistema de tratamento em escala industrial ao longo do tempo.

Cabe salientar, que os níveis ideais de enraizamento das plantas e a normalidade no regime de trabalho são atingidos a partir do segundo ano de operação, completando-

se no terceiro ano. Para a recuperação máxima de biomassa a planta deve ser podada, no mínimo, nos meses de maio e junho no hemisfério sul (Gerber, 2004).

A remoção da biomassa na zona de raízes não deve ser realizada para não prejudicar o funcionamento natural das lagoas com plantas emergentes, exceto em momentos de saturação das camadas suporte e das plantas. O plano de monitoramento das lagoas e o resultado das análises físico-químicas nos efluentes ao longo dos anos demonstrarão a necessidade de remoção das raízes. Não existe previsão para remoção de raízes nos primeiros cinco anos de funcionamento do sistema.

A manutenção do sistema, com podas anuais ou semestrais, bem como limpezas periódicas, aumenta significativamente a remoção de nitrogênio e fósforo, pois evitam que os nutrientes retidos na parte aérea das plantas sejam re-introduzidos no efluente (Gerber, 2004).

Os resíduos provenientes da limpeza e podas foram classificados segundo a NBR 10004 (2004), como não-inertes (classe II-A). Além disso, recomenda-se o estudo de um potencial emprego dos resíduos das plantas (folha e raiz) no solo como composto ou corretivo de pH pelas características da sua composição como mostra a Tabela 48, pois alguns parâmetros estão em excesso e outros deficientes. Henry-Silva & Camargo (2006), em estudo para utilização de macrófitas no tratamento de efluentes de aquicultura sugeriram o aproveitamento das mesmas como fertilizante de solo, em função dos valores elevados da maioria dos macronutrientes e micronutrientes encontrados na biomassa destes vegetais.

Tabela 48: Composição parte aérea e sistema radicular

Parâmetros	Unidade	Folha	Raiz	Substrato
Fósforo total	mg/Kg	0	0	0
Nitrogênio total	%	1	<0,2	<0,2
Fenol	mg/Kg	<0,001	<0,001	<0,001
Alumínio	mg/Kg	200	452	281
Cálcio	mg/Kg	3850	579	216
Ferro	mg/Kg	127	823	1119
Magnésio	mg/Kg	587	172	69
Potássio	mg/Kg	3865	458	46
Sódio	mg/Kg	866	814	277
Zinco	mg/Kg	9	16	5
Fluoreto	mg/Kg	0	0	0
Matéria orgânica	%	19	1	0
Matéria seca	%	22	8	90
Umidade	%	78	92	10

A concentração de metais na raiz/rizoma foi substancialmente superior em relação à região da folha. Constatou-se um padrão de absorção pela raiz correspondente a 69% e 87%, para o alumínio e ferro, respectivamente (Figura 57). Em estudo realizado por Shutes *et al.* (1993), a *Typha* apresentou o mesmo comportamento para os metais de cádmio, cobre, chumbo e zinco, onde as maiores concentrações dos metais ficaram acumuladas na zona de raiz/rizoma.

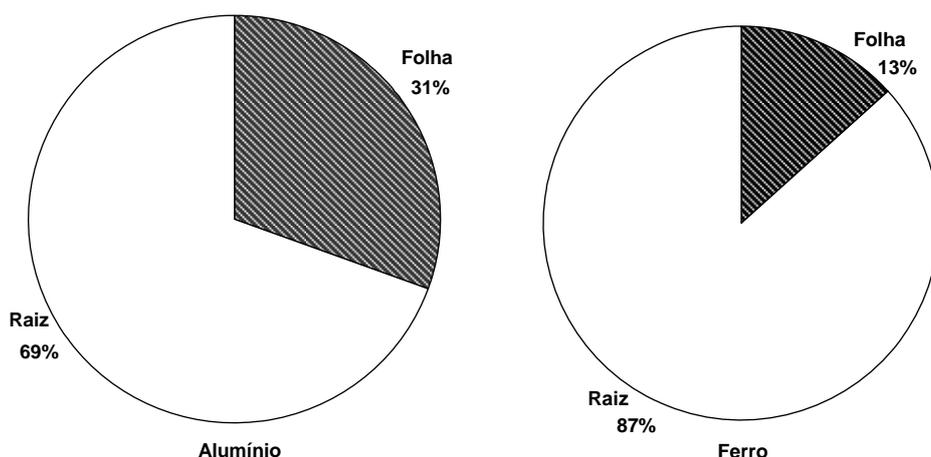


Figura 57: Comparativo de concentração de ferro total e alumínio nas raízes e folhas (*Typha sp.*).

Em relação ao nitrogênio e fósforo observou-se um padrão de comportamento oposto aos metais. Os resultados da análise realizada nos resíduos da planta piloto demonstraram que o fósforo preferencialmente fica retido na parte aérea da planta, como pode ser visto na Figura 58. Desempenho similar foi verificado para o nitrogênio, onde os níveis de dosagem obtidos foram da ordem de 1 % para a parte aérea e <0,2% para a raiz. Logo, os mecanismos de absorção das plantas variam em relação ao tipo de parâmetro estudado. Em pesquisa realizada por Panigatti & Maine (2003), com o uso de banhando construído constatou-se que as maiores concentrações de fósforo e nitrogênio foram retidas nas folhas das macrófitas.

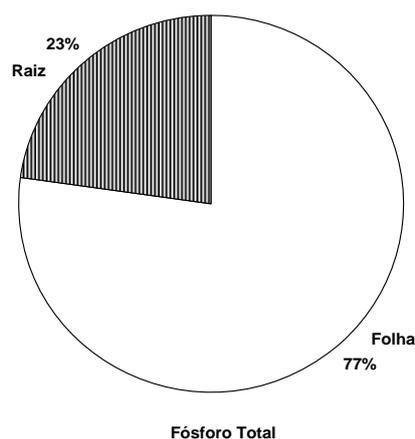


Figura 58: Comparativo de concentração de fósforo total nas raízes e folhas (*Typha sp.*).

4.1.5 Considerações operacionais

Dos problemas operacionais esperados em banhados construídos com fluxo sub-superficial dos quais se destacam presença de odores desagradáveis, proliferação de insetos e presença de cor ou sólidos dissolvidos no efluente final e efluente contendo elevado teor de sólidos suspensos (Zhao *et al.*, 2004) somente o último foi constatado na planta piloto.

A causa deste problema estava relacionada com a redução de eficiência do sistema de lodo ativado devido a descargas tóxicas ocasionais culminando com a mortandade de micro-organismos e posteriormente flotação dos mesmos no decantador secundário. Para solucionar o problema de forma imediata foi instalado um filtro de areia para remoção de sólidos anteriormente a alimentação da planta piloto, bem como redução esporádica da vazão de entrada.

Com o excesso de sólidos, freqüentemente foi observado pequeno nível d'água sobre a camada suporte no primeiro tanque favorecendo o aparecimento de algas na superfície do mesmo (Figura 59). Para proporcionar condições adequadas para a remoção de poluentes sempre que necessário era executado procedimento de substituição da camada superior de areia contaminada com lodo e algas por areia nova para o estabelecimento do nivelamento do substrato evitando caminhos preferenciais e formação de nova película d'água.



Figura 59: Desenvolvimento de algas devido ao acúmulo de água sobre a camada suporte.

No decorrer da operação da planta piloto verificaram-se outros problemas tais como falta de energia, interrupção esporádica de fornecimento de efluente, entupimento da instalação hidráulica e paradas ocasionais para manutenções (bomba, filtro) e limpeza dos tanques para remoção da parte aérea seca das macrófitas e areia contaminada com algas e lodo biológico (Figura 60).



Figura 60: Remoção de massa seca e areia contaminada.

4.2 Sistema de tratamento em escala industrial com plantas aquáticas

4.2.1 Parâmetros físico-químicos

4.2.1.1 Temperatura, pH e oxigênio dissolvido

A temperatura e oxigênio dissolvido são fatores que devem ser considerados na análise de eficiência de remoção de poluentes, pois os mesmos influenciam o comportamento das plantas e micro-organismos envolvidos no tratamento. Durante o período de monitoramento, a média da temperatura da planta industrial permaneceu abaixo de 20°C no tratamento terciário (Figura 61). A variação entre a temperatura

ambiente e efluente foi da ordem de 2,2°C. A média da variação de oxigênio dissolvido entre as lagoas demonstra que o sistema apresentava um déficit de oxigênio dificultando o processo de nitrificação.

Semelhante ao experimento realizado em escala piloto, não foi possível determinar uma correlação entre a temperatura e oxigênio dissolvido (Figura 61). Para os valores de saída da temperatura e OD, o coeficiente de correlação de Pearson, considerando nível de significância de 5% não foi significativo (p-valor = 0,874).

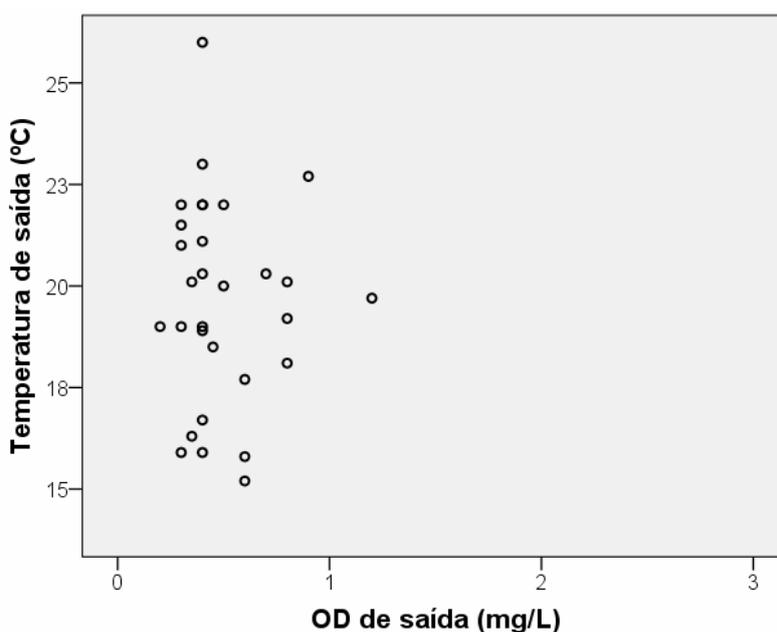
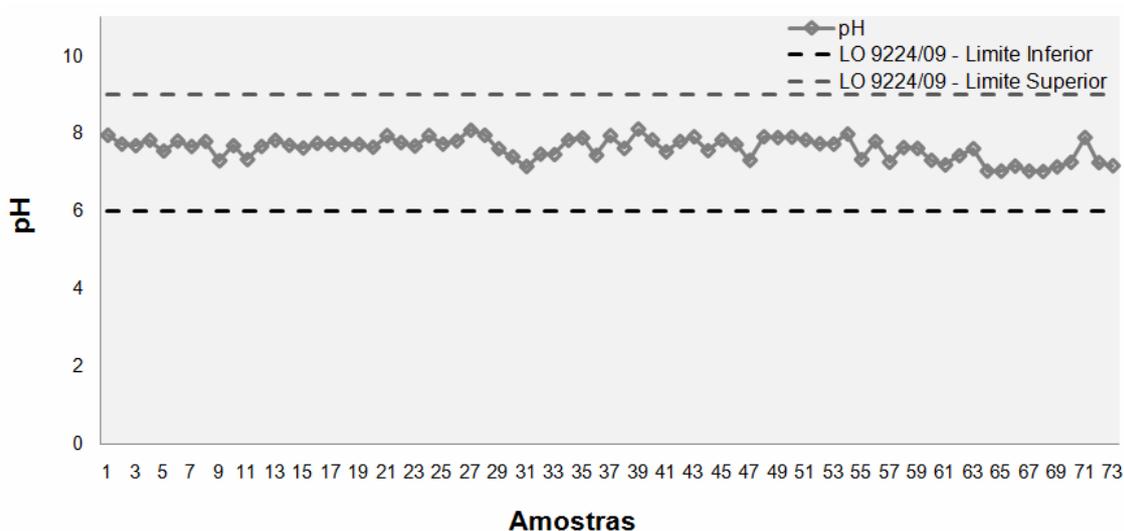


Figura 61: Relação da temperatura e oxigênio dissolvido.

Por uma decisão da empresa pesquisada o monitoramento de OD e temperatura na entrada e saída do tratamento terciário não foi realizado pela redução do controle dos parâmetros de processo visando estabelecer um plano de monitoramento otimizado conforme os recursos da empresa. Considerando a importância destes parâmetros para a promoção das condições ideais de desenvolvimento das plantas e micro-organismos envolvidos no tratamento e conseqüentemente suportar o aumento de eficiência de remoção de poluentes recomenda-se a continuidade do monitoramento rotineiro de OD e temperatura. Em especial, a avaliação do oxigênio dissolvido é um fator estratégico para analisar o processo de nitrificação e denitrificação no tratamento terciário e por sua vez a sua influência nas taxas de remoção de NTK e nitrogênio amoniacal.

O efluente apresentou valores de pH na faixa da neutralidade e levemente alcalinos, favorecendo os processos de remoção biológica presentes no banhado construído, como pode ser visto na Figura 62. Além disso, durante o experimento os resultados de pH obtidos se mantiveram dentro da faixa de pH estabelecido para o lançamento do efluente tratado no corpo receptor. Este comportamento difere da planta em escala piloto, onde foi observada uma discreta elevação de pH durante os primeiros meses de monitoramento que estava relacionada diretamente com as características dos substratos (areia, brita, escória) que foi rapidamente corrigida com a adaptação ao efluente a ser tratado.



Amostras
Figura 62: Monitoramento do perfil de pH da planta industrial

De acordo com o teste t para igualdade de médias, rejeita-se a hipótese de igualdade para as médias dos valores de saída do parâmetro pH entre a planta piloto e a industrial ao nível de significância de 5%. Com base nas amostras e no referido teste (Tabela 49), pode-se afirmar que as duas populações em estudo diferem quanto aos valores médios de saída ($p\text{-valor} = 0,023$) e, também com base na amostra, que tais valores são maiores na planta piloto.

Tabela 49: Comparativo dos valores de pH entre planta piloto e industrial

Parâmetro	Planta	Número de amostras	Média	Desvio padrão
pH	Piloto	289	7,72	0,38
	Industrial	73	7,61	0,28

4.2.1.2 DQO, DBO e sólidos suspensos

Os valores de eficiência de remoção de DBO e DQO apontam para um comportamento bastante homogêneo do banhando construído e o desempenho superior do tratamento terciário para a remoção de sólidos suspensos sugere que o mecanismo de sedimentação obteve uma maior influência sobre o processo de polimento.

Como mostra a Figura 63 durante o experimento somente três amostras demonstraram resultados de concentração de DQO elevados e mais especificamente a amostra 63 apresentou um valor de DQO de 308 mg/L que se encontra acima do limite de lançamento no corpo receptor.

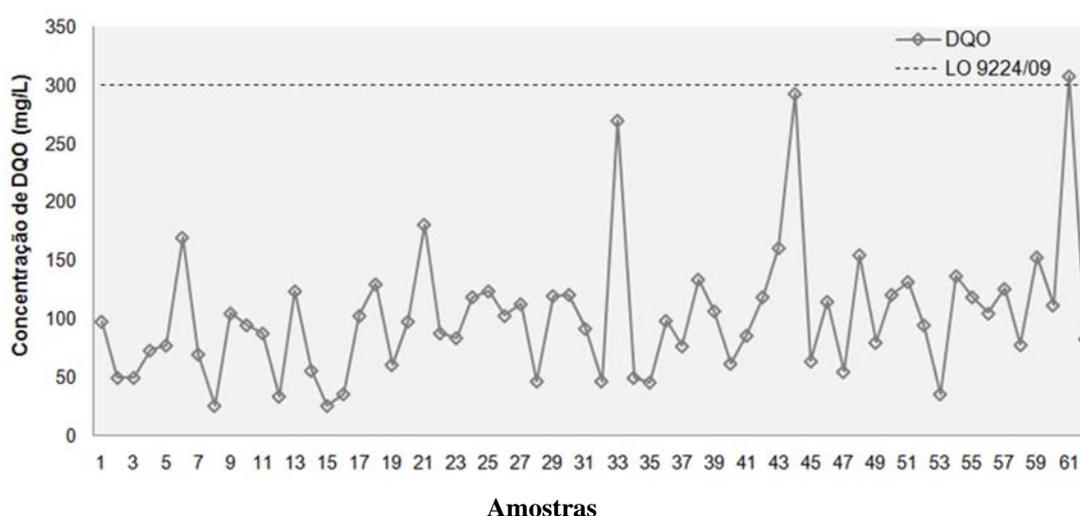


Figura 63: Atendimento ao padrão de lançamento de efluentes - DQO planta industrial.

Foi constatada uma grande variação de remoção de DQO na planta em escala industrial durante o período de monitoramento, cujos valores mínimos e máximos foram de 0 a 90%, respectivamente (Figura 64). Este comportamento é praticamente idêntico ao ocorrido na planta piloto, onde a variação foi de 0 a 89% de remoção de DQO. Em relação a média de remoção de DQO foram verificados valores semelhantes, para a planta piloto (54%) em comparação com a planta em escala industrial (49%). Estes valores de remoção de DQO são considerados baixos para banhados construídos. Em estudo realizado por Mansor (1998), com banhando construído onde foi possível atingir um valor máximo de redução de DQO igual a 83%. Semelhante resultado (80% de redução de DQO) foi determinado por Garcia *et al.* (2004), em banhado construído de fluxo sub-superficial horizontal.

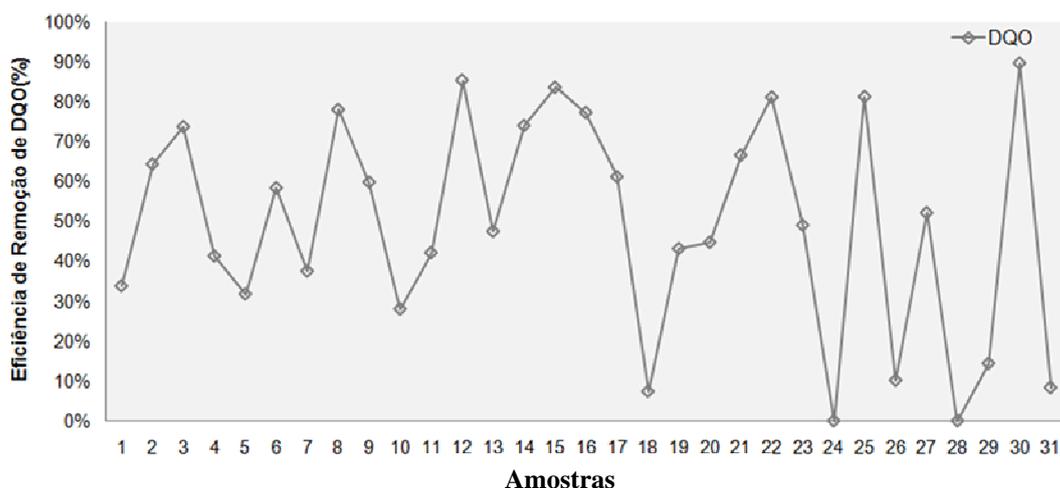


Figura 64: Variação de eficiência de DQO na planta industrial.

Mesmo com uma ampla variação de eficiência de remoção de DBO a planta em escala industrial apresentou valores de concentração deste parâmetro na saída do tratamento terciário abaixo do padrão de lançamento no corpo receptor durante todo o experimento (Figura 65). Em média os valores de entrada e saída do efluente do tratamento terciário foram de 83 mg/L e 34 mg/L de DBO, respectivamente. Os valores baixos de DBO na entrada no tratamento terciário contribuíram para que os mesmos se mantivessem abaixo do padrão de lançamento. Porém, mesmo em condições mais severas a planta industrial demonstrou um bom desempenho. É o caso da amostra 45 que representa o maior valor de concentração de DBO (520 mg/L) na entrada da planta industrial que após o tratamento terciário foi reduzida para 75 mg/L.

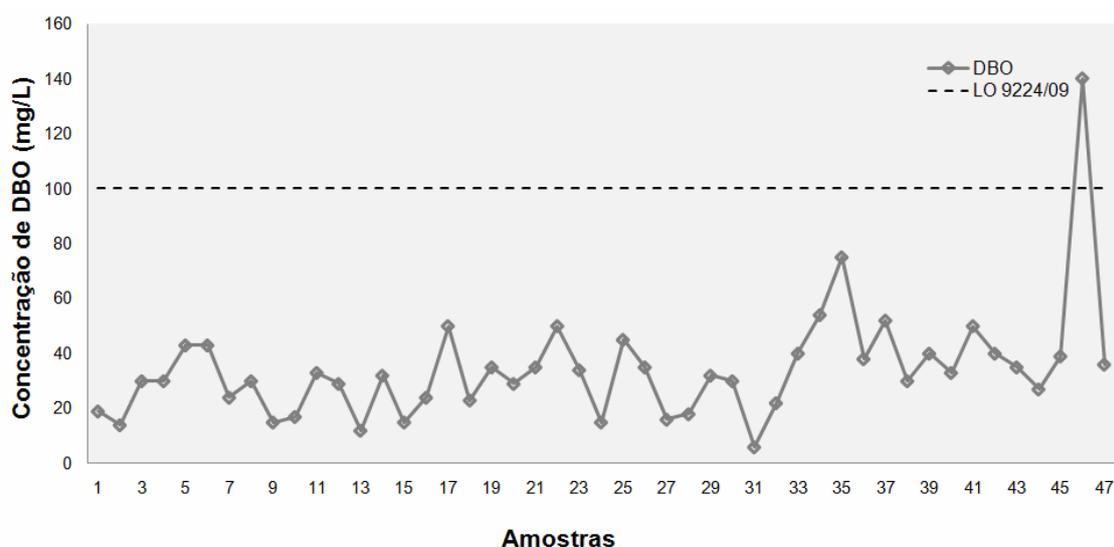


Figura 65: Atendimento ao padrão de lançamento - DBO planta industrial.

As taxas de eficiência de remoção de DBO se apresentaram muito semelhantes aos valores de DQO, variando de 0 a 89%. Porém, diferem do comparativo de DQO na planta em escala piloto e industrial. Os valores de redução de DBO na planta piloto em média foram de 57% e em escala industrial de 46%. Durante o monitoramento foi possível constatar que o tratamento terciário em algumas amostragens se mostrou ineficiente para remoção de DBO como pode ser conferido nas amostras 16, 25 e 29 (Figura 66). Este comportamento não corresponde ao esperado para banhados construídos. Segundo estudo de alguns autores (Kivaisi, 2001; Karathanasis *et al.*, 2003), os banhados construídos são capazes de atingir significativas eficiências de remoção que podem variar de 75 a 80%.

