

Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Instituto de Pesquisas Hidráulicas
Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos e
Saneamento Ambiental

Felipe Krüger Leal

Estudo comparativo de leitos percoladores e banhados
construídos de fluxo vertical aplicados à remoção de fósforo em
esgoto sanitário

Porto Alegre, 14 de dezembro de 2009.

Felipe Krüger Leal

Estudo comparativo de leitos percoladores e banhados
construídos de fluxo vertical aplicados à remoção de fósforo em
esgoto sanitário

Dissertação submetida ao Programa de Pós-
Graduação em Recursos Hídricos e
Saneamento Ambiental como requisito
parcial para obtenção do título de Mestre em
Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Orientador: Prof^o Luiz Olinto Monteggia

Banca Examinadora:

Prof^o Luiz Sérgio Philippi – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFSC

Prof^o Lademir Luiz Beal – Departamento de Engenharia Química/UCS

Prof^o Dieter Wartchow – Departamento de Obras Hidráulicas/ IPH-UFRGS

Porto Alegre, 14 de dezembro de 2009.

Agradecimentos

A minha namorada Mariane pelo incentivo e convívio durante o período do mestrado.

Ao meu tio Aldo por ter abdicado de minha presença no período do mestrado.

A Clarissa e demais amigos da CEUFRGS, pela amizade a qualquer hora.

Aos meus demais familiares e amigos.

Aos colegas: Alex, Saulo, Ronaldo, Humberto, Diego, Viviane, Maria Cristina e Dayana, pelo auxílio nas dúvidas e pela amizade tão importante.

Ao meu bolsista Rodrigo.

Aos colegas do programa de pós-graduação, professores e funcionários que contribuíram de maneira direta e indireta para elaboração deste trabalho.

Ao meu orientador professor Luiz Olinto Monteggia, pelo trabalho, amizade e horas despendidas no aprendizado e na pesquisa.

Ao professor Albano Schwarzbald pela sugestão do uso da *Luziola peruviana* na pesquisa.

E ao CNPQ pela Bolsa de Estudos.

Resumo

A presente pesquisa avaliou duas alternativas para a remoção de fósforo em esgoto sanitário: uso de filtros percoladores com adição de material com potencial de ligação de fósforo e uso de banhados construídos com macrófitas com potencial assimilação de fósforo. Estas tecnologias são apropriadas para pequenas comunidades ou residências unifamiliares e também podem ser utilizadas como etapa no tratamento dos esgotos. Estes sistemas apresentam remoção satisfatória de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, contudo apresentam diminuta eficiência de remoção de fósforo e nitrato. Na presente pesquisa foram estudadas duas técnicas para aumentar a remoção de fósforo: utilização de materiais com potencial de remoção de fósforo nos filtros percoladores, e plantas com alta capacidade de assimilação de fósforo nos banhados construídos. Os materiais adicionados aos leitos percoladores com potencial de remoção de fósforo foram: Cavaco de Usinagem e Escória de Aciaria Elétrica. As frações de materiais adicionados foram: 10%, 20% e 40% em peso em relação ao material suporte. As plantas utilizadas foram a *Luziola peruviana*, a qual apresenta em sua constituição alta concentração de fósforo e a *Typha latifolia*, já amplamente utilizada em banhados construídos. Os materiais utilizados como meios suportes foram brita e areia. A adição de materiais com potencial remoção de fósforo auxiliou na remoção do nutriente, a qual foi mais significativa nos leitos contendo Cavaco de Usinagem. Não foi observada diferença de remoção de fósforo para as diferentes frações dos materiais testados para o período de estudo. A utilização da planta *Luziola peruviana* contribuiu no máximo com 2,11% da remoção de fósforo total, contudo foi observada importante função do sistema radicular no tempo de percolação, contribuindo para maior tempo de contato do efluente com material suporte, especialmente para o caso da brita. O uso de areia de granulometria grossa possibilitou eficiência de remoção de fósforo superior a 85%, entretanto, a massa de fósforo retida por unidade de área no sistema utilizando brita 0 apresentou valores duas vezes superiores aos obtidos para os leitos preenchidos com areia.

Palavras-chave: tratamento de esgotos domésticos, remoção de fósforo, banhados construídos de fluxo vertical, leitos percoladores.

Abstract

This research evaluated two alternatives to phosphorus removal from domestic wastewater: use of intermittent sand filters with materials addition with potential phosphorus binding and use of constructed wetlands with macrophytes potential phosphorus assimilation. These present themselves as technologies suitable for small communities or single family houses and can be used as an intermediate or final stage of wastewater treatment. The systems based on intermittent feed get satisfactory removal of organic matter and ammonia-N, but they have reduced efficiency of phosphorus and nitrate removal. The aim of present study was to evaluate two techniques for phosphorus removal: use of materials with potential removal of phosphorus, in the intermittent sand filters, and plants with capacity for assimilation of phosphorus metabolism, in the vertical flow constructed wetlands. The materials added to the sand filters with the potential removal of phosphorus were the Machine Bit and Electric Arc Furnace Slag. The fractions of materials added were: 10%, 20% and 40% related to material support weight. The plants tested were *Luziola peruviana*, which has in its constitution a high concentration of phosphorus and *Typha latifolia*, widely used in constructed wetlands. The support materials tested were gravel and sand. The use of materials with potential removal of phosphorus aid in the removal of phosphorus, which is more significant in the beds with Machine Bit. Difference of phosphorus removal was not observed for the different fractions of the materials tested for the study period. The use of the plant *Luziola peruviana* contributed at the most with 2,11% of removal of total phosphorus, however important role of the root system was observed in the percolation time, contributing to larger time of contact of wastewater with support materials, especially for use of coarse material, as it the coarse gravel. The use of coarse sand allowed removal efficiency of phosphorus higher than 85%, however, the mass of phosphorus retained per unit area in the system using gravel present values twice higher than obtained to the beds filled with sand.

Keywords: domestic wastewater treatment, phosphorus removal, vertical flow constructed wetland, intermittent sand filters.

Sumário:

Agradecimentos.....	III
Resumo	IV
Abstract	V
Sumário:.....	VI
Índice de tabelas.....	XI
Lista de abreviaturas e símbolos	XIII
1. Introdução.....	1
2. Objetivos.....	3
2.1. Objetivo Geral	3
2.1. Objetivos Específicos.....	3
3. Revisão Bibliográfica:	4
3.1. Introdução:.....	4
3.2. Leitos percoladores.....	4
3.3. Banhados construídos	5
3.3.1. Classificação dos leitos.....	8
3.4.1. Banhados construídos de fluxo superficial.....	10
3.4.2. Banhados construídos de fluxo horizontal subsuperficial	11
3.4.3. Leitos de fluxo vertical	13
3.4.4. Sistemas híbridos ou combinados	17
3.5. Mecanismos de depuração	19

3.5.1. Remoção de matéria orgânica carbonácea	20
3.5.2. Remoção de nutrientes.....	21
3.5.2.1. Remoção de nitrogênio	21
3.5.2.3. Retenção de fósforo	24
4. Materiais e métodos	33
4.1. Local da pesquisa	33
4.2. Descrição do experimento.....	33
4.3. Material utilizado como meio suporte	35
4.4. Alternativas utilizadas para a retenção de fósforo.....	38
4.4.1. Banhados construídos utilizando material com potencial de ligação de fósforo	38
4.4.2. Leitos percoladores utilizando plantas com potencial de fixação de fósforo	40
4.4.3. Estudo de uso de meio suporte diferenciado.....	41
4.4.4. Retenção de fósforo pela planta <i>L. peruviana</i>	42
4.5. Disposição e divisão do experimento	43
4.6. Estabelecimento do sistema	44
4.7 Parâmetros de avaliação de desempenho e periodicidade	45
4.8. Análise Estatística dos Resultados	46
5. Resultados e Discussão:	47
5.1. Análise dos resultados da 1ª etapa.....	47
5.2. Análise dos resultados da 2ª etapa.....	62
5.3. Avaliação da variação da taxa de aplicação superficial da 2ª etapa	76
5.4. Análise comparativa entre a remoção de fósforo das duas etapas	80
5.5. Análise da utilização de fósforo pela <i>Luziola peruviana</i>	85

6. Conclusões	87
7. Recomendações.....	88
8. Referências Bibliográficas	89

Índice de figuras

Figura 1 – Classificação dos tipos de leitos em função do tipo de planta e do fluxo de escoamento (Vymazal, 2007).....	9
Figura 2 - Banhado construído horizontal de fluxo superficial.....	11
Figura 3 - Banhado construído de fluxo horizontal subsuperficial.	12
Figura 4 - Banhados construídos de fluxo vertical.....	13
Figura 5 – Configurações propostas de sistemas híbridos, à esquerda utilizando fluxo vertical a montante precedido de fluxo horizontal, e à esquerda utilizando fluxo horizontal a montante dos leitos de fluxo vertical, com recirculação (Cooper, 1999).	18
Figura 6 – Processos de transformação do nitrogênio em sistemas de fluxo vertical (Cassini, 2006).	23
Figura 7 – Processos de transformação do fósforo em sistemas de fluxo vertical (Cassini, 2006).	26
Figura 8 – Leitos utilizados na pesquisa, com a divisão entre o leito principal, leito de drenagem (seção inferior) e borda livre (seção superior).....	35
Figura 9 - Análise granulométrica do meio suporte da 1ª etapa.....	36
Figura 10 - Análise granulométrica do meio suporte da 2ª etapa.....	37
Figura 11 - Cavaco de usinagem utilizado na 2ª etapa junto a um Becker de 200 mL. .	39
Figura 12 – Foto da planta <i>L. peruviana</i> após secagem à 60° C.	42
Figura 13 – Esquema mostrando a distribuição dos leitos ao redor do distribuídos de vazões.....	43
Figura 14 – Remoção média de DQO na 1ª etapa.....	48
Figura 15 – Remoção média de nitrogênio amoniacal nos leitos na 1ª etapa do estudo.	50

Figura 16 - Redução média de NTK nos percolados na 1ª etapa.	51
Figura 17 – Remoção média de nitrato na 1ª etapa.	53
Figura 18 - Remoção de sólidos suspensos na 1ª etapa.	57
Figura 19 - Remoção de fósforo total na 1ª etapa.	58
Figura 20 - Remoção de ortofosfatos na 1ª etapa.	59
Figura 21 - Remoção média de DQO na 2ª etapa.	63
Figura 22 - Média da redução de nitrogênio amoniacal nos percolados na 1ª etapa.	64
Figura 23 - Redução média de NTK nos percolados na 2ª etapa.	65
Figura 24 - Remoção média de nitrato na 2ª etapa.	66
Figura 25 - Remoção de sólidos suspensos na 2ª etapa.	71
Figura 26 - Remoção de fósforo total na 2ª etapa.	72
Figura 27 - Remoção de ortofosfatos da 2ª etapa.	73
Figura 28 – Variação da massa seca à 60°C de <i>L. peruviana</i> para os leitos da 2ª etapa.	76
Figura 29 - Remoção média de DQO na 1ª e 2ª fases da 2ª etapa.	77
Figura 30 - Remoção média de fósforo total na 1ª e 2ª fases da 2ª etapa.	78
Figura 31 - Massa de fósforo total retida no leito nas diferentes etapas e fases empregadas no estudo.	82
Figura 32 - Massa de ortofosfatos retida no leito na 1ª etapa e na 2ª etapa da 2ª fase do estudo.	84

Índice de tabelas

Tabela 1 – Meio suporte e taxa de aplicação superficial utilizadas nas etapas e fases do estudo.	34
Tabela 2- Índices físicos dos meios suportes empregados em cada etapa.	37
Tabela 3 - Composição química da escória de aciaria elétrica, análise em ICP/AES (Mancio, 2001).	40
Tabela 4 - Índices físicos dos agregados utilizados como meio suporte na 2ª etapa.....	42
Tabela 5 – Parâmetros físicos e químicos do esgoto bruto aplicado na 1ª etapa.	47
Tabela 6 - Massa de nitrato retido em cada leito por unidade de área por dia na 1ª etapa.	52
Tabela 7 - Valores de pH, alcalinidade dos percolados, balanço entre as alcalinidades nos leitos e diferença entre alcalinidade dos percolados e balanço encontrados na 1ª etapa.	55
Tabela 8 - Médias e Desvios Padrões de sólidos suspensos nos percolados e esgoto bruto na 1ª etapa.....	58
Tabela 9 - Valores médios e desvios padrões de fósforo total e ortofosfatos nos percolados e no afluente na 1ª etapa.....	60
Tabela 10 - Parâmetros físicos e químicos do esgoto bruto aplicado na 2ª etapa.	62
Tabela 11 – Massa de nitrato retido em cada leito por unidade de área por dia na 2ª etapa.	66
Tabela 12 - Valores de pH, alcalinidade dos percolados, balanço entre as alcalinidades nos leitos e diferenças entre alcalinidades dos percolados e balanços nos leitos na 2ª etapa.	68
Tabela 13 - Valores médios e desvio padrão de sólidos suspensos na 2ª etapa.....	71

Tabela 14 - Valores de fósforo total e ortofosfatos dos percolados e do afluente na 2ª etapa.	74
Tabela 15 - Tempo de percolação para o volume de 500 mL para os leitos da 2ª etapa.	75
Tabela 16 - Média da massa produzida por dia de <i>L. peruviana</i> após secagem a 60 °C	85
Tabela 17 - Concentrações dos elementos presentes pela massa foliar da <i>L. peruviana</i> seca a 65°C.....	85
Tabela 18 – Quantificação do fósforo total retido pela planta <i>Luziola peruviana</i> nos leito da 1ª e 2ª etapas.....	86

Lista de abreviaturas e símbolos

ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas.

ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária.

Al – Alumínio.

ANOVA – Análise de variância.

APHA – American Public Health Association.

AWWA – American Water Works Association.

Ca – Cálcio.

CEMAGREF – Centre National du Machinisme Agricole.

C_u – Coeficiente de uniformidade.

CU – Cavaco de usinagem.

D_{10} – Diâmetro efetivo o qual passa 10%.

D_{60} – Diâmetro efetivo para o qual passa 60%.

DBO – Demanda bioquímica de oxigênio.

DP – Desvio padrão.

DQO – Demanda química de oxigênio.

EAE – Escória de aciaria elétrica.

Et. – Etapa.

ETE – Estação de tratamento de esgotos.

Fe – Ferro.

g – grama.

ICP/AES – Spectroscopia de emissão atômica por plasma indutivamente acoplado.

IMP – Instituto Max Planck.

IPH – Instituto de Pesquisas Hidráulicas.

N-amoniaco – Nitrogênio amoniacal.

NBR – Norma Brasileira Registrada.

NTK – Nitrogênio total Kjeldahl.

P_T – Fósforo total.

PE – Pessoa equivalente (pessoa contribuinte)

pH – Potencial hidrogeniônico.

PIMP – Processo Instituto Max Planck.

PNAD – Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios.

RZM – Root Zone Method (Método da Zona da Raiz).

SNIS – Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento.

SS – Sólidos suspensos.

UFRGS – Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

USEPA – United States Environmental Protection Agency (Agência de Proteção Ambiental – Estados Unidos).

WEF – Water Environment Federation.

1. Introdução

No Brasil, o tratamento de esgotos é precário, resultado de políticas públicas voltadas para o crescimento de maneira não-sustentável. Segundo dados divulgados pelo Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS), o índice de esgotos coletados no Brasil é de apenas 42,0%. Para o tratamento a situação é ainda pior, dos esgotos gerados apenas 32,5% recebem algum tratamento (SNIS, 2007).

Fator limitador semelhante ocorre em locais isolados, tais como zonas rurais, pequenas comunidades ou residências unifamiliares, nestas a distância de estações de tratamento é um empecilho para o tratamento dos esgotos produzidos.

Nas áreas rurais a situação do tratamento e coleta de efluentes é muito preocupante. Segundo Olijnyk (2008, *apud*, PNAD 2006), somente 2,9% da população rural teve seus esgotos coletados em 2006, em 1992 este valor era de 2,4%, o que mostra poucos investimentos na área e uma enorme deficiência de tratamento de esgotos nestas localidades.

A adoção de sistemas descentralizados pode contribuir para resolução destes problemas, pois estes apresentam baixo custo de implantação e operação, além de proporcionarem satisfatória depuração das águas residuárias. Dentre estes se encontram sistemas que funcionam como única etapa no tratamento, tais como os leitos percoladores e os banhados construídos.

Os leitos percoladores são sistemas amplamente estudados e empregados em pequenas comunidades. Estes sistemas são bastante difundidos no Brasil, empregados tanto para tratamento de água como para tratamento de esgotos. A configuração utilizada para o tratamento de esgoto apresenta fluxo intermitente, o uso deste tipo de fluxo tem por objetivo viabilizar aeração adequada das camadas mais profundas do leito, permitindo assim eficiente tratamento de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal do esgoto sanitário aplicado.

Os banhados construídos são sistemas bastante difundidos, contudo tem pouca aplicação no Brasil. Estes apresentam diferentes configurações, as quais geralmente se

referem ao fluxo, e proporcionam distintas características de remoção de poluentes para cada tipo de leito. As configurações mais utilizadas são: horizontal, vertical ou os sistemas híbridos (esta última é a configuração em série das duas primeiras). Dentre estas configurações a de fluxo vertical se mostra bastante atrativa por ocupar pequena área em função da carga e, assim como os leitos percoladores, apresentar altas taxas de remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal.

Ambos os sistemas apresentam baixa remoção de fósforo, a qual está ligada a processos físicos e assimilação biológica pela microbiota e pelas plantas, entretanto esta remoção é insuficiente dada a carga encontrada na maior parte dos esgotos sanitários. Diversos estudos foram realizados com objetivo de aumentar a retenção deste nutriente, dentre os quais está a adição de material com potencial de ligação de fósforo ao leito. Esta pesquisa buscou avançar nesta possibilidade utilizando um rejeito da indústria metal-mecânica, o cavaco de usinagem, este foi comparado com outro material já utilizado em outros estudos, a escória de aciaria elétrica. Outra alternativa para a remoção de fósforo foi utilizar uma planta com potencial de assimilação de fósforo, a *Luziola peruviana*, a qual possibilitaria uma retirada de fósforo a partir da sua colheita, promovendo assim retirada definitiva do nutriente; esta planta foi comparada com a planta *Typha latifolia*, também utilizada em diversos estudos.

2. Objetivos

2.1. Objetivo Geral

Desenvolver sistema eficiente para a remoção de fósforo em estações de tratamento de esgoto descentralizadas utilizando para o tratamento filtros percoladores e banhados construídos de fluxo vertical, ambos com fluxo descendente e alimentação intermitente.

2.1. Objetivos Específicos

- Analisar a capacidade de retenção de fósforo em leitos contendo material com potencial de ligação de fósforo: Cavaco de Usinagem e Escória de Aciaria Elétrica;
- Avaliar o efeito da adição de diferentes frações de material com potencial de remoção de fósforo em relação ao meio suporte;
- Avaliar a capacidade de remoção de fósforo utilizando a planta *Luziola peruviana*, em comparação a *Typha latifolia*;
- Avaliar o desempenho de diferentes meios suportes na remoção de matéria orgânica e nutrientes.

3. Revisão Bibliográfica:

3.1. Introdução:

Os leitos percoladores e os banhados construídos de fluxo vertical são sistemas simples e de baixo custo utilizados para tratamento de esgotos sanitários, que funcionam como única etapa do tratamento. Estes sistemas apresentam comportamento hidráulico semelhante; o afluente é aplicado na superfície, atravessa o leito por fluxo vertical e é coletado por canalização de fundo. A aplicação do afluente é feita de maneira intermitente para garantir aeração adequada das camadas profundas do leito.

A degradação dos poluentes ocorre pelo contato do esgoto sanitário com os microrganismos aderidos ao meio suporte e por processos físicos e químicos devido às características do leito. Além disso, nos banhados construídos também ocorre fixação de nutrientes pelas plantas. Os sistemas apresentam altas taxas de remoção de matéria orgânica e N-amoniaco, porém limitada desnitrificação e remoção de fósforo. A principal diferença entre os dois sistemas é a presença de plantas na superfície dos banhados construídos, o que lhes conferem algumas características particulares abordadas na seqüência do texto.

3.2. Leitos percoladores

Os leitos percoladores também são nomeados de filtros ou de filtros de areia, quando se utiliza este material como meio suporte. O sistema é composto de um leito preenchido com material de recheio que forma o meio suporte, geralmente areia ou brita.

Segundo Jordão e Pessoa (1995), o uso do nome filtros é incorreto, pois no sistema ocorrem outros processos além da filtração. Dentre os demais processos estão: adsorção, precipitação e remoção biológica (realizada pelos microrganismos aderidos ao meio suporte).

Os leitos percoladores são sistemas bastante difundidos. O desenvolvimento desta tecnologia teve início por volta de 1703 na França, e desde então foi pouco alterada (Kanagae, 2005). Estes sistemas foram utilizados primeiramente no tratamento de água visando remoção de turbidez (Tonetti, 2004), e a partir do século XIX passou a ser utilizado na depuração de esgotos na Europa e nos Estados Unidos (Farooq e Al-Yousef, 1993; e Michels, 1996, *apud* Tonetti, 2004).

Segundo Crites e Tchobanoglous (1998), os leitos percoladores podem apresentar duas configurações quando aplicados aos esgotos: com apenas uma passagem do esgoto sanitário pelo leito, utilizando geralmente esgoto primário; e sistemas com recirculação, que comumente têm como objetivo a desnitrificação.

3.3. Banhados construídos

Alguns dos primeiros estudos utilizando banhados construídos (artificiais) para tratar águas residuárias foram realizados no Instituto Max Planck (IMP), na Alemanha, no ano de 1953 (House *et al.*, 1999) por Kathë Seidel e colaboradores. Na década de 60 Seidel intensificou suas pesquisas utilizando lodos e esgotos de diferentes origens. O sistema foi nomeado de “Hydrobotanical Method” (Vymazal, 2005).

Pesquisadores do IMP almejavam reduzir problemas de fertilização, cargas poluidoras e siltificação em seus estudos, o que conduziu ao desenvolvimento de Processo Instituto Max Planck (PIMP) (Seidel, 1976 *apud* House *et al.*, 1999). Este era constituído de leito vertical seguido de um leito horizontal (Seidel, 1965 *apud* Vymazal, 1999). O sistema também era conhecido como “Seidel System” ou “Krefeld System”, em homenagem à cidade onde se localizava esta sede do IMP.

O sistema proposto suprimia o uso de tanque séptico como estágio primário de tratamento e em seu lugar era utilizado um leito vertical à montante do leito horizontal. O leito vertical desempenhava o papel de leito de filtração. Este sistema foi a base para os sistemas híbridos ou combinados que ressurgiram no final do século XX (Vymazal, 2005). A planta mais comumente empregada neste tipo de leito era a *Phragmites australis*.

O sistema sofreu alterações ainda na Alemanha, por Reinhold Kickuth, que utilizou leitos plantados com macrófitas para tratamento de águas residuárias, sendo o sistema nomeado de “Root Zone Method” (RZM) ou Método da Zona da Raiz. Este se constituía apenas de um leito horizontal, o qual era preenchido com solo onde se desenvolviam as plantas que preenchiam o leito de raízes. O contato com as raízes auxiliava na degradação dos poluentes do esgoto sanitário.

Para Kickuth as plantas tinham insuficiente capacidade de fixação de nutrientes, contudo apresentavam grande capacidade de transporte de O_2 para o meio suporte pelas raízes e rizomas (House *et al.*, 1999). Estas condições permitiam que o RZM apresentasse zona aeróbia próxima às zonas sem a presença de O_2 possibilitando que o sistema realizasse a nitrificação seguida de desnitrificação. As plantas ainda produziam carbono, o qual é essencial para a desnitrificação.

O RZM se diferenciava do processo desenvolvido por Seidel pelo uso de solo mais coesivo, com maior presença de argila (Vymazal, 2005). Tais características físicas do meio tornavam a passagem do afluente mais lenta, devido à menor condutividade hidráulica do meio.

Kickuth desenvolveu suas pesquisas no final da década de 60 e na de 70. Nas décadas seguintes tanto RZM quanto PIMP se difundiram pelo continente europeu e mais tarde para o restante do mundo.

Baseados nas idéias de Seidel, sistemas de tratamento em grande escala foram desenvolvidos na Holanda a partir de 1967, nomeados naquele país como Processo Lelystad (Jong, 1976, *apud* Brix, 1994).

Brix introduziu a tecnologia na Dinamarca em 1983 sob o nome de “Root Zone Method” (Brix, 1987), ainda no mesmo ano a tecnologia foi introduzida na França pelo CEMAGREF (Centre National du Machinisme Agricole) (Lienard *et al.*, 1990, *apud* Kadlec e Wallace, 2008).

Em 1985, após visitas a sistemas alemães e dinamarqueses foram implantados os dois primeiros banhados construídos de fluxo horizontal no Reino Unido, nomeados de “Reed Bed Treatment Systems”. Ao final do ano seguinte mais de 20 banhados construídos de fluxo horizontal já haviam sido construídos no Reino Unido (Cooper e Boon, 1987 *apud*

Vymazal, 2005). Na América do Norte (Watson *et al.*, 1990, *apud* Vymazal, 2005) e Austrália (Bavor *et al.*, 1997) os mesmos sistemas foram introduzidos no final dos anos 80.

Segundo Vymazal (2005), só na Alemanha havia no ano de 2005 mais de 50.000 banhados construídos, outros países também apresentavam presença considerável desta tecnologia. Na Áustria havia mais de 1.000 plantas deste sistema construídas, 800 no Reino Unido, 300 na Itália, 200 na Dinamarca, 160 na República Tcheca e mais de 8.000 nos EUA. Outros países também apresentavam presença considerável destes sistemas, como França, onde se destacou o uso de sistemas de fluxo vertical. Além da Europa, o sistema passou a ser utilizado na África, Ásia e América do Sul, incluindo o Brasil.

Em paralelo aos banhados construídos se realizou o uso de banhados naturais como receptores de águas residuárias. Kadlec e Wallace (2008) relatam o uso de banhados naturais como receptores de efluentes líquidos desde 1939, na cidade de Waldo, estado da Flórida, nos EUA. Esta modalidade de disposição de efluentes difundiu-se acentuadamente nesta região devido à grande presença de terras úmidas naturais, muitas de grande extensão. No entanto, este tipo de sistema pode ocasionar problemas ambientais quando utilizado como receptores de esgotos. Estes estão ligados à presença de lâmina d'água (que pode atrair insetos) e ao contato do esgoto com o solo e posterior chegada deste ao lençol freático. Outros problemas são de ordem ecológica, pois a entrada de esgoto no banhado pode alterar completamente o ecossistema do meio.

O uso de banhados construídos proporciona maior controle dos processos, também evita contato dos poluentes com o solo e lençol freático, além de proporcionar melhor controle no que se refere à depuração de águas residuárias. Nesse sentido, estes sistemas surgiram como alternativa ambientalmente mais adequada aos banhados naturais.

Os banhados construídos apresentam várias vantagens quando comparados aos sistemas naturais, destacando-se a necessidade de superfície menor para tratar a mesma carga e o fato de se aplicarem mais facilmente a casos específicos (Prochaska e Zouboulis, 2006).