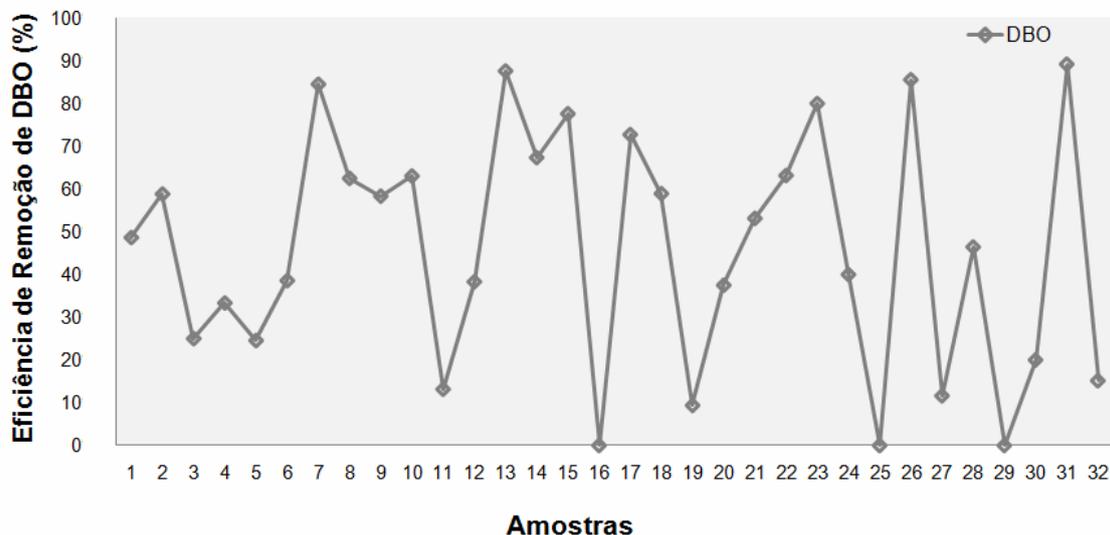


Figura 66: Eficiência de remoção de DBO na planta industrial.

O estudo da planta em escala industrial sugere que seus problemas operacionais foram significativos para influenciar negativamente nas taxas de redução de DBO e DQO. Dentre os principais problemas operacionais podem ser destacados: a) colmatação freqüente da primeira e algumas vezes da segunda lagoa do tratamento terciário devido ao excesso de sólidos provenientes do secundário; b) formação de algas devido a formação de película d'água pela colmatação das lagoas; c) acúmulo de matéria seca das plantas aquáticas pela dificuldade de limpeza do sistema terciário; d) aeração insuficiente da lagoas devido ao fluxo horizontal do efluente. A associação destes fatores atua nos processos de remoção de DBO e DQO que estão relacionados com a degradação microbiana e processo de sedimentação. Desta forma, recomenda-se que a empresa pesquisada avalie a possibilidade de controle e correção destes problemas

para que possibilite o aumento da eficiência de remoção de poluentes no tratamento terciário.

Durante todo o experimento realizado em escala industrial os valores de saída do efluente do tratamento terciário em relação aos sólidos suspensos se mantiveram abaixo do padrão de lançamento como pode ser visto na Figura 67. Em média a concentração de sólidos suspensos (SS) na saída do tratamento terciário foi de 22 mg/L, com valores mínimos e máximos de 0 mg/L a 84 mg/L. A obtenção destes valores de concentração de sólidos suspensos na saída do tratamento terciário foi auxiliada pelo perfil do efluente proveniente do tratamento secundário que apresentou uma média de SS de 68 mg/L.

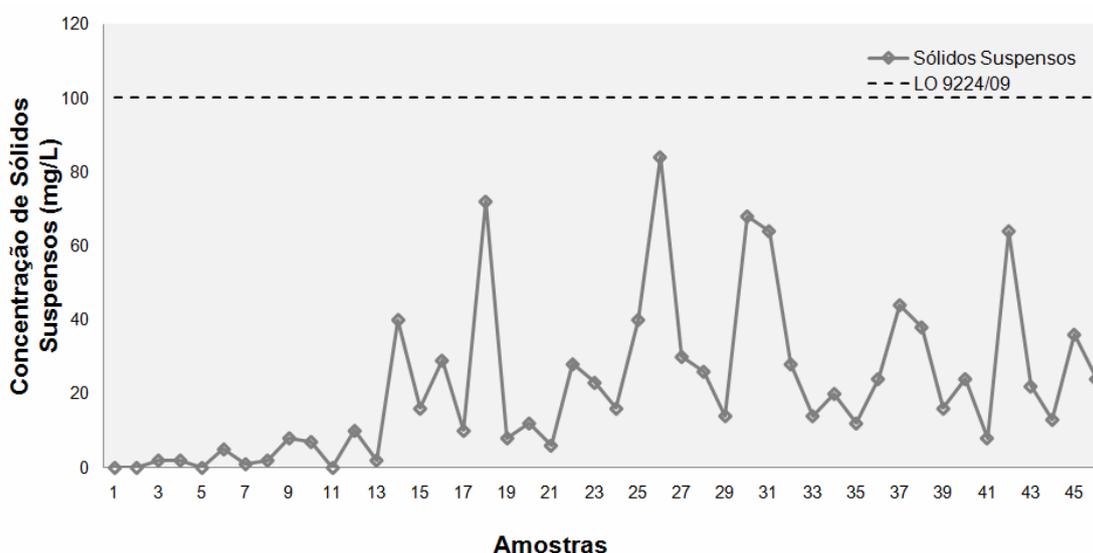


Figura 67: Atendimento ao padrão de lançamento - SS planta industrial.

Os resultados referentes à remoção de DQO e DBO foram praticamente iguais, 49% e 46% em média, respectivamente. Mais o parâmetro de sólidos suspensos apresentou uma taxa de remoção superior, da ordem de 69% em média, confirmando a característica do banhado de fluxo sub-superficial horizontal. Como pode ser visto na Figura 68 o tratamento terciário apresentou uma variação de eficiência de SS de 0 a 100%. O comparativo entre a planta piloto e industrial para remoção de SS aponta um desempenho semelhante, onde para a primeira foi verificada uma redução de SS de 66% e para a segunda 69%.

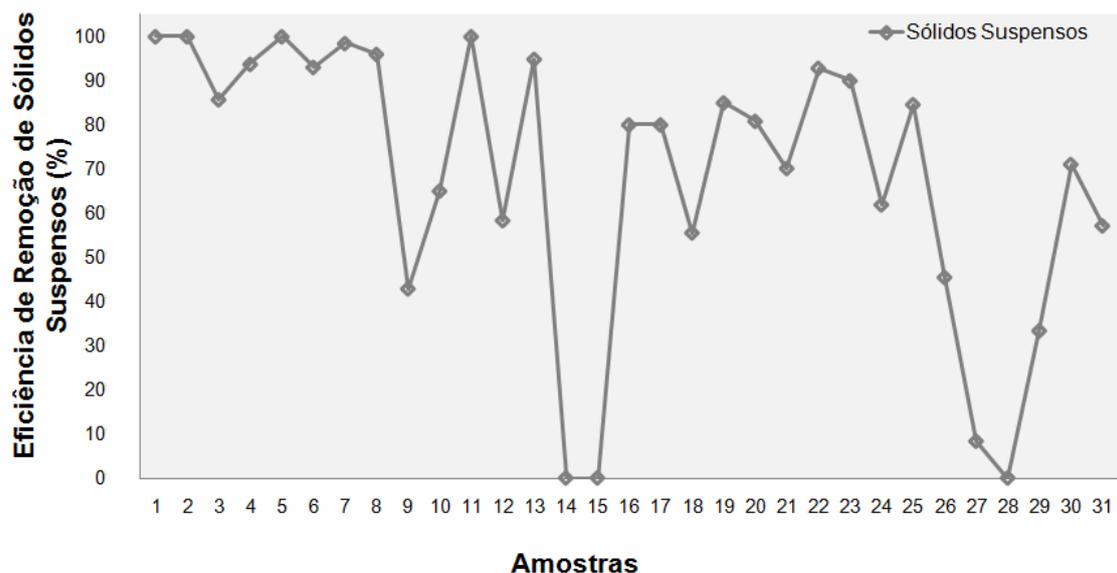


Figura 68: Eficiência de remoção de SS na planta industrial.

Este bom desempenho constatado em escala industrial para redução de SS pode ser incrementado se a empresa efetuar as correções necessárias para evitar a flotação do efluente sanitário no decantador secundário que ocasiona a perda excessiva de lodo e consequentemente a colmatação das lagoas do tratamento terciário. Além disso, serão evitados os custos de manutenção e operação do sistema. Segundo Kadlec (2009), em média o custo de manutenção devido a este problema pode alcançar taxas de 15% do investimento total. Já foi relatada em banhado construído a necessidade de remoção de todo o substrato após 15 anos de operação devido a saturação por sólidos suspensos.

Como mostra a Tabela 50 ao nível de significância de 5%, utilizando-se o teste-t para igualdade de médias, não foi possível rejeitar a hipótese de igualdade entre os percentuais de remoção de DQO (p-valor = 0,428), DBO (p-valor = 0,145) e sólidos suspensos (p-valor = 0,761) entre a planta piloto e a industrial, Portanto, não é possível afirmar que há diferença significativa entre os percentuais de remoção de DBO, DQO e SS da Planta Piloto e Industrial.

Tabela 50: Comparativo dos valores de remoção de DBO, DQO e SS entre planta piloto e industrial

Parâmetro	Planta	Número de amostras	Média	Desvio padrão
DBO	Piloto	19	0,57	0,20
	Industrial	61	0,47	0,27
DQO	Piloto	37	0,54	0,20
	Industrial	47	0,49	0,27
SS	Piloto	37	0,66	0,25
	Industrial	45	0,71	0,29

4.2.1.3 Fenol e sulfetos

Durante todo o experimento os valores de concentração de fenol e sulfetos na saída do tratamento terciário se mantiveram abaixo do padrão de lançamento como pode ser verificado na Tabela 51.

Tabela 51: Monitoramento de atendimento aos requisitos legais de fenol e sulfetos

Parâmetro	Fenol	Sulfetos	Parâmetro	Fenol	Sulfetos
Unidade	mg/L	mg/L	Unidade	mg/L	mg/L
3/5/2005	0,02	0,10	8/5/2007	0,02	0,10
18/8/2005	0,02	0,20	13/11/2007	0,02	0,10
25/8/2005	0,02	0,10	29/2/2008	0,02	0,10
10/11/2005	0,02	0,10	5/5/2008	0,02	0,10
16/2/2006	0,02	0,10	28/8/2008	0,02	0,10
25/5/2006	0,02	0,10	6/11/2008	0,02	0,10
17/8/2006	0,02	0,10	19/2/2009	0,02	0,10
13/11/2006	0,02	0,10	27/5/2009	0,02	0,10
27/2/2007	0,02	0,10	18/8/2009	0,02	0,10
Padrão	0,10	0,20	11/11/2009	0,02	0,10

A concentração de fenol se mostrou inalterada durante o monitoramento da planta industrial (Tabela 52), pois este parâmetro já foi removido nos tratamentos primário e secundário. Mas para os sulfetos o banhado construído apresentou uma boa remoção, como pode ser visto na Tabela 53, para as amostras de maio de 2005, novembro de 2006 e fevereiro de 2008. Logo, é possível concluir que a remoção de fenol e sulfetos é realizada principalmente pelo tratamento primário e de forma complementar no tratamento secundário, mas se for necessário o tratamento terciário pode proporcionar uma redução destes parâmetros como um polimento do efluente final.

Tabela 52: Monitoramento de remoção de fenol na planta industrial

Parâmetro	Fenol (mg/L)			Parâmetro	Fenol (mg/L)			
	Data	Entrada	Saída		Er%	Data	Entrada	Saída
	3/5/2005	0,200	0,200	0	13/11/2007	0,200	0,200	0
	18/8/2005	0,200	0,200	0	29/2/2008	0,200	0,200	0
	25/8/2005	0,200	0,200	0	5/5/2008	0,200	0,200	0
	10/11/2005	0,200	0,200	0	28/8/2008	0,200	0,200	0
	16/2/2006	0,200	0,200	0	6/11/2008	0,200	0,200	0
	25/5/2006	0,200	0,200	0	19/2/2009	0,200	0,200	0
	17/8/2006	0,200	0,200	0	27/5/2009	0,200	0,200	0
	13/11/2006	0,200	0,200	0	18/8/2009	0,200	0,200	0
	27/2/2007	0,200	0,200	0	11/11/2009	0,200	0,200	0
	8/5/2007	0,200	0,200	0	-	-	-	-

Tabela 53: Monitoramento de remoção de sulfetos na planta industrial

Parâmetro	Sulfetos (mg/L)			Parâmetro	Sulfetos (mg/L)			
	Data	Entrada	Saída		Er%	Data	Entrada	Saída
	3/5/2005	0,20	0,10	50	13/11/2007	0,10	0,10	0
	18/8/2005	0,20	0,20	0	29/2/2008	0,33	0,10	70
	25/8/2005	2,20	0,10	0	5/5/2008	0,10	0,10	0
	10/11/2005	0,10	0,10	0	28/8/2008	0,10	0,10	0
	16/2/2006	0,10	0,10	0	6/11/2008	0,10	0,10	0
	25/5/2006	0,10	0,10	0	19/2/2009	0,10	0,10	0
	17/8/2006	0,10	0,10	0	27/5/2009	0,10	0,10	0
	13/11/2006	0,31	0,10	68	18/8/2009	0,10	0,10	0
	27/2/2007	0,10	0,10	0	11/11/2009	0,10	0,10	0
	8/5/2007	0,10	0,10	0	-	-	-	-

4.2.1.4 Metais pesados

Todos os metais avaliados provenientes do tratamento terciário demonstraram valores de remoção convenientes para o lançamento no corpo receptor, como pode ser visto na Tabela 54. A concentração de alumínio se manteve praticamente constante ao longo do monitoramento atingindo um valor máximo de 0,20 mg/L. O valor de cromo total se apresentou nulo durante o experimento com exceção das amostras de maio, junho, julho e dezembro de 2005. Dentre os metais estudados o ferro total e zinco foram aqueles que apresentaram uma variação mais significativa na saída do tratamento terciário, variando de 0 mg/L a 3,7 mg/L (ferro total) e de 0 mg/L a 0,45 mg/L (zinco).

Tabela 54: Avaliação da planta industrial para remoção de metais

Parâmetro	Al	Cr Total	Fe Total	Zn
Unidade	mg/L	mg/L	mg/L	mg/L
3/5/2005	0,20	0,15	0,54	0,08
23/6/2005	0,20	0,21	0,00	0,06
7/7/2005	0,20	0,08	0,50	0,01
21/7/2005	0,20	0,00	0,14	0,00
18/8/2005	0,20	0,00	3,34	0,00
25/8/2005	0,20	0,00	3,72	0,00
1/9/2005	0,20	0,00	1,20	0,22
15/9/2005	0,20	0,00	1,56	0,06
6/10/2005	0,20	0,00	0,52	0,45
31/10/2005	0,03	0,00	0,60	0,20
10/11/2005	0,04	0,00	0,25	0,21
17/11/2005	0,04	0,00	0,25	0,21
1/12/2005	0,02	0,01	0,49	0,04
23/12/2005	0,20	0,00	0,21	0,06
26/1/2006	0,05	0,00	0,24	0,00
16/2/2006	0,01	0,00	0,50	0,11
Padrão	≤10	≤0,5	≤10	2,00

Conforme mostra a Tabela 55 todos os metais avaliados durante a pesquisa apresentaram um decréscimo de concentração ao longo do tratamento terciário. Os parâmetros de cromo e zinco tiveram uma variação de percentual de remoção de 0 a 100% durante o experimento. Em média os valores de remoção foram de 38% e 53% para cromo e zinco, respectivamente. A redução de ferro total monitorado durante o experimento resultou em uma variação inferior ao de cromo total e zinco, de 0% a 88%, mas, com uma média semelhante ao valor de zinco de 49%. O valor de redução de alumínio apresentou um percentual menor quando comparado com os demais metais avaliados, com valores mínimos e máximos de 0% a 98%, bem como com uma média de 29%. A média dos valores de remoção de ferro total, e cromo total são considerados relativamente baixos para banhados construídos que segundo alguns autores (Khan *et al.*, 2009; Kamal *et al.*, 2004), reportam percentuais de 77% e 89% de remoção para estes parâmetros, respectivamente.

Tabela 55: Remoção de metais na planta industrial.

Parâmetro	Al (mg/L)			Cr Total (mg/L)			Fe Total (mg/L)			Zn (mg/L)		
	Entrada	Saída	Er %	Entrada	Saída	Er %	Entrada	Saída	Er %	Entrada	Saída	Er %
Data	0,200	0,200	0	0,030	0,150	0	1,540	0,540	65	0,180	0,080	56
3/5/2005	0,200	0,200	0	0,110	0,210	0	0,000	0,000	0	0,220	0,060	73
23/6/2005	0,200	0,200	0	0,020	0,080	0	0,590	0,500	15	0,280	0,009	97
7/7/2005	0,200	0,200	0	0,430	0,000	100	1,130	0,140	88	0,090	0,000	100
21/7/2005	0,200	0,200	0	0,000	0,000	0	0,270	3,340	0	0,310	0,000	100
18/8/2005	0,200	0,200	0	0,500	0,000	100	1,650	3,720	0	0,760	0,000	100
25/8/2005	0,494	0,200	60	0,003	0,003	0	2,401	1,197	50	0,031	0,220	0
1/9/2005	0,200	0,200	0	0,003	0,003	0	4,006	1,556	61	0,273	0,064	77
15/9/2005	0,200	0,200	0	0,003	0,003	0	1,750	0,520	70	0,125	0,450	0
6/10/2005	0,000	0,030	0	0,005	0,003	40	1,830	0,600	67	0,190	0,200	0
31/10/2005	0,260	0,039	85	0,011	0,001	91	0,870	0,250	71	0,190	0,210	0
10/11/2005	0,260	0,039	85	0,011	0,001	91	0,870	0,250	71	0,190	0,210	0
17/11/2005	0,028	0,020	29	0,005	0,006	0	1,020	0,490	52	0,010	0,040	0
1/12/2005	0,499	0,200	60	0,003	0,003	0	0,455	0,210	54	0,359	0,064	82
23/12/2005	0,109	0,051	53	0,005	0,001	80	0,507	0,238	53	0,010	0,000	100
26/1/2006	0,270	0,006	98	0,003	0,000	100	1,870	0,500	73	0,260	0,110	58
16/2/2006												

A média dos valores de redução de zinco e alumínio determinados no experimento em escala industrial foi menor daqueles esperados para banhados construídos, pois segundo alguns autores Vymazal (2005a); Maine *et al.* (2006); Cecconello (2005); Wood & McAtammey (2004), estes parâmetros podem atingir taxas de remoção de 90% a 95%.

O comparativo dos resultados de redução dos metais estudados entre a planta piloto e industrial demonstram que para os parâmetros de alumínio e cromo total a planta piloto apresentou um desempenho inferior. Enquanto que para os parâmetros de ferro total e zinco os resultados foram o oposto. Porém, neste caso o comparativo é inconclusivo por restrições impostas pelo relativo pequeno número de amostras coletados no experimento.

Como os valores de concentração dos metais estudados no experimento se mantiveram muito abaixo dos padrões de lançamento e como o efluente bruto da empresa pesquisada não possui em suas características forte presença dos mesmos, considera-se que o banhado construído está adequado para o tratamento deste tipo de efluente. Além disso, sugere-se o monitoramento mensal destes parâmetros para garantir o atendimento dos padrões de lançamento e verificar a influência sobre a água de reúso.

4.2.1.5 Nitrogênio e fósforo

Como mostra a Figura 69 durante o experimento a concentração de fósforo total apresentou onze valores acima do padrão de lançamento no corpo receptor, onde a variação de concentração foi de 0,1 mg/L a 6,9 mg/L. Se for analisada somente a média de concentração de fósforo durante o experimento de forma isolada, a mesma de 2 mg/L atende o padrão legal.

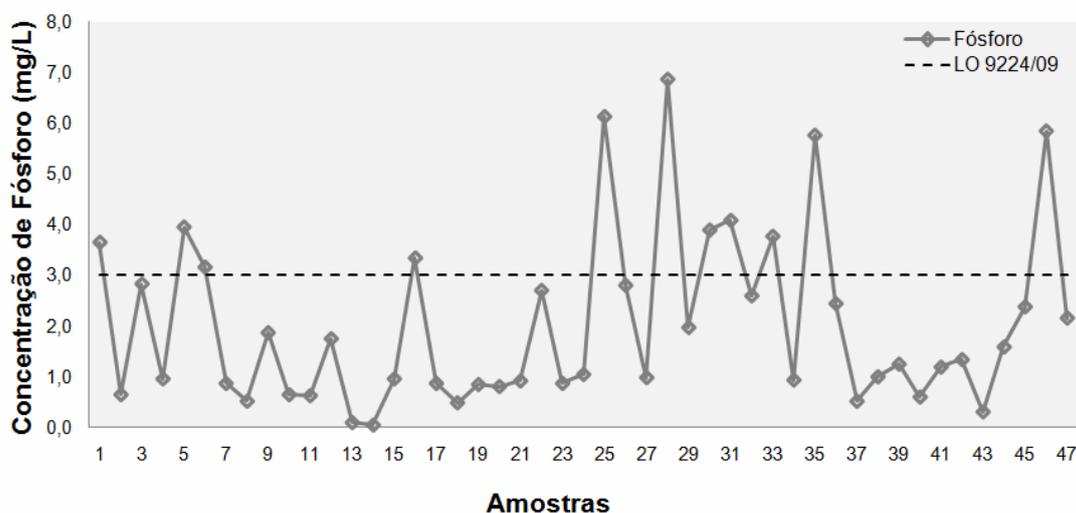


Figura 69: Atendimento ao padrão de lançamento - fósforo planta industrial.

Em média a remoção de fósforo total no tratamento terciário foi de 49%, demonstrando uma variação de 0% a 97% (Figura 70). Ao longo do período de monitoramento foram observados valores nulos de remoção para sete amostras. Em alguns momentos do monitoramento é possível verificar o incremento de todos os nutrientes avaliados, sugerindo um processo de desorção que está relacionado com os problemas operacionais levantados durante o monitoramento, destacando o excesso de sólidos que tiveram como consequência a colmatação da primeira e parte da segunda lagoa e dificuldade de limpeza das lagoas que ocasionam o aumento de massa seca sobre as lagoas de tratamento. Além disso, os problemas climáticos (ventos fortes) e ambientais (presença de formigas) afetaram o desenvolvimento das plantas influenciando negativamente desempenho das mesmas para remoção de nutrientes.

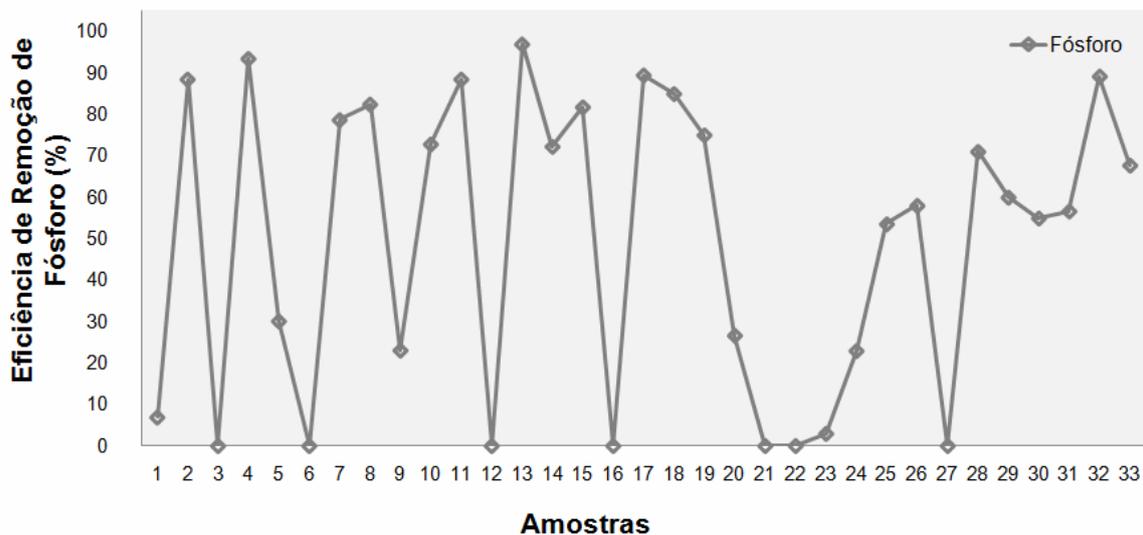


Figura 70: Perfil de remoção de fósforo no tratamento terciário

Mesmo sem considerar os fatores negativos que influenciam na redução do desempenho do banhado construído no que diz respeito a remoção de fósforo total, as taxas de remoção deste nutriente se apresentam apropriadas pelo período de operação da planta, ainda que insuficientes para atendimento dos padrões de lançamento. Segundo estudos realizados por vários autores (Lee *et al.*, 2004; Gao *et al.*, 2008; Souza *et al.*, 2004) é possível obter valores de remoção de fósforo variando de 59% a 90%. Porém, outros autores (Vymazal, 2009; Zurita *et al.*, 2009), relatam valores reduzidos (máximo em torno de 50%) para plantas que estão operando a mais de 2 anos. Isto se deve a tendência do substrato de ficar saturado com compostos de fósforo precipitados. Em pesquisa realizada por Vymazal (2009), em planta operando a 10 anos com banhado construído a eficiência de remoção tornou-se praticamente inexpressiva com valores de 7%. Este comportamento foi perfeitamente identificado com o comparativo entre a eficiência de remoção de fósforo total em escala piloto e industrial, cujos valores de 73 e 49%, respectivamente, concordam com os autores supracitados.

De acordo com o teste t para igualdade de médias (Tabela 56), rejeita-se a hipótese de igualdade para as médias dos valores de saída do parâmetro p entre a planta piloto e a industrial ao nível de significância de 5%. Com base nas amostras e no referido teste, pode-se afirmar que as duas populações em estudo diferem quanto aos valores médios de saída (p-valor =0,015).

Tabela 56: Comparativo dos valores de remoção de fósforo entre planta piloto e industrial

Parâmetro	Planta	Número de amostras	Média	Desvio padrão
Fósforo	Piloto	23	1,25	1,22
	Industrial	47	2,01	1,70

Considerando que o pH durante a pesquisa ficou em média na faixa da neutralidade, evidencia-se uma influência pouca significativa do mesmo sobre a remoção de fósforo, como mostra a Figura 71. Por uma decisão da empresa pesquisada não foi realizado monitoramento de pH na entrada do tratamento terciário durante o experimento, mas considerando a influencia do pH sobre a eficiência da remoção de poluentes se recomenda o monitoramento semanal deste parâmetro na entrada e saída do tratamento terciário.

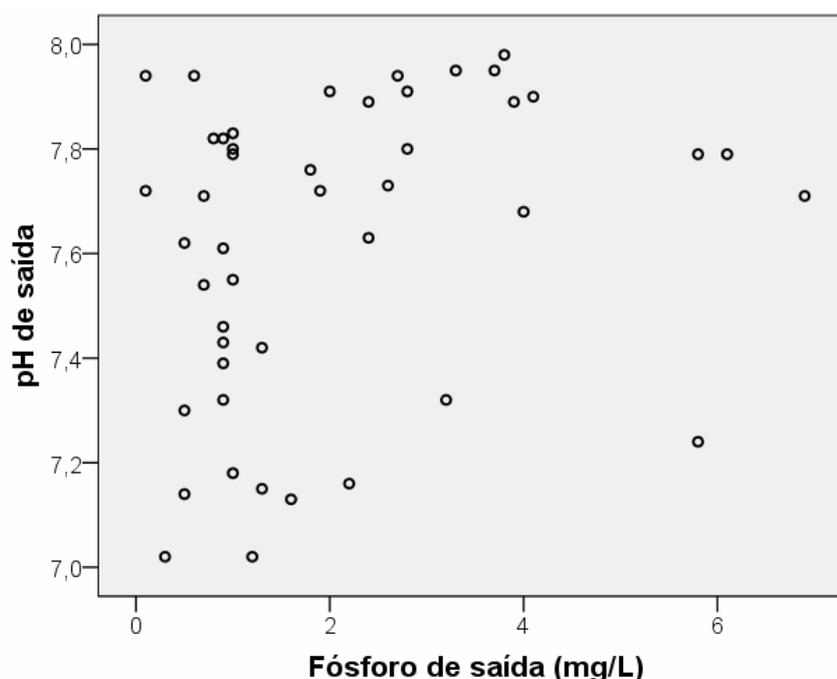


Figura 71: Relação de pH e fósforo.

Para os valores de saída o coeficiente de correlação de Pearson, considerando nível de significância de 5% não foi significativo (p-valor = 0,068).

Como pode ser visto na Figura 72 durante o experimento em escala industrial os resultados de NTK e $\text{NH}_4\text{-N}$ não se mantiveram abaixo do padrão de lançamento em 26 e 17 amostras, respectivamente. A média de concentração de NTK e $\text{NH}_4\text{-N}$ na saída do tratamento terciário ficou em 29 mg/L e 18 mg/L para cada parâmetro. Os valores

máximos e mínimos para NTK foram de 4,9 mg/L e 70,1 mg/L. Enquanto que para $\text{NH}_4\text{-N}$ pode ser observado variações de concentração após o tratamento terciário da ordem de 55,9 mg/L (máximo)/0,4 mg/L (mínimo).

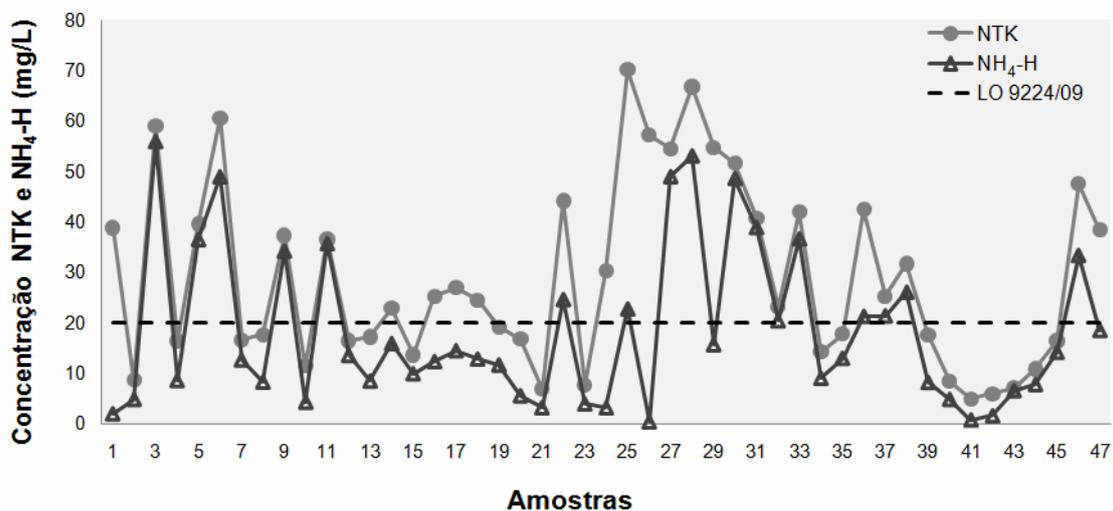


Figura 72: Atendimento ao padrão de lançamento -NTK e $\text{NH}_4\text{-N}$.

A planta piloto apresentou um desempenho superior para remoção de nutrientes quando comparado com a planta industrial. A diferença de remoção de concentração de NTK chega a atingir 19 % e 10% para o nitrogênio amoniacal. Este fato está relacionado aos problemas operacionais verificados no tratamento terciário durante o monitoramento que influenciaram significativamente nos mecanismos de remoção de nitrogênio associadas a nitrificação/desnitrificação e absorção pela raiz, provocando em situações extremas a ocorrência de remoções nulas de NTK e $\text{NH}_4\text{-N}$ como pode ser visto na Figura 73. Semelhante ao perfil de remoção da planta piloto, o sistema de tratamento terciário durante o experimento apresentou taxas de eficiência de remoção (45% e 46% em média para NTK e $\text{NH}_4\text{-N}$) modestas ainda que adequadas para o tempo de operação da planta, com valores máximos e mínimos variando de 0% a 97% e 0% a 96% para NTK e $\text{NH}_4\text{-N}$ (Figura 73), respectivamente. Segundo alguns autores (Gao *et al.*, 2008; Masi, 2009), os banhados construídos com menor tempo de operação podem proporcionar remoções superiores, como por exemplo, 84,3%, podendo atingir até 92 % de redução de concentração de $\text{NH}_4\text{-N}$. Porém, em estudo com banhado construído com 10 anos de operação realizado por Vymazal (2005b), a redução é de 19% para $\text{NH}_4\text{-N}$.

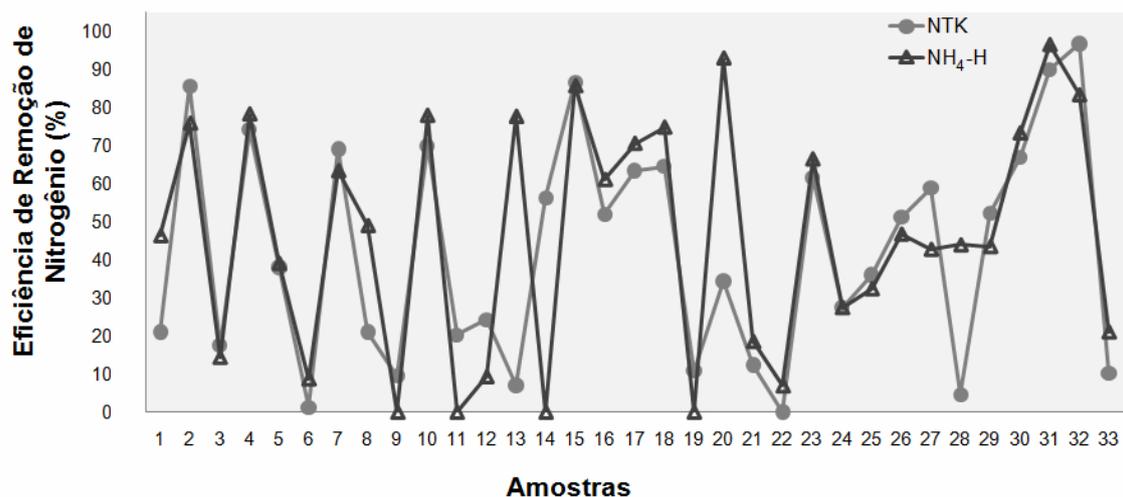


Figura 73: Comportamento das plantas aquáticas emergentes na remoção de nitrogênio.

De acordo com o teste t para igualdade de médias, rejeita-se a hipótese de igualdade entre os percentuais de remoção de NTK entre a planta piloto e a industrial (Tabela 57). Com base nas amostras, pode-se afirmar, ao nível de 5% de significância, que as duas populações em estudo diferem quanto aos percentuais médios de remoção de NTK (p -valor = 0,019) e, também com base na amostra, que estes percentuais são maiores na planta piloto. Por outro lado, utilizando o mesmo critério, não foi possível rejeitar a hipótese de igualdade entre os percentuais de remoção de nitrogênio amoniacal entre a planta piloto e a industrial (p -valor = 0,316). Portanto, ao nível de significância de 5%, não é possível afirmar que há diferença significativa entre os percentuais de remoção de nitrogênio amoniacal da Planta Piloto e Industrial (Tabela 57).

Tabela 57: Comparativo dos valores de remoção de NTK e NH₄-N entre planta piloto e industrial

Parâmetro	Planta	Número de amostras	Média	Desvio padrão
NTK	Piloto	23	0,61	0,28
	Industrial	47	0,42	0,28
NH ₄ -N	Piloto	23	0,56	0,34
	Industrial	47	0,47	0,28

Para as formas de nitrogênio (NTK e amoniacal) e fósforo houve uma variação bastante acentuada e resultados contraditórios (Tabela 58), dificultando a interpretação da tendência de remoção deste tipo de nutriente em relação às estações climáticas.

Novamente este fato, pode estar relacionado com as limitações impostas pelos problemas operacionais.

Tabela 58: Monitoramento do efeito das estações climáticas

Parâmetro	Estação	Amostras	Média (%)	Desvio Padrão (%)	Mínimo (%)	Máximo (%)
Fósforo	Verão	5	50	30	0	82
	Inverno	11	50	39	0	93
	Outono	6	40	43	0	89
	Primavera	11	53	34	0	97
	Total	33	49	36	0	97
NTK	Verão	5	59	19	36	87
	Inverno	11	36	34	0	97
	Outono	6	55	32	12	90
	Primavera	11	34	22	7	70
	Total	33	42	29	0	97
NH ₄ -N	Verão	5	60	21	32	86
	Inverno	11	42	31	0	83
	Outono	6	58	28	19	96
	Primavera	11	38	35	0	93
	Total	33	46	31	0	96

Para a verificação da influência da estação climática sobre a eficiência de remoção das variáveis fósforo, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal para a planta industrial foi realizada uma Análise de Variância (ANOVA). Os resultados encontrados (Figura 74) indicam que não há influência significativa na eficiência de remoção do parâmetro fósforo com a variação das estações climáticas (p-valor = 0,921). O mesmo ocorre com o parâmetro nitrogênio amoniacal (p-valor = 0,418) e NTK (p-valor = 0,252).

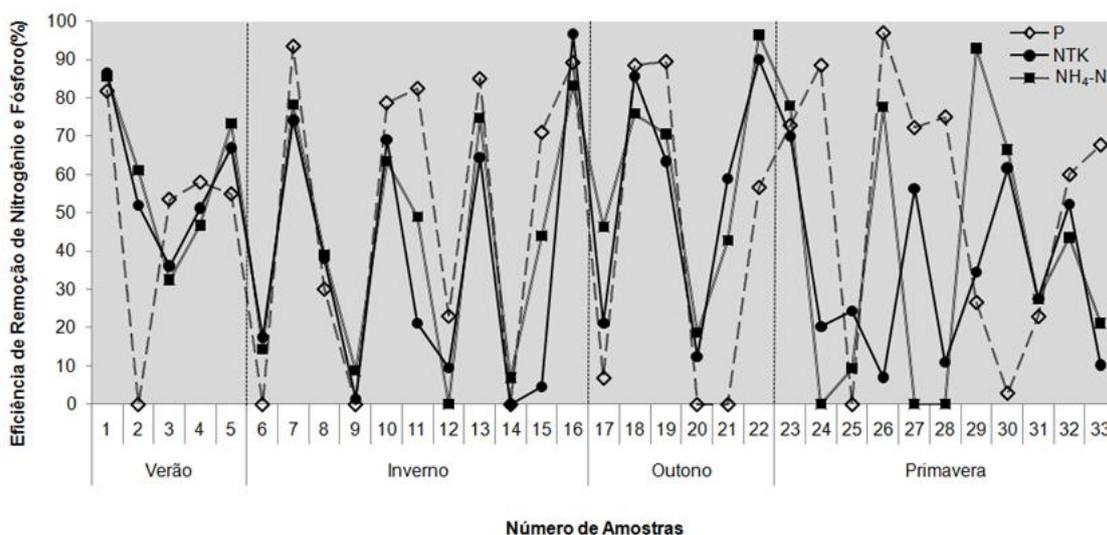


Figura 74: Influência das estações climáticas na remoção de nutrientes.

4.2.1 Parâmetros biológicos

As taxas de remoção de coliformes termotolerantes e totais foram bastante razoáveis, mas insuficientes para atingir os padrões de lançamento de efluentes (Tabela 59).

Tabela 59: Atendimento ao padrão de lançamento - coliformes termotolerantes e totais

Parâmetro	Unidade	03.05.05	23.06.05	18.08.05	15.09.05	10.11.05	Padrão
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL	16000	1200	4500	1880	0	≤3000 NMP/100ml
Coliformes Totais	NMP/100 mL	16000	1550	79000	3000	440	-

Semelhante ao ocorrido com a planta piloto não foi possível avaliar com segurança o comportamento do tratamento terciário em escala industrial para a remoção de coliformes totais e termotolerantes. Durante o período de monitoramento foram realizadas somente cinco coletas cujos resultados indicaram o potencial de remoção deste tipo de poluente nos meses de junho, agosto e setembro (Tabela 60). Por outro lado, as amostras de maio e novembro resultaram em uma remoção nula de coliformes totais e termotolerantes. Com base nos dados obtidos a amostragem estabelecida na pesquisa não é significativamente representativa para assegurar uma avaliação completa e conclusiva da capacidade de remoção de coliformes termotolerantes e totais.

Tabela 60: Remoção de coliformes termotolerantes e totais.

Parâmetro	Unidade	03.05.2005			23.06.2005			18.08.2005			15.09.2005			10.11.2005		
		Entrada	Saída	Er%	Entrada	Saída	Er%	Entrada	Saída	Er%	Entrada	Saída	Er%	Entrada	Saída	Er%
Coliformes Termotolerantes	NMP/100 mL	34,0	16000,00	0	2400,0	1200,00	50	37600,0	4500,00	88	10500,0	1880,00	82	0	0	0
Coliformes Totais	NMP/100 mL	16000,0	16000,00	0	3120,0	1550,00	50	388000,0	79000,00	80	20000,0	3000,00	85	0	440	0

4.2.1 Caracterização e quantificação dos resíduos das macrófitas

O material proveniente das partes secas das plantas aquáticas e da poda necessária para recuperação da biomassa foi removido durante todo o monitoramento totalizando 475 kg de massa seca. Além disso, devido aos problemas relacionados à infestação de formigas e fortes ventos foram retirados mais 110 kg de massa seca.

Como os níveis ideais de enraizamento das plantas e a normalidade no regime de trabalho são atingidos a partir do segundo ano de operação (Gerber, 2004), pode-se verificar que o sistema tende à redução da biomassa. Por outro lado, no final da vida útil possivelmente será necessária à remoção total das plantas aquáticas devido ao

esgotamento da capacidade de remoção. Durante os cinco anos de funcionamento do estudo não foi necessário a remoção das raízes e reposição total das macrófitas.

Após um ano de instalação do sistema terciário foram recolhidas amostras da parte aérea (folha) e raiz da planta aquática utilizada em escala industrial. O resultado obtido foi à classificação da amostra segundo a NBR 10004 (2004), como não-inertes (classe II–A). Para aplicação no solo é conveniente o acompanhamento mais prolongado das características dos resíduos, pois alguns parâmetros possuem valores bastante elevados e outros reduzidos limitando o seu emprego (Tabela 61). Conforme cita Nunes *et al.* (2005), o adubo com uma composição aceitável para emprego em culturas, especialmente de café, deve ter os valores dos nutrientes de nitrogênio, fósforo, potássio, cálcio, magnésio, zinco e ferro de aproximadamente 33000, 1300, 18000, 800, 300, 15, e 70 (todos expressos em mg/kg) respectivamente. Para o caso do ferro tanto a raiz com a parte aérea está em excesso. Como mostra a Tabela 61, os valores de zinco, potássio e nitrogênio são insuficientes tanto para a raiz como para a parte aérea. Para o caso do magnésio e cálcio os mesmos apresentam valores satisfatórios para emprego como adubo considerando a parte da folha, porém, para a acumulação na raiz tem-se excesso de nutrientes.

Tabela 61: Composição parte aérea e sistema radicular

Parâmetros	Unidade	Folha	Raiz
Fósforo Total	mg/Kg	1108	504
Nitrogênio total	mg/Kg	2550	1450
Fenol	mg/Kg	<0,001	<0,001
Alumínio	mg/Kg	8	2379
Cálcio	mg/Kg	989	2472
Ferro total	mg/Kg	4793	3984
Magnésio	mg/Kg	209	3900
Potássio	mg/Kg	2976	558
Sódio	mg/Kg	797	523
Zinco	mg/Kg	4	8
Fluoreto	mg/Kg	0	0
Matéria Orgânica	%	75	11
Matéria Seca	%	76	49
Umidade	%	24	51

Praticamente 100% do alumínio residual do sistema de polimento foi retido na raiz das plantas aquáticas, como mostra a Figura 75. O trabalho de pesquisa dos autores Guimarães *et al.* (2000), Maine *et al.* (2004) e Debusk *et al.* (1996), demonstra a capacidade de remoção dos metais por meio das raízes das plantas aquáticas, em especial mercúrio, cromo, cádmio e chumbo, respectivamente para o trabalho de cada

autor. Para o caso do ferro, o comportamento foi o oposto, onde a remoção na folha corresponde a 55 %. Este resultado foi contrário ao observado durante o experimento em escala piloto. Neste caso, seria aconselhável a repetição do experimento para confirmar este comportamento.



Figura 75: Comparativo de concentração de ferro total e alumínio nas raízes e folhas (*Typha sp.*)

Semelhante ao experimento realizado em escala piloto, as plantas aquáticas demonstraram um perfil de remoção que aponta que os nutrientes ficam retidos preferencialmente na sua região aérea (Figura 76). Porém, neste caso a retenção no sistema industrial foi bastante superior quando comparado com a escala piloto.

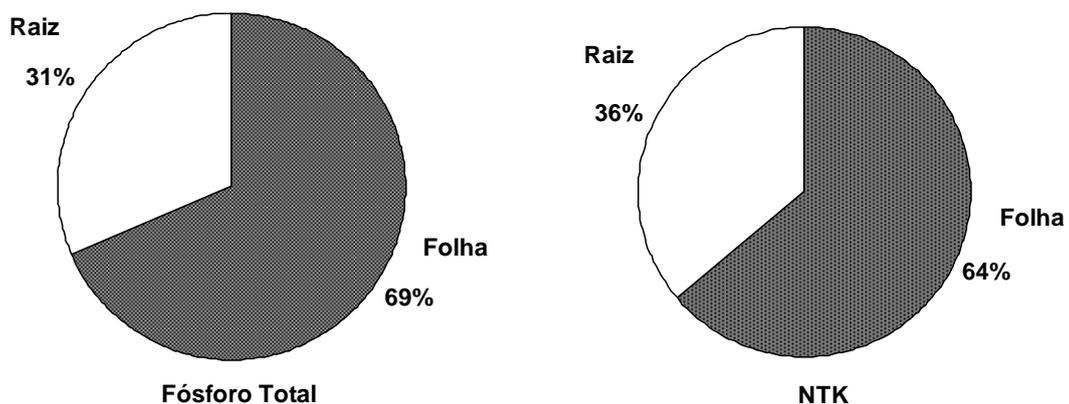


Figura 76: Comparativo de concentração de fósforo total e nitrogênio total nas raízes e folhas (*Typha sp.*)

4.2.1 Considerações operacionais

Para garantir a boa eficiência do sistema terciário é necessário manter procedimentos de manutenção das lagoas (Gerber, 2004). A Tabela 62 apresenta as principais questões relativas à manutenção do sistema de tratamento de efluentes.

Tabela 62: Manutenção das lagoas

Procedimento	Local	Freqüência
Regulagem de vazão	Alimentação do sistema e saída de cada lagoa	Diária
Regulagem de nível das lagoas	Todas as lagoas	Diária
Poda das plantas emergentes	Todas as lagoas	Semestral
Limpeza	Todas as lagoas	Semanal
Taludes	Todas as lagoas	Mensal
Paisagismo	Todas as lagoas	Mensal

Na Tabela 62 observa-se pequenos problemas operacionais que foram gradativamente sendo resolvidos, proporcionando condições para o desenvolvimento natural das plantas aquáticas emergentes. No período inicial de operação da planta industrial foram realizados alguns ajustes, tais como regulagem das bombas e chave-bóia dos tanques de alimentação das lagoas e reservação da água de reúso, bem como automatização do sistema de alimentação das lagoas.

Durante a implantação do banhado construído foi dada especial atenção para a etapa de instalação da tubulação de condução da água de reúso. Como mostra a Figura 77, a tubulação ficou apoiada em um suporte de madeira fixado no talude de argila. Esta etapa é muito importante para evitar a formação de nível de efluente em determinados pontos dos tanques ou mesmo em situação extrema eliminar a possibilidade de inundação, pois todo o sistema está interligado.