Quanto às características do esgoto afluente, embora muitos banhados recebam esgoto bruto, a maioria utiliza esgoto após passagem por tanque de sedimentação primária. Segundo Kadlec e Wallace (2008), os banhados de fluxo superficial utilizados na América

do Norte geralmente recebem efluente secundário ou terciário, enquanto os banhados de fluxo subsuperficial empregados na Europa recebem esgoto primário ou sedimentado.

3.3.1. Classificação dos leitos

Alguns autores propõem classificações para diferenciar as distintas modalidades de banhados construídos, utilizando como critérios o tipo de escoamento, o tipo de planta empregada ou a classificação de acordo com o uso dado ao sistema.

Vymazal (2001, *apud* Vymazal, 2007) propôs a divisão de acordo com o tipo de planta utilizada e a modalidade de escoamento, sem qualquer diferenciação relativa ao uso, conforme observado na Figura 1.

O autor propôs dividir os banhados construídos em:

- Banhados construídos com macrófitas flutuantes;
- Banhados construídos com macrófitas submersas;
- Banhados construídos com macrófitas de folhas flutuantes;
- Banhados construídos com macrófitas emergentes.

Este último é o mais empregado e engloba os banhados construídos de fluxo horizontal subsuperficial e os banhados construídos de fluxo vertical, nos quais ocorre o crescimento das macrófitas em leito fixo. Os três primeiros são utilizados apenas em banhados construídos de fluxo superficial, os quais apresentam crescimento de microrganismos em leito suspenso.

O autor propõe a subdivisão de banhados construídos com macrófitas emergentes quanto ao fluxo:

- Banhados construídos de fluxo superficial;
- Banhados construídos de fluxo subsuperficial, que novamente são subdivididos em verticais ou horizontais;

Os sistemas de banhados construídos de fluxo vertical seguidos de banhados construídos de fluxo horizontal em série são nomeados de sistemas híbridos. O autor também relata o uso de fluxo diferenciado nos sistemas verticais, o qual pode ser ascendente e descendente.

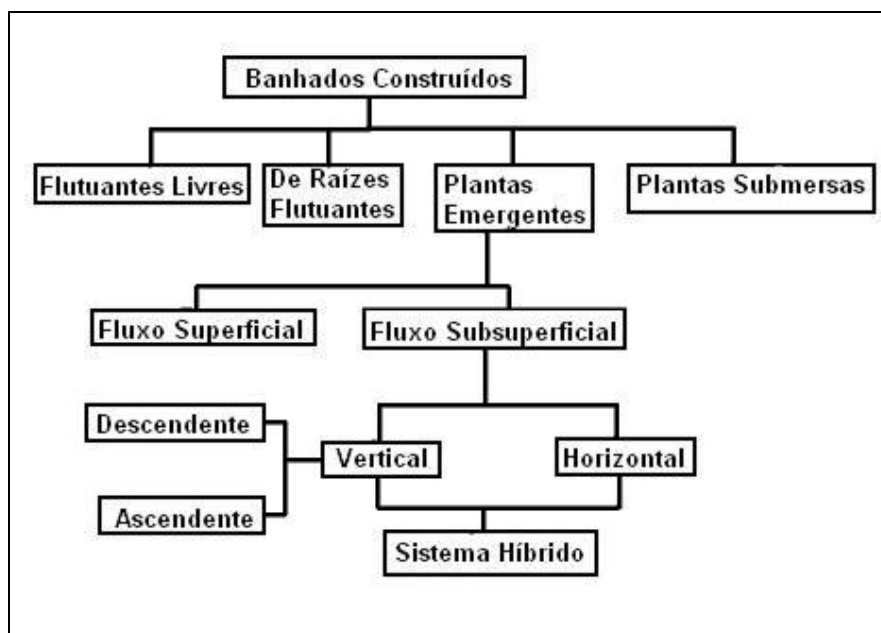


Figura 1 – Classificação dos tipos de leitos em função do tipo de planta e do fluxo de escoamento (Vymazal, 2007).

Kadlec e Wallace (2008) propõem classificação semelhante, contudo agrupando os sistemas de folhas flutuantes e os sistemas flutuantes livres no mesmo grupo, nomeados de sistemas flutuantes. Os autores não fazem qualquer distinção entre o fluxo ascendente ou descendente dos banhados construídos de fluxo vertical e também não mencionam os sistemas híbridos.

Crites e Tchobanoglous (1998) propõem a divisão dos banhados construídos em:

- Banhados construídos de fluxo superficial;
- Banhados construídos de fluxo subsuperficial, que abrangem os sistemas de fluxo horizontal e de fluxo vertical;
- Sistema de plantas aquáticas flutuantes;

- Sistemas híbridos e combinados.

Metcalfe e Eddy (2003) propõem classificação de acordo com o uso. Segundo os autores, “Reed Beds” são utilizados para aplicação de biossólidos e banhados construídos de fluxo subsuperficial para águas residuárias.

A nomeação dos sistemas de banhados construídos apresenta divergências na literatura. A maioria das publicações em língua inglesa nomeia o sistema como “subsurface constructed wetland”. Entretanto, a partir do desenvolvimento do sistema no Reino Unido, alguns autores passaram a utilizar o nome “reed beds” para banhados construídos. Outros pesquisadores utilizaram a nomenclatura proposta por Kickuth, “root zone method”, a qual está em desuso. Demais terminologias também foram sugeridas na bibliografia, dentre elas: “hydrobotanical system”, “soil filter trench”, “biological-macrophytic”, “marsh bed”, “vegetated submerged bed”, “rock-reed filters” (Lens *et al.*, 2001, e Cooper *et al.*, 1989, *apud* Philippi e Sezerino, 2004).

Do mesmo modo no Brasil diversas nomenclaturas foram propostas para o sistema: Philippi e Sezerino (2004), filtros plantados com macrófitas; Freitas (2006), sistemas alagados construídos; Anjos (2003), zona alagadiça; Silva (2007), da Costa (2003) e Biudes (2007), “wetland” construído. Outras terminologias empregadas são: banhados construídos (Oliveira *et al.*, 2005), sistemas “wetland” (Sousa *et al.*, 2001) e leitos cultivados (Valentin, 2003; Mazzola, 2003). Neste trabalho foi utilizado o nome de *banhados construídos*, por ser o nome mais utilizado no país e por ser a tradução mais fiel ao nome utilizado internacionalmente.

3.4.1. Banhados construídos de fluxo superficial

Nesta modalidade de banhados construídos o esgoto afluyente ao sistema entra por uma das extremidades e é coletado do lado oposto, sendo o escoamento semelhante a uma lagoa, conforme observado na Figura 2. A depuração ocorre pelo contato entre o afluyente e os microrganismos presentes no leito e por operações físicas que auxiliam no processo, tais como sedimentação. A depuração do material sedimentado também é

realizada pelas plantas presentes no leito que absorvem nutrientes, os quais são necessários para seu desenvolvimento.

Segundo Crites e Tchobanoglous (1998), alguns leitos são dimensionados para completa retenção do esgoto sanitário aplicado, a qual ocorre através de infiltração e evaporação.

Este tipo de sistema, no entanto, pode apresentar problemas de distribuição devido à ocorrência de curtos circuitos. O sistema também pode apresentar problema relacionado a vetores, os quais ocorrem devido à presença de lâmina de água em contato com a atmosfera. Segundo Tanner (2001), em alguns países esta modalidade de banhados construídos é pouco utilizada por ser um veículo de proliferação de insetos.

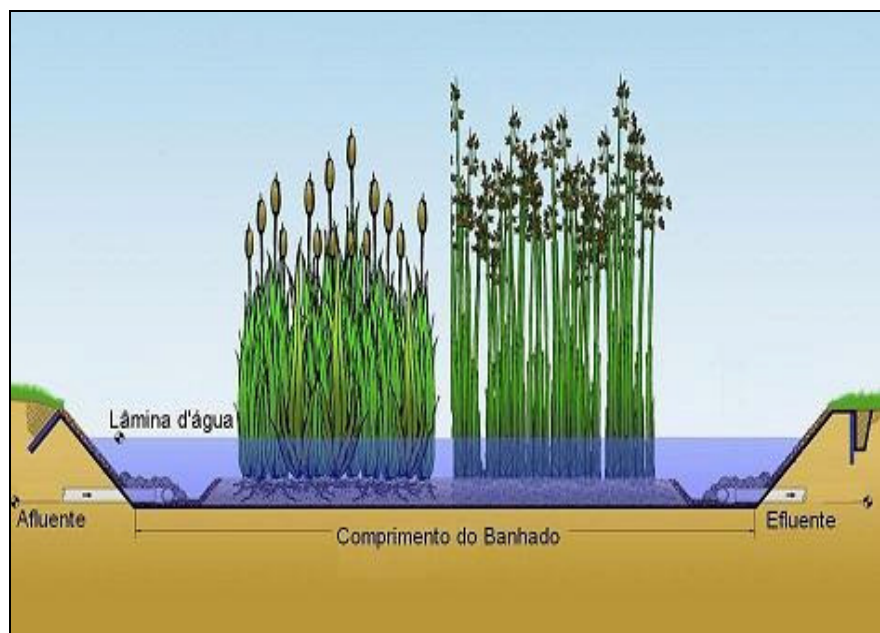


Figura 2 - Banhado construído horizontal de fluxo superficial.

3.4.2. Banhados construídos de fluxo horizontal subsuperficial

A configuração deste sistema é semelhante ao de fluxo superficial, contudo o leito é preenchido com material de recheio, o qual se torna meio suporte para formação de

biofilme, conforme observado na Figura 3. Neste sistema o afluente escoava abaixo da superfície sem entrar em contato com a atmosfera. A adoção deste tipo de regime de escoamento tem por objetivo evitar a presença de vetores e reduzir a ocorrência de curto-circuitos.

Os materiais de recheio utilizados como meio suporte geralmente são brita ou areia. A escolha do material depende da qualidade do afluente e tratamento almejado. O contato entre o leito e o solo deve ser revestido, tal procedimento tem por finalidade evitar a contaminação do solo e do lençol freático.

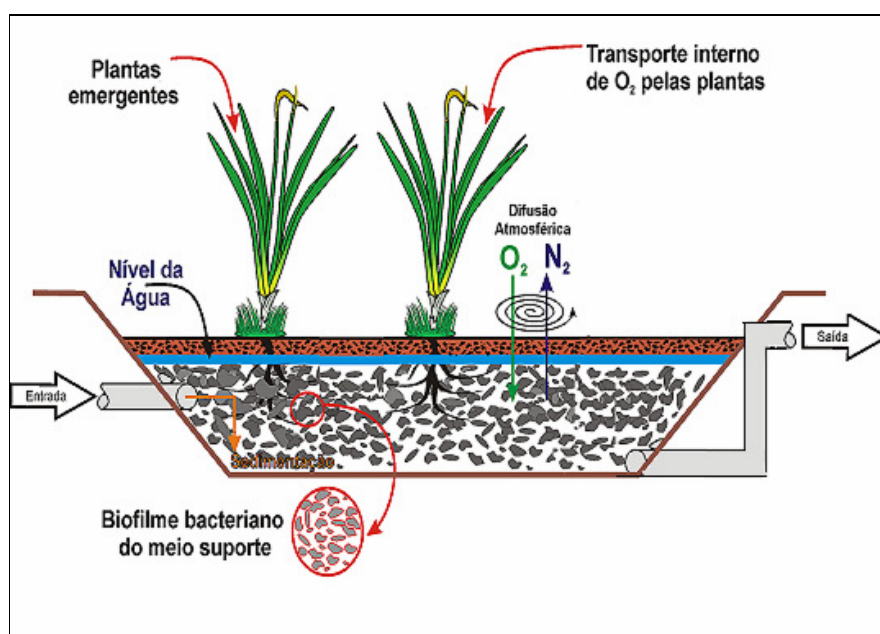


Figura 3 - Banhado construído de fluxo horizontal subsuperficial.

O afluente entra no sistema em uma camada de faixa granulométrica mais grosseira que a utilizada no leito principal, a qual tem por finalidade auxiliar na distribuição do esgoto aplicado. O uso desta camada evita a ocorrência de curtos-circuitos hidráulicos e também reduz a ocorrência de colmatção por cargas com alta concentração de sólidos suspensos. Após a passagem por esta camada o esgoto é conduzido pelo leito principal. A passagem do esgoto por esta camada permite contato com zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias (Vymazal, 2005). Esta alternância de ambientes possibilita que ocorram a

nitrificação, na zona aeróbia, seguida da desnitrificação, na zona anóxica. As camadas são diferenciadas pela presença de O_2 livre, a entrada deste ocorre por difusão e por liberação pelas raízes das plantas presentes no leito.

A saída do efluente é feita por uma camada semelhante à de entrada, a qual também tem por finalidade evitar curtos-circuitos hidráulicos. Após a passagem por esta camada o efluente é encaminhado para a canalização de saída, a qual é dotada de um sifão que controla a altura do nível de água no leito.

3.4.3. Leitos de fluxo vertical

A configuração desta modalidade de leito é semelhante a dos leitos horizontais, contudo a água residuária aplicada escoo no sentido vertical. Esta é distribuída por canalização localizada na superfície do leito e coletado por canalização localizada no fundo, conforme observado na Figura 4.

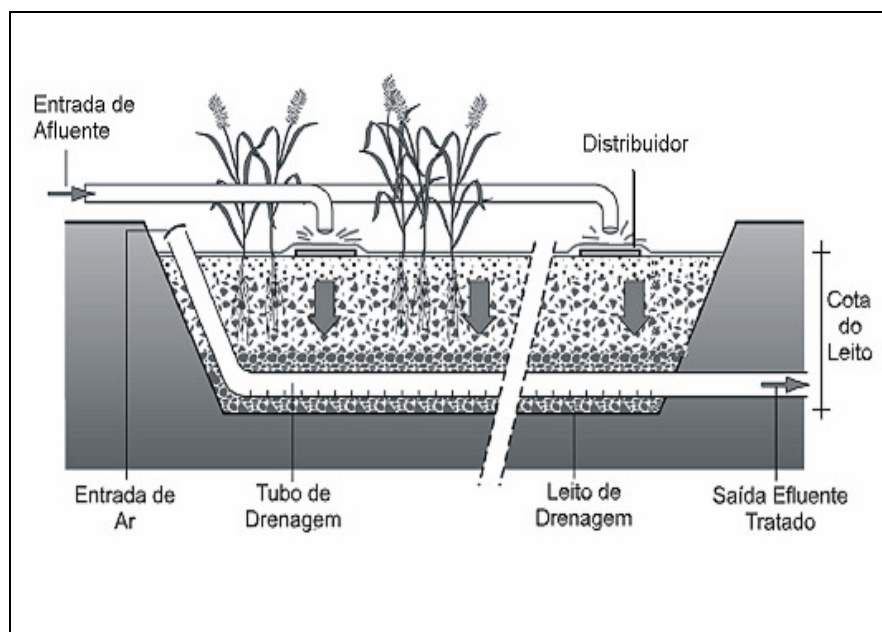


Figura 4 - Banhados construídos de fluxo vertical.

Os leitos verticais surgiram como substituto para o tanque séptico nos primeiros experimentos realizados por Seidel. Eles voltaram a ser utilizados mais tarde, juntamente com leitos horizontais, em sistema híbrido em Oaklands Park, no Reino Unido no ano de 1989 (Cooper e Green, 1995).

Segundo Silva (2007), desde o início da década de 1990 houve um crescente interesse no uso desse sistema devido à sua alta capacidade de remoção de nitrogênio amoniacal.

Muitos pesquisadores realizaram experimentos utilizando alimentação intermitente (Sun *et al.*, 1997; Zhao *et al.*, 2004; Kern e Idler, 1999), que é modalidade mais empregada na atualidade. Este tipo de alimentação promove a troca forçada de ar no sistema, o que possibilita que o O₂ chegue às camadas profundas do leito. Tal condição promove altas taxas de degradação da matéria orgânica e a nitrificação. Os principais mecanismos de aeração em sistemas de fluxo vertical intermitente são: transporte de massa, convecção e difusão (Platzer e Mauch, 1997; Kayser e Kunst, 2005; Cooper, 2005).

Diversos autores (Boutin *et al.*, 1997; Langergraber *et al.*, 2007; Burka e Lawrence, 1990, *apud* Copper 1999; European Commission, 2001) recomendam o uso intercalado dos leitos. Este “descanso” do leito possibilita que os microrganismos façam a degradação de poluentes que ficaram retidos fisicamente no leito através da filtração e sedimentação. Tal procedimento reduz a colmatação, aumentando assim a vida útil do sistema.

O descanso é feito por meio da utilização de leitos em rotação. As recomendações de descanso diferem entre os autores. Boutin *et al.* (1997) recomendam o uso de um leito com dois leitos em descanso, já que as Diretivas da União Européia (European Commission, 2001) sugerem dois leitos em funcionamento e um em descanso. Quanto ao tempo de descanso as recomendações também variam. Lahav *et al.* (2001) recomendam o uso do sistema em operação acima de dois dias e descanso entre 4 e 8 dias, já Admon *et al.* (2005) recomendaram o uso do sistema por 8 horas empregando descanso de 16 h.

Alguns autores (Weedon, 2003; Brix, 2002 *apud*, Cooper, 2005), no entanto, alcançaram resultados satisfatórios operando sistemas sem descanso, com esgoto doméstico operando leitos com áreas de 2,1 m²/PE (equivalente a 71 L/m².dia) e 2,7 m²/PE (equivalente a 56 L/m².dia) respectivamente. Weddon (2001, *apud* Weddon 2003) sugeriu aos sistemas o nome de “compact vertical flow constructed wetland” (banhado construído

de fluxo vertical compacto). Cooper (2005) propôs o nome de banhados construídos de fluxo vertical de 2ª geração. Contudo nenhum novo estudo surgiu utilizando as nomenclaturas propostas pelos autores.

Em contrapartida à proposta dos autores acima mencionados, Langergraber *et al.* (2003), previnem que sistemas sem descanso podem apresentar problema de colmatção, a qual é o principal problema operacional em sistema de fluxo vertical. Segundo Platzer e Mauch (1997), esta ocorre apenas nos primeiros 15 cm do leito. A colmatção impede que o O₂ chegue às camadas profundas do leito, o que reduz drasticamente a atividade dos microrganismos, e conseqüentemente a depuração do esgoto sanitário.

Quanto ao dimensionamento, a área requerida é o fator mais utilizado. Esta geralmente está correlacionada com a carga orgânica ou outro fator de interesse ambiental, como por exemplo, nitrogênio amoniacal, ambos com cinética de degradação de 1ª ordem. Comumente o sistema é dimensionado em razão da área de banhados por pessoa equivalente (m²/PE).

As recomendações de área de banhado construído de fluxo vertical para aplicação de esgoto doméstico variam significativamente entre diversos autores: Cooper (1999) recomenda de 1 e 2 m²/PE para remoção de matéria orgânica; normas dinamarquesas sugerem área mínima de 3,2 m²/PE e o fracionamento em vários leitos (Brix, 2003); normas austríacas recomendam 5 m²/PE sem a utilização de descanso (Österreichisches Normeringsinstitut, 1997 *apud* Langergraber *et al.*, 2003); Kadlec e Wallace (2008) sugerem de 1 a 3 m²/PE.

Segundo Cooper (2005), os fatores mais importantes para bom funcionamento deste tipo de leito estão ligados ao meio suporte e a área superficial. Deve-se utilizar no leito um meio suporte que permita a passagem do líquido antes da próxima alimentação e que proporcione um tempo de contato longo, o qual deve maximizar o contato entre o líquido e os microrganismos presente no meio. Outro fator importante é utilizar área superficial adequadamente dimensionada, esta deve possibilitar a aeração suficiente ao leito.

Autores oriundos do CEMAGREF sugerem a disposição de leitos verticais em série (Boutin *et al.*, 1993; Molle, 2005), recomendam também que os leitos utilizem faixas granulométricas diferenciadas; sendo que o leito a montante utiliza faixa granulométrica

mais grosseira e que o leito a jusante utilize faixa granulométrica mais fina. Esta configuração possibilita maior remoção de sólidos suspensos no primeiro leito e evita que o segundo leito apresente problemas de colmatação. A utilização de faixa granulométrica mais fina no 2º leito possibilita maior formação de biofilme, o que promove maior depuração do esgoto afluente. Alguns autores que utilizaram sistemas híbridos também fizeram a divisão do leito vertical em mais leitos em série (Burka e Lawrence, 1990 *apud* Cooper, 1999; Seo *et al.*, 2008).

Outros pesquisadores sugeriram o uso de aeração forçada em banhados construídos (Tang *et al.*, 2008; Tang *et al.*, 2009; Connelly *et al.*, 2004; Maltais-Landry, 2009), que suprem com a quantidade de O₂ necessária para degradação dos poluentes, não havendo a necessidade de intermitência da alimentação e podendo assim operar com maior vazão e tempo de contato entre a água residuária e o meio suporte.

A maioria dos banhados construídos de fluxo vertical utiliza fluxo descendente, contudo alguns pesquisadores propuseram a utilização em fluxo ascendente (Breen, 1990; Tanner, 1994; *apud* Brix, 1994; Farahbakhshazad e Morrison, 2003). Estes sistemas, no entanto, podem apresentar problemas operacionais, tais como a colmatação na zona de entrada (Brix, 1994) e a menor entrada de O₂ no leito. Este tipo de sistema, contudo apresenta algumas vantagens, tais como: maior contato água-raiz (Breen e Chick, 1995; Farahbakhshazad e Morrison, 1997, *apud* Farahbakhshazad e Morrison, 2003); e a possibilidade de utilizar nestes leitos maior densidade de plantas, o que proporciona maior fixação de nutrientes pelas plantas. O maior tempo de contato entre o meio suporte e o esgoto sanitário auxilia na remoção dos poluentes, notadamente do fósforo (Sakadevon e Bavor, 1998).

Os sistemas com fluxo ascendente são mais complexos, neles os problemas de colmatação são mais difíceis de serem diagnosticados devido ao fato da zona de alimentação não ser visível. Outro empecilho é relatado por Cooper (2005), que afirma que sistemas de fluxo ascendente normalmente apresentam problemas quanto à uniformidade de distribuição do efluente no meio.

Farahbakhshazad *et al.* (2000) relataram o emprego desta modalidade na cidade de Piracicaba, estado de São Paulo. O sistema possuía dois leitos de escoamento vertical, o primeiro de fluxo descendente e o segundo de fluxo ascendente, cada um com área de

441 m². Os resultados operacionais mostraram eficiência satisfatória na remoção de nutrientes: 93% para fósforo e 50% para nitrogênio amoniacal. O meio suporte continha vermiculita, um mineral natural que auxilia na remoção de nutrientes.

Quanto às características da água residuária aplicada os banhados construídos de fluxo vertical têm sido utilizados para vários tipos de efluente além de efluentes domésticos. Outros usos foram no tratamento de percolado de aterro sanitário (Conelly *et al.*, 2004; Bernard e Lauve, 1995 *apud* Yang *et al.*, 2001; Sun e Austin, 2007) e efluentes industriais (Moreno *et al.*, 2002; Aslam *et al.*, 2007).

Segundo Vymazal (2002), na República Tcheca os banhados construídos têm diversas aplicações, principalmente para esgotos mistos, mas também são empregados para tratamento secundário e algumas vezes terciário. Geralmente são utilizados como tratamento para efluentes de padarias, da produção de leite, de abatedores e de aterros sanitários.

Quanto aos sistemas convencionais, Prochaska e Zoubolis (2006), relatam que os banhados construídos de fluxo vertical são sistemas atrativos, pois podem ser utilizados onde outros sistemas naturais não podem ser aplicados, principalmente por ocupar uma pequena área em função da carga. No entanto, caracterizam-se por baixa capacidade de remoção de fósforo e de nitrato.

3.4.4. Sistemas híbridos ou combinados

Esta configuração de sistema é formada pela disposição em série de leitos horizontais e verticais. Os sistemas híbridos agregam as qualidades de cada tipo de leito e tentam minimizar suas limitações.

Os primeiros sistemas híbridos utilizaram a configuração de leitos verticais seguidos de leitos horizontais (Figura 5, à esquerda). Os leitos verticais tinham a função de pré-tratar o esgoto sanitário, substituindo assim o tanque séptico. Contudo observou-se que estes leitos apresentavam alta capacidade de remoção de matéria orgânica e de nitrificação, a qual se deve a grande capacidade de aeração do leito. Já quando o leito vertical é precedido de um sistema de leito de fluxo horizontal este proporciona remoção de

nitrato através da desnitrificação, mecanismo que se estabelece em condições ambientais sem a presença de O_2 , a qual é encontrada nos leitos horizontais. Nesse caso ocorre a remoção de nitrogênio total.

O sistema foi proposto inicialmente por Seidel nos anos 70 (Vymazal, 2005) e ressurgiu em 1989 em Oaklands Park, no Reino Unido (Burka e Lawrence, 1990, *apud* Cooper, 1999).

Outra configuração foi proposta por Johansen e Brix, em 1996 (Cooper, 1999), que utilizaram a montante o leito horizontal, o qual era precedido pelo leito vertical, conforme observado na Figura 5 (à direita). Tal proposição se deu pela grande disseminação de banhados construídos de fluxo horizontal em seu país de origem, a Dinamarca. Segundo Philippi e Sezerino (2004), após a disseminação destes sistemas as leis ambientais tornaram-se mais rigorosas quanto à emissão de nitrogênio. Os autores propuseram então o uso de um leito vertical após o leito horizontal. No entanto para que ocorra remoção de nitrato gerado no segundo leito é recomendada a recirculação do efluente do leito vertical para o leito horizontal.

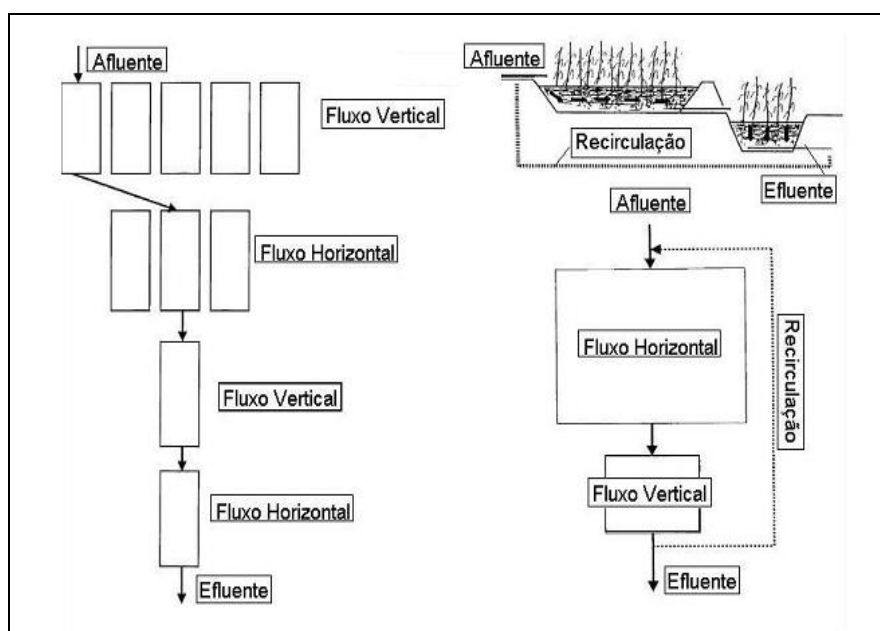


Figura 5 – Configurações propostas de sistemas híbridos, à esquerda utilizando fluxo vertical a montante precedido de fluxo horizontal, e à esquerda utilizando fluxo horizontal a montante dos leitos de fluxo vertical, com recirculação (Cooper, 1999).