Figura 77: Sistema de fixação da tubulação de condução da água de reúso.

À medida que a operação do sistema terciário foi sendo regularizada, simultaneamente e de forma mais intensificada foi verificado que a fixação da tubulação do reúso estava desnivelada, pois a pressão da coluna d'água foi suficiente para alterar a posição da base de madeira utilizada para fixação da tubulação. Dessa forma, a lagoa responsável pelo último estágio de tratamento passou a apresentar nível de água superficial (Figura 78).



Figura 78: Formação de película d'água.

Para evitar a formação de algas e problemas ao escoamento do fluxo de efluente, prejudicando a eficiência do banhado construído, o sistema de fixação original foi substituído por suporte metálico apoiado em base concretada na base do talude.

Em relação aos demais procedimentos de manutenção os maiores problemas estão relacionados com a limpeza das lagoas. Esta atividade foi conduzida por pessoal responsável pelos serviços de jardinagem da fábrica. A limpeza das lagoas é uma

atividade bastante simples, porém, muito desgastante fisicamente para os operadores, principalmente em dias quentes. E durante a limpeza das lagoas exige dos operadores um comportamento de atenção em relação a presenças de animais peçonhentos (cobras, aranhas e escorpiões) os quais podem causar algum dano a saúde dos profissionais responsáveis por esta atividade.

Como agravante, foram constatadas situações que interferiram na eficiência das lagoas de tratamento durante os quatro anos e meio de monitoramento do sistema: infestação de formigas e temporal com fortes ventos. Com a ocorrência destes dois fatores simultaneamente foi necessária à substituição de algumas mudas e poda das plantas restantes (Figura 79). Para solucionar o problema foi implantada a sistemática de controle de pragas, bem como instalação móvel de aparato com tela plástica para proteger as lagoas quando suspeita de possível ocorrência de fortes ventos.



Figura 79: Influência do meio (fatores climáticos e fauna).

De todos os problemas operacionais verificados na planta industrial, o mais impactante para o sistema foi a colmatação das lagoas, devido ao excesso de sólidos na primeira e segunda lagoa do tratamento terciário que foi elemento chave para redução da transferência de oxigênio nas mesmas, conseqüentemente alterando de forma significativa o desempenho das bactérias nitrificantes.

Este incremento considerável de sólidos nas lagoas está relacionado com o aumento muito substancial do número de pessoas na empresa estudada o que acarretou a sobrecarga de vazão de efluentes sanitários ultrapassando a vazão de projeto da ETE, ocasionando diversos problemas operacionais no sistema de lodos ativados.

O envio sistemático de grandes concentrações de sólidos desencadeou o entupimento de toda a camada suporte (brita) do tratamento terciário e elevada inibição das plantas responsáveis pelo polimento dos efluentes, prejudicando o desenvolvimento das plantas e conseqüentemente a qualidade final do efluente tratado. Dessa forma, como uma medida paliativa foi removida a camada superficial da lagoa formada por algas (Figura 80) e lodo proveniente do decantador secundário, sendo que a brita da primeira lagoa lavada para desobstruir o sistema, e reutilizada novamente como camada suporte.



Figura 80: Excesso de algas devido ao acúmulo de sólidos.

Para reduzir a carga de entrada do efluente de alimentação das lagoas do tratamento terciário foi realizada em dezembro de 2005 a reforma da ponte raspadora do decantador secundário (Figura 81). Antes da reforma, devido ao desgaste estrutural da ponte raspadora, a mesma não estava recolhendo o lodo sobrenadante. Dessa forma, o lodo era destinado diretamente para a primeira lagoa, ocasionando problemas de entupimento e redução da eficiência do sistema terciário.



Figura 81: Conserto da ponte raspadora do decantador secundário.

Devido ao freqüente excesso de sólidos, a reforma da ponte raspadora de forma isolada não foi capaz de resolver o problema de entupimento das lagoas. Para solucionar o problema foi realizada adaptação na estrutura física da ETE, com a transformação de dois leitos de secagem em um sistema de pré-filtro (Figura 82) que tem a função de reter flocos e outras partículas grosseiras em suspensão que permanecem no efluente após o decantador do reator biológico aerado. Esta retenção grosseira evita a possibilidade de colmatação do leito do sistema de plantas aquáticas (PAE) pelo acúmulo de sólidos, embora permita a passagem de nutrientes dissolvidos no efluente. Estes nutrientes são fundamentais para a manutenção do sistema PAE.

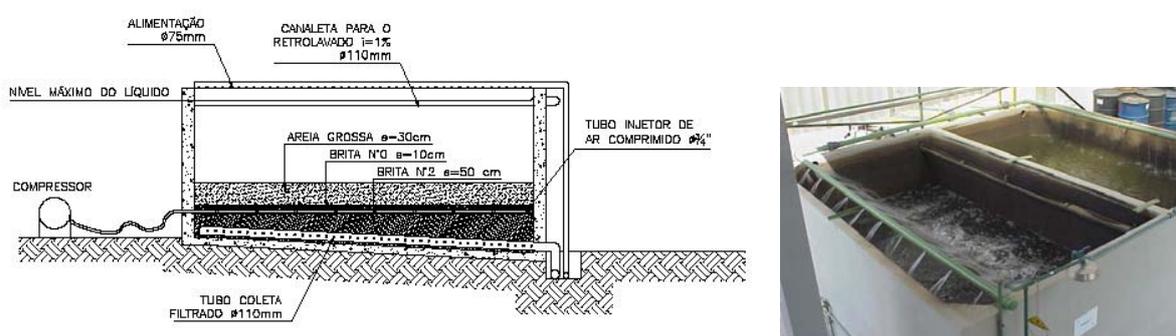


Figura 82: Desenho esquemático e detalhe do pré-filtro.

A instalação do pré-filtro conferiu ao efluente uma melhor qualidade de tratamento, mas, não suficiente para evitar o entupimento da primeira lagoa. Dessa forma, além das medidas implantadas para remoção dos sólidos em excesso antes da entrada da primeira lagoa, está prevista a ampliação do sistema de tratamento secundário com a instalação de um tanque equalizador de efluentes sanitários, melhorias no sistema de gradeamento e remoção de óleos e graxas. Conforme as condições orçamentárias da empresa foi realizada de forma simplificada uma pequena otimização do tanque de equalização utilizado para recebimento dos efluentes industriais tratados para promover a mistura do efluente sanitário previamente a entrada do reator aeróbio, visando reduzir a variação de carga no reator, conseqüentemente auxiliando na estabilização dos micro-organismos e redução da flotação dos mesmos.

4.3 Sistema de reúso do efluente industrial e sanitário tratado

4.3.1 Sistema de cloração

Para permitir o reúso da água visando à promoção do uso racional dos recursos naturais, o efluente proveniente do tratamento terciário foi submetido ao processo de cloração que atua como desinfetante e oxidante, eliminando possíveis agentes patológicos e outros poluentes residuais. A Tabela 63 apresenta a média do resultado do monitoramento dos pontos com consumo mensal no ponto mais próximo e mais distante da cloração. Este monitoramento é importante para garantir que todos os pontos de consumo de água de reúso estão sendo devidamente atendidos, principalmente em relação a eliminação de patógenos diminuindo problemas de riscos a saúde humana. Além disso, esta avaliação permite que se possa controlar o consumo de produtos químicos e otimizar os custos de tratamento. Por uma questão operacional, a empresa optou pela descontinuidade do monitoramento de cloro residual a partir de 2007. Caso a empresa ainda utilize a cloração como processo de desinfecção é recomendável a manutenção do monitoramento de cloro residual visando otimizar o processo de tratamento e como garantia da promoção da qualidade da água de reúso para todos os usuários.

Tabela 63: Monitoramento do cloro residual

Mês	Unidade	Ponto de Cloração	Ponto mais Distante
jun/05	mg/L	2	1,5
jul/05	mg/L	3	2
set/05	mg/L	2	1,5
out/05	mg/L	2	1,5
nov/05	mg/L	1	0,5
dez/05	mg/L	2	1,5
jan/06	mg/L	2	1
fev/06	mg/L	3	2
mar/06	mg/L	2	1,5
abr/06	mg/L	1	0,5
mai/06	mg/L	3	2
jun/06	mg/L	3	2
jul/06	mg/L	2	1
ago/06	mg/L	2	1
set/06	mg/L	3	2,5
out/06	mg/L	2	1
nov/06	mg/L	2	1
dez/06	mg/L	1	0,5

4.3.2 Parâmetros de processo

Para garantir o fornecimento da água com qualidade suficiente para a sua aplicação foram monitorados os parâmetros de dureza total, cloretos, ferro total, condutividade, sólidos totais, turbidez e coliformes totais. A seleção destes parâmetros teve como base os pontos de emprego da água de reúso: descarga em todos os sanitários da empresa, posto de lavagem de veículos, rede de hidrantes e irrigação paisagística. Considerando que a capacidade de tratamento e abastecimento de água é superior a demanda de água nos pontos citados anteriormente os parâmetros monitorados, também, foram avaliados para possível aplicação em usinagem de peças e de torres de resfriamento.

Semelhante o estudo realizado na planta em escala piloto, foram utilizados os mesmos padrões de qualidade agrupados em três classes: torre de resfriamento, usinagem e outros (irrigação, vaso sanitário, rede de incêndio e lavagem de veículos), mas, diferentemente do estudo piloto os parâmetros de fluoretos, coliformes termotolerantes e cor foram substituídos pelos parâmetros de ferro total, sólidos totais e condutividade pela importância prática dos mesmos para monitorar a qualidade da água de reúso nas aplicações propostas.

O resultado de cada parâmetro assumiu importância diferente durante o experimento na relação com a aplicação da água de reúso. Por exemplo, os parâmetros monitorados no experimento relacionados diretamente com a salinidade (cloretos, condutividade e dureza total) são importantes para todas as aplicações previstas (descarga de vaso sanitário, irrigação paisagística, lavagem de veículos, usinagem de peças, água de incêndio e de torre de resfriamento). Por outro lado, o parâmetro ferro é muito significativo somente para algumas aplicações desejadas no experimento. Para a aplicação da água de reúso na rede de incêndio o mesmo é pouco expressivo, mas para o emprego da água de reúso em descarga de sanitários é um indicador marcante, pois confere cor à água, provocando manchas em roupas e utensílios sanitários.

Como mostra a Figura 83 os resultados de dureza total determinados no período de monitoramento comprovam que a água de reúso, proveniente do tratamento terciário com posterior desinfecção com hipoclorito de sódio, pode ser empregada nas torres de resfriamento da empresa estudada. Porém, não é recomendável para uso na usinagem de

peças, irrigação paisagística, descarga de vasos sanitários, rede de incêndio e lavagem de veículos. Durante o experimento, os valores máximos e mínimos encontrados foram de 86 mg/L e 284 mg/L, respectivamente. Diferentemente da planta em escala piloto, onde o valor médio de dureza total foi de 183 mg/L, o resultado do mesmo parâmetro em escala industrial durante o experimento nas 52 amostras, em média, ficou em 160 mg/L. Sendo que somente nos meses de agosto e dezembro de 2007 a dureza total se manteve abaixo de 100 mg/L.

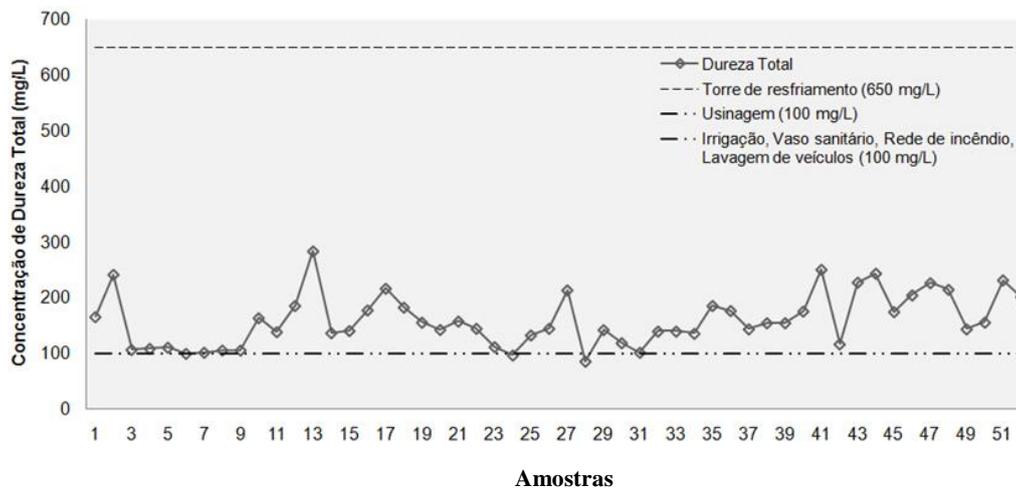


Figura 83: Atendimento do padrão de reúso - dureza total.

Das aplicações atualmente utilizadas pela empresa pesquisada a irrigação e lavagem de veículos são aquelas que poderiam ter maiores efeitos negativos pelo emprego de uma água dura (acima de 100 mg/CaCO₃). De fato, de acordo com Al-Hamaiedeh & Bino (2010) e Walker & Lin (2008), altas concentrações de sais podem causar a deterioração dos solos, reduzindo a permeabilidade do mesmo, conferindo toxicidade e problemas osmóticos, principalmente em climas secos. Em relação a influência dos sais na água de reúso a principal implicação para lavagem de veículos está associada a corrosão, que segundo Teixeira (2003), pode ser acelerada a medida que aumentar a concentração de sais na água do sistema de lavagem de veículos.

Em estudo realizado por Nolde (2007), o valor médio de dureza total utilizado para água de reúso em descarga de sanitários foi de 15,71 mg/L CaCO₃. Logo, abaixo do valor padrão estipulado no experimento para evitar a corrosão da rede de distribuição metálica.

Segundo Bennik & Fraenhoffer (2006), a dureza total é um fator importante no que se refere a qualidade da água para usinagem, pois a mesma pode aumentar o potencial de corrosão do metal usinado. Logo, sugere-se a utilização da água de reúso avaliada no experimento sem um tratamento adicional que possa reduzir a dureza total da água.

Considerando que a empresa vem empregando a água de reúso para todas as aplicações exceto usinagem e torre de resfriamento sem maiores problemas operacionais. É recomendável o estudo prático detalhado dos possíveis efeitos da dureza total em todas as aplicações previstas, estabelecimento da relação de custo e benefício, para verificar a necessidade de ampliar o tratamento da água de reúso visando atingir os padrões de qualidade propostos.

Alguns processos de tratamento podem proporcionar o abrandamento da água de modo a reduzir a dureza total, tais como troca iônica e filtração com membranas. Para estes processos é recomendável um bom pré-tratamento para evitar a remoção prévia de sólidos e agentes biológicos que podem reduzir a eficiência do tratamento pela saturação das resinas e membranas. De acordo com alguns autores (Jacob *et al.*, 2010; Urkiaga *et al.*, 2008; Avlonitis *et al.*, 2008), o tratamento com membranas conferem ao efluente tratado uma elevada qualidade para reúso. Por exemplo, em experimento realizado por Avlonitis *et al.* (2008) foi possível obter uma redução de até 72% na concentração de sais no efluente tratado com o emprego de nanofiltração. A troca iônica é outra solução possível para a efetiva remoção de cátions que estão relacionados com a dureza total, tais como cálcio e magnésio.

Semelhante aos resultados referentes a dureza total o valor médio de cloretos monitorado na planta em escala industrial (87 mg/L) se manteve abaixo da média encontrada em escala piloto (163,5 mg/L). Porém, durante os anos de monitoramento foi constatada uma variação de 38,7 mg/L a 267,4 mg/L de cloretos na água de reúso. Em todo período de monitoramento, foram constatados meses em que os resultados de cloretos (Figura 84), exceto no ano de 2008, ficaram acima do valor padrão para emprego nas atividades de usinagem de peças, irrigação paisagística, descarga de vasos sanitários, rede de incêndio e lavagem de veículos. Com base nos valores obtidos durante o experimento não há nenhuma restrição a aplicação da água de reúso nas torres de resfriamento. Durante todo o monitoramento a concentração de cloretos na água de

reúso se manteve muito abaixo do valor de 500 mg/L que é o padrão para utilização em torres de resfriamento. Caso o valor de cloretos fique acima do padrão estabelecido para o emprego da água de reúso não é recomendável a utilização da mesma, pois segundo You *et al.* (1999), a super saturação de sais, tais como, cloretos pode ocasionar a corrosão dos metais ou ainda formar sedimentos sobre o metal.

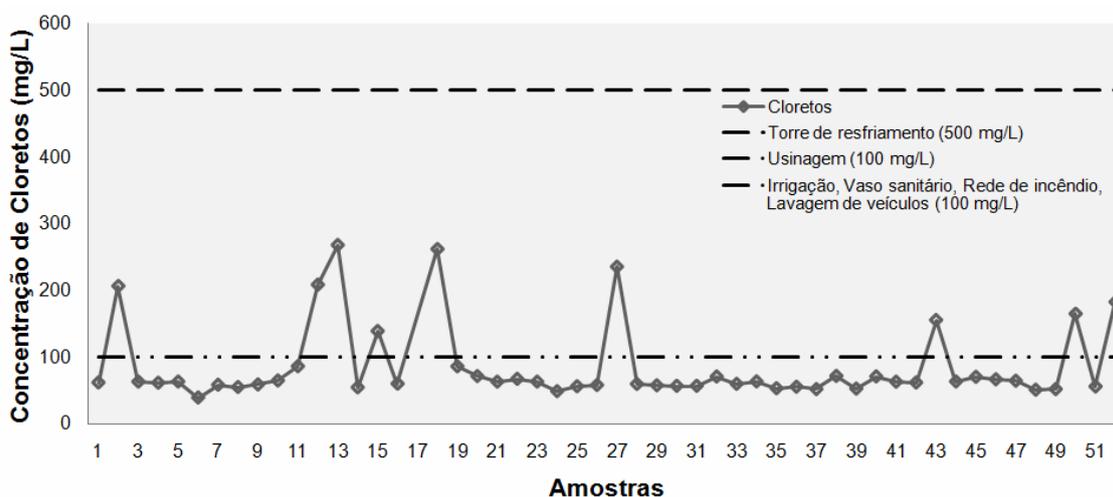


Figura 84: Atendimento do padrão de reúso - cloretos.

A presença de cloretos na água de reúso é um indicador que confere efeitos similares a dureza total, onde a concentração de sais é o fator que pode alterar significativamente o solo e causar corrosão da carroceria dos veículos, no caso da aplicação da água de reúso para irrigação paisagística e lavagem de veículos. Em estudo realizado por Odwani *et al.* (2007), em lavagem de veículos no Kuwait foi empregada a água de reúso com uma concentração de cloretos na ordem de 93 mg/L sem impactos indesejáveis. Para Tsagarakis *et al.* (2004), a concentração de sais em excesso, tais como os cloretos, pode ocasionar no solo toxicidade semelhante ao de alguns metais pesados.

As implicações da utilização da água de reúso acima do padrão estipulado de cloretos para descarga de sanitários e rede de incêndio estão relacionadas com o potencial de corrosão das tubulações metálicas, fato este que não possui relevância para empresa estudada, pois a mesma usa tubulação em PVC.

O emprego da água de reúso para a atividade de usinagem, também, não é recomendada, mesmo que o valor médio de cloretos durante o experimento tenha se

mantido abaixo do padrão, porque algumas amostras ficaram muito acima do padrão. Segundo MMA (2007), a presença de cloretos em altas concentrações promove a corrosão das peças usinadas e ferramentas utilizadas nas máquinas de usinagem, bem como ocasionam a instabilidade da emulsão oleosa reduzindo a sua vida útil.

De forma similar ao sugerido para abrandamento da dureza total da água de reúso, recomenda-se o emprego da troca iônica e filtração com membranas para aumentar a eficiência de remoção de cloretos e conseqüentemente manterem os mesmos abaixo do padrão para todas as aplicações propostas. Da mesma forma, para estes processos é recomendável um bom pré-tratamento para evitar a redução da eficiência do tratamento pela saturação das resinas e membranas. Segundo CENPES (2004), os sistemas de pré-tratamento são necessários para a proteção das membranas, onde o grau de tratamento difere conforme a tecnologia empregada. Por exemplo, para a eletrodialise somente o filtro de areia é suficiente, mas para a osmose inversa já se faz necessário um tratamento mais complexo.

A concentração de ferro na água de reúso não foi monitorada em escala piloto, desta forma, não foi possível estabelecer um comparativo entre os resultados piloto e escala industrial. Por ser um indicador importante para as aplicações em torres de resfriamento, descarga de sanitários, rede de incêndio, lavagem de veículos e irrigação paisagística a concentração de ferro foi monitorada durante o experimento em escala industrial. Em média o ferro total ficou em 0,3 mg/L durante o período de monitoramento, valor pelo qual qualifica a água de reúso para todas as aplicações. Porém, em alguns meses durante a avaliação do experimento, foram constatados valores de ferro total na água de reúso acima do padrão para aplicação em descarga de sanitários, rede de incêndio, lavagem de veículos e irrigação. Sendo que os valores variaram de 0 mg/L a 1,45 mg/L de ferro total na água de reúso como pode ser visto na Figura 85.

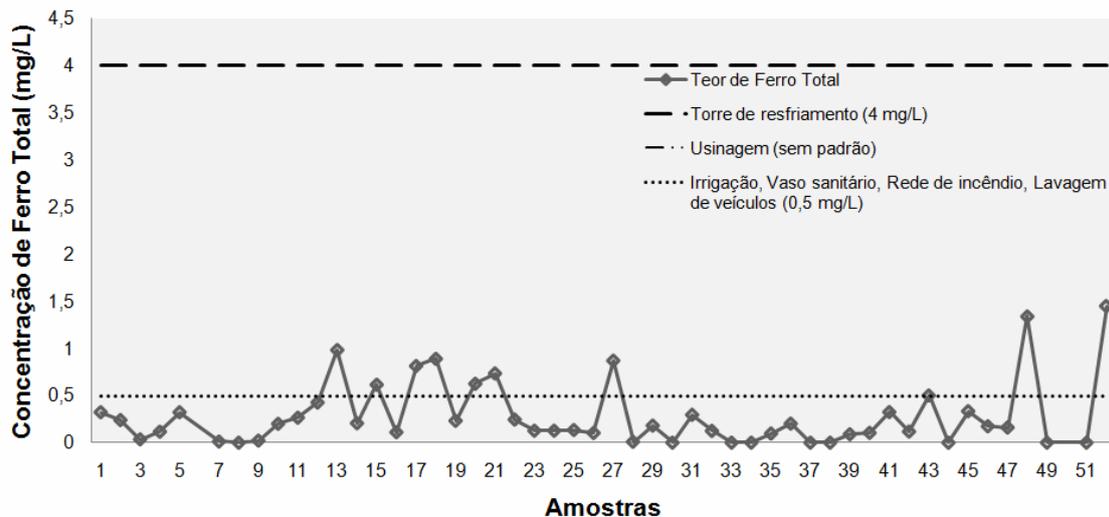


Figura 85: Atendimento do padrão de reúso - ferro total.

Como a empresa está utilizando a água de reúso para descarga de sanitários, rede de incêndio, lavagem de veículos e irrigação paisagística deve ser feito um estudo aprofundado sobre os impactos negativos advindos deste uso para cada aplicação. Segundo Nolde (2007), as águas que contêm ferro total caracterizam-se por apresentar cor elevada e turbidez baixa, bem como traz o problema do desenvolvimento de depósitos em canalizações e de ferro-bactérias, provocando a contaminação biológica da água na própria rede de distribuição. Estes efeitos são expressivos para a aplicação da água de reúso na descarga de vasos sanitários e rede de incêndio.

De acordo com alguns autores (Misra et al., 2010; Ghermandi et al., 2007), a irrigação é influenciada pela concentração de alguns nutrientes, em especial, ferro, zinco, fósforo e sódio. Como normalmente a água de reúso apresenta concentrações significativas destes elementos o seu uso torna-se vantajoso para a aplicação na irrigação. Porém, a quantidade de metais no solo deve ser avaliada, principalmente pelo potencial de efeitos adversos na contaminação de águas subterrâneas. Como a empresa pesquisada utiliza a água de reúso somente para irrigação paisagística e como os valores médios de ferro total durante o experimento ficaram abaixo do padrão considera-se o uso adequado, mas ainda é aconselhável o monitoramento das características do solo irrigado com a água de reúso para avaliar a necessidade de ampliar o tratamento para garantir o padrão estabelecido para a aplicação desejada.

O cuidado com emprego de uma água de reúso com valores de ferro total acima de 0,5 mg/L para lavagem de veículos estão diretamente relacionados com os efeitos

adversos da característica do ferro total provocar manchas nas superfícies que entra em contato, ou seja, o risco é a água de reúso possa ocasionar manchas na carroceria dos veículos. Em pesquisa desenvolvida por Odwani *et al.* (2007), são relatados valores de ferro total de 0,4 mg/L na água de reúso utilizada em lava-jato com bons resultados operacionais.

Durante todo o experimento, nas 52 amostras, a água de reúso se manteve muito abaixo do padrão para emprego em torres de resfriamento. Em relação a aplicação da água de reúso nas atividades de usinagem o ferro total se torna um parâmetro pouco expressivo e não foi estabelecido nenhum padrão de qualidade da água. Desta forma, a empresa pesquisada pode utilizar a água de reúso em torres de resfriamento e na usinagem de peças sem maiores restrições. Para as demais aplicações propostas no trabalho devem ser analisadas as características desejadas, efeitos negativos e custos associados a ampliação do sistema de tratamento terciário para garantir a qualidade da água de reúso no tocante ao padrão para ferro total. De acordo com Sampaio (1995), os processos de remoção de ferro mais utilizados são a troca iônica, aeração/filtração, oxidação química ou catalítica ambas com filtração.

Similar a concentração de ferro total o parâmetro de condutividade não foi monitorado na planta piloto. Desta forma, não foi possível estabelecer um comparativo entre os resultados de condutividade da planta piloto e em escala industrial. A condutividade foi adotada como um padrão importante por ser um indicador de qualidade significativo, comumente usada para medir a quantidade de sal na água. Segundo Gual (2008), a condutividade depende das concentrações iônicas e da temperatura, indica a quantidade de sais existentes na coluna d'água e, portanto, representa uma medida indireta da concentração de poluentes. A condutividade da água aumenta à medida que mais sólidos dissolvidos são adicionados. Altos valores podem indicar características corrosivas da água. Durante estudo realizado por Gual (2008), a condutividade da água de reúso para emprego de descarga de sanitários atingiu um valor de 1098 $\mu\text{S}/\text{cm}$ após tratamento com filtração e desinfecção, sem nenhuma restrição ou problemas operacionais para os usuários.

Como pode ser visto na Figura 86 os resultados de condutividade identificados durante o experimento apresentaram uma variação significativa com valores máximo e

mínimo de 1638 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 0,16 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente. Em média a condutividade durante o período de monitoramento se manteve em 667 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

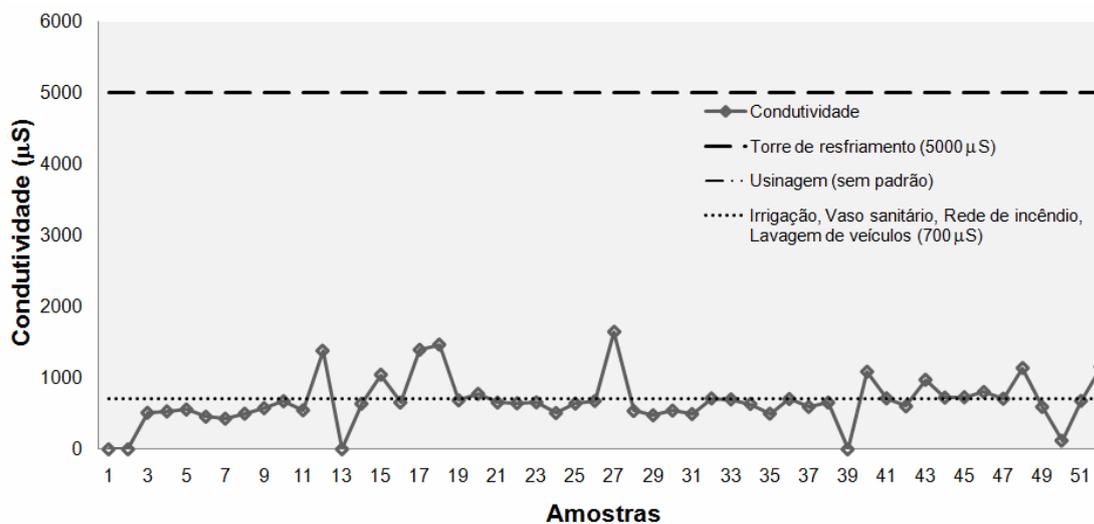


Figura 86: Atendimento do padrão de reúso - condutividade.

Os valores de condutividade determinados durante o experimento podem possibilitar o reúso da água em torres de resfriamento sem maiores restrições. Já para as aplicações de descarga de sanitários, rede de incêndio, lavagem de veículos e irrigação paisagística os valores de condutividade apresentaram durante alguns meses de monitoramento concentrações muito superiores a padrão de qualidade desejada. Os efeitos indesejáveis decorrentes do emprego da água de reúso para estas aplicações são muito semelhantes aqueles relacionados a dureza total e cloretos, que também são indicadores de qualidade de água associados com a presença de sais monitorados no experimento.

Da mesma forma que para remoção de dureza total e cloretos, para o reúso da água na empresa pesquisada nas aplicações referidas acima, sem maiores restrições, recomenda-se o uso de processos de tratamento como a troca iônica e membranas que proporcionam altas eficiências de remoção de condutividade. Em ambos, os casos é necessário o pré-tratamento para evitar a degeneração da membrana ou resina, onde inclui se houver a presença de cloro na água, a utilização de um filtro de carvão ativado. De acordo com o estudo realizado por Murray-Gulde *et al.* (2003), com o tratamento híbrido utilizando osmose inversa/banhado construído foi possível obter taxas de remoção para condutividade na água da ordem de 95%.

Similar a concentração de ferro total e condutividade o parâmetro de sólidos totais não foi monitorado na planta piloto, não possibilitando a avaliação do comparativo do seu comportamento no experimento em escala piloto e industrial. Considerando que os sólidos totais nas águas correspondem a toda matéria que permanece como resíduo, este parâmetro foi selecionado para o monitoramento da água de reúso em escala industrial.

A água de reúso se mostrou inapropriada para todas as aplicações propostas no que se refere aos padrões de sólidos totais, onde o seu valor médio monitorado na planta em escala industrial foi de 566 mg/L. Como mostra a Figura 87 durante o experimento em escala industrial foi constatada uma variação de 214 mg/L a 1290 mg/L de sólidos totais na água de reúso. Para as aplicações propostas a utilização da água de reúso monitorada durante o experimento em escala industrial sem um tratamento adicional traz uma série de inconvenientes.

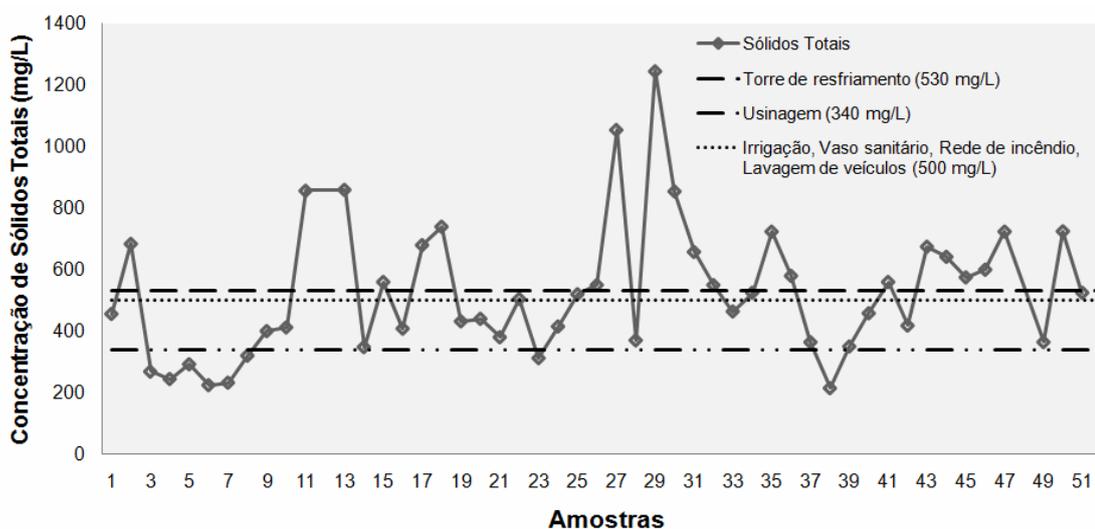


Figura 87: Atendimento do padrão de reúso - sólidos totais.

O emprego da água de reúso para usinagem de peças é a aplicação com padrão mais restrito considerando os efeitos adversos de presença de sólidos. De acordo com alguns autores (MMA, 2007; Benito *et al.*, 2002), os sólidos devem ser removidos para prevenir a abrasão e conseqüentemente proteger a ferramenta responsável pela usinagem, e ao mesmo tempo evitar depósitos que podem interferir no acabamento da peça.

Conforme alguns autores (Walker & Lin, 2008; You *et al.*, 2009; Eriksson *et al.*, 2002; Odwani *et al.*, 2007), a matéria em suspensão em concentrações elevadas causa o

fouling nas torres de resfriamento, pode desencadear o entupimento do sistema de distribuição no caso do uso da água de reúso para descarga de sanitário ou rede de incêndio, possibilita alteração na pintura dos veículos e ainda tem potencial de produzir efeitos negativos na qualidade do solo quando do uso na irrigação.

Como atualmente a empresa pesquisada vem utilizando a água de reúso para as aplicações de descarga de vasos sanitários, rede de incêndio, lavagem de veículos e irrigação paisagística é recomendável que a empresa avalie cuidadosamente os possíveis efeitos negativos desta prática para as suas instalações. Para ampliar a capacidade de fornecimento de água de reúso em termos qualitativos garantindo a sua qualidade, proporcionando condições seguras para todas as aplicações sugere-se a ampliação do sistema de tratamento. A inclusão de um filtro de areia no tratamento terciário já iria proporcionar uma remoção significativa de sólidos totais. Segundo Madungwe & Sakuringwa (2007), os filtros de areia são bastante confiáveis, baratos, requerem pouco conhecimento de operação e possuem boa eficiência de remoção de sólidos. De fato, de acordo com Ahmed *et al.* (2002), a filtração é um processo capaz de taxas de remoção medianas, que podem ser incrementadas com o uso de técnicas mais avançadas de tratamento em ordem crescente de eficiência, carvão ativado, ultrafiltração, troca iônica e microfiltração.

De acordo com Jefferson *et al.* (1999), a turbidez se deve a partículas em suspensão ou colóides: argilas, limo, terra finamente dividida entre outros. Um alto valor de turbidez prejudica a condição estética da água e estudos técnicos constata o efeito de proteção física de micro-organismos pelas partículas causadoras da turbidez. Alta turbidez reduz a fotossíntese de vegetação enraizada submersa e algas. Esse desenvolvimento reduzido de plantas pode, por sua vez, suprimir a produtividade de peixes. Logo, a turbidez pode influenciar nas comunidades biológicas aquáticas. Além disso, afeta adversamente os usos doméstico, industrial e recreacional de uma água.

Diferentemente aos resultados referentes a dureza total e cloretos monitorados no experimento, os valores de turbidez em escala industrial (9 NTU) se mantiveram acima da média encontrada em escala piloto (0,55 NTU), com uma grande variação de 0,11 NTU a 60 NTU. Como pode ser visto na Figura 88, o perfil da água de reúso identificado na planta em escala industrial mais adequado é aquele para aplicação em

torres de resfriamento, ainda que durante o monitoramento as amostras 34, 36 e 48 se apresentaram acima do padrão de qualidade desejada.

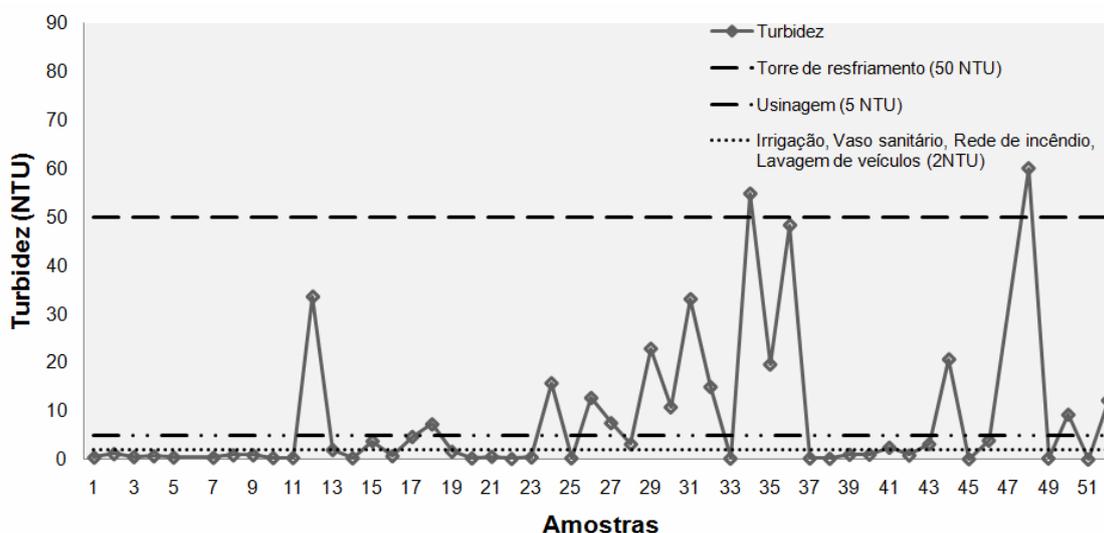


Figura 88: Atendimento do padrão de reúso - turbidez.

A água de reúso monitorada em escala industrial apresentou concentrações de turbidez inadequadas para o emprego em descarga de vasos sanitários, rede de incêndio, lavagem de veículos, irrigação paisagística e usinagem. Como uma forma alternativa para possibilitar a utilização da água de reúso pode ser feita a alimentação parcial da fonte consumidora. Sendo parte da necessária para atividade alimentada com água de reúso e outra parcela fornecida com água potável fornecida pela concessionária. Em trabalho realizado por Morelli (2005), de reúso de água para lavagem de veículos o autor sugere que a água de reúso pode ser utilizada na proporção de 70% a 80% juntamente com a água potável sem danos para os veículos.

Para que a empresa possa utilizar a água de reúso sem restrições para todas as aplicações o sistema de tratamento deve ser ampliado. Vários arranjos de tratamento podem ser selecionados aliando qualidade da água e custo otimizado. Vários autores (Bhatti *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2009; Park *et al.*, 2010; Urkiaga *et al.*, 2008; Al-Jayyousi, 2003), citam processos de tratamento variados que possibilitam atingir taxas de remoção de turbidez de 95% a 97%. Sistemas compostos por vários arranjos demonstram uma boa capacidade de tratamento, tais como a) filtro de areia+membrana+desinfecção; b) filtração+carvão ativado+filtro de areia+desinfecção; c) sistema híbrido com coagulação-floculação+microfiltração; d) sistema híbrido com ozonização+microfiltração; e) filtro de areia; f) coagulação-floculação+filtro de areia.

Durante o experimento foram monitorados os coliformes totais por estes serem um parâmetro na água que indica poluição, com o risco potencial da presença de organismos patogênicos, e uma vez que são mais resistentes na água do que as bactérias patogênicas de origem intestinal. Em escala piloto, além dos coliformes totais foram avaliados os coliformes termotolerantes visando determinar a condição da água de reúso em relação a contaminação fecal evitando riscos a saúde dos usuários. Devido as dificuldades de determinação dos coliformes termotolerantes (amostragem) aliados a razões orçamentárias ficou estabelecido que somente fossem avaliados os coliformes totais e que a meta do tratamento seria atingir valores nulos de coliformes totais para minimizar os riscos a saúde dos usuários da água de reúso, mas devido a importância dos coliformes termotolerantes é recomendável que a empresa adote este parâmetro como um indicador de monitoramento de qualidade da água de reúso.

Muitos autores (Toze, 2006b; Rao & Srikant, 2006; Morari & Giordani, 2009; Greenway, 2005; Al-Zubari, 1998; Bhatti *et al.*, 2010), citam os efeitos negativos da presença de coliformes totais ou termotolerantes na água de reúso, onde a principal influência da presença dos mesmos está relacionada com os riscos a saúde humana. Como todas as aplicações propostas no experimento possibilitam o contato do usuário com água de reúso o controle de coliformes é imprescindível para garantir a saúde humana. Os riscos a saúde aumentam dependendo do tipo de contaminante da água de reúso, por exemplo, micro-organismos patogênicos, particularmente vírus e protozoa, podem causar rapidamente uma infecção intestinal se água de reúso for ingerida acidentalmente. Este risco é mais acentuado na aplicação da água de reúso na lavagem de veículos manual, onde o operador facilmente pode inalar aerossóis ou ingerir a água de reúso durante a lavagem. O mesmo problema pode ocorrer na usinagem de peças pela formação de névoas que proporcionam o contato do operador com a água de reúso. Na irrigação os riscos estão associados a possível transmissão de doenças por meio do consumo de culturas diversas. Assim, as infecções por helmintos (nematóides intestinais) apresentam os maiores riscos para trabalhadores agrícolas, bem como para os consumidores de produtos agrícolas.

De acordo com alguns autores (Mancuso, 2001; Rao & Srikant, 2006), além dos riscos humanos, os efeitos negativos da contaminação bacteriológica pode causar problemas operacionais, tais como para usinagem o decréscimo do valor de pH no

fluido que ocasiona a desestabilização da emulsão oleosa e conseqüentemente reduz a sua vida útil. No caso das torres de resfriamento a contaminação microbiológica desencadeia a formação do *fouling* biológico, constituído por algas, fungos e bactérias formadoras de limo ou material gelatinoso aderente as superfície metálica que prejudica a troca de calor, interferindo na eficiência da torre de resfriamento.

De forma similar aos resultados referentes a dureza total e cloretos monitorados no experimento, os valores médios de concentração de coliformes totais em escala industrial (3 NMP/100ml) se mantiveram muito abaixo da média encontrada em escala piloto (9.750 NMP/100ml), com uma pequena variação de zero NMP/100ml a 170 NMP/100ml. Como pode ser visto na Figura 89, somente a amostra 48 apresentou valor de concentração diferente de zero. Isto ocorreu devido a problemas operacionais com a dosagem de hipoclorito como agente de desinfecção. Se o valor da amostra 48 for desconsiderado pode-se afirmar que a água de reúso é passível de ser utilizada para todas as aplicações propostas no que diz respeito ao padrão de coliformes totais. Não foi possível fazer o comparativo dos valores de coliformes termotolerantes em escala piloto e industrial, pois estes não foram monitorados em escala industrial.

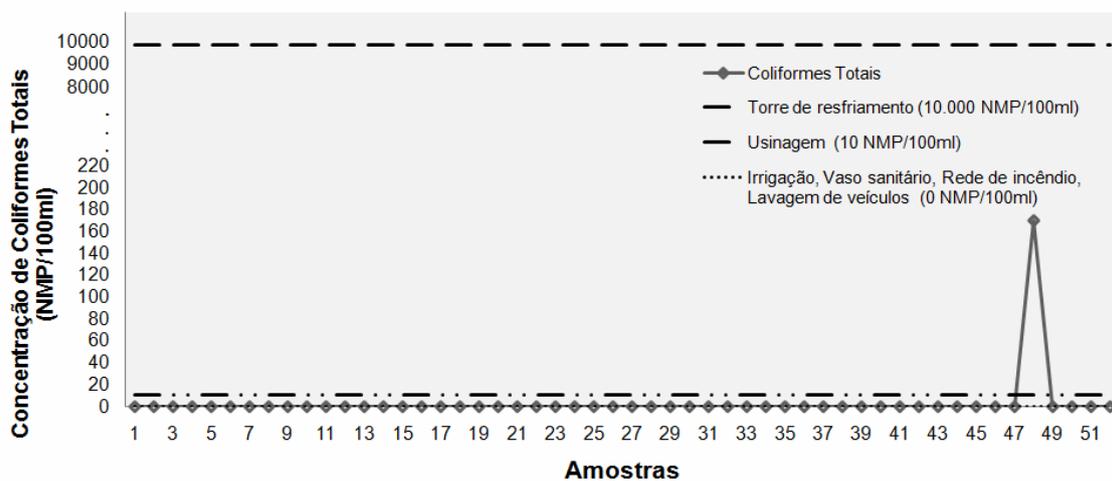


Figura 89: Atendimento do padrão de reúso - coliformes totais.

Um bom processo de desinfecção garante a eliminação dos coliformes totais e termotolerantes. Durante o experimento foi empregada a dosagem de hipoclorito para promover a desinfecção da água de reúso. Este é o único processo de tratamento adicionado após o tratamento terciário com banhado construído. Mesmo com o bom

desempenho do sistema implementado deve ser avaliada a sustentabilidade deste tipo de tratamento. Considerando a seleção de um processo de desinfecção que proporcione menor consumo de produtos químicos, energia e custos de manutenção, bem como o menor impacto ambiental e social para os usuários da água de reúso.

Muitos autores sugerem (Nolde, 1999; Winward *et al.*, 2008; Friedler & Gilboa, 2010; Mattio, 1999), o emprego de sistema de tratamento com oxidação avançada composto por peróxido de hidrogênio o ozônio como agentes oxidantes ou ainda o ultravioleta como processos mais vantajosos que o uso de hipoclorito para desinfecção. A utilização de compostos oxidantes como o peróxido de hidrogênio ou ozônio permitem otimizar os sistemas de tratamento de efluentes para obter uma água de reúso com boa qualidade, complementando tecnologias convencionais, com a vantagem de não gerar subprodutos que prejudiquem o reaproveitamento da água. A utilização de ultravioleta também é uma boa alternativa, que possibilita uma efetividade para eliminação dos patogênicos, segurança para os operadores, evita a formação de subprodutos e o efeito indesejado de decréscimo de eficiência pela presença de matéria orgânica.

4.4 Vantagens econômicas, sociais e ambientais do reúso de água

Durante o experimento foi possível constatar que o principal desafio para o reúso de água é adotar um tratamento de efluentes sustentável que proporcione ao mesmo tempo um custo competitivo quando comparado com água fornecida pela concessionária e com qualidade de modo a evitar os impactos negativos sobre a saúde humana e o meio ambiente. Conforme Gikas & Tchobanoglous (2009), o reúso de água é uma prática sustentável, pois o mesmo possibilita um menor impacto ambiental, com um balanço de carbono mais favorável, reduzindo a emissão de carbono, bem como benefícios econômicos e sociais com o aumento da disponibilidade de água de qualidade e a baixo custo, reduzindo significativamente a mortalidade decorrente da falta de água ou doenças transmitidas pelo consumo de água sem condições de potabilidade ou contato humano.