Algumas outras modalidades de sistemas híbridos foram sugeridas. Vymazal (2005) relata vários sistemas nos quais se utilizam banhados construídos de fluxo superficial seguidos de banhados construídos de fluxo horizontal subsuperficial.

Seo *et al.* (2008) utilizaram a configuração de sistema híbrido com três leitos, o primeiro de fluxo horizontal, o segundo de fluxo vertical e novamente um leito com fluxo horizontal; obtendo taxas satisfatórias de remoção de nutrientes (NT de 68,4% e P_T de 94,3%) e matéria orgânica (DQO de 95,1%).

Tuszynska e Obarska-Pempkowiak (2008) analisaram a capacidade de remoção de DQO de duas unidades construídas na Polônia e uma na Alemanha, com diferentes configurações, as quais eram precedidas de tanques sépticos:

- Um banhado construído vertical entre dois banhados construídos horizontais subsuperficiais;
- Dois banhados construídos verticais seguidos entre dois banhados construídos de fluxo horizontal subsuperficial;
- Um banhado vertical seguido de dois banhados construídos de fluxo horizontal subsuperficial em série.

Os valores encontrados mostraram melhores resultados de remoção de DQO no último sistema estudado, contudo os três sistemas apresentaram parâmetros operacionais, características das águas residuárias e conformações de meio suporte diferentes, o que dificulta a análise de qual dentre eles tem melhor potencial de remoção de DQO.

Alguns autores (Farahbakhshazad *et al.*, 2000) propuseram o uso de leitos verticais descendentes seguidos de leitos verticais ascendentes alcançando altas taxas de remoção de nutrientes na ordem de 93% para fosfatos e 50% para N-amoniacal.

3.5. Mecanismos de depuração

Nos leitos percoladores e banhados construídos de fluxo vertical o afluente entra em contato com o biofilme aderido ao meio suporte, o qual é composto na sua maioria por bactérias, com presença significativa de algas, fungos e protozoários. O contato do esgoto

sanitário com os microrganismos promove a degradação da matéria orgânica e nitrificação do efluente além de auxiliar na remoção de nutrientes presentes no afluente. Este contato com o biofilme aeróbio possibilita remoção de fósforo e nitrogênio, que são utilizados no anabolismo e catabolismo dos organismos presentes no leito (von Sperling, 1996).

3.5.1. Remoção de matéria orgânica carbonácea

Uma das características mais importantes a ser analisada nos efluentes domésticos é a presença de matéria orgânica carbonácea, a qual é causadora do principal problema de poluição dos corpos d'água, o consumo de oxigênio dissolvido por microrganismos (von Sperling, 2005) que causa mortandade de fauna aquática.

A matéria orgânica é quantificada usualmente por parâmetros indiretos, tais como DBO e DQO. Seus principais constituintes orgânicos, segundo Metcalf e Eddy (2003), são: proteínas (representando entre 40 a 60%), carboidratos (entre 25 a 50%), óleos e gordura (entre 8 a 12%).

A degradação de matéria orgânica é realizada por bactérias heterotróficas aeróbias. Outro grupo, as bactérias amonificantes, também degradam componentes orgânicos que contêm nitrogênio, mas apenas em condições aeróbias. Segundo Vymazal (2005), ambos os grupos bacterianos consomem matéria orgânica, mas a taxa metabólica mais rápida é dos organismos heterotróficos sendo estes os principais depuradores de matéria orgânica.

A degradação que ocorre de maneira mais significativa em banhados construídos de fluxo vertical e em leitos percoladores é por via aeróbia, a qual é realizada por microrganismos que utilizam O_2 como aceptor de elétrons. Portanto, para que haja funcionamento adequado dos sistemas é vital que se possibilite entrada de O_2 suficiente para as atividades metabólicas dos microrganismos presentes no meio.

Sistemas com alimentação intermitente possuem entrada de grande quantidade de oxigênio no leito. Segundo Platzer e Mauch (1997), os principais mecanismos de transferência de O_2 neste tipo de leito são o transporte de massa e a difusão. Kayser e Kunst (2005) citam também a convecção como fator que pode auxiliar no transporte de O_2

para o leito. Outro mecanismo que pode auxiliar na aeração de banhados construídos é o transporte pelas raízes das macrófitas, contudo este apresenta papel mais significativo nos leitos horizontais (Brix, 1997).

3.5.2. Remoção de nutrientes

A disponibilidade de nutrientes é indispensável para os microrganismos que realizam a degradação de matéria orgânica dos esgotos (von Sperling, 1996). Contudo o nitrogênio e o fósforo são nutrientes limitantes para o crescimento dos microrganismos presentes em rios e lagos, sendo que a abundância destes pode causar o supercrescimento de algas, causador de grandes problemas ambientais.

O nitrogênio na forma de amônia é diretamente tóxico aos peixes e ainda pode consumir oxigênio livre dos corpos hídricos, causando mortandade da fauna aquática. O nitrogênio na forma de nitratos pode provocar a metahemoglobinemia em seres humanos. Está também é a forma utilizada pelas algas e juntamente com o fósforo pode causar o “bloom” de algas. O nitrogênio ainda é responsável pela formação de cloroaminas e tem potencial carcinogênico.

Os mecanismos responsáveis pela remoção de nutrientes nos leitos percoladores e banhados construídos de fluxo vertical podem ser biológicos, químicos ou físicos. Dentre os processos biológicos se destacam: a remoção de matéria orgânica pela via aeróbia, a desnitrificação, a assimilação biológica pelos microrganismos, e a fixação pelas plantas, no caso dos banhados . Os principais processos químicos são: a precipitação e a adsorção. Dentre as operações físicas, as mais significativas são a sedimentação e a filtração.

3.5.2.1. Remoção de nitrogênio

Segundo Vymazal (2007), as mais importantes formas inorgânicas de nitrogênio em leitos verticais com aplicação de esgoto sanitário de modo intermitente são: amônia,

nitrito e nitrato. O autor afirma que os principais mecanismos de transformação de nitrogênio (conforme observados na Figura 6) são:

- Volatilização da Amônia - processo físico-químico governado pelo equilíbrio entre a forma gasosa (NH_3) e a forma ionizada (NH_4^+), no qual a presença da forma ionizada é mais significativa em valores de pH inferiores a 8;
- Amonificação – processo onde nitrogênio orgânico é convertido em amônia. As taxas de amonificação dependem da temperatura, pH, relação C/N, disponibilidade de micronutrientes e condições do meio suporte, como textura e estrutura (Reddy e Patrick, 1984, *apud* Vymazal, 2007);
- Nitrificação – oxidação biológica de nitrogênio amoniacal a nitrato, tendo nitrito como composto intermediário da reação. Segundo Vymazal (1995) *apud* Vymazal (2007) o processo de nitrificação é influenciado pela temperatura, valor de pH, alcalinidade do afluente, fontes inorgânicas de carbono, umidade, população microbiana, concentração de nitrogênio amoniacal e oxigênio dissolvido. Segundo Platzer (1999) para que a nitrificação ocorra o sistema deve possibilitar que entre mais O_2 do que é consumido;
- Amonificação do Nitrato – é a redução de nitrato a nitrogênio gasoso ou amônia e é o primeiro processo de respiração anóxica que ocorre após a depleção de oxigênio;
- Desnitrificação - é o processo de conversão de nitrato a nitrogênio gasoso. Fatores ambientais que influenciam na desnitrificação são: restrita presença de O_2 , potencial redox, tipo do meio suporte, temperatura, valor de pH, presença de organismos desnitrificadores, presença de matéria orgânica, concentração de nitrato e umidade do meio;
- Fixação de N_2 - é a fixação de nitrogênio gasoso por microrganismos em amônia;
- Assimilação pelas plantas e microrganismos – é a assimilação de nitrogênio na forma de amônia ou nitrato pelas plantas e microrganismos, que utilizam o nutriente;

- Adsorção de nitrogênio amoniacal – a amônia ionizada pode ser removida da solução através de trocas de cátions com os detritos, sedimentos orgânicos ou meio suporte, no entanto estas ligações são instáveis e podem ser liberadas quando se alteram as condições químicas do meio;

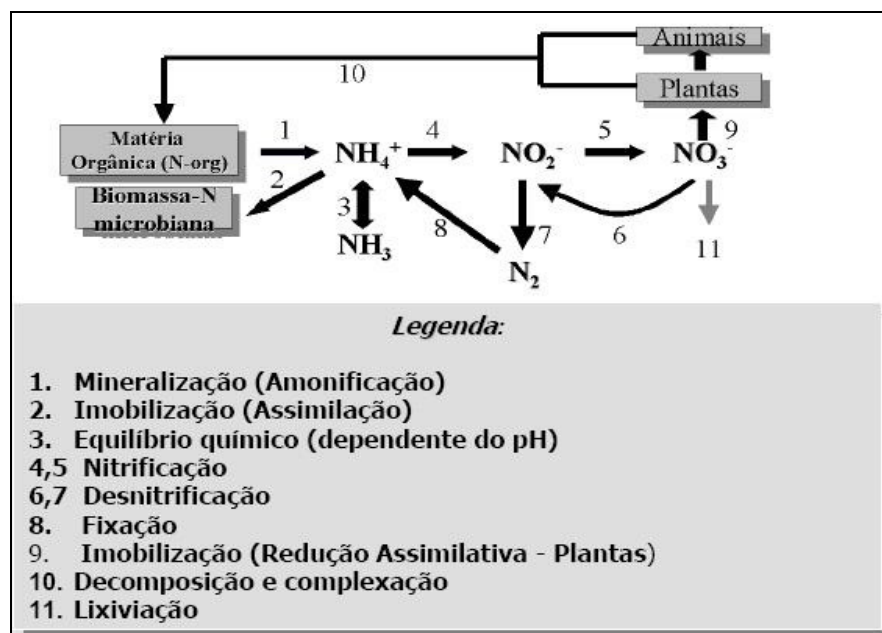


Figura 6 – Processos de transformação do nitrogênio em sistemas de fluxo vertical (Cassini, 2006).

- Lixiviação do nitrogênio orgânico – fração de nitrogênio que pode ser incorporada a detritos e liberada juntamente com o efluente;
- Oxidação anaeróbia da amônia (ANAMMOX) – é a conversão de nitrato em nitrogênio gasoso, neste processo o nitrato é utilizado como aceptor de elétrons e não o O₂.

Os mecanismos mais significativos são: a amonificação, a nitrificação (destacando-se em sistemas de fluxo vertical) e a desnitrificação (em sistemas de fluxo horizontal subsuperficial). Ainda tem papel significativo a captação pelas plantas (em banhados construídos) e a assimilação pelos microrganismos. Outro mecanismo importante mostrado por Hafner e Jewell (2006), é a remoção por acúmulo nos detritos.

A nitrificação necessita grande quantidade de O_2 , cerca de 4,3 g de O_2 por g de nitrogênio amoniacal convertido a nitrato (Cooper, 1999). A nitrificação, assim como a degradação de DQO ocorre nas camadas superiores do solo (von Felde e Kunst, 1997). Segundo Tietz *et al.* (2007) a atividade bacteriana ideal ocorre nos 10 cm iniciais do leito.

3.5.2.3. Retenção de fósforo

O fósforo é um nutriente essencial para a degradação biológica, contudo as águas residuárias geralmente apresentam valores excessivos do mesmo. Metcalf e Eddy (2003) apontam que em esgotos domésticos os valores de fósforo total costumam oscilar entre 4 e 16 mg/L. Em esgotos domésticos a principal fonte de fósforo são os detergentes utilizados para limpeza, segundo Braile e Cavalcanti (1993), após o advento do uso destes a concentração de fósforo, que anteriormente situava-se em torno de 2 a 3 mg/L, muitas vezes é superior a 20 mg/L. O excesso de fósforo pode causar o crescimento excessivo de algas, geralmente este nutriente é o fator limitante para o desequilíbrio ambiental provocado por estas.

O esgoto doméstico não é o único a possuir cargas excessivas de fósforo, as quais também são encontradas em efluentes industriais e agrícolas. A Agência de Proteção Ambiental dos EUA (USEPA) apontou que a agricultura é uma atividade de notável contribuição para a liberação de fósforo em ambientes aquáticos (Leader *et al.*, 2005).

O fósforo pode ocorrer em diversos compostos na natureza, as quais podem estar nas formas orgânica ou inorgânica. Na forma orgânica está associado a compostos excretados pelos animais, plantas e demais seres vivos. As formas inorgânicas são os ortofosfatos e os polifosfatos. Os polifosfatos sofrem hidrólise em solução aquosa e são convertidos a fosfatos, contudo estas reações são lentas (Crites e Tchobanoglous, 1998).

O fosfato livre é a forma em que o fósforo pode ser assimilado por macrófitas e algas, por isso representa a mais importante ligação entre fósforo orgânico e fósforo inorgânico no ciclo do fósforo. O fósforo, entretanto, não altera seu estado de valência, as demais formas são termodinamicamente instáveis, e se oxidam rapidamente a fosfato nas

condições ambientais encontradas nos leitos do estudo (Lindsay, 1979, *apud* Vymazal, 2007).

A assimilação por bactérias e a fixação pelas plantas são as responsáveis pela remoção de fosfatos, enquanto precipitação e adsorção são responsáveis pela remoção de todas as formas de fósforo (Kadlec e Knight, 1996, *apud* Akratos e Tsihrintzis, 2007). A retenção de fósforo pelo meio suporte depende do tempo de contato entre o efluente e o meio suporte (Sakadevon e Bavor, 1998), quanto maior o tempo de contato maior será a remoção do fósforo.

Os fosfatos podem se apresentar de diferentes formas em águas residuárias, a presença de cada forma depende do pH do meio. As formas encontradas são:

- PO_4^{3-} - Fosfato;
- HPO_4^{2-} - Monohidrogeno de fosfato;
- H_2PO_4^- - Dihidrogeno de fosfato;
- H_3PO_4 - Ácido fosfórico.

Destas, as formas mais comuns são o H_2PO_4^- e o H_3PO_4 , em valores de pH ácidos e o PO_4^{3-} e o HPO_4^{2-} , em valores de pH básicos.

O fósforo também pode alterar sua forma, o que acontece através dos seguintes processos:

- mineralização;
- imobilização;
- solubilização.

A mineralização é a passagem do fósforo da forma orgânica para a inorgânica. O processo de mineralização é realizado por meio da retirada de grupos fosfato de fósforo orgânico (Figura 7), esta passagem é realizada pelas enzimas denominadas coletivamente de fosfatases. A ação destas é influenciada pelo pH e temperatura.

A imobilização é a passagem da forma inorgânica para a orgânica (Figura 7). Esta se dá pela utilização de fósforo inorgânico pelas plantas e microrganismos, que liberam para o meio fósforo orgânico.

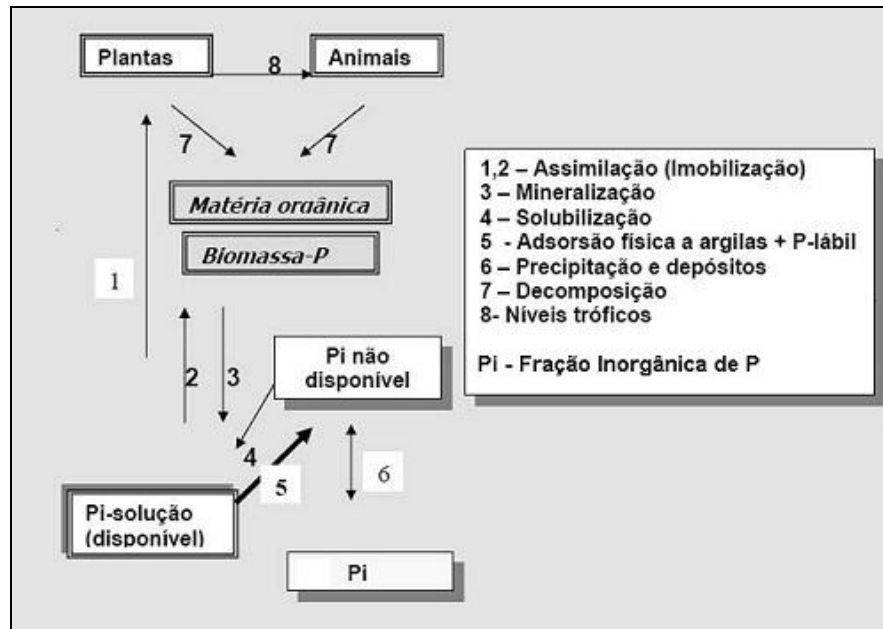


Figura 7 – Processos de transformação do fósforo em sistemas de fluxo vertical (Cassini, 2006).

A solubilização é a passagem do fósforo inorgânico da forma insolúvel para a forma solúvel, a qual é governada pelo pH do meio.

O fósforo pode ser removido das águas residuárias por vários mecanismos, estes são: físicos, químicos ou biológicos. A retenção física está ligada à sedimentação e à filtração; a química, à precipitação e à adsorção; e a biológica à assimilação por microrganismos e à fixação pelas plantas.

Sedimentação e Filtração

A sedimentação e a filtração estão diretamente ligadas às características físicas do meio suporte utilizado como recheio nos leitos. Segundo Liikanen *et al.* (2004), a sedimentação é um importante mecanismo para retenção de fósforo particulado orgânico e inorgânico. Esta tem um papel mais significativo em leitos de fluxo horizontal, os quais apresentam menor velocidade de passagem do esgoto aplicado quando comparado aos leitos verticais.

O processo de filtração também auxilia na retenção de fósforo que está aderido às partículas sólidas. No entanto o fósforo retido fisicamente, tanto pela sedimentação como pela filtração, é muitas vezes disponibilizado, deixando o sistema juntamente com a fase líquida. Este comportamento será observado se o fósforo não for utilizado pelos demais processos.

Assimilação pelos microrganismos

A assimilação pelos microrganismos é realizada pela utilização do fósforo, juntamente com o nitrogênio, no seu metabolismo. Os nutrientes são utilizados para a síntese de novas células e para nutrição das células já existentes.

Em longo prazo os microrganismos excretam o fósforo, o qual é utilizado pelas plantas e microrganismos na forma de fosfatos e excretado na forma de fósforo orgânico. Richardson e Marshall (1986, *apud* Kadlec e Knight, 1996) apontam que a retenção e incorporação do fósforo pela microbiota ocorrem numa escala de tempo menor que uma hora, contudo mais de 90% é liberado no ambiente após 6 horas.

Fixação pelas plantas

As plantas presentes nos banhados construídos também utilizam o fósforo na forma de fosfatos para seu crescimento e nutrição. O crescimento ocorre pela produção de biomassa, parte da qual é produzida acima do solo e pode ser colhida. A colheita deve ser realizada para que os nutrientes não retornem ao sistema pela decomposição da matéria orgânica. Em estudos de Mitschel e Gosselink (1993, *apud* Lautenschlager, 2001) a parte da planta acima do solo teve substituição da sua biomassa de uma a duas vezes por ano em experimento realizado no Norte dos EUA, região de clima frio. Experimento realizado no Sul dos EUA, estado da Flórida, região de clima quente, (Kadlec e Knight, 1996; *apud* Lautenschlager, 2001) mostrou que esta substituição ocorreu entre 3 e 6 vezes ao longo do ano.

Parte do fósforo imobilizado na biomassa é remineralizado para formas inorgânicas dissolvidas. Sendo assim a biomassa retirada tem um curto tempo de

estocagem. Por outro lado, a liberação da parte acima do solo pode demorar meses dependendo da estação de crescimento da macrófita.

Diversos autores (Brix, 1997; Vymazal, 2007; Drizo *et al.*, 1997) citam que a assimilação pelas plantas tem um papel pouco significativo na retenção de fósforo em banhados construídos de fluxo vertical, contudo estas desempenham papéis indiretos de remoção.

Brix (1994) cita que as plantas desempenham diferentes funções em banhados construídos. Segundo o autor estes também diferem de acordo com o tipo de leito. Em banhados construídos de fluxo vertical as mais relevantes funções desempenhadas pelas plantas são:

- Evitar a colmatação dos leitos, através da formação de vazios em caules de plantas mortas, o que auxilia no escoamento;
- Isolar o leito do meio externo;
- Estabilizar a superfície do leito;
- Fins estéticos.

O autor ainda cita que elas também desempenham funções secundárias como: ser um habitat para a vida selvagem, atenuação da luz, transferência de oxigênio para o solo e servir de suporte para os microrganismos.

A presença de plantas em banhados construídos também distribui e reduz a velocidade das correntes de líquido (Petecrew e Kalff, 1992, e Somes *et al.*, 1996, *apud* Brix, 1997). A redução da velocidade do esgoto permite que ele entre em contato por maior tempo com o meio suporte, possibilitando assim maior remoção de nutrientes e matéria orgânica.

Lautenschlager (2001) fez um apanhado de vários estudos mostrando a capacidade de algumas espécies de plantas de reterem fósforo. O autor mostra que a concentração de fósforo nas folhas variou entre 0,04% e 0,41%, no caso da planta *Sagittaria sp* (Walker *et al.* 1988, *apud* Lautenschlager, 2001). Os estudos consideraram a massa das folhas secas.

Mesmo com o envolvimento dos mecanismos físicos e biológicos acima citados a remoção de fósforo em leitos de fluxo vertical geralmente é pouco relevante e apresenta grande variação. A literatura apresenta valores entre 40 a 60% quando não se utiliza qualquer tratamento específico para precipitação ou adsorção (Vymazal, 2007; O'Hagain, 2003; Cooper *et al.*, 1997). Portanto para realizar satisfatória remoção de fósforo outras alternativas devem ser empregadas. Dentre estas alternativas estão o uso de materiais que aumentem a capacidade do meio suporte reter o fósforo por meio de processos químicos, como: precipitação e adsorção.

Precipitação

A precipitação e a adsorção são fenômenos que acontecem de maneira conjunta e o papel de cada um na remoção de fósforo é difícil de ser isolada. Segundo Molle *et al.* (2003), fazer distinção entre os processos não é fácil, principalmente quando se observa que as ligações formadas são muito similares e que a existência de sólidos pode conduzir à precipitação superficial.

A precipitação é um processo químico e nos sistemas estudados ocorre pela ligação do fósforo com íons de Fe e Al e sais de Ca. Estes algumas vezes estão presentes no meio suporte que é utilizado como material de recheio dos leitos. Contudo a escolha do meio suporte está condicionada a sua condutividade hidráulica. Alguns materiais, como é o caso da argila, possuem materiais com potencial de ligação de fósforo e apresenta ainda grande área superficial, o que aumenta a possibilidade do fósforo ser retido. Entretanto, dado a presença de sólidos no afluente, o uso destes materiais está praticamente descartado na maioria dos casos devido ao risco de colmatação.

Segundo Ann *et al.* (2000), a ligação do fósforo com o Fe é sensível à mudança no potencial redox e em condições anóxicas o fósforo pode ser liberado no meio. Entretanto parte do fósforo mobilizado pode se ligar a óxidos de Al (Koski-Vahälä e Hartikainen, 2001; *apud* Liikanen, 2004). Sendo assim, a utilização de componentes diferentes no meio suporte é mais adequada para realizar retenção de fósforo de maneira mais eficiente.

Diversos estudos para redução da carga de fósforo foram realizados. Estes empregam materiais com potencial de ligação de fósforo, os quais podem ser empregados

antes do leite, por pré-precipitação; após a passagem pelo leite, pós-precipitação; e juntamente com o leite, co-precipitação. Esta última se enquadra melhor aos leitos utilizados como única etapa do tratamento, dada sua simplicidade, razão pela qual a co-precipitação vem sendo bastante empregada.

Segundo Johansson Westholm (2006), diversos tipos de materiais podem ser utilizados para precipitação de fósforo, a autora cita dentre estes:

- Minerais e rochas;
- Solos;
- Sedimentos marinhos;
- Sub-produtos da indústria;
- Produtos Industriais.

Diversos autores fizeram uso de minerais, geralmente areia ou rochas, que apresentam em sua constituição Fe, Al e Ca. Dentre os produtos naturais utilizou-se rocha calcária e silicato de cálcio (Brooks *et al.*, 2000), bauxita (Drizo *et al.*, 1999) e zeolitos (Sakadevan e Bavor, 1998).

Alguns autores também propuseram o uso de solos (Seo *et al.*, 2005; Silva, 2007), estes preferivelmente tendo em sua constituição materiais com capacidade de precipitar fósforo. Entretanto o uso de solos é restrito devido a sua baixa condutividade hidráulica.

No caso de produtos marinhos, propôs-se o uso de conchas (Roseth, 2000, *apud* Johansson Westholm, 2006), materiais com relevante concentração de Ca.

O uso de subprodutos industriais ou rejeitos com o objetivo de reter o fósforo no leite é uma alternativa atrativa, pois na maioria das vezes estes materiais apresentam baixo custo. Vários sub-produtos industriais já foram propostos, dentre eles: escória de alto-forno (Grünenberg e Kern, 2001; Johansson, 1998 *apud* Nehrenheim, 2007) alcançando taxas de remoção superiores a 95%; xisto de óleo queimado (Drizo *et al.*, 1999) com absorção de 730 mg de P/kg de material adicionado; cinzas volantes (Agiey *et al.*, 2002, *apud* Johansson Westholm, 2006) com remoção entre 5,44 e 8,26 mg de P/kg de material adicionado; escória de aciaria elétrica (Drizo *et al.*, 2002; Drizo *et al.*, 2006) apresentando saturação entre 1,35 e 2,2 g de P/kg de material em diferentes condições. Park (2009)

sugeriu o uso de lodo de estação de ETA, material com alta concentração de Al, consorciado com conchas de ostras alcançando remoção de 99,7%, material já utilizado por outros autores.

Segundo estudos de Xu *et al.* (2006), o tempo de vida útil dos materiais utilizados para reter fósforo pode variar consideravelmente. A areia utilizada pelos pesquisadores teve vida útil de 9 meses, enquanto estimativa dos mesmos autores para o uso de escória de alto-forno é de que esta se manteria eficaz por um período de 22 anos nas mesmas condições.

Em sistemas de maior dimensão muitas vezes é mais viável o uso de pré ou pós-precipitação para o fósforo. Brix (2003) utilizou sais de cálcio em tanques de sedimentação instalados antes do leito. Chazarenc *et al.* (2007) adicionou escória em tanques de pós-tratamento. Outros autores sugerem o uso de colunas de cálcio (Arias *et al.*, 2003) ascendentes entre dois leitos de fluxo vertical em série.

Segundo Johansson Westholm (2006), a grande variabilidade de condições experimentais tem contribuído para dificultar a normalização dos resultados obtidos em pesquisas que almejam a retenção do fósforo através de adição de matérias que precipitem fósforo. Contudo algumas soluções, como por exemplo, a utilização de wollastonita (CaSiO₃) (Brooks *et al.*, 2000), ou de escória de alto-forno (Johansson, 1998) tem alcançado excelentes níveis de remoção de fósforo, na ordem de 80% a 98%.