Para avaliar os benefícios econômicos obtidos com a água de reúso nas aplicações selecionadas pela empresa (descarga de vasos sanitários, rede de incêndio, lavagem de veículos e irrigação paisagística) durante o experimento foi estabelecida a viabilidade

do sistema de reúso. Com os dados da Tabela 64 a análise da viabilidade econômica simplificada demonstra que o sistema de reúso possui um tempo de retorno da ordem de 1,97 ano.

Para a correção dos valores no tempo foi utilizado como base os valores de inflação efetiva divulgados pelo Banco Central do Brasil (IPCA % a.a.).

Tabela 64: Fluxo de caixa para o reúso

Período	Ano	Taxa de Inflação (%)	Economia Real (R\$/ano)	Economia Base Concessionária (R\$/ano)	Custo Operacional (R\$/ano)	Investimento	Fluxo Corrigido
0	2005					R\$127.315,00	R\$ (152.272,68)
1	2005	5,69	R\$ 32.130,99	R\$ 34.523,10	R\$ 2.392,11	R\$ -	R\$ 40.416,35
2	2006	3,14	R\$ 12.395,09	R\$ 17.215,70	R\$ 4.820,60	R\$ -	R\$ 14.751,93
3	2007	4,46	R\$ 45.972,47	R\$ 51.648,19	R\$ 5.675,73	R\$ -	R\$ 53.048,09
4	2008	5,90	R\$ 18.059,98	R\$ 24.139,51	R\$ 6.079,53	R\$ -	R\$ 19.949,83
5	2009	4,31	R\$ 34.687,16	R\$ 41.771,62	R\$ 7.084,46	R\$ -	R\$ 36.182,18

A tecnologia do reúso/reciclo acoplada com a regeneração da água surge como um esforço de engenharia ambiental, buscando uma solução para a utilização mínima de água em um processo produtivo e a máxima proteção ambiental como o menor custo possível. A análise do Valor Presente Líquido (VPL) do sistema de reúso da água no experimento mostra que em cinco anos é possível recuperar o valor do investimento se a Taxa Mínima de Atratividade (TMA) da empresa for menor que 2,6178%, valor equivalente a Taxa Interna de Retorno (TIR). Como mostra a Figura 90 o VPL considerando o efeito da TMA igual a zero é de R\$ 12.075,69. A Figura 90 descreve o comportamento do VPL em cinco anos para diferentes TMA's.

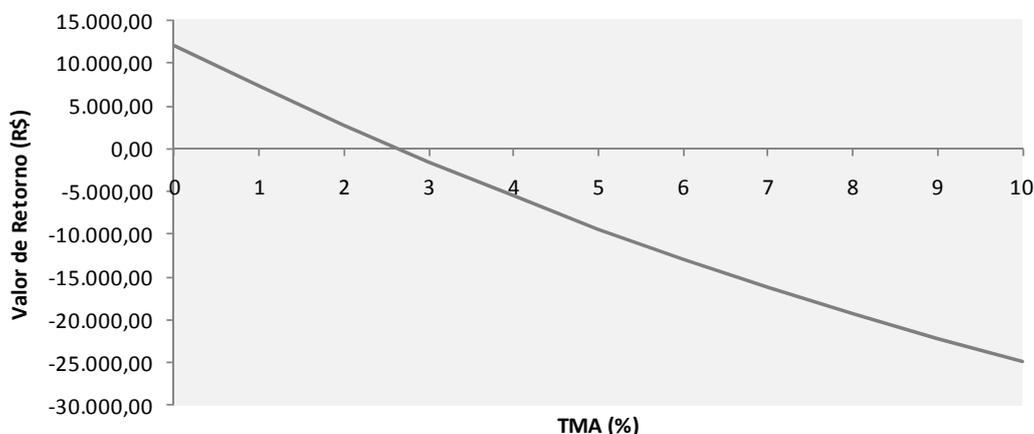


Figura 90: Análise do Valor Presente Líquido (VPL).

Como forma complementar ao VPL é apresentado o *payback* simples do sistema de reúso da água no experimento, indicando que o retorno do investimento é possível em aproximadamente quatro anos e seis meses. A Figura 91 apresenta a distribuição do fluxo.

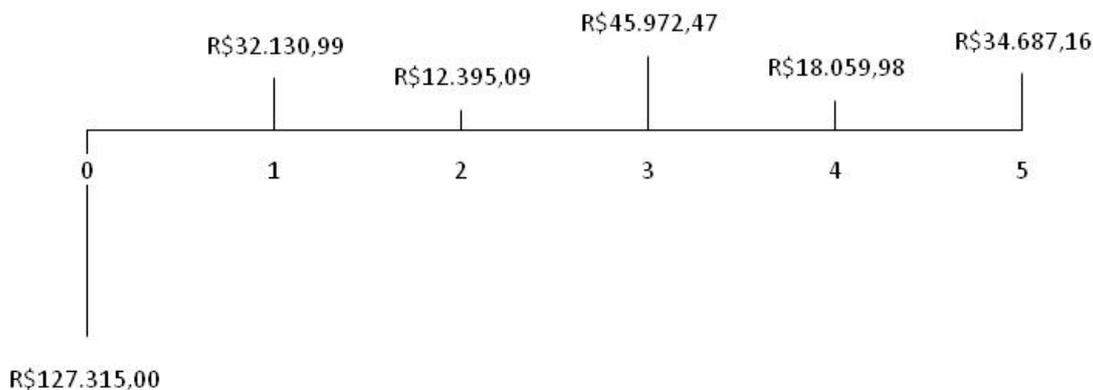


Figura 91: Taxa interna de retorno (*Payback*) simples.

A viabilidade econômica do emprego da água de reúso pode ter uma grande variação dependendo da aplicação desejada, do tipo de efluente a ser tratado e da demanda de água para as atividades pretendidas. O reúso de água é utilizado em todos os setores econômicos com variações de aplicação e custos associados. De fato, de acordo com estudo realizado por Ghisi & Oliveira (2007), para reúso de água da chuva e água cinza (efluente doméstico sem descarga de sanitário) o *payback* estimado para a demanda de água e tratamento requerido é de 28 anos, inviabilizando o investimento no tocante aos aspectos econômicos. Porém em pesquisa feita por Gonçalves *et al.* (2005), para o emprego de água de reúso proveniente do tratamento de águas cinzas em dois hotéis o tempo de retorno do investimento variou de 4,5 a 8,5 anos. Por outro lado, o valor de *payback* pode ser melhorado com a implantação de sistemas de tratamento da água de reúso em indústrias que demandam quantidades significativas de água semelhante a empresa pesquisada. El-Salam & El-Naggar (2010), reportaram um *payback* de 2 anos para o emprego da água de reúso em experimento realizado em uma indústria de farinha.

A grande vantagem da utilização da água de reúso é a de preservar a água potável exclusivamente para atendimento de necessidades que exigem a sua potabilidade, como para o abastecimento humano. A implantação do reúso do efluente tratado foi o agente de promoção da gestão dos recursos hídricos tendo como consequência a redução do

consumo de água nobre proveniente de águas subterrâneas e de abastecimento público contribuindo para o uso e conservação sustentável dos mananciais. O reúso proporciona ganhos ambientais, econômicos e sociais, com a redução na captação de água potável, como mostra a Figura 92.

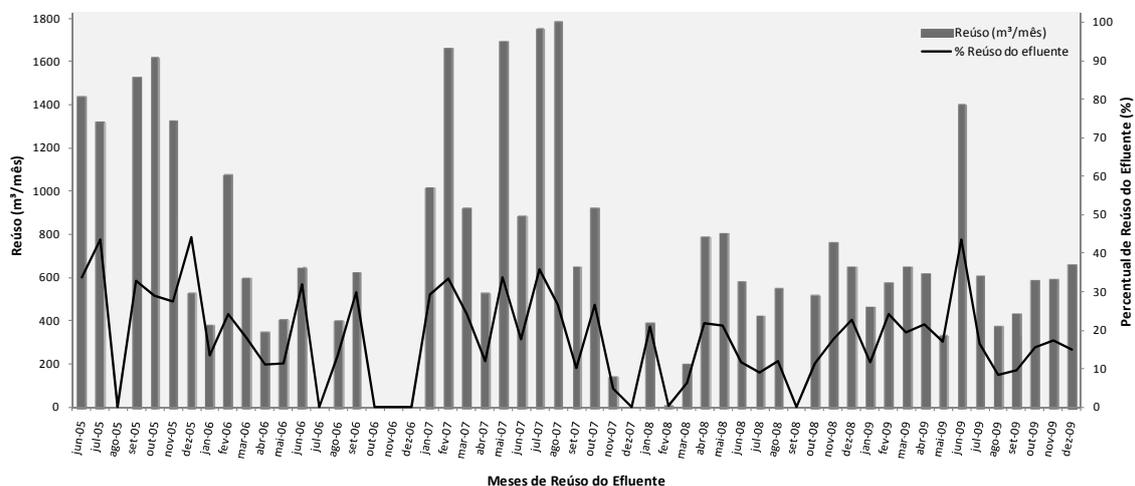


Figura 92: Percentual de reúso do efluente X Economia de água (m³/mês).

Durante o monitoramento o sistema apresentou variações significativas nas taxas de reúso, alcançando em média 18% de aplicação do efluente tratado. Os menores índices de reciclagem do efluente, abaixo de 10%, foram obtidos nos meses de abril de 2006, novembro de 2007, março e julho de 2008 e agosto de 2009, atingindo 0,0% em agosto de 2005, julho, outubro, novembro e dezembro de 2006, dezembro de 2007, fevereiro e setembro de 2008. A redução do percentual de reúso está relacionada diretamente aos problemas operacionais constatados na Estação de Tratamento de Efluentes ao longo de todo o monitoramento, resultando em alguns períodos na desativação temporária do sistema de reúso. Os principais problemas ocorridos no sistema de reúso foram provenientes do excesso de sólidos no banhando construído os quais ocasionaram paradas necessárias para remoção de sólidos e limpeza das lagoas de tratamento terciário. Além disso, foram constatados problemas de manutenção de equipamentos.

Durante todos os anos de monitoramento o percentual máximo de aproveitamento da água de reúso foi de 44%. Este valor é comparável aos resultados encontrados nos estudos de Ghisi *et al.* (2009), Schoeberl *et al.* (2004) e Souza *et al.* (2006), que relatam redução de consumo de água potável pelo emprego de água de reúso em 33%, 20% e

16%, respectivamente. Porém, estes valores considerados baixos podem acabar inviabilizando a manutenção de um sistema de reúso da água.

A avaliação do balanço hídrico do sistema de reúso da empresa pesquisada permite concluir que o sistema de tratamento possui um potencial para o incremento do reúso do efluente tratado o qual pode melhorar significativamente a viabilidade do sistema de reúso, provendo a sustentabilidade do negócio, segundo os três pilares: social, ambiental e econômico. De fato, alguns autores (Souza *et al.*, 2010; Tabosa, 2003), relatam taxas de aproveitamento de reúso da água de 64% a 80%.

O incremento do emprego da água de reúso nas aplicações propostas pode proporcionar ganhos ambientais, econômicos e sociais muito significativos, pela redução do lançamento de efluentes no corpo receptor e menor consumo de água potável. O efeito da redução do lançamento de efluentes tratados no corpo receptor pode ser melhor compreendida após análise das condições do mesmo.

O corpo receptor do efluente tratado da empresa pesquisada é um curso retilíneo artificial cujo sentido de fluxo (vazão) dá-se de norte para sul, situado em uma planície de inundação do Rio dos Sinos, em área com relevo plano ocupado por diversas lavouras de arroz e recortada por seus canais de irrigação. Parte da área de contribuição principal do corpo receptor está posicionada a norte e oeste do seu curso e é ocupada pelas lavouras de arroz que são irrigadas por tomada de água (levantes) a partir do Rio dos Sinos e canais auxiliares para distribuição. A área de contribuição a leste do corpo receptor é ocupada por zona industrial e mista (urbana/comercial) onde o sistema de drenagem superficial está praticamente todo canalizado, sendo suas águas lançadas em parte no valo de drenagem artificial com foz no Rio dos Sinos, a jusante do lançamento dos efluentes tratados, e em parte no canal de drenagem do corpo receptor.

Em períodos de baixa pluviosidade e irrigação das lavouras de arroz o fluxo de água (vazão) do corpo receptor é condicionado pela distribuição das águas da bacia de contribuição pelos canais de irrigação. Conforme o aumento de demanda de água para irrigação pode haver uma considerável diminuição do fluxo de água (vazão) no canal do corpo receptor, o qual passaria a ser alimentado somente no caso de pluviosidade pelo volume de água da chuva sobre a porção impermeabilizada da bacia de contribuição e que não fosse diretamente canalizada para o valo de drenagem artificial com foz no Rio

dos Sinos. Esta condição remete ao corpo receptor uma condição de vazão intermitente e fortemente influenciada (em termos de vazão) pelos lançamentos dos efluentes das diversas empresas instaladas nos arredores.

Para promover o incremento das taxas de reúso da água nas aplicações propostas a empresa pesquisada deve avaliar as barreiras associadas a esta prática que abrangem riscos a saúde humana, fatores subjetivos (emocionais) dos usuários e aspectos econômicos.

Para prevenir possíveis riscos a saúde humana a empresa pesquisada deve adotar um sistema de desinfecção eficaz com condições de eliminar os agentes patogênicos que podem estar presentes na água de reúso, bem como estabelecer um programa de monitoramento que garanta o controle de qualidade da água. Atualmente a empresa pesquisada utiliza a dosagem de hipoclorito como agente de desinfecção, onde o desempenho do mesmo com base nos valores de coliformes totais monitorados durante o experimento demonstra ser satisfatório. Porém, não é possível concluir se este tratamento é suficiente para a eliminação de possíveis patogênicos na água de reúso. Desta forma, é recomendável que a empresa adicione ao monitoramento do sistema de reúso o parâmetro de coliformes termotolerantes, bem como avalie a necessidade da utilização de outras tecnologias para desinfecção, principalmente devido aos inconvenientes do emprego do hipoclorito (segurança dos trabalhadores e reação com material orgânica).

Os principais problemas de aceitação da água de reúso por parte dos usuários ocorreram de forma mais frequente no início da implementação do sistema de reúso da água. Foi necessário o desenvolvimento de um plano de comunicação bastante abrangente e acessível para todos os usuários, de modo a promover as vantagens da utilização da água de reúso para a empresa, seus colaboradores, meio ambiente e comunidade em geral. Os usuários tinham muita desconfiança em relação a qualidade da água de reúso para as aplicações desejadas, questionando a possibilidade de ocorrência de problemas operacionais e, principalmente, em relação aos riscos para a sua saúde nas atividades onde o contato com água de reúso fosse mais próximo. Também, foi expressa fortemente a dúvida sobre a possibilidade da mistura da água de reúso com a água potável. Para tanto, a água de reúso foi canalizada em tubulação

totalmente separada da rede de água potável, devidamente sinalizada com avisos de cuidado água não potável.

Estes problemas relacionados com fatores emocionais dos usuários da água de reúso foram similares aos encontrados nos estudos realizados por diferentes autores (Friedler *et al.*, 2006; Khan & Gerrard, 2006; Hurlimann & McKay, 2006; Yang & Abbaspour, 2007; Hurlimann & McKay, 2007), que relatam a aceitação do usuário ao emprego da água de reúso associada aos níveis de contato do mesmo com água. Os níveis de aceitação da água de reúso para rede de incêndio, uso industrial, descarga de sanitários, irrigação paisagística, lavagem de veículos, lavagem de roupas e recarga potável de aquífero são de 96%, 88%, 85%, 50%, 50%, 38% e 11%, respectivamente. Logo, os níveis de aceitação da água de reúso vão gradativamente sendo reduzidos a medida que aumenta o contato com o usuário. Em geral a aceitação da água de reúso pela comunidade é maior quando o custo do tratamento e tecnologias de distribuição são razoáveis, a proteção da saúde pública é garantida, a preservação do meio ambiente é claramente estabelecida, a conscientização sobre problemas de fornecimento de água potável é disseminada. Para a comunidade que não possui um conhecimento técnico sobre a qualidade da água de reúso os atributos subjetivos, como padrões organolépticos passam a assumir uma grande importância na satisfação do usuário. Para descargas de sanitários o odor e cor da água de reúso são muito significativos. Já para a lavagem de roupas e irrigação paisagística, os fatores mais representativos são descoloração e quantidade de sais, respectivamente. Outro fator que pode influenciar a aceitação da água de reúso são os benefícios econômicos desta aplicação. A aceitação do usuário será proporcional a diferença do custo da água de reúso em relação ao preço da água potável fornecida pela concessionária, ou seja, se a diferença for pequena o usuário prefere não arriscar a utilizar a água de reúso em substituição à água potável a qual o mesmo tem total confiança.

Os aspectos econômicos associados ao emprego da água de reúso podem se tornar uma barreira para a sua promoção ou por outro lado ser uma fonte estratégica para a sua aplicação. Os preços baixos da água potável fornecida pela concessionária dificultam o retorno do investimento do sistema de reúso de água da empresa pesquisada, mas considerando a sua sustentabilidade para o negócio recomenda-se que a empresa possa providenciar o incremento do tratamento da água de reúso visando ampliar a capacidade de abastecimento para todas as aplicações desejadas. Para tanto, a empresa deve

pesquisar quais as melhores técnicas e tecnologias que possam proporcionar a melhor razão entre custo e benefício. Além disso, recomenda-se que a empresa pesquisada implemente uma gestão hídrica que contemple a redução do consumo de água junto aos consumidores, com medidas de conservação de água, bem como a promoção do uso de fontes alternativas de água, tais como efluente tratado, água de chuva e água subterrânea. A estratégia para sustentação de um bom programa de gestão hídrica está baseada no monitoramento qualitativo e quantitativo da água para as suas aplicações. Dessa forma, torna-se imprescindível a adoção de um sistema de monitoramento adequado que avalie a vazão requerida para cada fonte consumidora e garanta a qualidade da água necessária para cada aplicação, buscando a melhoria contínua sempre que possível provendo o uso racional dos recursos hídricos.

5 CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

O estudo e monitoramento das operações realizadas no banhado construído como sistema terciário visando o reúso da água industrial em escala piloto e industrial possibilitou o estabelecimento das seguintes conclusões:

- A planta piloto apresentou uma eficiência média de remoção superior a industrial para DBO (57%, 46%) e DQO (54%, 49%); exceto SS (66%, 69%);
- A amostragem estabelecida na pesquisa não é representativa para assegurar uma avaliação da remoção de coliformes totais e coliformes termotolerantes no piloto e industrial;
- Quando presente no efluente terciário é possível remover fenol e sulfetos com o banhado construído;
- A correlação entre OD e temperatura na saída da planta em escala piloto e escala industrial foi fraca. Enquanto na entrada do piloto foi moderada;
- A média de remoção de metais na planta industrial ficou menor que no piloto (Fe: 49%, 68%; Zn: 53%, 76%; Al: 29%, 50%), exceto Cr: 38%, 23%. Os valores médios dos metais avaliados no efluente final estavam todos conforme os padrões legais de lançamento de efluentes;
- Não há influência na remoção de P, NTK e $\text{NH}_4\text{-N}$ com as estações climáticas; exceto para NTK em escala piloto;
- A planta piloto apresentou uma eficiência de remoção superior a planta industrial para P (73%, 49%), NTK (61%, 45%), $\text{NH}_4\text{-N}$ (56%, 46%). Porém, a eficiência de redução de NTK e $\text{NH}_4\text{-N}$ não foi suficiente para permitir o atendimento aos padrões de lançamento;
- Os valores de pH se mantiveram entre 6 a 9 atendendo os limites de lançamento de efluentes no corpo receptor. Somente na planta em escala piloto foram constatados resultados acima de 9 durante o primeiro mês de monitoramento;
- A correlação entre fósforo total e pH se mostrou fraca com um Coeficiente de Pearson correspondente a 0,64;

- Tanto para a planta piloto como para a planta industrial foi constatado que a concentração de metais nas macrófitas fica preferencialmente retida na raiz. Enquanto que para os nutrientes fósforo e nitrogênio o comportamento das plantas emergentes do banhado construído se mostrou exatamente o oposto, onde a maior concentração de nutrientes ficou acumulada na região da folha;
- A caracterização e quantificação dos resíduos das macrófitas do sistema PAE demonstra que os mesmos possuem pouca geração e potencial para aplicação no solo;
- O tratamento terciário combinado com a desinfecção fornece água de reúso com qualidade somente para a torre de resfriamento com restrições. Para ampliar as aplicações da água de reúso é necessário aumentar a eficiência de remoção dos poluentes, principalmente em relação as aplicações de descarga de vaso sanitário, irrigação paisagística, lavagem de veículos, usinagem de peças, água de incêndio e da torre de resfriamento;
- O reúso é uma prática sustentável que proporciona um ganho econômico, com à redução na captação de água potável para fins industriais, bem como benefícios sociais e ambientais, com o aumento da disponibilidade de água potável para a comunidade e uso racional dos recursos hídricos. O retorno do investimento do sistema de reúso da água é de 4,5 anos por *payback* simples e 5 anos por VPL;
- Com o monitoramento da planta em escala industrial foi constatado o benefício ambiental do reúso da água. Durante o experimento foram reciclados em média 18% de aplicação do efluente tratado, mas foi possível atingir até 44% de aproveitamento da água de reúso para lavagem de veículos, descarga de vasos sanitários, irrigação paisagística, rede de incêndio;
- É importante que o problema de flotação do lodo proveniente do sistema secundário seja eliminado para evitar o problema de entupimento das lagoas do tratamento terciário. Considerando a avaliação do efluente do tratamento secundário é adequada a instalação de sistema para equalização do efluente sanitário, combinado com gradeamento e remoção de óleos e graxas.

6 ESTUDOS FUTUROS

Com base nos dados levantados na pesquisa foram identificadas oportunidades de estudos futuros de otimização no sistema terciário de tratamento para atender os requisitos legais para lançamento do efluente tratado no corpo receptor e ao mesmo tempo potencializar o reúso da água para as aplicações de descarga de vaso sanitário, irrigação paisagística, lavagem de veículos, usinagem de peças, água de incêndio e da torre de resfriamento:

- Determinação da toxicidade do efluente tratado;
- Avaliação do comportamento do sistema de tratamento terciário com plantas aquáticas em escala industrial em relação a influência da evapotranspiração na remoção de fósforo total, NKT e $\text{NH}_4\text{-N}$;
- Avaliação da aplicação da escória como substrato no banhado construído;
- Alteração do fluxo do tratamento terciário de horizontal para vertical para verificar se a taxa de remoção de NKT e $\text{NH}_4\text{-N}$ pode ser incrementada;
- Pesquisa para avaliar a possibilidade da seleção de espécies de plantas emergentes em substituição as plantas utilizadas no experimento que facilitem a sua poda e retirada das suas folhas secas;
- Acompanhamento mais prolongado das características dos resíduos das macrófitas durante a operação do sistema, bem como sua quantificação para calcular a viabilidade econômica dos mesmos para aplicação como adubo;
- Implementação de gestão hídrica que contemple a redução do consumo de água junto aos consumidores, com medidas de conservação de água, bem como a promoção do uso de fontes alternativas de água;
- Acompanhamento dos benefícios econômicos, sociais e ambientais do sistema de reúso por meio de um sistema de monitoramento qualitativo e quantitativo da água de reúso;
- Pesquisa para determinar as melhores técnicas e tecnologias visando ampliar a capacidade de abastecimento e qualidade para todas as aplicações desejadas da água de reúso.

7 REFERÊNCIAS

ABIRA, A. & VAN BRUGGEN, J.J. D. P. **Potential of a tropical subsurface constructed wetland to remove phenol from pre-treated pulp and papermill wastewater.** Water Science and Technology, Vol. 51, N. 9, p. 173-176, 2005.

AHMED, S. A.; TEWFIK, S. R. & TALAAT, H. A. **Development and verification of a decision support system for the selection of optimum water reuse schemes.** Desalination, N. 152, p. 339-352, 2002.

AL-JAYYOUSI, O. R. **Greywater reuse.** Desalination, Vol. 156, p. 181-192. 2003.

AL-HAMAIEDEH, H. & BINO, M. **Effect of treated grey wastewater reuse in irrigation on soil and plants.** Desalination, Vol. 256, p. 116-119, 2010.

AL-ZUBARI, W. K. **Towards the establishment of a total water cycle management and re-use program in the GCC countries.** Desalination, Vol. 120, p. 3-14, 1998.

ALONSO, A. A. & MORAES-DALLAQUA, M. A. **Morfoanatomia do sistema caulinar de *Canna edulis* Kerr-Gawler.** Revista Brasileira de Botânica. Vol. 27, N. 2, p. 229-239, abril/junho, 2004.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for examination of water and wastewater.** 20ª Ed. American Public Health Association, Washington, D.C, 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457. Amostras de solo - Preparação para ensaios de compactação e ensaios de caracterização.** ABNT: São Paulo, 1986.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898. Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores.** ABNT: São Paulo, 1987a.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7217. Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores.** ABNT: São Paulo, 1987b.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14545. Solo - Determinação do coeficiente de permeabilidade de solos argilosos a carga variável.** ABNT: São Paulo, 2000.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004. Classificação de resíduos sólidos.** ABNT: São Paulo, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10005. Método de Ensaio - Lixiviação de Resíduos.** ABNT: São Paulo, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10006. Norma de Procedimento - Solubilização de Resíduos.** ABNT: São Paulo, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10007. Norma de Procedimento - Amostragem de Resíduos.** ABNT: São Paulo, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969. Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação.** ABNT: São Paulo, 1997.

ATLAS SÓCIO-ECONÔMICO DO RIO GRANDE DO SUL. **Química, Metalúrgica, Mecânica e Material de Transporte.** Disponível on-line: <http://www.scp.rs.gov.br/atlas/atlas.asp?menu=275>. Acesso em 10/12/2005.

AVLONITIS, S. A, POULIOS, I., SOTIRIOU, D., PAPPAS, M. & MOUTESIDIS, K. **Simulated cotton dye effluents treatment and reuse by nanofiltration.** Desalination, Vol. 221, p. 259 – 267, 2008.

BAISALI, S. P.P., CHAKRABARTI, A. & VIJAYKUMAR, V.K. **Wastewater treatment in dairy industries: possibility of reuse.** Desalination, Vol. 195, p. 1141-152, 2006.

BARROSO, L. B. & OURIQUES, R. Z. **Água pluvial como alternativa na lavagem de veículos.** Revista Hydro, Ano IV, N. 39, p. 30 - 33, 2010.

BERNARDES, A. M., NIQUEL, C. L. V., SHIANETZ, K. SOARES, M. R. K. , SANTOS, M. K. & SCHNEIDER, V. E. **Manual de orientações básicas para a minimização de efluentes e resíduos na indústria galvânica.** SENAI, 62 p, Porto Alegre, 2000.

BENNICK, J. & FRAUENHOFFER, J. **The most common cutting fluid problems.** CNC Machining, Vol. 12, p. 32 - 36, 2006.

BENITO, J. M.; RÍOS, G.; ORTEA, E.; FERNÁNDEZ, E.; CAMBIELLA, A.; PAZOS, C. & COCA, J. **Design and construction of a modular pilot plant for the treatment of oil-containing wastewaters.** Desalination, Vol. 147, p. 5 -10, 2002.

BIXIO, D., THOEYE, C, KONING, J., JOKSIMOVIC, D., SAVIC, D., WINTGENS, T. & MELIN, T. **Wastewater reuse in Europe.** Desalination, Vol. 187, p. 89 -101, 2006.

BHATTI, Z. A.; MAHMOOD, Q.; RAJA, I. A.; MALIK, A. H.; KHAN, M. S. & WU, D. **Chemical oxidation of carwash industry wastewater as an effort to decrease water pollution.** Physics and Chemistry of the Earth, 2010.

BOECHAT, C. B. **Desafio para a Sustentabilidade e o Planejamento Estratégico das Empresas no Brasil.** FDC, Minas Gerais, 2007.

BRAGA, B., HESPANHOL, I., CONEJO, J. G. L., BARROS, M. T., VERAS, M. S., PORTO, M. F. A., NUCCI, N. L. R., JULIANO, N. M. A. & EIGER, S. **Introdução à engenharia ambiental.** Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Prentice Hall. 305p, São Paulo, 2002.

BRASIL. **Decreto nº. 24.643.** Decreta o Código de Águas. Brasília, 1934.

BRASIL. **Lei nº. 6.938.** Dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação. Brasília, 1980.

BRASIL. **Lei nº. 9.433.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Cria o Sistema Nacional de Recursos Hídricos, que regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal. Brasília, 1997.

BRASIL. **Lei nº. 9.984.** Dispõe sobre a criação da Agência Nacional das Águas, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Recursos Hídricos. Brasília, 2000.

BRASIL. **Resolução nº. 357.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e

padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. Conselho Nacional de Meio Ambiente. CONAMA: Brasília, 2005.

BRASIL. **Resolução nº. 54.** Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água e dá outras providências. Conselho Nacional de Meio Ambiente. CNRH: Brasília, 2005.

BRITO, L. P., NETO, C. O. A., FILHO, M. L., SILVA, D. A. & LIMA, A. D. **Estudo comparativo da eficiência de um wetland e um filtro biológico anaeróbio na remoção de sólidos suspensos, DBO e DQO.** 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, 2005.

BRIX, H. **How green are constructed wetland treatment systems?** 6 th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control Constructed. Chapter 1: General aspects of wetlands, p. 1 - 10, 1998.

BRIX, H. **Wastewater treatment in constructed wetlands: systems design, removal processes, and treatment performance.** Constructed wetlands for water quality improvement, Chapter 2, p. 9 - 22, 1993.

BRIX, H. & ARIAS, C. A. **The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines.** Ecological Engineering, Vol. 35, p. 491 - 500, 2005.

BROWN, D.S., KREISSL, J.F., GEARHEART, R.A., KRUZIC, A.P., BOYLE, W.C. & OTIS, R.J. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters.** EPA, EUA, 2000.

BUBBA, M.D., CHECCHINI, L., LEPRI, L., DUCCESCHI, L., GIFFINI, O. & TABANI, F. **Use of subsurface horizontal wetlands as tertiary treatment systems.** Proceedings 6º International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. United Kingdom, p. 688 - 696, 1998.

CALIJURI, M. L., BASTOS, R. K. X., MAGALHÃES, T. B., CAPELETE, B. C. & DIAS, E. H. O. **Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/Wetland construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes.** Engenharia Sanitária e Ambiental, Vol. 14, N. 3, 2009.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo.** ABES, 435p, Rio de Janeiro, 1999.

CASANI, S., ROUHANY, M. & KNOCHER, S. **A discussion paper on challenges and limitations to water reuse and hygiene in the food industry.** Water Research, Vol. 39, p. 1134 - 1146, 2005.

CEBALLO, B. S. O., MEIRA, C. M. B. S, SOUSA, J. T., OLIVEIRA, H., GUIMARÃES, A. O. & KONIG, A. **Desempenho de um leito cultivado na melhoria da qualidade de um córrego poluído destinado a irrigação.** XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, 2000.

CECCONELLO, C. M. **Pós-tratamento de lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos utilizando leitos cultivados.** Dissertação de Mestrado. Universidade de Passo Fundo. Faculdade de Engenharia e Arquitetura. Programa de Pós-Graduação em Engenharia, 2005.

CENPES. **Avaliação de tecnologias visando ao reúso de efluentes.** Efluentes Hídricos: Resultados em P&D, N. 4, Julho, 2004.

CENTRO MEXICANO PARA LA PRODCUCCION MÁS LIMPIA. **Producción más limpia en el sector de galvanoplastia.** 81p, México, 1997.

CHU, J., CHEN, J., WANG, C. & FU, P. **Wastewater reuse potential analysis: implication for China's water resources management.** Water Research, Vol. 38, p. 2746 - 2756, 2004.

CIMM. Centro de Informação Metal-Mecânica. **Os fluidos de corte.** Disponível on-line: <http://construtor.cimm.com.br/cgi-win/construt.cgi?configuradorresultado+645>. Acesso em 12/06/2006.

COOPER, P., JOB, G.D., GREEN, M.B. & SHUTES, R.B.E. **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment.** WRc Publications Medmenham: Marlow, Grã-Bretanha, 1996.

COOPER, P. **A review of the design and performance of vertical flow and hybrid reed bed treatment systems.** Proceedings 6^o International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. United Kingdom, p. 229 - 242, 1998.

CRITES, R. W.; GUNTHER, D. C.; KRUZIC, A. P.; PELZ, J.D. & TCHOBANOGLIOUS, G. **Constructed wetlands and aquatic plants systems for municipal wastewater treatment.** EPA, EUA, 1988.

CROOK, J. **Crítérios de qualidade da água para reúso.** DAE/SABESP, Vol. 53, N. 174, p. 10 - 18, Novembro/Dezembro 1993.

CUNHA, C. A. G. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas.** Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo. Escola de Engenharia de São Carlos. PPCEA, 2006.

DANTAS, B. F., ARAGÃO, C. A. & ALVES, J. D. **Cálcio e o desenvolvimento de aerênquimas e atividade de celulose em plântulas de milho submetidas a hipoxia.** Scientia Agrícola, Vol. 58, N. 2, Piracicaba Abril/Junho 2001.

DEBUSK, T. A., LAUGHLIN J. R, R. B. & SCHWARTZ, L. N. **Retention and compartmentalization of lead and cadmium in wetland microcosms.** Water Research. Vol. 30, N. 11, p. 2707 - 2716, 1996.

EL-SALAM, M. M. A & EL-NAGGAR, H. M. **In plant control for water minimization and wastewater reuse: a case study in pasta plants of Alexandria flour mills and bakeries company in Egypt.** Journal of Cleaner Production, Vol. 18, p. 1403 - 1412, 2010.

EPA. **Environmental Protection Agent. A handbook of constructed wetlands.** USA Government. Vol. 1, Washington, 2003.

ERICKSON, A. J. **Enhanced sand filtration for storm water phosphorus removal.** Master of Science. Faculty of the graduate school of the University of Minnesota, 2005.

ERICKSSON, E.; AUFFARTH, K.; HENZE, M. & LEDIN, A. **Characteristics of grey wastewater.** Urban Water, Vol. 4, p. 85 - 104, 2002.

ESPINOZA, M. W., PAZ, A. M. A. S, CORRÊA, A, M. O., JOHNSON, D. B, KRIEGER, E. I. F., MARKS, M. I., RIBAS, M. L. O., MAITELLI, N. P., SANGOI, R.

F., BURSZTEJN, S. & BIERMANN, V. **Diagnóstico da poluição hídrica industrial na região hidrográfica do Guaíba**. FEPAM, Porto Alegre, 2001.

FELIZATTO, M. R. **ETE – CAGIF: Projeto integrado de tratamento avançado e reúso de águas residuárias**. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003.

FERREIRA, D. C. **Estiagem no Rio Grande do Sul: seca no Rio Gravataí**. Revista Ecologia e Meio Ambiente, Porto Alegre, RS, Ano II, N. 2, p. 20 – 22, 2005.

FISCHER, N. **Guerra ao desperdício**. Revista Construção, N. 392, p. 16 - 19, 2001.

FLEURY, A. **Liderança e Sustentabilidade**. São Paulo, 2006.

FRIENDLER, E. & GILBOA, Y. **Performance of UV disinfection on the microbial quality of greywater effluent along a reuse system for toilet flushing**. Science of Total Environment, Vol. 408, p. 2109 - 2117. 2010.

FRIENDLER, E.; LAHAV, O.; JIZHAKI, H. & LAVAV T. **Study of urban population attitudes towards various wastewater reuse options: Israel as a case study**. Journal of Environmental Management, Vol. 81, p. 360 – 370, 2006.

GARCIA, J., AGUIRRE, P. MUJERIEGO, R.; HUANG, Y.; ORTIZ, L. & BAYONA, J. M. **Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater**. Water Research, Vol. 38, p. 1669 – 1678, 2004.

GAO, F.; LI, C. & JIN, W. **Study on seawater toilet-flushing sewage treatment by constructed wetland**. Journal of Biotechnology, Vol. 1365, p. 5647 - 5677, 2008.

GERBER, M. D. **Tratabilidade de efluentes da parboilização de arroz em sistema com plantas aquáticas emergentes**. Dissertação de Mestrado. Ciência e Tecnologia Agroindustrial. Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel Universidade Federal de Pelotas. Pelotas, 2002.

GERBER, W. D. **Tratamento anaeróbio-aeróbio de efluentes industriais em ambiente de fechamento de circuito de águas**. Dissertação de Doutorado. Universidad de Leon. Facultad de Ciencias Biológicas y Ambientales. Departamento de Biología Vegetal. Leon, 2004

GHERMANDI, A., BIXIO, D. & THOEYE, C. **The role of free water surface constructed wetlands as polishing step in municipal wastewater reclamation and reuse**. The Science of the Total Environment, Vol. 380, p. 247 - 258, 2007.

GHISI, E. & OLIVEIRA, S. M. **Potential for potable water savings by combining the use of rainwater and greywater in houses in southern Brazil**. Building and Environment, Vol. 42, p. 1731 - 1742, 2007.

GHISI, E.; TAVARES, D. F. & ROCHA, V. L. **Rainwater harvesting in petrol stations in Brasilia: Potential for potable water savings and investment feasibility analysis**. Resources, Conservation and Recycling, Vol. 54, p. 79 - 85, 2009.

GIORDANI, S. & SANTOS, D. C. **Possibilidades de reúso dos efluentes domésticos gerados nas bacias do Alto Iguazu e Alto Ribeira**. Revista Técnica da Sanepar, Curitiba, PR, Vol.19, p. 06 - 14, 2003.

GIKAS, P. & TCHOBANOGLOUS, G. **Sustainable use of water in the Aegean Islands**. Journal of Environmental Management, Vol. 90, p. 2601 - 2611, 2009.

GIOVANNINI, S. G. T. **Estabelecimento e desenvolvimento das macrófitas aquáticas *Scirpus californicus*, *Typha subulata* e *Zizaniopsis bonariensis* sob condições experimentais de regimes hídricos diferenciados.** Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Instituto de Pesquisas Hidráulicas. IPH, 1997.

GONÇALVES R. F.; SIMÕES, G. M. S. & WANKE, R. **Reúso de águas cinzas em edificações urbanas: estudo de caso em Vitória e Macaé.** Departamento de Engenharia Ambiental, p. 1 - 8, 2005.

GORRASI, M. L. **Pintura: são várias as novidades. E as tendências apontam para a maior eficiência nos processos.** Revista Tratamento de Superfície. Associação Brasileira de Tratamento de Superfície. Ano XXV, Nº 133, 2005. p. 54 - 59.

GOULET, R. R., PICK, F. R. & DROSTE, R. L. **Test of the first-order removal model for metal retention in a young constructed wetland.** Ecological Engineering, Vol. 17, p. 357 – 371, 2001.

GUAL, M., MOIA, A. & MARCH, J. G. **Monitoring of an indoor pilot plant for osmosis rejection and greywater reuse to flush toilets in a hotel.** Desalination, Vol. 219, p. 81 – 88, 2008.

GUIMARÃES, J.R.D., MEILI, M., HYLANDER, L.D., SILVA, E.C., ROULET, M., MAURO, J.B.N. & LEMOS, R.A. **Mercury net methylation in five tropical flood plain regions of Brazil: high in the root zone of floating macrophyte mats but low in surface sediments and flooded soils.** The Science of the Environment, Vol. 261, p. 99 - 107, 2000.

GUIMARÃES, C. M., FAGERIA, N. K & BARBOSA FILHO, M. P. **Como a planta do arroz se desenvolve.** Encarte Informações Agronômicas, N. 99, 2002.

GREENWAY, M. **The role of constructed wetlands in secondary effluent treatment and water reuse in subtropical and arid Australia.** Ecological Engineering, Vol. 25, p. 501 - 509, 2005.

HALVERSON, N. **Review of constructed subsurface flow versus surface flow wetlands.** SRS – Savannah River Site, EUA, 2004.

HAMADA, T. & MIYAZAKI, Y. **Reuse of carwash water with a cellulose acetate ultrafiltration membrane aided by flocculation and activated carbon treatments.** Desalination, Vol. 169, p. 257 - 267, 2004.

HART, S. L. **Criando Valor Sustentável.** Especial A. M. E. , Vol.3, maio/julho 2004.

HENRY-SILVA, G. G & CAMARGO, A. F. M. **Composição química de macrófitas aquáticas flutuantes utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura.** Minas Gerais. Planta Daninha, Vol. 24, N. 1, p. 21 - 28, 2006.

HESPANHOL, I. **Reúso da água – uma alternativa viável.** Revista Brasileira de Saneamento e Meio Ambiente, p. 24 – 25, 2001.

HINDS, T. D., BROWN, R. R. & BURNS, E. H. **Reduction of fecal coliform levels in two created wetlands at the Olentangy River Wetland Research Park.** Coliform in Experimental Wetlands, p. 69 - 72, 2001.

HODGSON, C.J., PERKINS, J & LABADZ, J.C. **The use of microbial tracers to monitor seasonal variations in effluent retention in a constructed wetland.** Water Research, Vol. 38, p. 3833 - 3844, 2004.

HOUSE, C.H., BERGAMANN, B.A., STOMP, A.M. & FREDERICK, D.J. **Combining constructed wetlands and aquatic and soil filters for reclamation and reuse of water.** Ecological Engineering, Vol.12, p. 27- 38, 1999.

HOWELL, J. **Future of membranes and membrane reactors in green technologies and for water reuse.** Desalination, Vol. 162, p.1 - 11, 2004.

HU, C & SHAND, B. **Phosphorus removal performance and mechanisms of a constructed horizontal subsurface flow wetlands treating reclaimed water.** Environment Engineering Science, Vol. 26, p. 1097 - 1106, 2009.

HURLIMANN, A. C. & MCKAY, J. M. **What attributes of recycled water make it fit for residential purposes? The Mawson Lakes experience.** Desalination, Vol. 187, p. 167 - 177, 2006.

HURLIMANN, A. & MCKAY, J. **Urban Australians using recycled water for domestic no-potable use: an evaluation of the attributes price, saltiness, colour and odour using conjoint analysis.** Journal of Environment Management, Vol. 83, p. 93 - 104, 2007.

IOWA – WASTE REDUCTION CENTER. **Cutting fluid management in small machine shop operations.** University of Northern Iowa, p. 1 – 42, 1990.

IOWA – WASTE REDUCTION CENTER. **Cutting fluid management for small machine operations.** University of Northern Iowa, p. 1 – 62, 2003.

ITRC – THE INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL. **Technical and regulatory guidance document for constructed wetlands,** 2003.

IWA – INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION. **Constructed wetlands for pollution control: Processes, performance, design and operation.** London: IWA Publishing, p. 156, 2000.

JACOB, M. GUIGUI, C., CABASSUD, C., DARRAS, H., LAVISON, G. & MOULIN, L. **Performances of RO and NF processes for wastewater reuse: Tertiary treatment after a conventional activated sludge or a membrane bioreactor.** Desalination, Vol. 250, p. 833 – 839, 2010.

JAMIESON, T. S., STRATTON, G. W., GORDON, R. & MADANI, A. **The use of aeration to enhance ammonia nitrogen removal in constructed wetlands.** Canadian Biosystems Engineering, Vol. 45, p. 1.9 – 1.14, 2003.

JEFFERSON, B.; LAINE, A.; PARSONS, S.; STEPHENSON, T. & JUDD, S. **Technologies for domestic wastewater recycling.** Urban Water, Vol. 1, p. 285 – 292, 1999.

JING, S.R., LIN, Y.F., LEE, D.Y. & WANG, T.W. **Using constructed wetland systems to removed solids from highly polluted river water.** Water Science and Technology: Water Supply, Vol. 1, N. 1, p. 89 – 96, 2001.

KADLEC, R. H. **Chemical, physical and biological cycles in treatment wetlands.** Proceedings 6^o International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. United Kingdom, p. 229 - 242, 1998.

KADLEC, R. H. & REDDY, K.R. **Temperature effects in treatment wetlands.** Water Environmental Research, Vol. 73, N. 5, p. 543 – 557, 2001.

KADLEC, R. H. **Comparison of free water and horizontal subsurface treatment wetlands.** Ecological Engineering, Vol. 35, p. 159-174. 2009.

KAICK, T. S. V. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no interior do Paraná.** Dissertação de Mestrado. Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná. Curitiba, 2002.

KAMAL, M.; GHALY, A. E.; MAHMOUND, N. & CÔTE, R. **Phytoaccumulation of heavy metals by aquatic plants.** Environmental International, Vol. 29, p. 1029 – 1039, 2004.

KHAN, S. J. & GERRARD, L. E. **Stakeholder communications for successful water reuse operations.** Desalination, Vol. 187, p. 191 – 202, 2006.

KHAN, S.; AHMAD, I; SHAH, M. T.; REHMAN, S. & KHALIQ, A **Use of constructed wetland for the removal of heavy metal from industrial wastewater.** Journal of Environmental Management, Vol. 90, p. 3451 - 3457, 2009.

KARATHANASIS, A. D.; POTTER, C. L. & COYNE, M. S. **Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater.** Ecological Engineering, Vol. 20, p. 157 - 169, 2003.

KARIM, M. R., MANSHADI, F. D., KARPISCAK, M. M. & GERBA, C. P. **The persistence and removal of enteric pathogens in constructed wetlands.** Water Research, Vol. 38, p. 1831 - 1837, 2004.

KASEVA, M. E. **Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater – a tropical case study.** Water Environmental Research, Vol. 38, p. 681 - 687, 2004.

KIPERSTOK, A., COELHO, A., TORRES, E. A., MEIRA, C. C., BRADLEY, S. P. & ROSEN, M. **Prevenção da poluição.** SENAI/DN, 290p, Brasília, 2002.

KIPERSTOK, A., ALMEIDA, G. S., MENDONÇA, P. A. O. , SILVA, E. H. B. C. & DULTRA, F. A. **Qualidade mínima para reúso de efluentes em vasos sanitários: uma proposta para discussão.** In: IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, Anais do IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, Porto Alegre, 2004.

KIVAISI, A. K. **The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review.** Ecological Engineering, Vol. 16, p. 545 - 560, 2001.

KHATIWADA, N. R & POLPRASERT, C. **Kinetics of fecal coliform removal in constructed wetlands.** Proceedings 6^o International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. United Kingdom, p. 4596 - 242, 1998.

KOOTTATEP, T & POLPRASERT, C. **Role of plant uptake on nitrogen removal in constructed wetlands located in the tropics.** Water Science and Technology, Vol. 36, N. 12, p. 1 – 8, 1997.

KORKUSUZ E. A, BEKLIOGLU, M & DEMIRER G. **Comparison of the treatment performances of blast furnace slag-based and gravel-based vertical flow**

wetlands operated identically for domestic wastewater treatment in Turkey. Ecological Engineering, Vol. 5, 1 – 13, 2005.

KRUCKEN, L. **Análise da Cadeia de Valor Como Estratégia de Inovação.** Ano III, nº 9, FDC, MG, p. 31 – 36, 2009.

KRÖPFELOVA, L., VYMAZAL, J., SVEHLA, J & STICHOVA, J. **Removal of trace elements in three horizontal sub-surface flow constructed wetlands in the Czech Republic.** Environmental Pollution, Vol. 157, p. 1186 - 1194, 2009.