Adsorção

Adsorção é o processo no qual as partículas presentes no líquido se ligam quimicamente às partículas da superfície das partículas presentes no meio. Nos leitos estudados, o processo de adsorção ocorre pela ligação entre os íons fosfato e o material presente no leito, sendo que os compostos que tem maior capacidade de se ligar aos íons fosfatos são os mesmos utilizados para a precipitação química.

Segundo Baker *et al.* (1998), a superfície de óxidos metálicos é importante para adsorção de fosfatos devido à presença de múltiplos cátions carregados, altas densidade de cargas positivas na superfície, valores de pH próximo ao neutro e a tendência de formação de hidroxilas em sistemas aquosos.

Além dos constituintes Fe, Al e Ca, a capacidade de adsorção do esgoto é controlada pelo pH do meio e a adsorvidade do material suporte (Stumm e Morgan, 1981, *apud* Prochaska e Zoubolis, 2006).

Os processos de precipitação e adsorção não removem apenas o fósforo, são responsáveis também pela remoção de outros micronutrientes presentes no esgoto e também de nitrogênio. Em experimento realizado por Zhu e Sikora (1995) 61% da amônia foi removida através da sorção.

Tanto a precipitação quanto a adsorção são processos com um limite de funcionalidade. Com o passar do tempo as cargas de fósforo irão saturar os leitos, a partir deste momento estes mecanismos não reterão mais o fósforo afluente e, dependendo das condições ambientais, o fósforo poderá ser disponibilizado no ambiente e lixiviado com o efluente.

Em alguns sistemas o uso de materiais com potencial de remoção de fósforo se mostrou efetivo por vários anos, contudo após a saturação do leito algum tipo de procedimento tem que ser adotado para garantir que o sistema continue a reter o fósforo afluente. Dentre as alternativas estão a substituição total ou parcial do leito ou mesmo sua recuperação.

Sempre que possível deve-se tentar a recuperação do fósforo para posterior uso. Estudos mostram que as jazidas de rochas fosfatadas, das quais se produz o fósforo utilizado para produção de fertilizantes, têm produção limitada. Segundo Cordell *et al.* (2009), o pico de produção em fósforo ocorrerá por volta do ano de 2035, após este período a demanda será maior que a capacidade de produção. Portanto é importante que e o quanto antes se busquem alternativas para o aproveitamento deste nutriente, que é extremamente importante para a produção mundial de alimentos, evitando assim um colapso num futuro próximo.

4. Materiais e métodos

4.1. Local da pesquisa

O experimento foi realizado na Unidade Experimental do IPH/UFRGS, implantado na Estação de Tratamento de Esgotos São João – Navegantes. Esta ETE emprega o processo de lodo ativado e trata o esgoto doméstico de mais de 300.000 habitantes da zona norte do município de Porto Alegre.

No presente estudo foi utilizado o esgoto bruto após passagem pelo gradeamento e desarenação do sistema em escala real de tratamento.

4.2. Descrição do experimento

O experimento empregou dois sistemas para depuração de águas residuárias: banhados construídos de fluxo vertical descendente e leitos percoladores. Ambos foram alimentados de modo intermitente e sem a utilização de descanso. Estes foram alterados a partir de suas configurações clássicas com o objetivo de aumentar a remoção de fósforo do esgoto afluente. Os sistemas propostos neste estudo foram construídos em escala de bancada no interior de uma estufa, que foi utilizada com o intuito de evitar interferência de precipitações pluviométricas.

A atividade experimental foi desenvolvida entre setembro de 2008 e maio de 2009. , e realizada em duas etapas, as quais foram caracterizadas pelo emprego de materiais distintos como meio suporte, a seguir descritas:

- 1ª Etapa: uso de areia como meio suporte, com período de operação de 10 semanas, utilizando a taxa de aplicação superficial de 37,5 L/m².dia, equivalente a 4 m²/PE;

- 2ª Etapa: uso de brita 0, de origem basáltica como meio suporte, com período de operação de 15 semanas.

A segunda etapa foi dividida em duas fases, nas quais se utilizaram taxas de aplicação superficial diferentes:

- 1ª Fase: taxa de aplicação superficial de 300 L/m².dia, equivalente a 0,5 m²/PE, com período de operação de 10 semanas;
- 2ª Fase: taxa de aplicação superficial de 200 L/m².dia, equivalente a 0,75 m²/PE, com período de operação de 5 semanas.

A divisão do experimento é mostrada na Tabela 1, onde se observam as divisões em etapas e fases, os materiais utilizados como meio suporte e as taxas de aplicação superficial (TAS) utilizadas no estudo.

Tabela 1 – Meio suporte e taxa de aplicação superficial utilizadas nas etapas e fases do estudo.

Etapa	Fase	Meio suporte	TAS (L/m².dia)
1ª Etapa	Fase única	Areia	37,5
2ª Etapa	1ª Fase	Brita 0	300
	2ª Fase	Brita 0	200

Os leitos utilizados no experimento foram construídos em tubos de PVC. A altura total foi de 65 cm, dos quais 5 cm eram de borda livre, 10 cm para drenagem do percolado e 50 cm para o leito principal, conforme Figura 8. Os tubos possuíam diâmetro interno de 26 cm, totalizando um área útil de 0,053 m² por leito.

A alimentação era realizada por bomba dosadora por um período de dois minutos, o sistema era acionado a cada três horas. O bombeamento do afluente era feito a partir de um reservatório de passagem, o qual bombeava o esgoto sanitário até um dispositivo repartidor de vazões. Este dispositivo era dotado de vertedores triangulares dimensionados para as vazões de alimentação de cada leito.

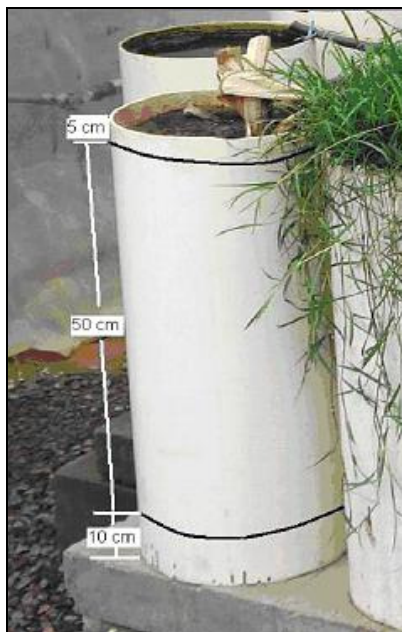


Figura 8 – Leitos utilizados na pesquisa, com a divisão entre o leito principal, leito de drenagem (seção inferior) e borda livre (seção superior).

4.3. Material utilizado como meio suporte

Os materiais utilizados como meio suporte na 1ª e 2ª etapas foram areia e brita, respectivamente. Estes materiais apresentam diferentes características físicas, a areia é um material fino com grande área superficial específica e alta capacidade de filtração. A brita, por outro lado, apresenta tamanho dos grãos muito superior, o que torna sua área específica muito menor, assim como a sua capacidade de filtração, razões pelas quais este material é menos suscetível a colmatção em comparação à areia.

A escolha dos materiais seguiu recomendações da literatura, as quais foram realizadas em relação às características físicas dos materiais empregados como meio suporte. O Ministério do Meio Ambiente e Energia Dinamarquês (1997, *apud* Brix e Arias, 2005) criou norma para auxiliar na construção de banhados construídos de fluxo vertical. Na qual recomenda-se, que o meio suporte possua D10 (diâmetro efetivo), entre 0,25 e 1,2 mm, D60 entre 1 e 4 mm e CU menor que 3,5. Esta Norma recomenda ainda o uso de pré-

tratamento com tanques de sedimentação, contudo, na presente pesquisa utilizou-se esgoto bruto após remoção de sólidos grosseiros e passagem por desarenador.

Outras normas também foram propostas tanto para banhados construídos como para leitos percoladores e não diferem muito da acima citada. A norma NBR 13969/97 (1997) aborda do uso de leitos percoladores, os quais são empregados como pós-tratamento de tanque séptico, e recomenda diâmetro efetivo (D_{10}) entre 0,25 e 1,2 mm e coeficiente de uniformidade inferior a 4. A recomendação da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) sobre o uso de leitos percoladores é de diâmetro efetivo entre 0,25 e 0,75 mm e coeficiente de uniformidade inferior a 4 (USEPA, 1999).

A partir dos índices físicos recomendados realizou-se análise com as areias comerciais disponíveis na região sendo utilizada a areia que mais se aproximou das características sugeridas. A análise granulométrica do material escolhido e os índices físicos encontram-se na Figura 9 e Tabela 2, respectivamente.

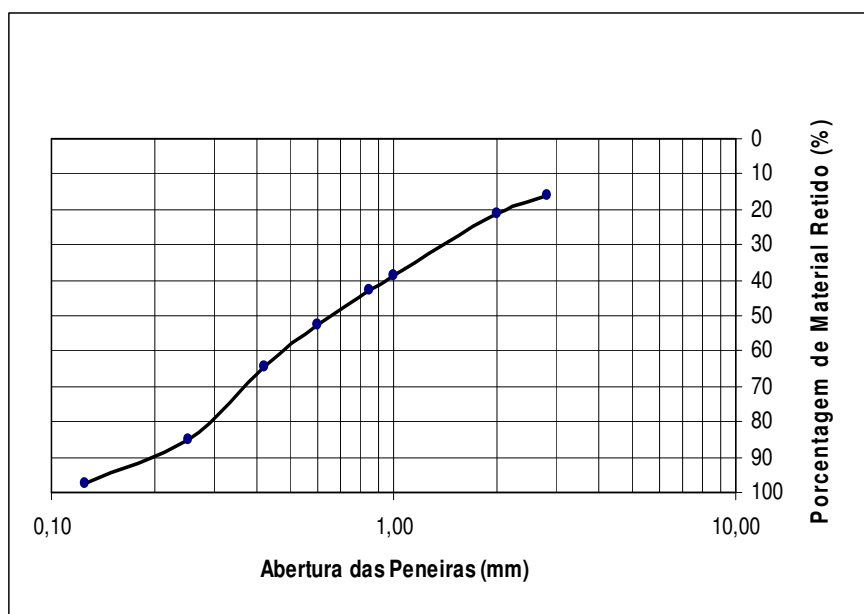


Figura 9 - Análise granulométrica do meio suporte da 1ª etapa.

O material utilizado como meio suporte na 2ª etapa foi brita de origem basáltica, material mais comumente encontrado em lojas de material de construção, mais especificamente a brita 0, correspondente a menor faixa granulométrica comercial, destacando-se que os índices físicos apresentaram grande discrepância em relação aos utilizados na etapa anterior, conforme pode ser observado na Figura 10 e na Tabela 2.

Tabela 2- Índices físicos dos meios suportes empregados em cada etapa.

Índices Físicos	Areia (1ª etapa)	Brita basáltica (2ª etapa)
D₁₀	0,2 mm	3,80 mm
D₆₀	0,93 mm	6,05 mm
C_u	4,65	1,59

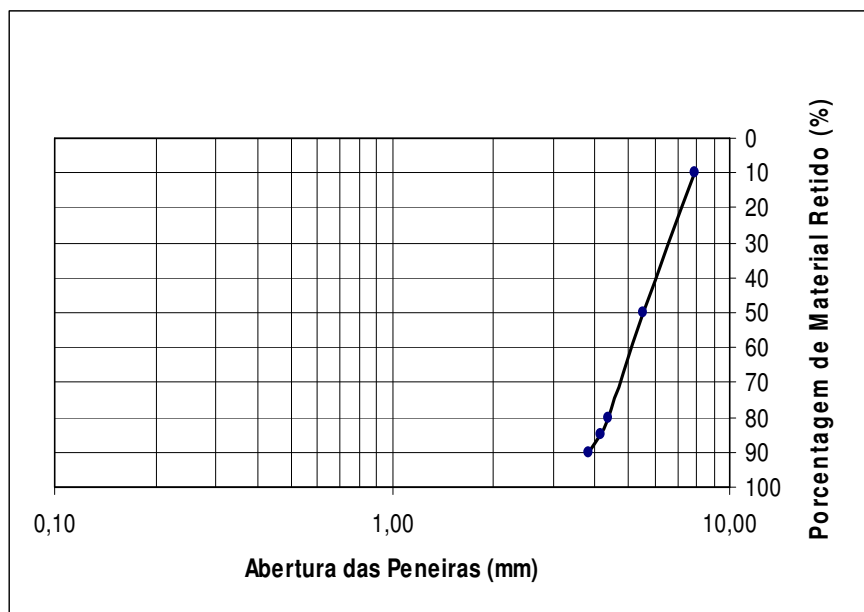


Figura 10 - Análise granulométrica do meio suporte da 2ª etapa.

4.4. Alternativas utilizadas para a retenção de fósforo

O presente estudo almejou aumentar a retenção de fósforo nos leitos utilizados na pesquisa. Para tanto foram testadas duas alternativas; a primeira utilizou leitos percoladores preenchidos com meio suporte convencional (areia ou brita) e a adição de materiais com potencial de ligação de fósforo junto ao meio suporte; a segunda alternativa utilizou banhados construídos de fluxo vertical, os quais utilizaram plantas com potencial capacidade de assimilação de fósforo, plantadas em leitos utilizando material suporte convencional. Ambos os sistemas foram comparados com um Leito Testemunho (branco) para avaliar o efeito da adição de materiais com potencial de ligação de fósforo e da presença de plantas.

4.4.1. Banhados construídos utilizando material com potencial de ligação de fósforo

Esta parte do experimento utilizou materiais com potencial de ligação de fósforo misturados ao meio suporte. Os materiais empregados no experimento foram os seguintes:

- Cavaco de Usinagem; resíduo da indústria metal-mecânica, material composto basicamente de aço-carbono;
- Escória de aciaria elétrica; resíduo de fornos industriais elétricos.

O Cavaco de Usinagem (CU) foi coletado em uma indústria metal-mecânica. Este material é formado por aparas da usinagem de peças metálicas, as quais são constituídas de aço-carbono. O CU apresenta bastante heterogeneidade quanto as suas características físicas. O material possui grande variação quanto à forma das aparas, as quais podem ser longas e finas, ou longas e chatas, podendo também apresentar partículas finas e arredondadas semelhantes à textura da areia. As características do cavaco dependem do tipo de peça e técnica utilizada na usinagem. Este fator dificultou muito a caracterização deste material.

Devido às características do meio suporte empregado na 1ª etapa buscou-se utilizar material mais fino tendo como critério utilizar material com granulometria superior a da areia. Na 2ª etapa buscou-se utilizar material de tamanho superior, pois se fosse utilizado material com características semelhantes à 1ª etapa este poderia ser carregado com o efluente devido às características do meio suporte empregado. O material utilizado na 2ª etapa é observado na Figura 11 junto a um Becker de 200 mL.



Figura 11 - Cavaco de usinagem utilizado na 2ª etapa junto a um Becker de 200 mL.

A escória de aciaria elétrica (EAE), por outro lado, era um material beneficiado, a qual passava por processo de peneiramento que removia o material pulverulento. Após o material era dividido em duas faixas granulométricas: material até 2,54 cm (1") de diâmetro e outra faixa com material com diâmetro entre 2,54 cm (1") e 5,08 cm (2"). Para o estudo foi obtido material com faixa granulométrica mais fina, por esta apresentar maior área superficial.

Na 1ª etapa foi observada grande diferença entre as características físicas do material e do leito. A EAE ainda apresentava área superficial muito inferior ao CU. Para

reduzir esta diferença a EAE foi classificada em peneira de malha de 1,27 cm (1/2"), sendo utilizado o material passante, ou seja, o material mais fino.

A EAE foi utilizada como comparação quanto à capacidade de retenção de fósforo no leite com Cavaco de Usinagem. A Escória de Arco Elétrico já foi utilizada por alguns autores (Drizo *et al.*, 2006; Forget *et al.*, 2001, *apud* Seo *et al.*, 2008), sendo recomendada por possuir constituintes que se ligam ao fósforo como Fe, Al e Ca, conforme observado na Tabela 3.

Tabela 3 - Composição química da escória de aciaria elétrica, análise em ICP/AES (Mancio, 2001).

Composição Química (%)	
Fe	20,1
Ca	18,3
Si	11,1
Mg	6,9
Al	2,3
Mn	2,8
Cr	0,24
Ti	0,4
Zn	0,19
Cu	0,02
Ni	0,03

4.4.2. Leitos percoladores utilizando plantas com potencial de fixação de fósforo

Esta parte do experimento teve como objetivo analisar a capacidade de retenção de fósforo nos leitos utilizando a planta *Luziola peruviana*. Esta planta possui alta taxa de fósforo em sua constituição (Sponchiado e Schwarzbald, 2008), e conseqüentemente

potencial fixadora deste nutriente. Além disso, também apresenta fácil adaptação ao regime hídrico utilizado no experimento, o qual apresenta variações de períodos de inundação com períodos sem lâmina d'água, isto se deve ao fato da *Luziola peruviana* ser uma planta anfíbia. Para fins de comparação foi utilizada a *Typha latifolia*, uma planta bastante utilizada em banhados construídos (Kurup, 2007; Wang *et al.*, 2009; Freitas, 2006; Yalcuk e Ugurlu, 2009). Tanto a *Luziola peruviana* como a *Typha latifolia* são plantas nativas do Brasil.

4.4.3. Estudo de uso de meio suporte diferenciado

Além das duas partes do experimento descritas acima, e realizados com o objetivo de remover o fósforo do esgoto sanitário, foi realizado um estudo comparativo com outros materiais utilizados como meio suporte.

Na primeira etapa foi empregado agregado artificial. Este material também é conhecido pelos nomes comerciais de areia artificial ou areia industrial, o qual é composto de rochas britadas a faixas granulométricas muito finas, o que resulta em granulometria semelhante a da areia. Devido ao custo com transporte este material é economicamente viável em grande parte do Rio Grande do Sul, em regiões distantes de jazidas de areia natural.

O leito com agregado artificial, no entanto, sofreu rápida colmatação nos testes hidráulicos empregando água da torneira, esta ocorreu provavelmente devido à grande fração de finos presentes no material. Optou-se então por descartar este leito da análise.

O material alternativo utilizado na 2ª etapa foi brita 0 de origem granítica, a qual é um material extraído e beneficiado na região de Porto Alegre. Este material apresenta características físicas diferentes do utilizado como meio suporte nos demais leitos, a brita de origem basáltica. Estas diferenças estão ligadas às características geológicas de cada material, tais como formação, dureza, entre outras. Por esta razão estes também apresentam características físicas diferentes após a britagem, mesmo o procedimento de britagem e classificação sendo semelhante. As principais diferenças são os índices físicos (conforme observado na Tabela 4) e o formato dos grãos, os de origem granítica são mais esféricos enquanto os de origem basáltica são mais lamelares.

Tabela 4 - Índices físicos dos agregados utilizados como meio suporte na 2ª etapa.

Índices físicos	Brita granítica	Brita basáltica
D ₁₀	2,94 mm	3,80 mm
D ₆₀	4,46 mm	6,05 mm
C. U.	1,52	1,59

4.4.4. Retenção de fósforo pela planta *L. peruviana*

Outro fator analisado no estudo foi a produção de massa vegetal acima do solo pela *Luziola peruviana*, o qual é um método de retirada direta de fósforo do sistema. Esta foi obtida através do corte e pesagem da macrófita, realizada com periodicidade de duas semanas. A fração vegetal foi pesada *in natura* e seca em estufa (Figura 12). Este procedimento foi feito com o objetivo de avaliar a quantidade de fósforo presente na biomassa acima do solo. A planta também foi analisada em laboratório para identificar a quantidade de fósforo presente em sua massa seca.



Figura 12 – Foto da planta *L. peruviana* após secagem à 60° C.

4.5. Disposição e divisão do experimento

Os leitos foram dispostos ao redor do distribuidor de efluente, conforme observado da Figura 13. Aferições das vazões distribuídas pelo dispositivo eram realizadas semanalmente para assegurar distribuição semelhante entre os leitos.

A configuração dos leitos na primeira etapa foi a seguinte:

- Leitos 1, 2 e 3: areia como meio suporte com adição de cavaco de usinagem;
- Leitos 7, 8 e 9: areia como meio suporte com adição de escória de aciaria elétrica;

Estes dois grupos constituíram os leitos percoladores, nos quais foi avaliada a capacidade dos materiais adicionados ao meio suporte reterem fósforo.

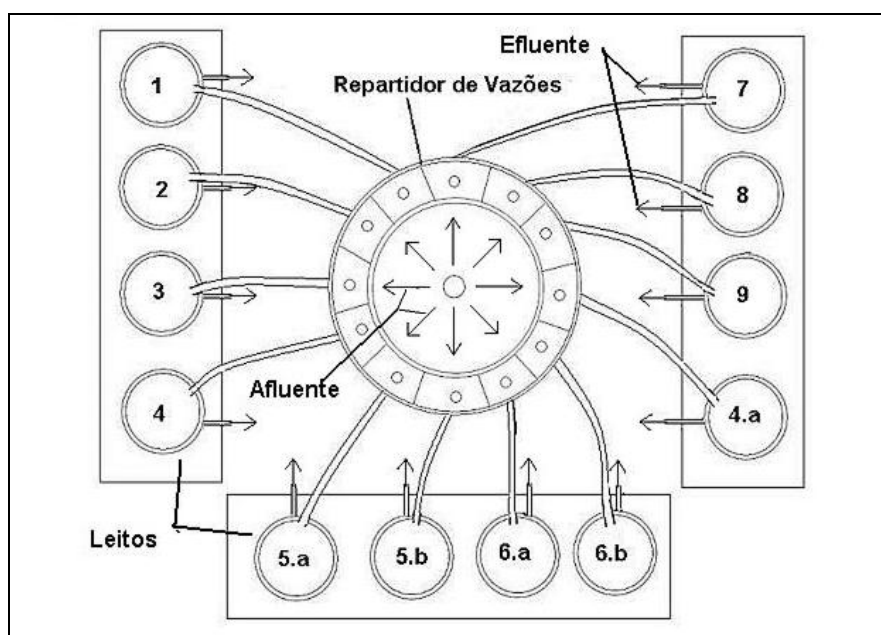


Figura 13 – Esquema mostrando a distribuição dos leitos ao redor do distribuidor de vazões.

- Leitos 5.a e 5.b: areia como meio suporte e utilização da macrófita *L. peruviana*;
- Leitos 6.a e 6.b: areia como meio suporte e utilização da macrófita *T. latifolia*.

Estes dois grupos constituíram os banhados construídos, nos quais foi avaliada a capacidade das plantas fixarem fósforo.

- Leito 4: meio suporte utilizando apenas areia.

Este leito era o Leito Testemunha (branco) do estudo.

- Leito 4.a: meio suporte utilizando agregado alternativo.

Este leito foi operado para avaliar o desempenho de material alternativo ao empregado no Leito 4.

Na segunda etapa a configuração foi semelhante substituindo-se a areia por brita 0 de origem basáltica e substituindo-se o leito com agregado artificial por brita 0 de origem granítica.

4.6. Estabelecimento do sistema

Para início da operação adotou-se valores de carga máxima propostos na literatura (Molle *et al.*, 2005; Boutin *et al.*, 1997).

Os valores recomendados de cargas máximas utilizadas por área foram:

- DQO de até 100 g/m².dia;
- SS de até 50 g/m².dia;
- NTK de até 7 a 10 g/m².dia;
- Taxa de aplicação superficial de até 150 L/ m².dia.

Após o início da operação adotou-se o procedimento de evitar a colmatção, ao mesmo tempo buscou-se utilizar as maiores cargas aplicadas em relação à área dos leitos.

Na primeira etapa após alguns dias de operação observou-se colmatação na superfície da maioria dos leitos, a alimentação então foi interrompida por um período de 48 horas. Após este período o sistema foi religado com a carga hidráulica reduzida à metade, contudo a colmatação ocorreu novamente. Após 48 horas a taxa de aplicação superficial no sistema foi reduzida para 37,5 L/m².dia, o que permitiu o funcionamento sem ocorrência de colmatação.

Para a segunda etapa, a qual utilizou como meio suporte brita 0, a taxa de aplicação superficial de partida também foi de 150 L/m².dia, para a qual não houve colmatação. Optou-se então por aumentar a taxa de aplicação superficial para 300 L/m².dia, a qual é o dobro da taxa máxima recomendada pela bibliografia, embora esta recomendação seja para uma condição de meio suporte diferente. Mesmo com esta condição de vazão não houve colmatação. Com a finalidade de avaliar o comportamento do sistema para uma carga hidráulica próxima a sugerida pela bibliografia, a taxa de aplicação superficial foi alterada para 200 L/m².dia na 2^a fase da 2^a etapa.

O tempo necessário para estabelecimento do sistema para a 1^a etapa e entre as duas etapas foi de 4 semanas e de duas semanas para a mudança entre as fases da 2^a etapa.

4.7 Parâmetros de avaliação de desempenho e periodicidade

O sistema foi avaliado através da eficiência de redução das cargas poluentes. Para tanto foram realizadas análises da presença destes poluentes no percolado e no esgoto bruto aplicado. As análises foram baseadas prioritariamente na determinação de fósforo total e ortofosfatos. Também foram realizadas análises dos parâmetros: DQO, grupo nitrogênio (nitrogênio amoniacal, NTK, nitrito e nitrato), alcalinidade, pH e sólidos para identificação do desempenho global dos sistemas de leitos percoladores e banhados construídos.

A periodicidade de coleta foi semanal, entretanto, na segunda fase da segunda etapa os parâmetros fósforo total, ortofosfatos e DQO, foram coletados duas vezes por

semana, enquanto que o grupo nitrogênio e sólidos foram analisados quinzenalmente. A coleta do afluente e dos percolados era realizada às 9 horas da manhã.

As análises e coletas foram realizadas empregando a metodologia proposta pelo “Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater” (APHA, 2005).

4.8. Análise Estatística dos Resultados

A análise dos resultados foi realizada utilizando a análise de variância (ANOVA) ao nível de significância de 5%. Como complemento se utilizou a Comparação Múltipla de Médias (CMM). Neste caso o teste escolhido para fazer a comparação foi o teste de Tukey ao nível de significância de 5% ($p > 0,05$).

A análise estatística dos resultados foi realizada a partir de índices de redução dos parâmetros avaliados, ou seja, a relação entre entrada (afluente) e saída do percolado (efluente).

Para redução de custos de construção e com as análises físicas e químicas não foi realizada duplicata ou triplicata dos leitos. As repetições foram realizadas apenas ao longo do tempo.

5. Resultados e Discussão:

5.1. Análise dos resultados da 1ª etapa

As médias, desvios padrão (DP) e valores de máximo e mínimo de cada parâmetro avaliado do esgoto aplicado na primeira etapa do estudo encontram-se na Tabela 5.

Tabela 5 – Parâmetros físicos e químicos do esgoto bruto aplicado na 1ª etapa.