KUSCHK, P., WIEBNER, A., KAPPELMWEYER, U., WEIBRODT, E., KÄSTNER, M. & STOTTMEISTER, U. **The annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate.** Water Research, Vol. 37, p. 4236 - 4242, 2003.

LAUTENSCHLAGER, S. R. **Modelagem do desempenho de banhados construídos.** Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2001.

LEE, C.; LEE, C.; LEE, F.; TSENG, S. & LIAO, C. **Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads.** Bioresource Technology, Vol. 92, p. 173 - 179, 2004.

LI, F., WICHMANN, K. & OTTERPOHL, R. **Review of the technological approaches for grey water treatment and reuses.** Science of the Total Environment, Vol. 407, p. 3439 - 3449, 2009.

LIMA, M. A. B.; RUFFONI, J. P. & ZAWISLAK, P. A. **Condições para a melhoria da competitividade do Setor Metal-Mecânico gaúcho fornecedor para a cadeia automotiva do Rio Grande do Sul.** Núcleo Gestão da Inovação Tecnológica e Programa de Pós-Graduação em Administração, Porto Alegre, 2000.

LORION, R. **Constructed wetlands: passive systems for wastewater treatment.** EPA, EUA, 2001.

LUEDERITZ, V., ECKERT, E., LANGE-WEBER, M., LANGE, A & GERSBERG, R.M. **Nutrient removal efficiency and resource economics of vertical flow and horizontal flow constructed wetlands.** Ecological Engineering, N. 18, p. 157 - 171, 2001.

MACÊDO, J. A. B. **Águas e águas.** Ortofarma, 504p, Minas Gerais, 2000.

MACHADO, M. **Avaliação de Tecnologias Visando ao Reúso de Efluentes.** Efluentes Hídricos: Resultados em P&D. Petrobrás. N. 9, Outubro, 2004.

MACHADO, A. Abreu. **Engajamento de Fornecedores no Planejamento Estratégico de Empresas de Serviços Financeiros.** FDC, São Paulo, 2007.

MADRUGA, K. C. L. **Produção mais limpa na indústria automotiva: um estudo de fornecedores no estado do Rio Grande do Sul.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Administração. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2000.

MAINE, M.A., SUÑE, N. L. & LAGGER, S.C. **Chromium bioaccumulation: comparison of the capacity of two floating aquatic macrophytes.** Water Research, Vol. 38, p. 1494 - 1501, 2004.

MADUNGWE, E. & SAKURINGWA, S. **Greywater reuse: A strategy for water demand management in Harare?** Physics and Chemistry of the Earth, Vol. 32, p. 1231 -1236, 2007.

MAINE, M.A., SUÑE, N. L., HADDAD, H., SÁNCHEZ, G. & BONETTO, C. **Nutrient and metal removal in a constructed wetland for wastewater treatment from a metallurgic industry.** Ecological Engineering, Vol. 26, p. 341-347, 2006.

MANCUSO, P. C. S. **Reúso de Água para Torres de Resfriamento.** Universidade de São Paulo. Faculdade de Saúde Pública, São Paulo, 2003.

MANCUSO, P. C. S. & SANTOS, H. F. **Reúso de água.** Universidade de São Paulo. Faculdade de Saúde Pública. Editora Manole Ltda., São Paulo, 2001.

MANIOS, T., MILNER, P. & STENTIFORD, E.I. **Effects of rain and temperature on the performance of constructed reed beds.** Water Environment Research, Vol. 72, N. 3, p. 305 - 312, 2000.

MANSOR, M. T. C. **Uso de leito de macrófitas no tratamento de águas residuárias.** Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de Engenharia Agrícola. Departamento de Água e Solo, 1998.

MARQUES, D. M. L. M, BERTOLDO, D. T. & GIOVANNINI, S. G. T. **Controle e drenagem urbana mista por banhados construídos.** XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES, 2000.

MASI, F. **Water reuse and resources recovery: the role of constructed wetlands in the Ecosan approach.** Desalination, Vol. 246, p. 27 - 34, 2009.

MASUERO, A., VILELA, A. & DAL MOLIN, D. **Emprego de escória de aciaria elétrica como adição a concretos.** UFRGS, 2000.

MATAGI, S.V., SWAI, D. & MUGABE, R. **A review of heavy metal removal mechanisms in wetlands.** African Journal Hydrobiological Fish, N. 8, p. 23 - 35, 1998.

MATTIO, J. A. **Reúso de água industrial: oxidação avançada no tratamento de efluentes líquidos.** Meio Ambiente Industrial. Ano IV, Edição 20, N. 19, jul/ago, p. 130 – 134, 1999.

MBULIGWE, S. E. **Comparative effectiveness of engineered wetland system in the treatment of anaerobically pre-treated domestic wastewater.** Ecological Engineering, Vol. 23, p. 269 – 284, 2004.

MCBRIEN, M. A.; BROCARD, D.; HENCHMAN, S. & ROGALLA, F. MOSHIRI, G. A. **Multiple benefits of treatment wetlands.** 6 th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control Constructed. p. 343 - 354, 1998.

MELLO, S. C. M., TEIXEIRA, E. A. & NETO, C. R. B. **Fungos e seus metabólitos no controle da Tiririca.** Embrapa Recursos Genéticos e Biotecnologia, 55 p, Brasília, 2003.

MIERZWA, J. C. & HESPANHOL, I. **Programa para gerenciamento de águas e efluentes nas indústrias, visando ao uso racional e à reutilização.** Engenharia Sanitária e Ambiental, Vol. 4, N. 1, 1999.

MILAGRES, R. **Pesquisa sobre Competitividade na Cadeia Produtiva da Empresa Brasileira – Parte I.** FDC, Minas Gerais, 2005.

MILLER, G. W. **Integrated concepts in water reuse: managing global water needs.** Desalination, Vol. 187, p. 65 - 75, 2006.

MISRA, R.K., PATEL, J.H. AND BAXI, V.R. **Reuse potential of laundry greywater for irrigation based on growth, water and nutrient use of tomato.** Journal of Hydrology, Vol. 386, p. 95 - 102, 2010.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Programa Piloto para a Minimização dos Impactos Gerados por Resíduos Perigosos: Gestão de Fluidos de Usinagem no Estado do Rio Grande do Sul.** Brasília, 2007.

MORARI, F. & GIARDINI, L. **Municipal wastewater treatment with vertical flow constructed wetlands for irrigation reuse.** Ecological Engineering, Vol. 35, p. 643 - 653, 2009.

MORELLI, E. B. **Reúso de água na lavagem de veículos.** Dissertação de Mestrado. São Paulo, 2005.

MOSHIRI, G. A. **Potential for uses of treatment wetland in South America applicability to water pollution problems in Brazil.** 6 th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control Constructed. p. 28 - 35, 1998.

MURRAY-GULDE, C.; HEATLEY, J. E.; KARANFIL, T.; RODGERS, JR. J. & MYERS, J. E. **Performance of a hybrid reverse osmosis-constructed wetland treatment system for brackish oil field produced water.** Water Research, Vol. 37, p. 705 - 713, 2003.

NASCIMENTO, L. F.; LEMOS, A. D. C. & HIWATASHI. **Avaliação do Perfil Ambiental das Empresas do Setor Metal- Mecânico com Certificação ISO 9000 no RS.** Programa de Pós-Graduação em Administração - PPGA/UFRGS, 1997.

NEWMAN, J. M., CLAUSEN, J. C. & NEAFSEY, J. A. **Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater in Connecticut.** Ecological Engineering, Vol. 14, p. 181 - 198, 2000.

NOLDE, E. **Greywater reuse systems for toilet flushing in multi-storey buildings: over ten years experience in Berlin.** Urban Water, Vol. 1, p. 275 - 284, 1999.

NOLDE, E. **Possibilities of rainwater utilization in densely populated areas including precipitation runoffs from traffic surfaces.** Desalination, Vol. 215, p. 1 - 11, 2007.

NUNES, A. M. L.; SOUZA, F. F.; COSTA, J. N. M; SANTOS, J. C. F; PEQUENO, P. L. L.; COSTA, R. S. C & VENEZIANO, W. **Cultivo Mineral do Café Robusta em Rondônia,** Embrapa, 2005.

OENNING JUNIOR. **Avaliação de tecnologias avançadas para o reúso de água em indústria metal-mecânica.** Dissertação de Mestrado. Curitiba, 2006.

ODWANI, A., AHMED, M. & HAMAD, S. **Carwash water reclamation Kuwait.** Desalination, Vol. 206, p. 17 - 28, 2007.

OUELLET-PLAMONDON, C, CHAZARENC, F., COMEAU, Y. & BRISSON, J. **Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate.** Ecological Engineering, Vol. 27, N. 3, p. 258 - 264, 2006.

PACHECO, C. E. M. **Compilação de técnicas de prevenção à poluição para a indústria de galvanoplastia: projeto para prevenção à poluição em indústrias de bijuterias no município de Limeira.** 2ª ed. CETESB, 37p, São Paulo, 1999.

PAIVA, A. **O setor de pintura e o meio ambiente.** Revista Tratamento de Superfície. Associação Brasileira de Tratamento de Superfície. Ano XXV, Nº 132, p. 56 - 58, 2005.

PANIGATTI, M. C. & MAINE, M. A. **Influence of nitrogen species (NH₄⁺ and NO₃⁻) on the dynamics of P water-sediment *Salvinia Hergozii* systems.** Hydrobiology, N. 492, p. 151 -157, 2003.

PARK, C.; HONG, S.; CHUNG, T. H. & CHOI, Y. **Performance evaluation of pretreatment processes in integrated membrane system for wastewater reuse.** Desalination, Vol. 250, p. 673 – 676, 2010.

PAUWELS, H. & TALBOA, H. **Nitrate concentrations in wetlands: assessing the contribution of deeper groundwater from anions.** Water Research, Vol. 38. p. 1019 - 1025, 2004.

PAWLOWSKI, U. Apostila. **Curso de Tratamento de Efluentes Industriais.** Instituto Gaúcho de Aperfeiçoamento Profissional (IGAPRO), 521 p, Porto Alegre, 1986.

PESSÔA, C. & JORDÃO, E. **Tratamento de Esgotos Domésticos.** 2ª. ed., Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), 536 p, Rio de Janeiro, 1982.

PESSOTTO, C., MAIA, C. E., MEURER, E., OLIVEIRA, M. & MOSIMANN, R.. **Todos pela água.** Anuários de Expressão. Ano 13, N. 129, p. 24 - 28, 2003.

PLATZER, C. **Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification.** 6 th International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control Constructed. p. 253 - 258, 1998.

POACH, M. E., HUNT, P.G., VANOTTI, M.B., STONE, K. C., MATHENY, T.A., JOHNSON, M.H. & SADLER, E. J. **Improved nitrogen treatment by constructed wetlands receiving partially nitrified liquid swine manure.** Ecological Engineering, Vol. 20, p. 183 – 197, 2003.

PÓLO RS. **A diversificação da economia: setores líderes e emergentes.** Disponível on-line: <http://www.polors.com.br/rs/index.asp?page=estado/economia.asp>. Acesso em 15/12/2005.

PRADO, R. M., CORRÊA, M. C. M.; CINTRA, A. C. O. & NATALE, W. **Resposta de mudas de goiabeira à aplicação de escória de siderurgia como corretivo de acidez do solo.** Revista Brasil Fruticultura, Vol. 25, N. 1, 2003.

RAMOS, R. **Cobrança pelo uso da água.** Revista Gerenciamento Ambiental: Projetos e Soluções, Ano 6, N. 31, 27 - 29, 2004.

RAO, D. N. & SRIKANT, R. R. **Influence of emulsifier content on cutting fluid properties.** Engineering Manufacture, Vol. 220, p. 1803 - 1810, 2006.

REALI, M. A. P., SOUZA, A. G., CARVALHO, E. H., BRANDÃO, J. , CORDEIRO, J. S., BERNARDO, L. D. , SCALIZE, P. S., GONÇALVES, R. F. & PIOTTO, Z. **Noções gerais de tratamento e disposição final de lodos de estações de tratamento de efluentes de água.** ABES, 250p, Rio de Janeiro, 1999.

RIVERA, V. H. M., TWILLEY, R. R. & DAY, J. W. **Removal of pathogens from wastewater by the root zone method (RZM)**. Water Science and Technology, N. 32, p. 211 - 218, 1995.

RIO GRANDE DO SUL. **Lei nº. 10350**. Estabelece o Sistema Estadual de Recursos Hídricos, regulamentando o artigo 171 da Constituição do Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 30 de dezembro de 1994.

RIO GRANDE DO SUL. **Resolução nº. 01**. Fixa Novas Condições e Exigências para o Sistema de Automonitoramento de Atividades Poluidoras. CONSEMA: Porto Alegre, 15 de abril de 1998.

RIO GRANDE DO SUL. **Resolução nº. 128**. Dispõe sobre a Fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. CONSEMA: Porto Alegre, 24 de novembro de 2006.

ROGER, K. H., BREEN, P. F. & CHICK, A.J. **Nitrogen removal in experimental wetland treatment systems: evidence for the role of aquatic plants**. Research Journal, Vol. 63, N. 7, p. 934 - 941, 1991.

ROSSEAU, D. P. L.; VANROLLEGHEM, P. A. & PAUW, N. **Model based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetland: a review**. Water Research, N. 38, p. 1484 - 1493, 2003.

SABESP. **Reúso de água: uma necessidade para as próximas décadas**. Saneas, Vol. 2, N. 23, 1997.

SAKADEVAN, K. & BAVOR, H. J. **Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrate in constructed wetland systems**. Water Research, Vol. 32, N. 2, p.393 - 399, 1998.

SAMPAIO, C. A. A. **Remoção de ferro e manganês pelo tratamento de águas de abastecimento com permanganato de potássio**. Dissertação de Mestrado. Faculdade de Engenharia. UNICAMP. São Paulo, 1995.

SAUTCHÚK, C. A., LANDI, F. D. N., MIERZWA, J. C., VIVACQUA, J. C., RIVOIR, M. C., SILVA, M. C. C., LANDI, P. D. N. & SCHMIDT, W. **Conservação e reúso de água: Manual de orientações para o setor industrial**. Federação e Centro das Indústrias do Estado de São Paulo, FIESP & CIESP, Vol. 1, São Paulo, 2004.

SAWAITTAYOTHIN, V & POLPRASERT, C. **Nitrogen mass balance and microbial analysis of constructed wetlands treating landfill leachate**. Bioresource Technology, Vol. 98, p.565 - 570, 2007.

SCHNEIDER, I. A. H.; RUBIO, J.; RIBEIRO, T; COSTA, C. A. & KALLFEZ, C. A. **Plantas aquáticas: sorventes naturais**. Ciência Hoje, Vol. 35, N. 205, p. 68 - 71. 2004.

SCHOEBERL, P.; BRIK, M.; BRAUN, R. & FUCHS, W. **Treatment and recycling of textile wastewater: Case study and development of a recycling concept**. Desalination, Vol. 171, p.173 - 183, 2004.

SCHROETER, R. B. **Meio ambiente**. Centro de Informação Metal (CIMM). Disponível em: http://www.cimm.com.br/ambiente/entrevista_rbs.htm. Acesso em janeiro de 2006.

SEZERINO, P. H. & PHILIPPI, L. S. **Tratamento de esgotos usando filtros plantados com macrófitas.** Saneamento Ambiental, N. 95, p. 40 - 45, 2003.

SHEPHERD, H. L., GRISMER, M. E. & TCHOBANOGLOUS, G. **Treatment of high-strength winery wastewater using a subsurface-flow constructed wetland.** Water Environmental Research, Vol. 73. N. 4, p. 394 - 403, 2001.

SHUTES, R. B., ELLIS, J. B., REVITT, D. M. & ZHANG, T. T. **The use of Typha latifolia for heavy metal pollution control in urban wetlands.** Constructed Wetlands for Water Quality Improvement, p. 407 - 414, 1993.

SILVA, E. R. **O curso da água na história: simbologia, moralidade e a gestão dos recursos hídricos.** Dissertação de Doutorado. Departamento de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente. Fundação Osvaldo Cruz. Rio de Janeiro, 1998.

SILVA, J. O. P. **Reúso de água na indústria de curtimento de couros: estudo de caso no Distrito Industrial de Franca.** Dissertação de Mestrado. Escola Politécnica de Universidade de São Paulo. São Paulo, 2002.

SIMANTOB, Moises. **Natura: Um caso de Envolvimento de Stakeholders, além da Inovação de Produtos.** FGV, São Paulo, 2006.

SONAVANE, P. G., MUNAVALLI, G. R. & RANADE, S. V. **Feasibility of constructed wetland treatment system for septic tank effluent.** Journal of the IPHE India, Vol. 08, N. 3, p. 32 – 36, 2007.

SONG, Y., FITCH, M., BURKEN, J., NASS, L., CHILUKIRI, S., GALE, N. & ROSS, C. **Lead and zinc removal by laboratory scale constructed wetlands.** Water Environmental Research, Vol. 73, N. 1, p. 37 - 44, 2001.

SOUSA, J. T., HAANDEL, A. V., LIMA, E. P. C. & HENRIQUE, I. N. **Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB.** Engenharia Sanitária Ambiental. Vol. 9, N. 4, p. 285 - 290, 2004.

SOUSA, J. T., HAANDEL, A. C. V., CAVALCANTI, P. F. F. & FIGUEIREDO, A. M. F. **Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino.** Engenharia Sanitária Ambiental. Vol. 10, N. 3, Rio de Janeiro. p. 260 – 265, 2005

SOUZA, S. M. A. G. U.; MELO, A. R. & SOUZA, A. A. U. **Re-utilization conditions of wastewater from textiles industries.** Resources Conservation & Recycling, Vol. 49, p. 1 - 13, 2006.

SOUZA, A. A. U.; MELO, A. R.; SOUZA, S. M. A. G. U. & PESSOA, F. L. P. **The modified water source diagram method applied to reuse of textile industry continuous washing water.** Resources Conservation & Recycling, Vol. 54, p. 1405 - 1411, 2010.

SPERLING, M. V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 2ª. ed., DESA, Universidade Federal de Minas Gerais. 243 p, Belo Horizonte, Vol. 1, 1996.

SPERLING, M. V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: princípios básicos do tratamento de esgotos.** 6ª. ed., DESA, Universidade Federal de Minas Gerais. 211 p, Belo Horizonte, Vol. 2, 2006.

SPERLING, M. V. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Lodos Ativados**. DESA - Universidade Federal de Minas Gerais. 415 p, Belo Horizonte, Vol. 4, 1997.

STEER, D., FRASER, L., BODDY, J. & SEIBERT, B. **Efficiency of small constructed wetlands for subsurface treatment of single-family domestic effluent**. Ecological Engineering, Vol. 18, p.429 - 440, 2002.

TABOSA, E. O. **Tratamento e reúso das águas de lavagem de veículos**. XIX Prêmio Jovem Cientista, Departamento de Engenharia de Minas, Porto Alegre, 2003.

TSAGARAKIS, K. P., DIALYNAS, G. E. & ANGELAKIS, A. N. **Water resources management in Crete (Greece) including water recycling reuse and proposed quality criteria**. Agricultural Water Management, Vol. 66, p. 35 – 47, 2004.

TEGEGNE, B. M., BRUGGEN, J. J. A., O'KEEFFE, J. & WASALA, W. M. S. **A constructed wetland for wastewater treatment emphasis on optimization of nitrogen removal**. Institute for Water Education, Unesco. Working Paper Series, Vol. 6, 2008.

TEIXEIRA, P. C. **Emprego da flotação por ar dissolvido no tratamento de efluentes de lavagem de veículos visando a reciclagem da água**. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Campinas, 2003.

TORNISIELO, S. M. T. **Benefits for constructed wetlands**. 6 th International Conference on wetlands Systems for Water Pollution Control Constructed. p. 36 - 41, 1998.

TOZE, S. **Reuse of effluent water: benefits and risks**. Agricultural Water Management, Vol. 80, p. 147 - 159, 2006a.

TOZE, S. **Water reuse and health risks: real vs. perceived**. Desalination, Vol. 187, p. 41- 51, 2006b.

TRIVETT, B. **The right water chemistry: understanding the aqueous influence upon metalworking**. MMS Online, 2004.

TUNÇSIPER, B. **Nitrogen removal in a combined vertical and horizontal subsurface flow constructed wetland system**. Desalinization, Vol. 247, p. 466 - 475. 2009.

UFSM. Universidade Federal de Santa Maria. **Ciência & Ambiente. Gestão das águas**. Santa Maria, 1990.

URKIAGA, A., FUENTES L., CHIRU, E., BALASZ, B. & HERNÁNDEZ, F. **Development of analysis tools for social, economic and ecological effects of water reuse**. Desalination, Vol. 218, p. 81 – 91, 2008.

VASCONCELOS, D. **Tratamento de efluentes de postos de combustíveis para o reúso usando processos oxidativos avançados**. Revista Meio Ambiente Industrial, jan/fev, Ano XIV, Edição 83, p. 44 – 49, 2010.

VERHOEVEN, J. T. A. & MEULEMAN, A.F. M. **Wetlands for wastewater treatment: opportunities and limitations**. Ecological Engineering, Vol. 12, p. 5 - 12, 1999.

VICKERS, W. H. **Dicas para uma boa manutenção de fluidos de refrigeração**. Máquinas e Metais, p. 42 - 44, 1991.

VYMAZAL, J. **Potential for uses of treatment wetland in South America applicability to water pollution problems in Brazil.** 6 th International Conference on wetlands Systems for Water Pollution Control Constructed. p. 150 - 166, 1998.

VYMAZAL, J. **The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience.** Ecological Engineering, Vol. 18, p. 633 - 646, 2002.

VYMAZAL, J. **Removal of heavy metals in a horizontal sub-surface flow constructed wetland.** Journal of Environmental Science and Health, Vol. 40, p. 1369 - 1379, 2005a.

VYMAZAL, J. **Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment.** Ecological Engineering, Vol. 25, p. 478 - 490, 2005b.

VYMAZAL, J. **The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater.** Ecological Engineering, Vol. 35, p. 1 - 17, 2009.

WALKER, C. & LIN, H. S. **Soil property changes after four decades of wastewater irrigation: a landscape perspective.** Catena, Vol. 73, p. 63 -74, 2008.

WEF-WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Natural systems for wastewater treatment.** Alexandria, USA: Public Water Environment Federation, 1993.

WINWARD, G. P.; AVERY, L. M.; STEPHENSON, T. & JEFFERSON, B. **Chlorine disinfection of grey water for reuse: Effect of organic and particles.** Water Research, Vol. 42, p. 483 – 491, 2008.

WOOD, R. B. & McATAMNEY, C. F. **Constructed wetlands for wastewater treatment: the use of laterite in the bed medium in phosphorus and heavy metal removal.** Springer Netherlands, Hydrobiology, Vol. 340, p. 323 – 331, 2004.

WU, M., FRANZ, E. H. & CHEN, S. C. **Oxygen fluxes and ammonia removal efficiencies in constructed treatment wetlands.** Water Environmental Research, Vol. 73, N. 6, p. 661 - 666, 2001.

ZHAO, Y. Q., SUN, G. & ALLEN, S. J. **Anti-sized reed bed system for animal wastewater treatment a comparative study.** Water Research, Vol. 38, p. 2907 - 2917, 2004.

ZURITA, F., 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.

YANG, H. & ABBASPOUR, K. C. **Analysis of wastewater reuse potential in Beijing.** Desalination, Vol. 202, p. 238 – 250, 2007.

YOU, S., TSENG, D., GUO, G. & YANG, J. **The potential for the recovery and reuse of cooling water in Taiwan.** Resources, Conservation and recycling, Vol. 26, p. 53 – 70, 1999.