Parâmetro	Média	DP	Máximo	Mínimo
DQO (mg/L)	800	324	1213	465
N-amoniacoal (mg/L)	25,7	2,8	29,4	22,6
NTK (mg/L)	36,6	7,0	44,3	28,9
Nitrato (mg/L)	0,15	0,08	0,21	0,04
Alcalinidade (mg de CaCO₃/L)	161	13	152	170
SS (mg/L)	557	177	672	295
Fósforo total (mg/L)	5,3	2,3	9,9	3,5
Ortofosfatos (mg/L)	2,8	0,9	3,7	1,5

Remoção de matéria orgânica:

A matéria orgânica foi quantificada por meio da análise da DQO. A análise dos valores de remoção, relação entre a DQO consumida (mg/L) e a DQO afluyente (mg/l), mostrou remoções entre 80 e 97% (conforme observado na Figura 14), o que mostra que todos os leitos apresentaram índices satisfatórios de degradação da matéria orgânica. No entanto, a análise da variância (ANOVA) dos valores dos percolados de cada amostra em relação ao Leito Testemunha (Leito 4) indicou que o Leito 3 (40% de CU) apresentou diferença significativa, a qual ocorreu também em relação aos demais leitos utilizando o mesmo material (Leitos 1 e 2). Este apresentou remoção inferior aos demais, com remoção média no período de 80%.

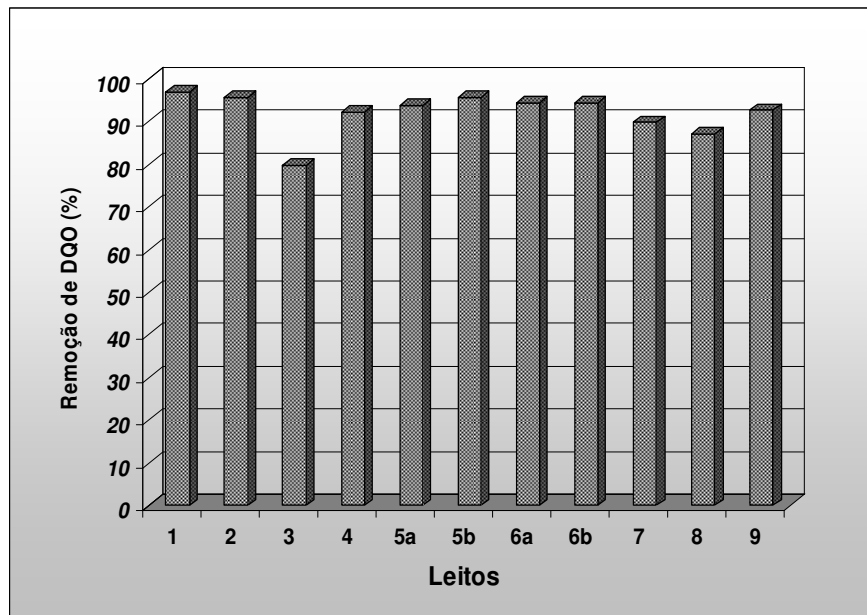


Figura 14 – Remoção média de DQO na 1ª etapa.

A menor eficiência de remoção do Leito 3 ocorreu provavelmente devido à deficiência de entrada de O_2 , a qual geralmente é ocasionada pela colmatação das camadas superiores, regiões mais suscetíveis devido ao acúmulo de SS do efluente aplicado. Segundo Platzter e Mauch (1997), o funcionamento adequado de sistemas de leitos verticais depende da eficiente aeração do meio suporte. A colmatação era analisada por observação visual da superfície, contudo esta não foi diagnosticada em nenhum dos leitos, o que mostra que esta ocorreu possivelmente abaixo da superfície visível.

A análise de variância descrita acima foi realizada utilizando os valores de cada amostra de percolado coletada (em mg/L) e as remoções mencionadas referem-se à remoção global de todo o período. A análise de variância também foi realizada com os valores de remoção (%) de cada amostra de percolado em relação ao EB, esta apresentou resultados nos testes de significância idênticos aos descritos acima.

Remoção de nitrogênio:

A conversão do nitrogênio nos leitos estudados foi analisada pelos parâmetros: NTK, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato.

Para a conversão de nitrogênio amoniacal a maioria dos leitos apresentou conversão satisfatória com valores acima de 90%. Apenas os Leitos 3 (40% de CU) e 8 (20% de EAE) apresentaram remoção média inferior aos demais, de 32 e 16% respectivamente (conforme Figura 15). A análise de variância realizada com os valores do percolado (em mg/L) em relação ao Leito Testemunha confirmou que estes leitos apresentaram diferença significativa, a qual ocorreu também em relação aos demais leitos utilizando os mesmos materiais.

A baixa conversão de nitrogênio amoniacal nos Leitos 3 e 8 é atribuída à deficiência de entrada de ar no sistema, a qual ocorreu possivelmente devido à colmatação das camadas superiores. Segundo Platzer (1999), o balanço de oxigênio positivo é essencial para a ocorrência da nitrificação. Esta provável deficiência de entrada de O_2 já foi observada anteriormente no Leito 3 na análise de DQO. Quanto ao Leito 8, este não apresentou diferença de remoção para a análise de DQO, contudo segundo Cooper (1999), a conversão de matéria orgânica necessita menor quantidade de O_2 para ser oxidada. Enquanto que para cada grama de nitrogênio amoniacal ser convertido à nitrato são necessárias 4,3 g de O_2 , para cada grama de DQO ser degradada é necessário cerca de 0,7 g O_2 . Os resultados mostram então que o O_2 que ingressou no Leito 8 foi suficiente apenas para a remoção de DQO, mas não para a nitrificação.

Os leitos plantados apresentaram altos valores de remoção de nitrogênio amoniacal, todos acima do valor encontrado no leito testemunha, conforme observado na Figura 15. Contudo apenas o Leito 6.b apresentou diferença significativa de remoção, no caso positiva. Este resultado, entretanto, ficou em desacordo para o esperados para os leitos com *Typha latifolia* (6.a e 6.b), pois as plantas morreram no início do experimento. Já nos leitos plantados com *Luziola peruviana* o comportamento foi de acordo com o esperado. Segundo Brix (1994), as plantas liberam oxigênio livre pelos rizomas e raízes o que auxilia na aeração do leito, possibilitando a ocorrência da nitrificação. Parte do N-

amoniaco também pode ter sido consumido pelo sistema radicular da planta auxiliando na nutrição da mesma.

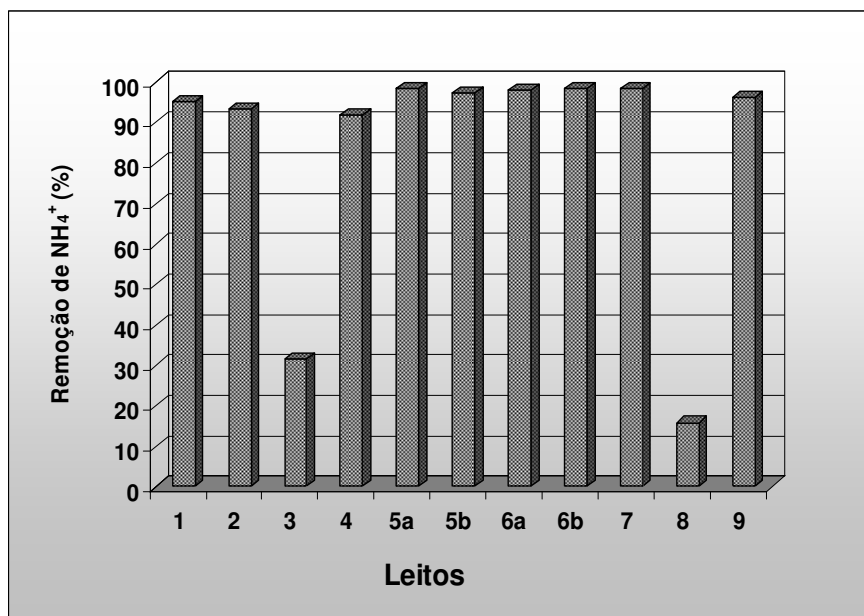


Figura 15 – Remoção média de nitrogênio amoniacal nos leitos na 1ª etapa do estudo.

Na análise da remoção de NTK a maioria dos leitos apresentou altos índices de redução (acima de 90%), conforme observado na Figura 16. Apenas os Leitos 3 (40% CU) e 8 (20% EAE) apresentaram menor remoção em relação aos demais, com remoções médias de 47 e 34%, respectivamente. A análise de variância mostrou que estes apresentaram diferença significativa de remoção. Tal comportamento é semelhante ao observado na análise do nitrogênio amoniacal. Os resultados encontrados pela análise de variância deste parâmetro corroboram com os resultados de nitrogênio amoniacal e mostram a relação entre eles.

Os leitos plantados apresentaram resultados semelhantes aos encontrados para a análise de nitrogênio amoniacal apresentando altos índices de remoção de NTK, o que mostra novamente a relação entre estes parâmetros. A análise de variância, no entanto, mostrou que estes leitos não apresentaram diferença significativa de remoção para a análise de NTK.

A relação entre o nitrogênio amoniacal e o NTK pode ser observada através das análises de esgoto afluente encontrados na Tabela 5, onde se observa que para o EB o NTK apresenta valor de 36,6 mg/L, enquanto que o N-amoniacal apresenta valor de 25,7 mg/L, corresponde à aproximadamente 70% do NTK.

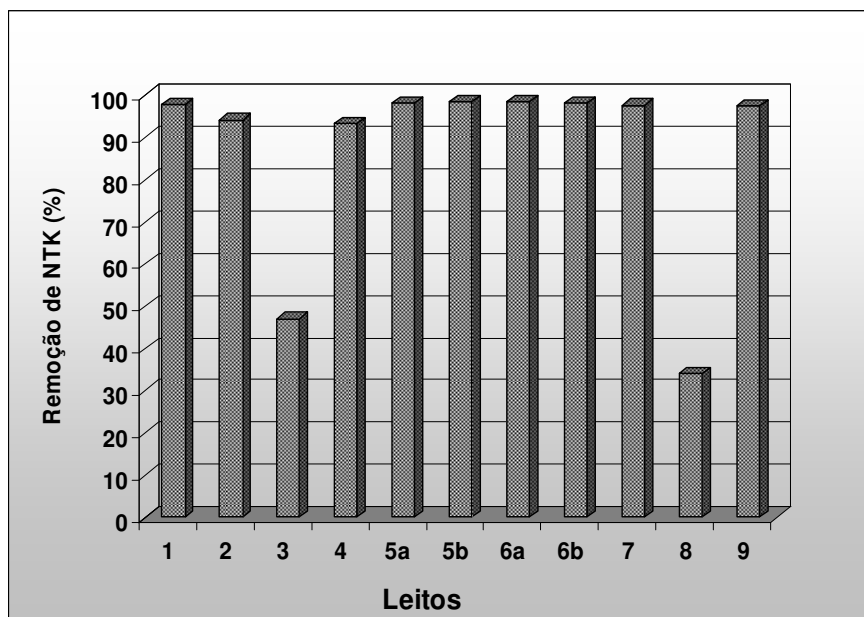


Figura 16 - Redução média de NTK nos percolados na 1ª etapa.

A análise da remoção de nitrato foi feita de duas maneiras: a primeira analisando a massa de nitrato que ficou retida em cada sistema por área de leito em relação ao tempo ($\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$); e a segunda relacionando a quantidade de nitrato retido em cada leito em relação ao que entrou e o que foi produzido (%).

Para análise do nitrato retido foi realizado cálculo relacionando os valores de entrada e saída deste e a produção ocorrida no leito. O cálculo foi baseado na premissa que o nitrogênio amoniacal que foi removido da fase líquida foi transformado em nitrato. Segundo Vymazal (2007), em leitos verticais os principais mecanismos de transformação do nitrogênio são a amonificação e a nitrificação. Dentre estes o segundo é relacionado à produção de nitrato, o que mostra que dentre os processos de conversão de nitrogênio conhecidos o que provavelmente produziu nitrato foi a nitrificação.

Os leitos com adição de CU apresentaram maior retenção de nitrato em relação à testemunha, conforme observado na Tabela 6, os Leitos 1 e 2 foram os que retiveram maior quantidade de nitrato, respectivamente. A análise de variância, no entanto, mostrou que esta diferença não foi significativa, o que também não ocorreu dentro do grupo. O leito 3 foi excluído da análise por não ter realizado nitrificação de maneira adequada.

Para os leitos com adição de EAE os valores de retenção foram semelhantes ao Leito Testemunha, conforme observado na Tabela 6. A análise de variância também não mostrou diferença significativa nem relação ao Leito Testemunha nem dentro do grupo. O leito 8 foi excluído da análise por não ter realizado nitrificação de maneira adequada.

Os leitos plantados apresentaram maior retenção que o leito Testemunha, a qual foi mais significativa para os leitos com *Luziola peruviana*, conforme observado na Tabela 6. A análise de variância mostrou que para os leitos com *Luziola peruviana* a diferença foi significativa, mostrando que a planta contribuiu para a remoção de nitrato. Segundo DeBusk (1999), a remoção do nitrato pelas plantas é feita para sua nutrição, a qual pode ser uma maneira definitiva de remoção em banhados construídos onde é feita a colheita da planta. A análise de variância dos leitos 6.a e 6.b (leitos plantados com *Typha latifolia*) mostrou que a diferença não foi significativa em relação à testemunha, o que mostra que os leitos com *Typha latifolia* não contribuíram para a remoção de nitrato do esgoto aplicado, resultado esperado já que as plantas morreram no início do experimento.

Tabela 6 - Massa de nitrato retido em cada leito por unidade de área por dia na 1ª etapa.

Leito	1	2	3	4	5.a	5.b	6.a	6.b	7	8	9
Retenção (g/m².dia)	0,92	0,90	0,24	0,71	0,85	0,83	0,79	0,78	0,71	0,10	0,74

A análise do nitrato também foi realizada pelas taxas de remoção deste. Esta análise foi realizada pela relação entre o nitrato efluente em comparação ao nitrato afluente somado ao produzido no sistema.

Os leitos contendo CU apresentaram altos índices de remoção, os quais foram superiores a 99%, conforme observado na Figura 17. A análise de variância mostrou que estes apresentaram diferença significativa em relação ao Leito Testemunha (Leito 4). Tal

resultado mostra que a adição do material auxiliou na remoção de nitrato, resultado diferente do encontrado anteriormente onde a retenção de nitrato nos leitos não foi significativa. Este resultado, no entanto, não é corroborado por nenhum estudo, contudo pode ter havido fenômeno semelhante à ligação ocorrida entre o Fe (cátion), presente no material, e o fosfato (ânion), sendo neste caso o nitrato o ânion. O leito 3 foi excluído da análise por não ter realizado nitrificação de maneira adequada.

Para os leitos com EAE a remoção foi semelhante ao Leito Testemunha. A análise variância mostrou que não houve diferença significativa, a qual também não ocorreu dentro do grupo. O leito 8 foi excluído da análise por não ter realizado nitrificação de maneira adequada.

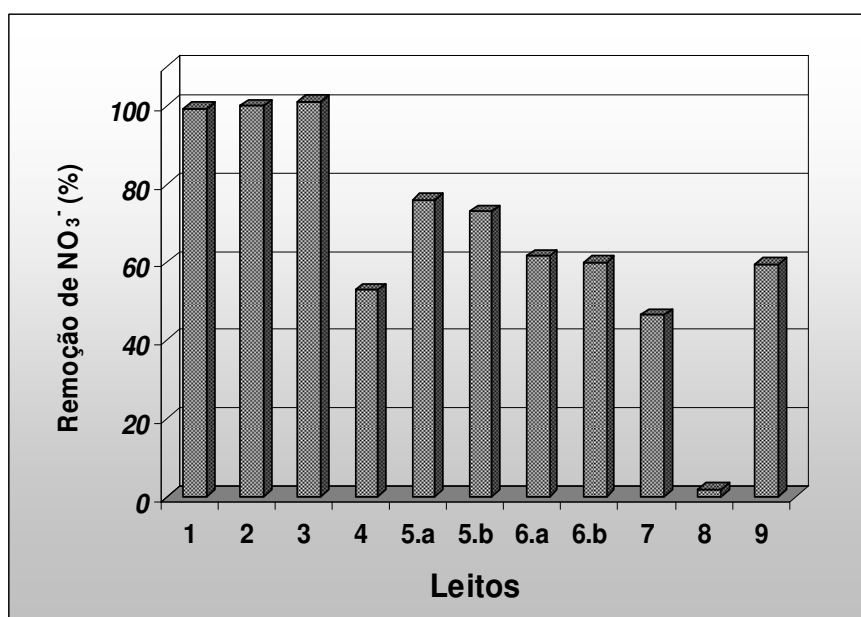


Figura 17 – Remoção média de nitrato na 1ª etapa.

Para os leitos com plantas se observa sensível distinção entre os leitos com *L. peruviana* e os com *T. latifolia*. Os leitos com *L. peruviana* apresentaram valores de remoção, de 76 e 73%, os leitos com *T. latifolia* valores de remoção pouco abaixo de 60%, já o Leito Testemunha apresentou remoção de 53%, conforme observado na figura 17. Ambos apresentando remoção superior ao Leito Testemunha. A análise de variância, no entanto, não mostrou diferença significativa entre as plantas e o Leito Testemunha, nem

entre a *L. peruviana* e a *T. latifolia*. Este resultado mostraria que a presença das plantas não auxiliou na retenção de nitrato do leito, o qual é contrário ao encontrado na análise anterior onde os leitos com *L. peruviana* apresentaram retenção significativa de nitrato.

Também foram realizadas análises de nitrito presente nos percolados e no EB, as quais apresentaram resultados nulos para todas as amostras.

Variação da alcalinidade:

A alcalinidade foi medida no EB e nos percolados dos leitos, conforme apresentado na Tabela 7. Onde se observa também o balanço da alcalinidade ocorrida no leito e a produção de alcalinidade.

O balanço de alcalinidade foi calculado a partir do valor obtido do esgoto bruto considerando a parcela requerida para nitrificação, que utiliza 7,14 g de alcalinidade (mg de CaCO_3/L) por g de N oxidado de N-amoniaco para nitrato e a gerada pela desnitrificação, que gera 3,57 g de alcalinidade (mg de CaCO_3/L) por g de nitrato convertido à nitrogênio gasoso (Metcalf e Eddy, 2003). Na Tabela 7 é apresentado o valor da produção de alcalinidade, correspondente a diferença entre o percolado e o balanço. Observa-se que alguns valores desta são positivos, mostrando que o leito gerou alcalinidade por outros mecanismos além dos processos de nitrificação e desnitrificação. Já os valores negativos indicam que outros mecanismos consumiram alcalinidade no leito.

Nesta etapa havia apenas dois valores de alcalinidade para cada leito, por esta razão não foi realizada análise estatística, foi realizado apenas o valor médio de alcalinidade, nitrogênio amoniacal e nitrato para discussão do comportamento dos sistemas em relação à variação da alcalinidade.

Conforme já discutido no item referente à análise do nitrogênio amoniacal, foi verificado que os leitos 1 e 2 (10 e 20% de CU) apresentaram altos índices de eficiência de nitrificação, de 95 e 93%, respectivamente. Já o leito 3, preenchido com 40% de cavaco de usinagem, apresentou nitrificação de apenas 32%, a qual ocorreu provavelmente devido à deficiência de oxigênio no sistema, conforme já mencionado. O baixo índice de nitrificação

neste leito pode ser mais uma vez observado pelo maior valor no balanço da alcalinidade, conforme mostrado na Tabela 7.

Tabela 7 - Valores de pH, alcalinidade dos percolados, balanço entre as alcalinidades nos leitos e diferença entre alcalinidade dos percolados e balanço encontrados na 1ª etapa.

Leito	Constituição	pH	Alcalinidade (mg/L de CaCO ₃)		
			Percolado	Balanço (*)	Produção (**)
1	10% de CU	7,05	83,3	73,7	9,7
2	20% de CU	8,13	58,4	75,8	-17,4
3	40% de CU	8,99	84,2	125,6	-41,4
4	Testemunha	6,09	14,3	59,9	-45,6
5.a	<i>L. peruviana</i>	5,90	47,3	61,3	-14,0
5.b	<i>L. peruviana</i>	6,07	13,5	61,0	-47,5
6.a	<i>T. latifolia</i>	5,89	9,1	56,3	-47,2
6.b	<i>T. latifolia</i>	5,90	17,2	54,3	-37,1
7	10% de E.A.E.	8,36	173,6	47,7	125,9
8	20% de E.A.E.	8,92	120,7	139,9	-19,2
9	40% de E.A.E.	9,42	81,6	54,5	27,1
EB	-	7,00	161,0	-	-

(*) Balanço = alcalinidade do EB - requerida pela nitrificação + gerada pela desnitrificação.

(**) Produção = Percolado-Balanço.

Quanto à produção de alcalinidade os leitos 1 e 2 apresentaram valores superiores ao Leito Testemunha. Tal resultado indica que a presença do material no meio provocou aumento da alcalinidade no percolado, contudo o incremento da alcalinidade não apresentou tendência de aumento linear em função da quantidade de material adicionado. Esta consideração pode ser comprovada pela maior produção de alcalinidade no Leito 1 (10% de CU) em relação ao Leito 2 (20% de CU). Já o Leito 3 (40% de CU) apresentou valor de produção de alcalinidade semelhante ao Leito Testemunha, contudo este não foi

avaliado devido ao baixo valor de nitrificação, impossibilitando a comparação direta entre os leitos.

Também foi observado que a presença do material aumentou o pH do percolado, fato que fica mais evidenciado quando observa-se que os valores de pH aumentaram com o aumento das frações de CU, conforme observado na Tabela 7. Entretanto este comportamento é exatamente o oposto do esperado, ou seja, menor pH com o aumento da alcalinidade. Não se encontrou na literatura nenhum estudo que pudesse explicar tal comportamento, o que se pressupõe é que alguma reação possa ter ocorrido no leito pelo uso de CU e que esta aumentou o pH e interferiu na análise ou mesmo provocou aumento da alcalinidade.

Os valores de produção de alcalinidade (Tabela 7) mostram que os Leitos 7 e 9, com adição de 10 e 40% de EAE respectivamente, apresentaram valores positivos, que é mais evidenciado no Leito 7. Tais resultados indicariam que a adição deste material no leito produziu alcalinidade. A produção de alcalinidade pelo material não foi proporcional à adição de material, comportamento também observado nos leitos com adição de CU. O Leito 8 apresentou valor de consumo de alcalinidade próximo ao do Leito Testemunha, contudo este não foi avaliado devido ao baixo valor de nitrificação, o que impossibilita a comparação entre os leitos.

Pode-se observar também que os leitos com adição de EAE apresentaram altos valores de pH nos percolados, o qual pode ter sido gerado, assim como a possível produção de alcalinidade no meio, pela presença do material. No entanto este comportamento foi oposto ao do leito com adição de CU, onde o aumento do pH e da alcalinidade foi diretamente proporcional.

Quanto aos leitos com plantas, Leitos 5.b e Leitos 6.a e 6.b, foi observado comportamento semelhante ao do Leito Testemunha, com exceção do leito 5.a que apresentou consumo de alcalinidade inferior aos demais leitos, que pode ser atribuído a um erro de análise. Lembrando que havia apenas dois valores para alcalinidade sendo um erro pontual muito mais evidenciado. Estes resultados mostram que não houve diferença na produção de alcalinidade nestes leitos em relação ao Leito Testemunha. O comportamento semelhante também é comprovado pela pequena diferença entre os valores de pH entre os leitos plantados e o Leito Testemunha.

Remoção de sólidos suspensos:

A remoção de sólidos suspensos (SS) na 1ª etapa apresentou valores entre 65 e 82%, conforme observado na Figura 18. Esta faixa de valores é baixa para leitos utilizando materiais com faixa granulométrica fina como meio suporte. Segundo Brix e Arias (2005), em leitos de fluxo vertical utilizando areia como meio suporte a remoção de SS é extremamente efetiva.

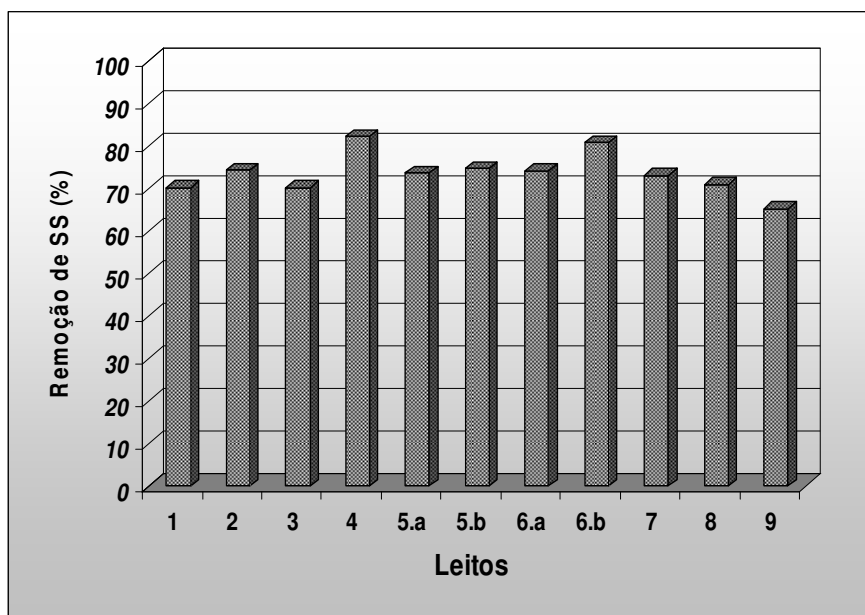


Figura 18 - Remoção de sólidos suspensos na 1ª etapa.

A análise de variância dos valores de SS mostrou que nenhum dos leitos apresentou diferença significativa. Este fato provavelmente se deva a grande variação encontrada nos resultados, observada pelos altos valores de desvio padrão, conforme Tabela 8. Os valores de DP são tão altos se aproximando muito da média ou chegando a ultrapassá-la (caso ocorrido no Leito 3). Por esta razão é muito difícil fazer quaisquer afirmações sobre o comportamento da remoção de sólidos suspensos.

Tabela 8 - Médias e Desvios Padrões de sólidos suspensos nos percolados e esgoto bruto na 1ª etapa.

Leitos	1	2	3	4	5.a	5.b	6.a	6.b	7	8	9	EB
Média	166	143	166	99	147	141	144	107	150	162	195	557
DP	80	102	173	33	106	115	124	26	107	116	100	177

Retenção de fósforo:

Os leitos empregados na 1ª etapa do estudo apresentaram alta capacidade de retenção de fósforo durante o período. A remoção de fósforo total na 1ª etapa foi superior a 90%, conforme observado na Figura 19. A remoção de ortofosfatos situou-se entre 85% e 96%, conforme Figura 20.

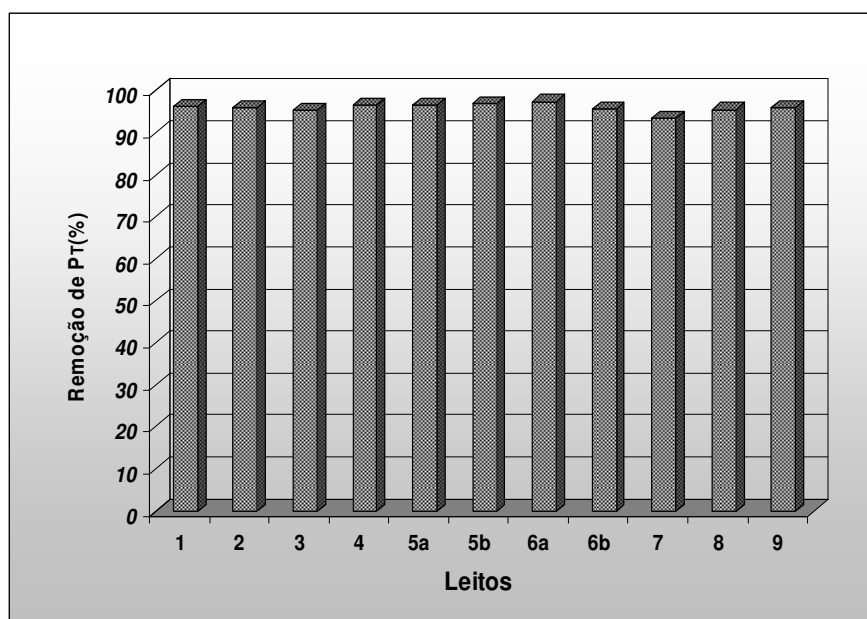


Figura 19 - Remoção de fósforo total na 1ª etapa

Devido às altas taxas de remoção de fósforo total e ortofosfatos em todos os leitos pode-se afirmar que esta ocorreu provavelmente devido às características físicas do meio

suporte, o qual apresenta faixa granulométrica bastante fina, conforme observado na Figura 9, na página 36.

A utilização de leitos de granulometria fina proporciona grande superfície de aderência para os microrganismos que realizam a depuração dos poluentes presentes no esgoto sanitário. Além de proporcionar maior tempo de contato, segundo Sakadevon e Bavor (1998), o maior tempo de contato auxilia na remoção de fósforo e outros nutrientes e também da degradação da matéria orgânica. A utilização de meio suporte com esta granulometria também proporciona alta retenção de partículas sólidas por filtração, onde o fósforo está ligado fisicamente. Entretanto tais resultados não foram corroborados pela análise de SS realizadas, as quais mostraram remoção menor que a esperada, tal diferença pode ter acontecido devido a problemas ocorridos na análise.

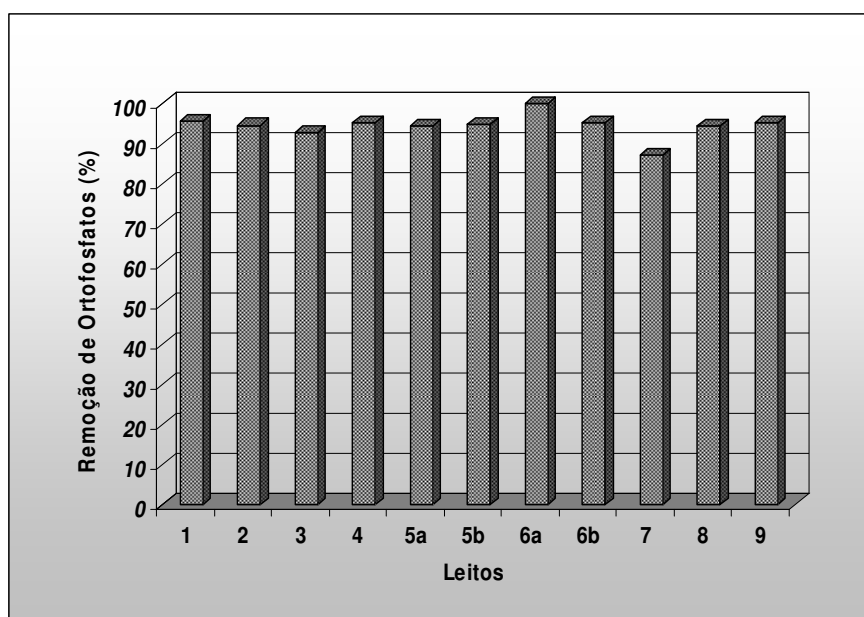


Figura 20 - Remoção de ortofosfatos na 1ª etapa.

Para os leitos com CU os valores de fósforo total e ortofosfatos foram superiores aos encontrados para o Leito Testemunha, principalmente no Leito 3 para ortofosfatos (Tabela 9), o que indicaria que o uso do material contribuiu de maneira negativa para a remoção de fósforo. Entretanto os demais leitos contendo CU não apresentaram diferença significativa na remoção de fósforo (P_T e ortofosfatos) quando comparados ao Leito

Testemunha. A análise de variância também não mostrou diferença significativa entre os leitos utilizando o mesmo material. Mesmo não sendo significativo, o Leito 3 (40% CU) apresentou menor remoção de fósforo em relação aos demais leitos contendo CU e ao Leito Testemunha. Uma possível razão para esta deficiência de remoção pode estar ligada à baixa remoção de DQO e de nitrogênio amoniacal, as quais já foram analisadas previamente. Esta menor remoção de fósforo do Leito 3 ocorreu, devido ao fato de a degradação de matéria orgânica também consumir fósforo para síntese de novas células e nutrição, como esta não ocorreu de maneira satisfatória a remoção de fósforo foi menor neste leito.

Tabela 9 - Valores médios e desvios padrões de fósforo total e ortofosfatos nos percolados e no afluente na 1ª etapa.

Leito	Constituição	Fósforo total		Ortofosfatos	
		Média	DP	Média	DP
1	10% de CU	0,20	0,05	0,12	0,01
2	20% de CU	0,21	0,08	0,12	0,02
3	40% de CU	0,24	0,07	0,24	0,19
4	Testemunha	0,17	0,05	0,12	0,01
5.a	<i>L. peruviana</i>	0,18	0,05	0,15	0,08
5.b	<i>L. peruviana</i>	0,15	0,02	0,12	0,02
6.a	<i>T. latifolia</i>	0,14	0,03	0,13	0,03
6.b	<i>T. latifolia</i>	0,22	0,18	0,12	0,03
7	10% de E.A.E.	0,35	0,12	0,36	0,14
8	20% de E.A.E.	0,23	0,08	0,14	0,04
9	40% de E.A.E.	0,21	0,14	0,12	0,01
Afluente		5,26	2,31	2,84	0,90

Quanto aos leitos com escória de aciaria elétrica houve diferença de remoção apenas no Leito 7 (10% EAE), observado na Tabela 9, os demais leitos apresentam valores

próximos ao Leito Testemunha. As remoções neste leito foram um pouco inferiores aos demais, principalmente a de ortofosfatos. A análise de variância mostrou que houve diferença significativa do Leito 7 (10% EAE) em relação ao Leito Testemunha. Para fósforo total a diferença não foi significativa dentro do grupo (demais leitos com adição de EAE), já para ortofosfatos ela se mostrou significativa entre o Leito 7 e aos demais leitos contendo EAE. Este resultado indicaria que este leito apresentou diferença de remoção em relação aos demais. Ou seja, a adição de material contribuiu negativamente para remoção de fósforo, contudo esta menor remoção com o uso de EAE apareceu apenas no Leito 7, a qual não foi observada nos outros leitos que utilizaram o mesmo material. Esta diferença não parece estar relacionada com nenhum dos parâmetros ligados à degradação biológica, como DQO e nitrogênio amoniacal. O único parâmetro que sofreu variação significativa neste leito em relação aos demais foi alcalinidade, contudo não foi encontrado na literatura nenhum estudo que relacione produção de alcalinidade com diminuição da remoção de fósforo para este tipo de leito. Não havendo, portanto, explicação para o comportamento deste leito.

Quanto aos leitos plantados, estes não apresentaram variação da remoção de fósforo total ou ortofosfatos, e apresentaram valores próximos ao Leito Testemunha. A análise de significância apontou que estes não apresentaram diferença significativa, tanto para fósforo total como para ortofosfatos. Portanto a presença de plantas não influenciou na remoção de fósforo.

A planta *T. latifolia* pereceu nas duas tentativas de plantio realizadas na primeira etapa. Já a *L. peruviana* se desenvolveu satisfatoriamente no período. Este fato provavelmente se deve ao fato desta macrófita ser uma planta anfíbia, a qual convive com alterações de regime de inundação.

O objetivo deste estudo era avaliar as alternativas para a remoção de fósforo, tanto materiais com potencial de ligação de fósforo como plantas com potencial de assimilação, entretanto observou-se que os mecanismos ligados às características físicas do meio suporte foram os que predominaram na retenção do fósforo. Para reduzir a influência do meio suporte optou-se pela troca dos leitos, utilizando-se assim um leito com faixa granulométrica mais grosseira. Com a alteração buscou-se melhor entendimento sobre a

influência dos materiais com potencial de ligação de fósforo e das plantas com potencial fixação de fósforo.

5.2. Análise dos resultados da 2ª etapa

Os valores médios, de desvios padrão (DP), máximos e mínimos do esgoto aplicado na segunda etapa do estudo encontram-se na Tabela 10.

Tabela 10 - Parâmetros físicos e químicos do esgoto bruto aplicado na 2ª etapa.

Parâmetro	Média	DP	Máximo	Mínimo
DQO (mg/L)	1445	1406	4719	188
N-amoniacoal (mg/L)	23,7	5,6	31,2	13,2
NTK (mg/L)	31,9	11,4	59,0	13,4
Nitrato (mg/L)	0,8	1,4	4,2	0,02
Alcalinidade (mg de CaCO₃/L)	166	58	292	109
SS (mg/L)	856	491	1740	416
Fósforo total (mg/L)	6,4	2,1	9,8	2,4
Ortofosfatos (mg/L)	4,1	2,1	7,8	1,7

Remoção de matéria orgânica:

A remoção de matéria orgânica pelos leitos foi quantificada por meio da DQO, a qual apresentou valores médios de remoção entre 60 e 79% (Figura 21). Nos testes de análise de variância dos valores dos percolados (mg/L) em relação ao Leito Testemunha nenhum dos leitos apresentou diferença significativa. Este resultado mostra que os leitos receberam O₂ suficiente para realizar a depuração de matéria orgânica. Segundo Cooper (2005), a remoção de matéria orgânica é uma das características mais importantes destes tipos de sistemas, o que mostra que estes tiveram funcionamento satisfatório.

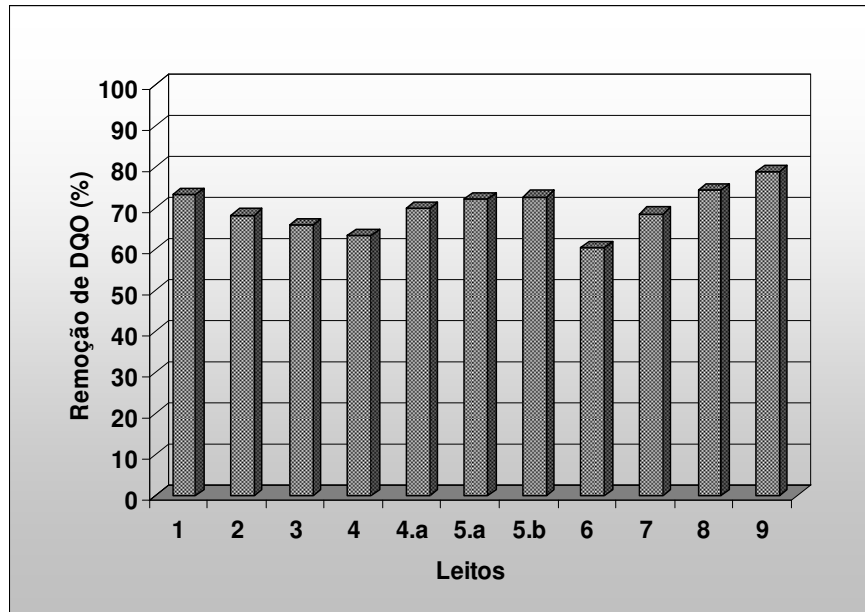


Figura 21 - Remoção média de DQO na 2ª etapa.

Entretanto, se observou que os valores de remoção foram inferiores aos encontrados na 1ª etapa, na qual se utilizou meio suporte mais fino. O uso de material mais fino aumenta a área de aderência para os microrganismos, contudo aumenta o risco de colmatação, o que ocorreu na etapa anterior. O uso de meio suporte de menor granulometria também requer aumento da área utilizada em função da carga ou vazão.

Remoção de nitrogênio:

Os processos de conversão do nitrogênio nos leitos estudados foram analisados pelos parâmetros: NTK, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato.

Quanto à conversão de nitrogênio amoniacal os leitos apresentaram remoção entre 58 e 79%, conforme observado na Figura 22. Nenhum dos leitos apresentou diferença significativa de remoção. Tal resultado mostra que os leitos apresentaram suficiente capacidade de aeração, fato já observado na análise da DQO. Segundo Kayser e Kunst (2005), a nitrificação é um indicador bastante sensível do estado dos leitos verticais, o que

mostra que estes receberam O_2 suficiente para realizar a remoção DQO e também a nitrificação.

Os valores de remoção, no entanto, situaram-se abaixo dos encontrados na 1ª etapa, onde os valores situaram-se acima de 90%, excluindo-se os leitos que apresentaram colmatagem. Esta maior remoção deve-se principalmente as diferentes características dos meios suportes utilizados, já citados anteriormente.

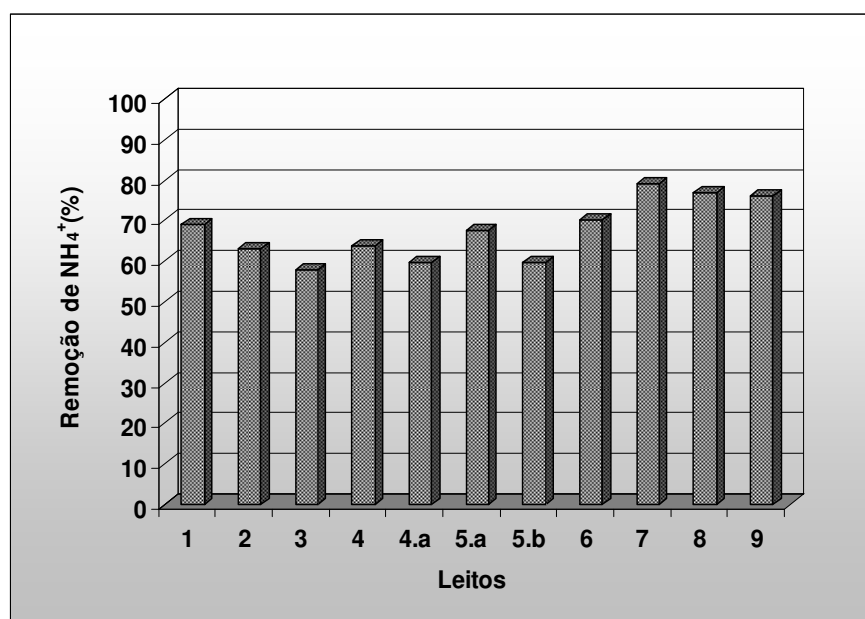


Figura 22 - Média da redução de nitrogênio amoniacal nos percolados na 1ª etapa.

Quanto ao NTK as taxas de remoção situaram-se entre 49 e 78%, conforme observado na Figura 23. Comportamento semelhante ao observado na análise de nitrogênio amoniacal. Nesta etapa nenhum dos leitos apresentou diferença significativa, tal comportamento confirma o que foi observado na primeira etapa, onde a maioria do NTK era composta por nitrogênio amoniacal. Os resultados encontrados pela análise de variância deste parâmetro corroboram os resultados de nitrogênio amoniacal e mostram a relação entre eles.

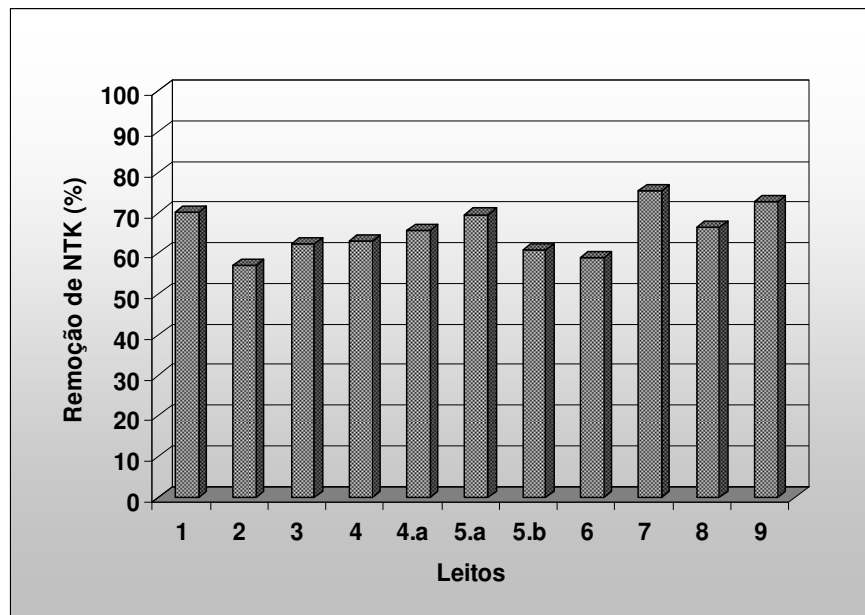


Figura 23 - Redução média de NTK nos percolados na 2ª etapa.

A análise dos valores do nitrato foi feita de duas maneiras: a primeira analisando a massa de nitrato que ficou retida em cada sistema por dia por área de leito ($\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{dia}$); e a segunda relacionando a capacidade de retenção do nitrato em cada leito em relação ao que entrou e o que foi produzido (%).

Para análise do nitrato retido foi realizado cálculo relacionando os valores de entrada e saída deste e a produção ocorrida no leito. O cálculo foi baseado na premissa que o nitrogênio amoniacal que foi removido da fase líquida foi transformado em nitrato. Segundo Vymazal (2007), em leitos verticais os principais mecanismos de transformação do nitrogênio são a amonificação e a nitrificação. Dentre estes o segundo é relacionado à produção de nitrato, o que mostra que dentre os processos de conversão de nitrogênio conhecidos o que provavelmente produziu nitrato foi a nitrificação, por esta ser significativa em leitos de fluxo vertical.

Quanto aos leitos com adição de Cavaco de Usinagem, se observa na Tabela 11 que estes tiveram pequena variação da retenção de nitrato em relação ao Leito Testemunha.

Os leitos com adição de Escória de Aciaria Elétrica (Leitos 7 e 9) também apresentam valores de carga diária retida pouco superiores ao Leito Testemunha, conforme observado na Tabela 11.

Tabela 11 – Massa de nitrato retido em cada leito por unidade de área por dia na 2ª etapa.

Leito	1	2	3	4	4.a	5.a	5.b	6	7	8	9
Massa (g/m ² .dia)	5,58	5,38	5,20	4,49	3,73	5,48	4,32	5,60	5,50	5,36	5,27

Os leitos plantados, tanto com *Luziola peruviana* como com *Typha latifolia* apresentaram maior retenção em relação ao Leito Testemunha, conforme Tabela 11.

A análise do nitrato também foi realizada pelas taxas de remoção do nitrato. Estas foram realizadas pela relação entre nitrato efluente em relação ao nitrato afluente e produzido no sistema.

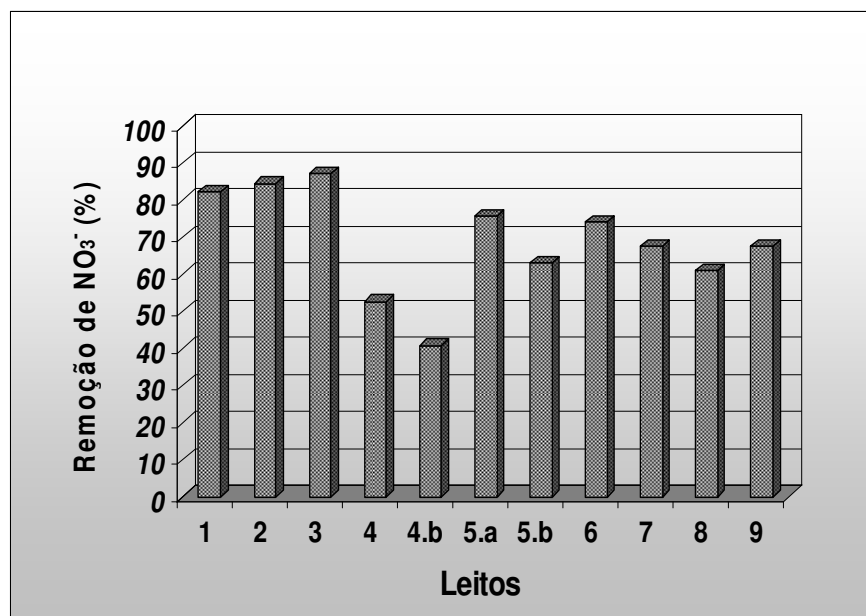


Figura 24 - Remoção média de nitrato na 2ª etapa.

Quanto aos leitos com adição de cavaco de usinagem, a remoção de nitrato apresentou remoção superior ao Leito Testemunha, conforme observado na Figura 24. Entretanto a análise de variância mostra que tanto para as cargas de nitrato retido como para a remoção percentual estes não apresentaram diferença significativa, a qual também não foi significativa entre os leitos utilizando mesmo material.

Para os leitos com EAE a remoção foi superior ao Leito Testemunha, contudo ela não foi significativa a exemplo do observado na 1ª Etapa.

Para os leitos plantados os valores de remoção também foram superiores para estes leitos, contudo a análise de variância não mostrou diferença significativa de retenção ou remoção de nitrato para os leitos plantados.

O Leito com meio suporte de origem granítica (Leito 4.a) apresentou valores inferiores aos encontrados pelo Leito testemunha (Leito 4) e também menor remoção de nitratos. Contudo a análise de variância não apresentou diferença significativa.

Embora nenhum dos leitos tenha apresentado diferença significativa, seja em relação à massa retida ou relação à remoção os leitos com CU apresentaram valores superiores aos demais, conforme observado na Tabela 11 e na Figura 24. Comportamento semelhante foi observado na 1ª Etapa, onde a remoção nos leitos contendo cavaco de usinagem ficou acima de 99%, resultado que foi significativo. Estes resultados poderiam indicar que houve retenção química pela presença do material, entretanto não foi encontrado nenhum estudo na literatura que corrobore esta afirmação.

Também se observou que os valores de massa retida foram superiores na 2ª etapa em relação à 1ª, tal resultado ocorreu devido à maior taxa de aplicação superficial aplicada na 2ª etapa.

Os resultados de nitrito foram nulos para todas as amostras.

Varição da alcalinidade:

Assim como na 1ª etapa a alcalinidade foi medida no EB e percolados dos leitos, conforme apresentado na Tabela 12, onde se observa também o balanço da alcalinidade ocorrida no leito e a produção de alcalinidade.

Tabela 12 - Valores de pH, alcalinidade dos percolados, balanço entre as alcalinidades nos leitos e diferenças entre alcalinidades dos percolados e balanços nos leitos na 2ª etapa.

Leito	Constituição	Alcalinidade (mg/L de CaCO ₃)			
		pH	Percolado	Balanço (*)	Produção (**)
1	10% de CU	7,02	105,0	101,54	3,44
2	20% de CU	7,14	120,5	108,96	11,51
3	40% de CU	7,20	121,9	115,05	6,83
4	Testemunha	6,60	65,8	95,22	-29,44
4.a	Meio Diferenciado	6,33	83,9	90,80	-6,88
5.a	<i>L. peruviana</i>	6,37	94,0	103,08	-9,07
5.b	<i>L. peruviana</i>	6,44	101,9	99,24	2,64
6	<i>T. latifolia</i>	6,49	92,1	100,33	-8,23
7	10% de E.A.E.	7,01	178,8	83,49	95,27
8	20% de E.A.E.	7,21	234,7	85,05	149,61
9	40% de E.A.E.	7,48	204,3	85,26	119,02
Afluente	-	6,92	165,8	-	-

(*) Balanço = alcalinidade do EB - requerida pela nitrificação + gerada pela desnitrificação.

(**) Produção = Percolado-Balanço.

O balanço de alcalinidade foi calculado a partir do valor obtido do esgoto bruto considerando a parcela requerida para nitrificação, a qual utiliza 7,14 g de alcalinidade (mg de CaCO₃/L) por g de N convertido de N-amoniaco para nitrato e a gerada pela desnitrificação, a qual gera 3,57 g de alcalinidade (mg de CaCO₃/L) por g de nitrato convertido à nitrogênio gasoso (Metcalf e Eddy, 2003). Na Tabela 12 é apresentado o valor da produção de alcalinidade, correspondente a diferença entre o percolado e o balanço.

Observa-se pelos valores da produção que alguns valores são positivos, mostrando que o leito produziu alcalinidade por outros mecanismos diferentes da nitrificação e desnitrificação. Já os valores negativos mostram que outros mecanismos consumiram alcalinidade.

Nesta etapa os leitos apresentaram comportamento semelhante em termos de aeração, tendo como consequência remoção semelhante entre os leitos, portanto é possível compará-los diretamente quanto à produção ou consumo de alcalinidade.

A observação dos valores médios mostra que nos leitos com adição de CU houve produção de alcalinidade, enquanto que no Leito Testemunha houve consumo de alcalinidade, conforme observado na Tabela 12, este resultado indica que a presença do material produziu alcalinidade. Contudo a Análise de Variância (ANOVA) mostrou que a diferença não foi significativa, não sendo possível afirmar que a presença do material aumentou a alcalinidade dos percolados.

Os leitos também não apresentaram diferença significativa entre si, o que indica que não houve diferença de produção para as diferentes frações de material adicionado. Os leitos tiveram comportamento semelhante ao da 1ª etapa, onde a variação da alcalinidade não foi diretamente proporcional ao aumento da quantidade de material.

Os valores de pH também apresentaram valores um pouco superiores ao do leito testemunha, sendo o aumento do pH diretamente proporcional ao aumento das quantidades de material. Já o aumento da alcalinidade nesta etapa não foi tão acentuado quanto o observado na etapa anterior.

Nos leitos utilizando EAE houve produção de alcalinidade, enquanto que no Leito Testemunha houve consumo, conforme observado na Tabela 12, o que indica que a presença do material produziu alcalinidade. A Análise de Variância mostrou que a diferença foi significativa, ou seja, a presença do material no meio alterou a alcalinidade. Esta, contudo não foi proporcional ao aumento das frações de material adicionado, os leitos não apresentaram diferença significativa entre si, o que mostra que as diferentes quantidades de material não influenciaram de maneira diferente a produção de alcalinidade para o período estudado. Os leitos tiveram comportamento semelhante ao da 1ª etapa, onde a presença do material produziu alcalinidade no leito, contudo, assim como na 1ª etapa, este não foi proporcional ao aumento das quantidades de EAE nos leitos.

A diferença para a alcalinidade, no entanto foi superior, o que pode estar ligado a diferença do tamanho entre os materiais, ou seja, o material utilizado na primeira etapa, com granulometria mais fina, pode ter auxiliado na retenção física da alcalinidade produzida pelo material. Já na 2ª etapa onde se utilizou material com granulometria mais grosseira, a

alcalinidade produzida pelo leito não ficou retida fisicamente ao meio suporte, sendo, portanto lixiviada juntamente com o efluente.

Observa-se também valores de pH superiores ao do Leito Testemunha, este se deve ao contato do afluente com o material presente no leito. Esta diferença, no entanto, é muito menor que a observada na etapa anterior, esta diferença se deve provavelmente ao menor tempo de contato entre o esgoto aplicado e o material de recheio nesta fase.

Os leitos plantados apresentaram comportamento semelhante ao Leito Testemunha, o que mostra que não houve interferência das plantas na produção ou geração de alcalinidade. O comportamento semelhante também é comprovado pela pequena diferença entre os valores de pH entre os leitos plantados e o Leito Testemunha.

O leito com utilização de meio suporte granítico (Leito 4.a) apresentou resultados semelhantes ao Leito Testemunha, o que mostra que o uso de material diferenciado não apresentou comportamento diferente quanto à alcalinidade.

Remoção de sólidos suspensos:

A remoção de sólidos suspensos (SS) na segunda etapa apresentou valores entre 42 e 78%, conforme observado na Figura 25.

A análise de variância de SS não mostrou diferença significativa entre os leitos e o branco. O teste foi realizado tanto com as porcentagens de remoção de cada coleta como com os valores brutos de cada amostra. Um fator que pode ter colaborado para que os testes estatísticos apresentassem respostas não-significativas foi a grande variação entre os resultados, a qual pode ser observada pelos valores de desvio padrão (Tabela 13). A grande variação encontrada dificulta maiores conclusões a respeito da quantidade de SS que foi removida pelos leitos.

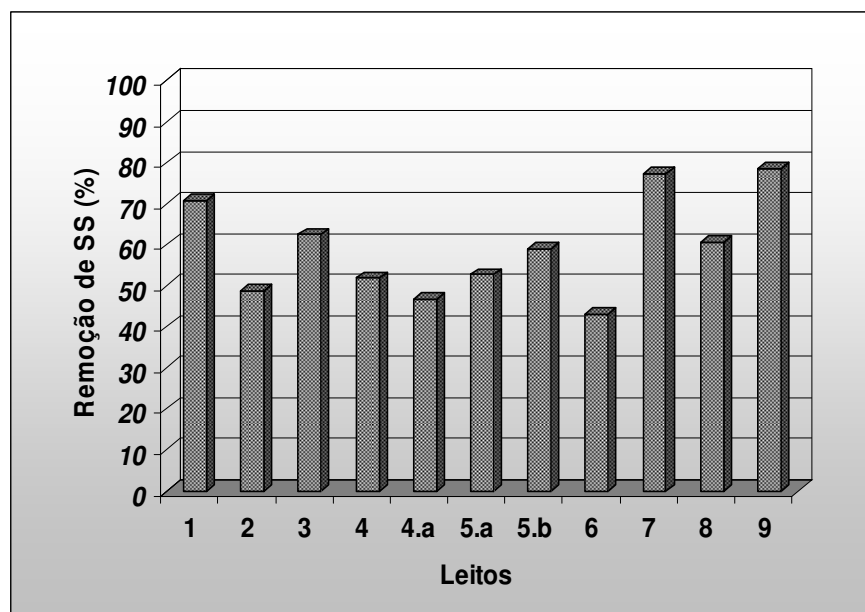


Figura 25 - Remoção de sólidos suspensos na 2ª etapa.

A partir da remoção de SS na 2ª etapa se observou diferença mais pronunciada de remoção nos leitos com adição de EAE, a qual foi superior na comparação aos demais leitos. Esta diferença pode ser atribuída às características físicas do leito, que devido à adição do material, o qual possuía faixa granulométrica mais fina que o meio suporte, ficou com faixa granulométrica menos grosseira que os demais leitos, entretanto é importante ressaltar que esta não foi significativa.

Tabela 13 - Valores médios e desvio padrão de sólidos suspensos na 2ª etapa.

Leito	1	2	3	4	4.a	5.a	5.b	6	7	8	9	0
Média	234	410	301	386	427	379	330	457	182	315	172	801
DP	173	280	167	219	320	293	64	221	115	163	82	475

Esta etapa apresentou desempenho de remoção inferior ao encontrado na 1ª etapa. Este comportamento ocorreu provavelmente devido a granulometria do meio suporte (brita 0) empregado nesta etapa, o qual apresentava características físicas mais grosseiras

e que, portanto propiciavam uma retenção física menos eficiente que a do meio suporte utilizado na etapa anterior.

Remoção de fósforo:

Na segunda etapa a faixa de remoção de fósforo total situou-se entre 13 e 52%, conforme Figura 26. Observou-se decréscimo de eficiência nesta etapa em relação à 1ª. Atribui-se que esta diferença se deve ao emprego de meio suporte com faixa granulométrica mais grosseira. Tal meio reduz o efeito dos mecanismos de assimilação biológica e filtração diretamente ligados às características físicas do meio.

A remoção de ortofosfatos situou-se entre 25 e 67%, conforme Figura 27. A diferença em relação à primeira etapa foi menor para fósforo total, contudo também apresentou grande variação.

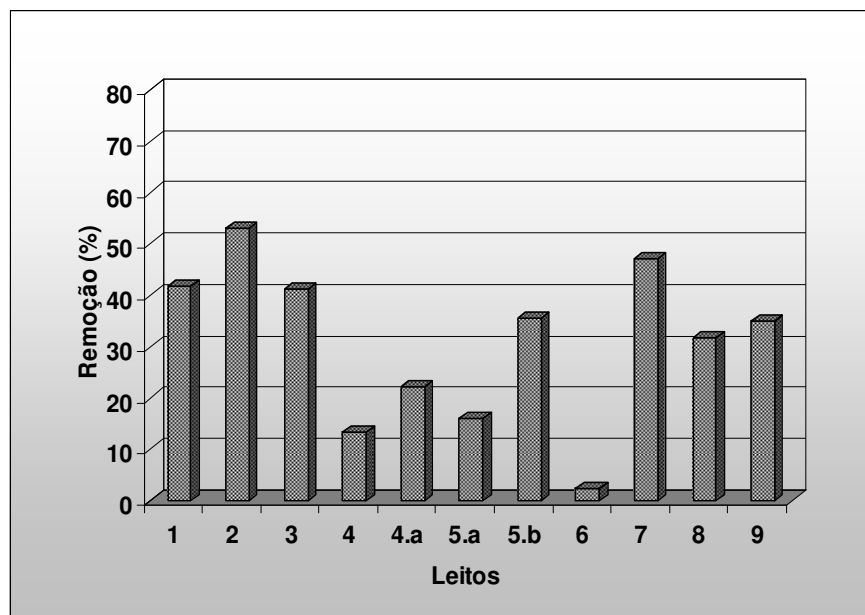


Figura 26 - Remoção de fósforo total na 2ª etapa.

Observa-se pelas taxas de remoção de fósforo que a adição de cavaco de usinagem aos leitos propiciou maior retenção de fósforo em relação ao Leito Testemunha, a qual ocorreu tanto para fósforo total como para ortofosfatos, conforme observado na Tabela 14. Para P_T a diferença foi significativa, o que mostra que a adição de material auxiliou na retenção de fósforo no leito. No entanto não houve diferença significativa dentro dos grupos, ou seja, frações diferentes do material com potencial de ligação de fósforo não resultaram em diferenças significativas de remoção de fósforo total. Entretanto é importante ressaltar que o período de estudo foi de apenas 20 semanas, um período de estudo maior possivelmente acarretaria na saturação do material com potencial de ligação de fósforo, a qual ocorreria num primeiro momento nos leitos com menores quantidades de CU.

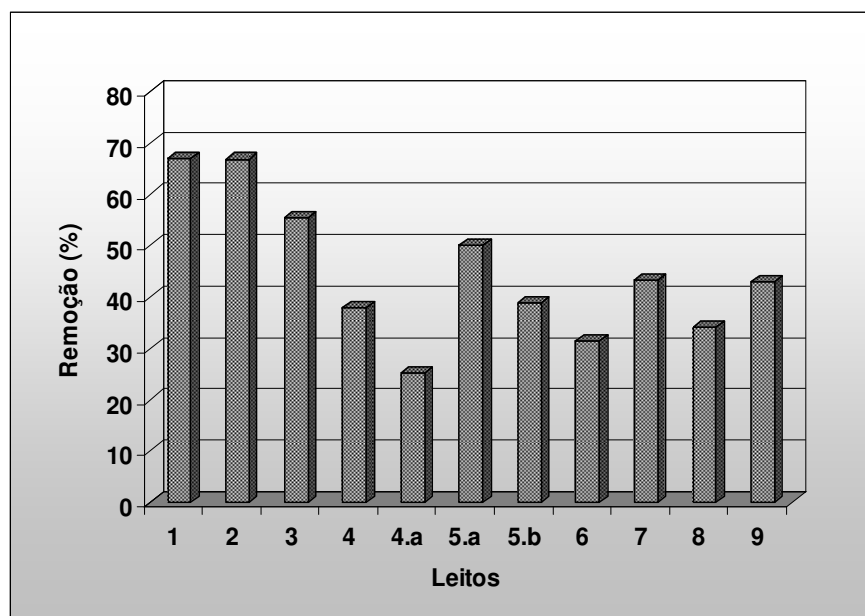


Figura 27 - Remoção de ortofosfatos da 2ª etapa.

Quanto à remoção de ortofosfatos nos leitos com cavaco de usinagem estes não apresentaram diferença significativa para os testes de significância, nem em relação à Testemunha nem dentro do grupo, não podendo se afirmar que a adição de CU auxiliou na remoção de ortofosfatos. Tais resultados apontam que a ligação com CU ocorreu de maneira mais expressiva nas outras formas de fósforo presentes no efluente. De acordo com Kadlec e Knight (1996, *apud* Akratos e Tshrintzis, 2007) a assimilação por

microrganismos e plantas é responsável pela remoção de fosfatos, enquanto precipitação e adsorção são responsáveis pela remoção de todas as formas de fósforo. Contudo se observou que ela foi mais pronunciada nas demais formas de fósforo.

Quanto aos leitos com adição de EAE observa-se que estes apresentaram maior remoção de fósforo total em relação ao leito testemunha, conforme observado na Figura 26 e na Tabela 14. Para ortofosfatos, apenas os Leitos 7 e 9 apresentaram maior remoção que o Leito Testemunha, já o Leito 8 apresentou remoção inferior, conforme observado na Figura 26. A análise de variância para fósforo total mostrou que apenas o Leito 7 apresentou diferença significativa. Entretanto, este resultado não é relacionado com nenhum outro parâmetro avaliado previamente, não havendo explicação para a diferença de remoção entre este leito e os demais contendo mesmo material.

Tabela 14 - Valores de fósforo total e ortofosfatos dos percolados e do afluente na 2ª etapa.

Leito	Constituição	Fósforo total		Ortofosfatos	
		Média	DP	Média	DP
1	10% de CU	3,9	2,5	1,4	1,3
2	20% de CU	3,1	1,2	1,4	1,4
3	40% de CU	3,9	1,9	1,8	1,8
4	Testemunha	5,8	2,4	2,6	1,6
4.a	Agregado Granítico	5,2	2,4	3,1	1,7
5.a	L. Peruviana	5,6	2,7	2,1	1,4
5.b	L. Peruviana	4,3	2,7	2,5	1,9
6	T. latifolia	6,5	2,3	2,8	1,7
7	10% de E.A.E.	3,5	1,7	2,3	0,9
8	20% de E.A.E.	4,4	2,0	2,7	1,6
9	40% de E.A.E.	4,5	1,9	2,4	0,9
EB		6,4	2,1	4,1	2,1

Quanto à remoção de ortofosfatos esta não foi significativa em nenhum dos leitos. Repetindo-se neste leito o que foi encontrado nos leitos com adição de cavaco de usinagem, onde houve remoção de fósforo total, mas não de ortofosfatos.

Quanto à remoção nos leitos empregando plantas houve pequena diferença de remoção de fósforo total entre o Leito 5.b e os demais leitos para o parâmetro ortofosfatos. A análise de variância, no entanto, mostrou que a remoção de fósforo total e de ortofosfatos nos leitos utilizando plantas não apresentou diferença significativa. Estes resultados mostram que o uso de plantas não contribuiu para a remoção de fósforo. De acordo com diversos autores (Brix, 1997; Vymazal, 2007; Drizo *et al.*, 1997), as plantas desempenham função pouco expressiva na remoção em banhados construídos. Entretanto conforme observado na Figura 27 os leitos com planta apresentaram remoções superiores ao Leito Testemunha para ortofosfatos e conforme observado na Figura 26 os leitos com *L. peruviana* apresentaram remoção superior ao branco, no entanto esta não foi significativa.

Outro fator que pode ter contribuído para a remoção de fósforo foi observado durante a operação da segunda etapa do experimento. Observou-se que havia diferença entre os tempos de percolação para os diferentes leitos. Buscaram-se maneiras de quantificar esta diferença, a que melhor se adaptou ao sistema foi a análise do tempo de passagem para que se escoasse 500 mL pelos leitos.

Observou-se que os leitos plantados com *L. peruviana* apresentaram os maiores valores de tempo de percolação, conforme observado na Tabela 15. Este tempo maior de contato entre os microrganismos e o esgoto sanitário pode ter contribuído para a remoção de fósforo. Segundo Sakadevon e Bavor (1998), o maior tempo de contato proporciona maior remoção dos poluentes, notadamente do fósforo.

Tabela 15 - Tempo de percolação para o volume de 500 mL para os leitos da 2ª etapa.

Leito	1	2	3	4	4.a	5.a	5.b	6	7	8	9
Tempo (min)	4,42	5,31	3,68	5,73	5,35	8,23	10,40	4,17	5,33	4,64	5,00

O maior tempo de percolação ocorreu provavelmente devido ao maior tempo de passagem, a qual foi afetado pelo desenvolvimento de sistema radicular nas plantas. Cabe

salientar que a *Luziola peruviana* plantada no leito 5.a não teve desenvolvimento adequado devido a problemas ocorridos na etapa de aclimação, o que acarretou em desenvolvimento tardio em relação à planta do leito 5.b. Esta diferença pode ser observada de maneira indireta pela análise da produção de massa vegetal. Esta mostra que o Leito 5.a a produção foi menor que no Leito 5.b (Figura 28) nas primeira 8 semanas da segunda etapa, o que pode explicar o menor tempo de percolação no Leito 5.a.



Figura 28 – Variação da massa seca à 60°C de *L. peruviana* para os leitos da 2ª etapa.

5.3. Avaliação da variação da taxa de aplicação superficial da 2ª etapa

A segunda etapa foi dividida em duas fases, as quais foram caracterizadas por diferentes taxas de aplicação superficial. A primeira fase operou com taxa de aplicação superficial de 300 L/m².dia (equivalente a 0,5 m²/PE) e a segunda com taxa de aplicação superficial de 200 L/m².dia (equivalente 0,75 m²/PE).

Os testes de Análise de Variância foram realizados para os parâmetros: fósforo total, DQO, nitrogênio amoniacal, NTK, nitrato, sólidos suspensos e alcalinidade. Para o

parâmetro ortofosfatos, a análise não foi realizada devido à disponibilidade de apenas dois valores na primeira fase.

Dentre os parâmetros analisados, com exceção de fósforo total, nenhum apresentou diferença significativa entre as duas fases da segunda etapa. Este resultado mostra que a variação da taxa de aplicação superficial não alterou a capacidade de degradação de matéria orgânica, grupo nitrogênio, remoção de sólidos e variação da alcalinidade nos leitos. Segundo Kayser e Kunst (2005) os parâmetros de DQO e nitrogênio amoniacal são padrões indicadores de bom funcionamento do leito, mostrando assim que a alteração da taxa de aplicação superficial não modificou o funcionamento dos leitos.

O desempenho semelhante entre as etapas é exemplificado pela DQO, a qual apresentou valores semelhantes nas duas fases, conforme mostrado na Figura 29. Observa-se que estes apresentaram pequena alteração com a mudança da taxa de aplicação superficial, a qual não foi significativa pelos testes de análise de variância.

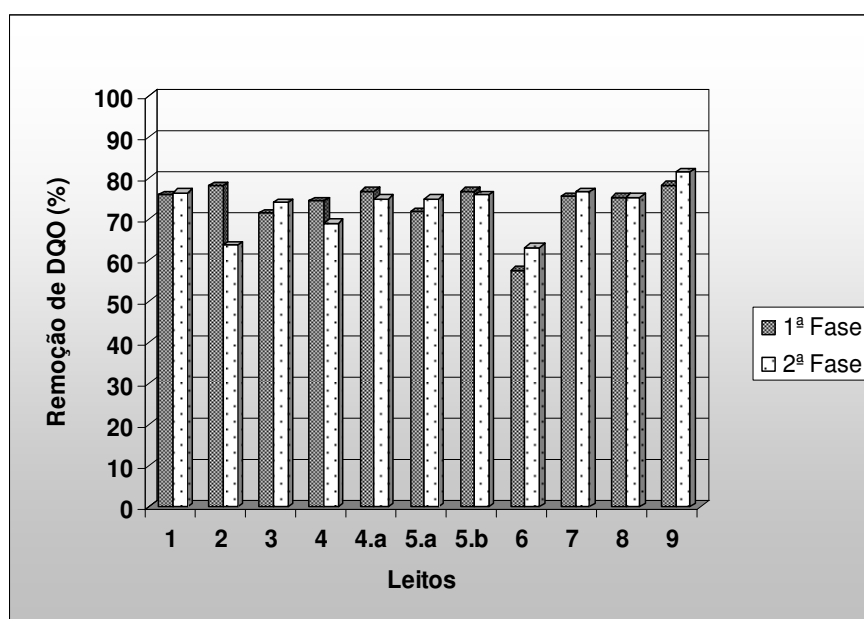


Figura 29 - Remoção média de DQO na 1ª e 2ª fases da 2ª etapa.

Para a análise de fósforo total os leitos com CU apresentaram pequena variação na retenção, conforme observado na Figura 30. A análise de variância mostrou que não houve diferença significativa entre os leitos.

Para os leitos com adição de EAE houve um decréscimo da remoção na 2ª fase, conforme observado na Figura 30, neste caso também os testes não mostraram diferença significativa. Esta variação encontrada, mesmo não sendo significativa, pode indicar a saturação de fósforo nestes leitos.

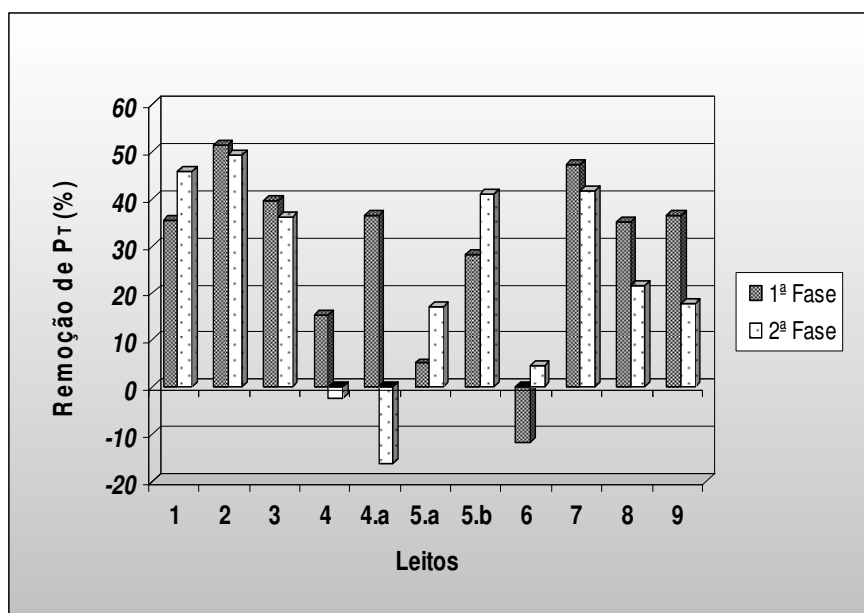


Figura 30 - Remoção média de fósforo total na 1ª e 2ª fases da 2ª etapa.

Para os leitos com plantas o comportamento entre as fases foi diferente apenas para o Leito 6, o qual apresentou valor negativo de remoção na 1ª fase. Tal resultado provavelmente está ligado à morte da planta ocorrida neste período, a qual pode ter tido como consequência liberação de fósforo com o efluente. Tal resultado impossibilitou quaisquer conclusões sobre o comportamento da variação da taxa de aplicação superficial para o leito com *T. latifolia*.

Para os leitos plantados com *L. peruviana* houve aumento de remoção na segunda etapa, no entanto a análise de variância não apresentou diferença significativa. Este

aumento na remoção mesmo não sendo significativo mostra que houve diferença entre as duas fases, o que comprova que a segunda fase teve maior capacidade de remoção em relação à primeira. Este resultado se torna mais evidente quando se observa que os demais leitos apresentaram declínio da remoção de fósforo no período. Isto se deve provavelmente ao fato da redução de taxa de aplicação superficial ter influenciado na distribuição do efluente, a qual teve comportamento diferente devido à influência do sistema radicular da planta, que por apresentar menor vazão tornou a distribuição mais lenta o que aumentou o contato com os microrganismos presentes no leito, possibilitando maior remoção de fósforo total. Observa-se variação entre os dois leitos, o Leito 5.a também apresentou problemas de desenvolvimento na fase inicial, o que possivelmente ocasionou esta diferença de remoção entre os leitos.

O leito 4.a (leito com meio suporte granítico) apresentou remoção negativa na segunda fase, conforme observado na Figura 30. Este leito liberou mais fósforo que teve capacidade de reter, a análise de variâncias mostrou que esta diferença foi significativa. Entretanto este resultado não é corroborado por nenhum outro parâmetro analisado nos itens anteriores. O único fenômeno que poderia explicar este comportamento é a saturação natural do meio, ou seja, os leitos já atingiram a sua capacidade de retenção física do fósforo, a partir deste momento eles não fixam mais o fósforo estando sujeitos a liberação do nutriente.

Neste item foi realizada análise comparando a variação da remoção de fósforo com a variação das TAS utilizadas, ou seja, neste caso o Leito 4 não era utilizado como Leito Testemunha (branco), por esta razão a comparação foi realizada também para este. Este diminuiu a sua capacidade de remoção de fósforo com a redução da TAS, conforme observado na Figura 30. Neste leito a segunda fase apresentou remoção negativa. No entanto, a análise de variância não foi significativa. Neste caso, assim como no Leito 4.a, não houve relação entre a remoção de fósforo e os demais parâmetros. Para este leito também se atribui a drástica redução da retenção de fósforo à saturação natural dos leitos. Esta é relatada por Xu *et al.* (2006), o autor mediu a saturação de diversos materiais, alcançando o valor de 9 meses para uma das areias estudadas, portanto pode-se admitir que houve a saturação dos leitos com o material utilizado (brita 0) e para o tempo decorrido entre o início da operação e o tempo médio da fase, totalizando 4,7 meses.

5.4. Análise comparativa entre a remoção de fósforo das duas etapas

A análise comparativa entre a remoção de fósforo das duas etapas foi realizada com o objetivo de quantificar a massa de fósforo retida pelos leitos. Analisando-se a massa de fósforo retida por unidade de área. Outras análises comparativas não foram realizadas, pois os materiais utilizados como meio suporte e as taxas de aplicação superficial foram diferentes, assim como os principais processos responsáveis pela remoção em cada etapa. Na 1ª etapa mecanismos físicos (principalmente filtração) e biológicos (principalmente assimilação pelos microrganismos) foram provavelmente os principais responsáveis pela remoção do fósforo do esgoto sanitário aplicado. Já na 2ª etapa estes mecanismos apresentaram menor influência devido à alteração do meio suporte, o qual ocasionou redução da remoção do fósforo. Tal diminuição está ligada a menor área de aderência para microrganismos e conseqüente menor presença destes e também a menor retenção de sólidos pelo aumento dos poros do leito. Outra redução significativa foi do observada pela redução do tempo de percolação, que está ligado ao contato entre o esgoto sanitário e os microrganismos. Segundo Sakadevon e Bavor (1998), o tempo de contato entre o esgoto e os microrganismos é um dos mais importantes fatores de tratamento das águas residuárias, principalmente do fósforo. Na 2ª etapa também se observou que mecanismos químicos auxiliaram na remoção de fósforo (notadamente adsorção e precipitação), os quais foram observados pelas remoções significativas de fósforo em leitos nos quais se adicionaram materiais com potencial de ligação de fósforo.

Pelas razões acima citadas a comparação entre as duas etapas foi baseada na carga de fósforo retida pelo sistema em relação à área ocupada. O procedimento de cálculo foi realizado avaliando-se a quantidade de fósforo que ficou retido em cada leito pela diferença entre a concentração de fósforo no esgoto bruto e no percolado, sendo esta multiplicada pela taxa de aplicação superficial aplicada em cada leito em função do tempo, resultando em uma unidade de $g/m^2 \cdot dia$.

As configurações dos sistemas utilizados em cada etapa foram diferentes, estas ocorreram devido a não realização de análise em algum leito ou pela utilização em duplicata de outros. Por esta razão se realizaram adequações para realização das

comparações diretas entre os leitos de cada etapa. Utilizou-se o valor médio para sistemas com mesma configuração e em alguns que apresentaram problemas operacionais foram deixados de lado. A comparação entre os leitos das duas etapas foi feita da seguinte maneira:

- Leito 1, 2, 3, 4, 7, 8 e 9: comparação direta entre os leitos de cada etapa;
- Leito 5: foi utilizada a média dos valores na primeira etapa e o Leito 5.b na segunda;
- Leito 6: foi utilizada a média dos valores na primeira etapa e o Leito 6 na segunda;
- Leito 4.b: não participou da comparação.

As duas fases da segunda etapa utilizaram taxas de aplicação superficial distintas. Por esta razão a comparação foi realizada entre cada uma delas e a 1ª etapa.

Na comparação entre a 1ª fase da 2ª etapa e a 1ª etapa, os leitos utilizando cavaco de usinagem apresentaram maior retenção na 1ª fase da 2ª etapa, conforme observado pela Figura 31. Este resultado é confirmado pela análise de variância, na qual os três leitos apresentaram diferença significativa. Este resultado mostra que a adição do material apresentou maior importância na 1ª fase da 2ª etapa, mostrando que nesta a retenção de fósforo por área foi mais efetiva.

Os leitos com adição de Escória de Aciaria Elétrica apresentaram variação de retenção de fósforo. Observa-se que a quantidade de massa retida por área foi superior na 1ª fase da 2ª etapa em relação à primeira etapa. A análise de variância mostra que estes apresentaram diferença significativa, o que confirma que a remoção foi superior na 1ª fase da 2ª etapa em relação à 1ª etapa.

Os leitos plantados também apresentaram grande variação entre a 1ª etapa e a 1ª fase da 2ª etapa. No entanto a análise estatística mostrou que estas não foram significativas. Portanto não se pode afirmar que as plantas alteraram a fixação de fósforo total com as alterações realizadas no leito.

O Leito 4 apresentou pequena variação de retenção entre a 1ª etapa e a 1ª fase da 2ª etapa. Este resultado foi corroborado pela análise de variância, na qual este não apresentou diferença significativa.

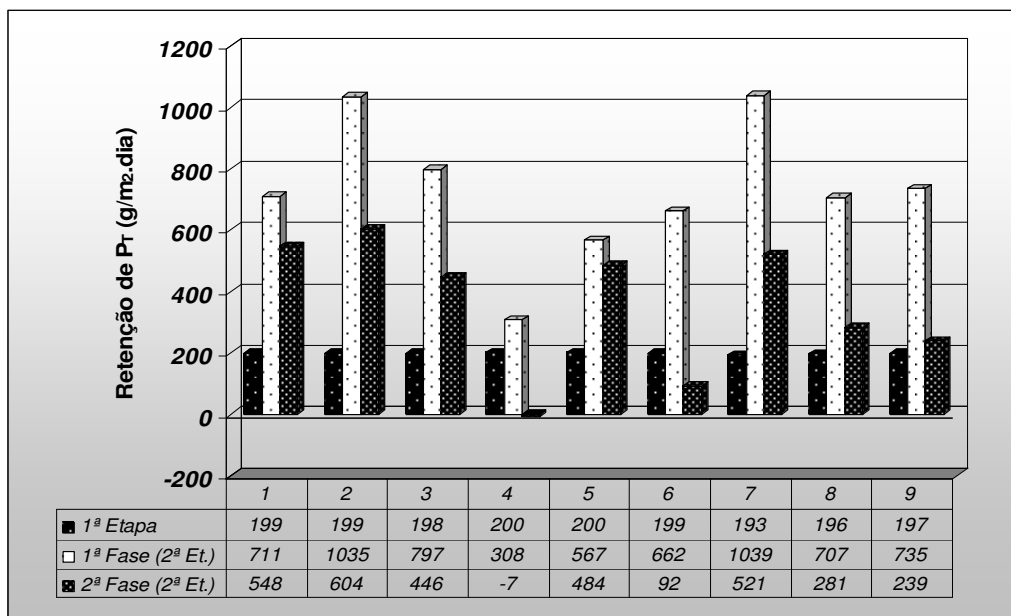


Figura 31 - Massa de fósforo total retida no leito nas diferentes etapas e fases empregadas no estudo.

Estes resultados mostram que tanto os leitos com adição de material com potencial ligação de fósforo como os leitos com plantas apresentaram resultado superior aos da 1ª fase da 2ª etapa, a qual foi mais evidente para os leitos com adição de material com potencial de ligação de fósforo por estes terem apresentado diferença significativa.

Os leitos com adição de material com potencial de remoção de fósforo apresentaram variação significativa com a alteração do regime e do material utilizado no leito, o que mostra que a presença destes materiais auxiliou na retenção de fósforo pelo leito. A EAE já foi citada na literatura (Drizo *et al.*, 2006; Forget *et al.*, 2001, *apud* Seo *et al.*, 2008) em estudos que mostraram alto potencial na retenção de fósforo. Já o CU foi utilizado pela primeira vez neste estudo, mostrando que possui potencial para remoção de fósforo.

Na comparação da retenção de fósforo total entre a 1ª etapa e a 2ª fase da 2ª etapa observou-se variação considerável nos leitos com presença de cavaco de usinagem.

Entretanto houve diferença significativa apenas no Leito 2 (20% de CU). Os demais leitos não mostraram diferença significativa.

Para os leitos com adição de EAE o comportamento foi semelhante aos leitos com CU, onde houve variação da retenção por área de leito entre a 1ª etapa e a 2ª fase da 2ª etapa. Esta diferença, contudo, foi menor que na comparação entre a 1ª etapa e a 1ª fase da 2ª etapa. A análise de variância apontou diferença significativa apenas para o Leito 7 (10% de EAE).

Nos leitos com plantas foi observada maior remoção no Leito 5, porém esta não foi significativa. Para o leito 6 a diferença foi menor na 2ª fase da 2ª etapa, tal comportamento indicou que a o leito reduziu sua capacidade de retenção de fósforo por unidade de área.

Na comparação entre a remoção de P_T entre os dois períodos se observou que os leitos apresentaram maior retenção por área na 2ª fase da segunda etapa. Esta diferença, contudo, não foi tão pronunciada quanto na análise entre a 1ª etapa e a 1ª fase da 2ª etapa, o que mostra que esta redução da vazão também diminuiu a retenção de fósforo por unidade de área, outro fator que pode ter colaborado para tais resultados foi a possível saturação dos leitos, já mencionada no item anterior.

A comparação de ortofosfatos foi realizada apenas entre a 1ª etapa e a 2ª fase da 2ª etapa, a 1ª fase da 2ª etapa foram coletados apenas 2 dados, optando-se por tal razão pela não realização desta análise comparativa.

Os leitos com adição de CU apresentaram grande diferença, conforme observado na Figura 32. Tal resultado é corroborado pela análise de variância que se mostrou significativa para os três leitos. Este resultado mostra que os leitos retiveram maior quantidade de fósforo por área na 2ª fase da 2ª etapa em relação à 1ª etapa, o que mostrou que o material também auxiliou na remoção de ortofosfatos além da remoção de fósforo total já mostrada anteriormente.

Para EAE os leitos apresentam grande variação, contudo menor que a dos leitos com CU. Mesmo apresentando grande variação a análise de variância não mostrou diferença significativa entre a 1ª etapa e a 2ª fase da 2ª etapa.

Para os leitos plantados observou-se diferença considerável entre os mesmos, principalmente para o Leito 5, conforme observado na Figura 32, onde a análise de

variância apontou diferença significativa, o que mostra que para este leito as alterações ocorridas auxiliaram na retenção de ortofosfatos em relação à área.

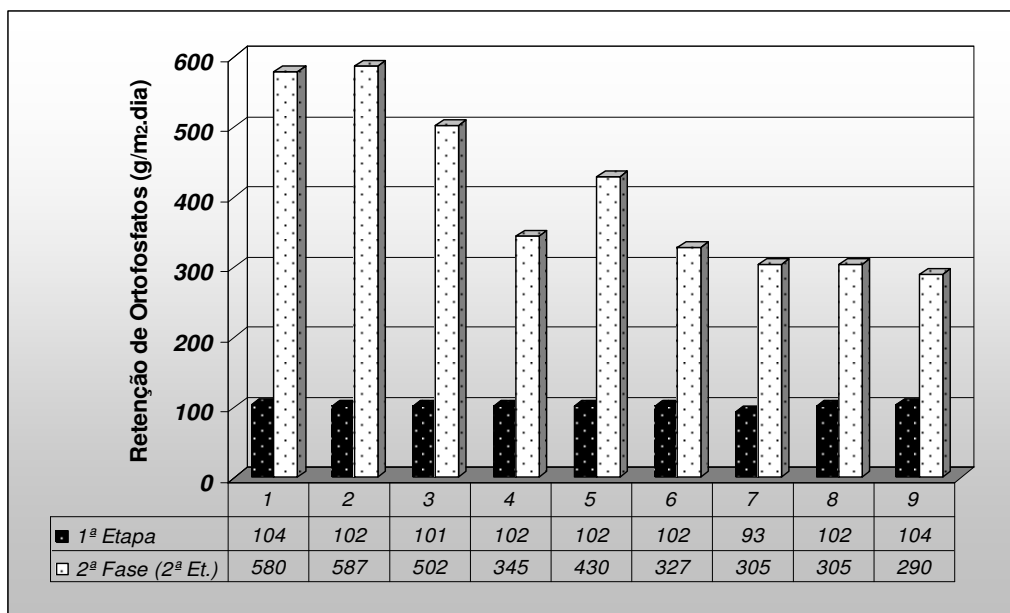


Figura 32 - Massa de ortofosfatos retida no leito na 1ª etapa e na 2ª etapa da 2ª fase do estudo.

A análise também foi realizada para o Leito 4, o qual apresentou diferença de retenção entre as etapas. A análise de significância mostrou que esta foi significativa, o que mostra que a retenção foi maior com as condições empregadas na segunda etapa.

Observou-se que a diferença entre a remoção de ortofosfatos foi menos pronunciada que a de fósforo total, este fato já foi observado na análise da 2ª etapa para remoção destes. Atribuiu-se este menor remoção de ortofosfatos a transformações ocorridas nos leitos, as quais transformaram fósforo orgânico e outras formas de fósforo em ortofosfatos, mas que não foram utilizadas por outros processos.

5.5. Análise da utilização de fósforo pela *Luziola peruviana*

A *Luziola peruviana* foi colhida com a periodicidade de duas semanas. O material coletado foi analisado por pesagem da massa foliar, a qual foi realizada com a planta *in natura*, seca a 60°C e a 100°C. Os valores médios de massa produzida diariamente de *L. peruviana* seca a 60°C podem ser observados na Tabela 16.

Tabela 16 - Média da massa produzida por dia de *L. peruviana* após secagem a 60 °C .

Leito	1ª Etapa		2ª Etapa	
	5.a	5.b	5.a	5.b
Massa (g/m₂.d)	0,928	0,944	0,710	0,832

A massa foliar da planta foi levada à análise, a qual tinha como objetivo avaliar a concentração de fósforo presente na massa foliar da *L. peruviana*. O resultado da análise do fósforo total e de outros elementos encontrados é mostrado na Tabela 17.

Tabela 17 - Concentrações dos elementos presentes pela massa foliar da *L. peruviana* seca a 65°C.

Determinações	Unidade	Quantidade
Nitrogênio (TKN)	%	2,4
Fósforo total	%	0,45
Potássio total	%	1,6
Cálcio total	%	0,36
Magnésio total	%	0,30
Enxofre total	%	0,39
Cobre total	mg/kg	30
Zinco total	mg/kg	641
Ferro total	mg/kg	867
Manganês total	%	0,15
Boro total	mg/kg	9

A quantidade de fósforo total retirada do esgoto pelo uso da *Luziola peruviana* situou-se entre 0,69% e 2,11%, conforme observado na Tabela 18.

Tabela 18 – Quantificação do fósforo total retido pela planta *Luziola peruviana* nos leito da 1ª e 2ª etapas.

	1ª Etapa		2ª Etapa
	5a	5b	5.b
Massa de P _T retida (mg/dia)	199,0	200,8	539,8
Porcentagem de P _T na planta (%)	0,45	0,45	0,45
Massa de P _T em relação à massa da planta (mg/g)	4,5	4,5	4,5
Massa foliar (mg/dia)	928	944	832
Massa de P _T retida pela planta (mg/dia)	4,2	4,2	3,7
Porcentagem de P _T retido pela <i>L. peruviana</i> em relação a remoção total(%)	2,10	2,11	0,69

A quantidade teve menor relevância no leito em que houve maior retenção por unidade de área. Contudo se observa que a massa de *L. peruviana* produzida em cada etapa foram semelhantes (Figura 18), e não apresentaram diferença significativa. Nesta análise não se utilizou o Leito 5.a, por este ter apresentado problemas de crescimento na planta no início do período.

Lautenschlager (2001) cita plantas com presença de fósforo total nas folhas entre 0,41 e 0,04%, estes valores foram inferiores aos encontrados no presente estudo, no qual se encontrou que 0,45% do fósforo total presente na massa foliar da *Luziola peruviana*. Na comparação com outras plantas a *L. peruviana* apresentou potencial de retenção de fósforo superior a estudos encontrados na literatura, contudo a contribuição da fixação pelas plantas é pouco significante, correspondendo neste estudo a no máximo 2,11%.

6. Conclusões

Os resultados de desempenho de banhados construídos de fluxo vertical e dos leitos percoladores tratando esgoto sanitário bruto para as condições empregadas neste estudo permitiram as seguintes conclusões:

- A utilização de materiais com potencial de remoção de fósforo em leitos percoladores colaborou para a remoção de fósforo, a qual foi mais relevante nos leitos utilizando cavaco de usinagem;
- A utilização de diferentes frações não mostrou diferença significativa para remoção de fósforo;
- A planta *Luziola peruviana*, empregada nos banhados construídos, removeu reduzida quantidade de fósforo, a qual foi avaliada pela massa foliar da planta, contudo foi observado que a planta auxiliou na remoção de maneira indireta aumentando o tempo de percolação através dos leitos pelo seu sistema radicular;
- Leitos constituídos de material suporte de granulometria fina (areia) apresentaram eficiência de remoção superior a 85% para fósforo total bem como para ortofosfatos;
- Leitos constituídos de material suporte de granulometria grossa (brita 0) apresentaram maior capacidade de retenção de massa de fósforo por unidade de área os quais poderiam ser utilizados como etapa inicial de tratamento;
- O uso de brita granítica, em relação à de origem basáltica não resultou em variação significativa para a maioria dos parâmetros avaliados;
- Foi observado que os leitos com adição de cavaco de usinagem apresentaram menor valor da concentração de nitrato efluente.

7. Recomendações

A partir dos resultados e conclusões obtidos, como forma de ampliação, aprofundamento e contribuição para os estudos futuros utilizando leitos de fluxo vertical recomenda-se:

- Avaliar o efeito da temperatura no desenvolvimento da planta *Luziola peruviana* em condições de clima temperado e frio.
- Avaliar a vida útil de banhados construídos com adição de materiais com potencial de remoção de fósforo.
- Avaliar o uso de faixas granulométricas entre a brita 0 e a areia ou composição destas como meio suporte.
- Identificar o efeito potencial do desenvolvimento do sistema radicular no comportamento hidráulico de banhados de fluxo vertical.
- Buscar entendimento sobre o comportamento de geração de alcalinidade pelos leitos com adição de Escória de Aciaria Elétrica.
- Identificar os parâmetros de projeto requeridos para dimensionamento de leitos percoladores e banhados construídos de fluxo vertical em escala real.
- Avaliar o desempenho do cavaco de usinagem como pós-tratamento de efluentes urbanos e industriais para remoção do fósforo.

8. Referências Bibliográficas

ADMON, S.; TARRE, S.; SABBAH, I.; LAHAV, O.; BELIAVSKI, M.; GREEN, M. Treatment of presettled municipal wastewater using a passively aerated vertical bed. **Environmental Engineering Science**, v. 22, n. 6, p. 707-715, 2005.

AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v 29, p.173-91, 2007.

ANJOS, J. A. S. A. **Avaliação de uma zona alagadiça (Wetland) no controle da poluição por metais pesados: O caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA**. Tese de Doutorado. Escola Politécnica, USP. São Paulo, 2003. 328 p.

ANN, Y., REDDY, K.R., DELFINO, J.J. Influence of chemical amendments on phosphorus immobilization in soils from a constructed wetland. **Ecological Engineering**. v. 14, p. 157-167, 1999.

APHA-AWWA-WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. American Public Health Association. 21st ed. Washington, DC, 2005, 1195 p.

ARIAS, C. A., BRIX, H. E JOHANSEN, N. H. Phosphorus removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system equipped with a calcite filter. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 5, p.51-58, 2007.

BAKER, M.J.; BLOWES, D.W.; PTACEK, C.J. Laboratory development of permeable reactive mixtures for the removal of phosphorus from onsite wastewater disposal systems. **Environmental Science and Technology**, v. 32, p. 2308-2316, 1998.

BAVOR, H.J., ROSER, D.J., MCKERSIE, S. Nutrient removal using shallow lagoon-solid matrix macrophyte systems. In: Reddy, K.R., Smith, W.H. (Eds.), **Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery**. Magnolia Publishing, Orlando, FL, USA, pp. 227–235, 1997.

BIUDES, J. F. V. **Uso de “wetlands” construídas no tratamento de efluentes de carcinicultura**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Aqüicultura, UNESP. Jaboticabal – São Paulo, 2007. 103 p.

BOUTIN, C.; LIÉNARD, A.; ESSER, D. Development of a new generation of reed-bed filters in France: first results. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 315-322, 1997.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo : Cetesb, 1993. 764 p.

BREEN, P. F. Mass balance method for assessing the potential of artificial wetlands for wastewater treatment. **Water Research**, v. 24, p. 689-697, 1990.

BREEN, P. F.; CHICK, A. J. Rootzone dynamics in constructed wetlands receiving wastewater: A comparison of vertical and horizontal flow systems. **Water Science and Technology**, v 32, n 3, p 281-290, 1995.

BRIX, H. Applicability of the wastewater treatment plant in Othfresen as scientific demonstration of the root-zone method. **Water Science and Technology**, v.19, n. 10, p 19-24, 1987.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 4, p 71-78, 1994.

BRIX, H. and ARIAS, C.A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: new Danish guidelines, **Ecological Engineering**, v.25, p. 491-500, 2005.

BRIX, H.; SCHIERUP, H. H. E ARIAS, C.A. Twenty years experience with constructed wetland systems in Denmark - what did we learn? **Water Science and Technology**, v. 56, n. 3, p. 63-68, 2007.

BROOKS, A. S.; ROZENWALD M. N.; GEOHRING, L. D.; LION, L. W. E STEENHUIS, T. S. Phosphorus removal by wollastonite: A constructed wetland substrate. **Ecological Engineering**, v. 15, p. 121-132, 2000.

CASSINI, S. T. **Ciclo do Nitrogênio**. Universidade Federal do Espírito Santo. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Apostila da disciplina de biotecnologia ambiental. (2006). Disponível em: [HTTP://www.ufes.br/~neyval/gestaoambiental/TecnologiasAmbientais2005/Ecologia/CicloNPS.doc](http://www.ufes.br/~neyval/gestaoambiental/TecnologiasAmbientais2005/Ecologia/CicloNPS.doc) . Acesso em: 23 de março de 2009.

CHAZARENC, F.; MALTAIS-LANDRY, G.; TROESCH, S.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. Effect of loading rate on performance of constructed wetlands treating an anaerobic supernatant. **Water Science and Technology**, v. 56, n. 3, p. 23-29, 2007.

CONNOLLY, R.; ZHAO, Y.; SUN, G.; ALLEN, S. Removal of ammoniacal-nitrogen from an artificial landfill leachate in downflow reed beds. **Process Biochemistry**, v. 39, p. 1971-1976, 2004.

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

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

COOPER, P.; GREEN, B. Reed bed treatment systems for sewage treatment in the United Kingdom - The first 10 years' experience. **Water Science and Technology**, v. 32, n. 3, p. 317-327, 1995.

COOPER, P.; SMITH, M.; MAYNARD, H. The design and performance of a nitrifying vertical-flow reed bed treatment system. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 215-221, 1997.

CORDELL, D.; DRANGERT, J-O.; WHITE, S. *The Story of Phosphorus: Global food security and food for thought*. **Global Environmental Change**, v. 19, p. 292-305, 2009.

CRITES, R. W. AND TCHOBONOGLIOUS, G. **Small and decentralized wastewater management systems**. New York: McGraw-Hill, 1998. 1084 p.

DA COSTA, S. M. S. P. **Avaliação do potencial de plantas nativas do Brasil no tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais em wetlands construídos**.

Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação da Faculdade de Engenharia Química, UNICAMP. Campinas, 2004. 102 f.

DEBUSK, W. F. (1999) **Wastewater Treatment Wetlands: Applications and Treatment Efficiency**. Florida Cooperative Extension Service, Institute of Food and Agricultural Sciences, University of Florida. Disponível em: <http://edis.ifas.ufl.edu/> Acessado em : 15/9/2009.

DRIZO, A.; FORGET, C.; CHAPUIS, R. P.; COMEAU, Y. Phosphorus removal by electric arc furnace steel slag and serpentinite. **Water Research**, v. 40, p. 1547–1554, 2006.

DRIZO, A.; FROST, C.A.; GRACE, J.; SMITH, K.A. Physico-chemical screening of phosphate-removing substrates for use in constructed wetland systems. **Water Research**, v. 33, n. 7, p. 3595–3602, 1999.

DRIZO A.; FROST C. A.; SMITH K. A.; GRACE J. Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 1-9, 1997.

EUROPEAN COMMISSION. **Extensive wastewater treatment processes adapted to small and medium sized communities (500 to 5,000 population equivalent)**. Luxembourg, 2001. 40 p. Disponível em: <http://europa.eu.int/> Acessado em 15 de outubro de 2008.

FARAHBAKSHAZAD, N e MORRISON, G.M. Phosphorus removal in a vertical upflow constructed wetland system. **Water Science and Technology**, v. 48, n.5, p. 43-50, 2003.

FARAHBAKSHAZAD, N.; MORRISON, G. M.; SALATI-FILHO, E. Nutrient removal in a vertical upflow wetland in Piracicaba, Brazil. **AMBIO: Journal of Human Environment**, v. 29, n. 2, 2000.

FREITAS, W. S. **Desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com diferentes espécies vegetais, no tratamento de águas residuárias da suinocultura.** Tese de Doutorado. Universidade Federal de Viçosa. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola., 2006. 90 f.

GRÜNEBERG, B., KERN, J. Phosphorus retention capacity of iron ore and blast furnace slag in subsurface flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 44, n.11, p. 69-75, 2001.

HAFNER, S.D; JEWELL, W.J. Predicting nitrogen and phosphorus removal in wetlands due to detritus accumulation: A simple mechanistic model. **Ecological Engineering**, v. 27, n. 1, p. 13-2, 2006.

HAMMER D. A. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial, and Agricultural**, Lewis Publishers, Chelsea, 1989. 831 pp.

HEALY, M.G.; RODGERS, M.; MULQUEEN J. Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. **Bioresource Technology**, v. 98, p, 2268-2281, 2007.

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

JOHANSSON, L. Industrial by-products and natural substrata as phosphorus sorbents. **Environmental Technology**, v. 20, p.309-316, 1999.

JOHANSSON WESTHOLM, L. Substrates for phosphorus removal Potential benefits for on-site wastewater treatment? **Water Research** v.40, p. 23-46, 2006.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 3ª edição. Rio de Janeiro: ABES, 1995.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands**. CRC Press, Lewis Publishers, Boca Raton, USA, 1996.

KADLEC, R. H. ; WALLACE, S. **Treatments Wetlands**. 2ª Edição. CRC Press. Boca Raton, USA, 2008.

KANAGAE, A. P. **Remoção de Helminthos e Protozoários em Sistema de Tratamento Filtro Anaeróbio - Filtro de Areia visando uso agrícola**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. UNICAMP. Campinas, 2005. 121 p.

KERN, J.; IDLER. C. Treatment of domestic and agricultural wastewater by reed bed systems. **Ecological Engineering**, v 12, p 13-25, 1999.

KURUP, R. G. **An experimental research on application of sub-surface constructed wetlands for meat processing industry effluent treatment and nutrient removal**. Doctoral Thesis in Environmental Engineering. Division of Science and Engineering. Murdoch University, Western Australia. Australia. 2007, 196 p.

LAHAV, O.; ARTZI, E.; TARRE, S.; GREEN, M. Ammonium removal using a novel unsaturated flow biological filter with passive aeration. **Water Research**, v. 35, n. 2, p. 397-404, 2001.

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

LANGERGRABER, G.; PRANDTSTETTEN, C.; PRESSL, A.; ROHRHOFER, R.; HABERL, R. Removal efficiency of subsurface vertical flow constructed wetlands for different organics loads. **Water Science and Technology**, v. 56, n. 3, p. 75-84, 2007.

LAUTENSCHLAGER, S. R. **Modelagem do desempenho de “Wetlands Construídas”**. **Dissertação de Mestrado**. Escola Politécnica. Programa de Pós Graduação em Engenharia Hidráulica e Sanitária, USP. São Paulo. 2001, 106 p.

LEADER, J. W.; REDDY, K. R.; WILKIE, A. C. Optimization of low-cost phosphorus removal for wastewater using co-treatments with constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 283-290, 2005.

LIIKANEN, A.; PUUSTINEN, M.; KOSKIAHO, J.; VÄISÄNEN, T.; MARTIKAINEN, P.; HARTIKAINEN, H. Phosphorus Removal in a Wetland Constructed on Former Arable Land. **Journal of Environmental Quality**, v. 33, n. 1124-1132, 2004.

MALTAIS-LANDRY, G. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. **Water Research**, v 43, n 2, p 535-545, 2009.

MANCIO, M. **Contribuição ao estudo do fenômeno da instabilidade volumétrica das escórias de aciaria elétrica.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. UFRGS. Porto Alegre, 2001. 142 p.

MAZZOLA, M. **Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbico compartimentado.** Dissertação de Mestrado. UNICAMP. Campinas, 2003. 98 p.

METCALF & EDDY. Inc. **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse.** 4^a ed. New York, McGraw - Hill Book. Boston, 2003. 1815p.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; GRASMICK, A. E IWEMA, A. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behavior of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. **Water Research**, v. 40, n. p. 606-612, 2003.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G.; IWEMA, A. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 11-21, 2005.

NBR13969. **Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação.** São Paulo: ABNT, 1997.

NEHRENHEIM, E.; WAARA, S.; JOHANSSON WESTHOLM, L. Metal retention on pine bark and blast furnace slag – On-site experiment for treatment of low strength landfill leachate. **Bioresource Technology**, v.99, p. 998-1005, 2008.

O'HOGAIN, S. The design, operation and performance of a municipal hybrid reed bed treatment system. **Water Science and Technology** v. 48, n. 5, p. 119-126, 2003.

OLIJNIK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (“wetlands”) de fluxos vertical e horizontal - sistemas híbridos.** Dissertação de Mestrado. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. UFSC, 2008. 112 p.

OLIVEIRA, K. R. F.; IDE, C. N.; BEZERRA, L. P.; OLIVEIRA, L.T.;CASTRO, R. A. **Pós-tratamento de rafas por banhados construídos utilizando a macrófita *typha domingensis pers.*** 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande, 2005.

PARK W.H. Integrated constructed wetland systems employing alum sludge and oyster shells as filter media for P removal. **Ecological Engineering**, v.35 p. 1275–1282, 2009.

PERFLER, R.; LABER, J.; LANGERGRABER, G.; HABERL, R. Constructed wetlands for rehabilitation and reuse of surface waters in tropical and subtropical areas – first results from small – scale plots using vertical flow beds. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 152-162,. 1999.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.** Ed. do Autor. Florianópolis, 2004. 144 p.

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

PLATZER, C. ; MAUCH, K. Soil clogging in vertical flow Reed Beds e mechanisms, parameters, consequences and solutions? **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 175-181, 1997.

PROCHASKA, C.A.; ZOUBOULIS, A.I. Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed wetlands using a mixture of sand and dolomite as substrate. **Ecological Engineering** v. 26, p. 293-303, 2006.

SAKADEVAN, K.; BAVOR, H.J. Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems. **Water Research**, v.32, n. 2, p. 393-399, 1998.

SEO, D. C.; CHO, J. S.; LEE, H.J.; HEO, J.S. Phosphorus retention capacity of filter media for estimating the longevity of constructed wetland. **Water Research**, v. 39, p. 2445-2457, 2005.

SEO, D. C.; HWANG, S. H. ; KIM, H. J.; CHO, S. K. ; LEE, H. J.; DELAUNE, R. D. ; JUGSUJINDA. A. ; LEE, S. T.; SEO, J. Y.; HEO, J. S. Evaluation of 2- and 3-stage combinations of vertical and horizontal flow constructed wetlands for treating greenhouse wastewater. **Ecological Engineering**, v. 32, p. 121-132, 2008.

SILVA, S. C. **“Wetlands Construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. Tese de Doutorado. Departamento de Engenharia Ambiental. UNB. Brasília, 2007. 205 p.

SOUSA, A. J. T. VAN HAANDEL A. C.; GUIMARÃES, A.V.A. Acumulação de fósforo em sistemas wetlands. In: **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Rio de Janeiro: ABES, 2001. 5 p.

SPONCHIADO, M.; SCHWARZBOLD, A. Influência da macrófita aquática *Luziola peruviana* na dinâmica de um ecossistema açude raso. In: **Seminário de Estudos**

Limnológicos de Clima Subtropical, 2008, Rio Grande. SEMINÁRIO DE ESTUDOS LIMNOLÓGICOS DE CLIMA SUBTROPICAL. Rio Grande: FURG. 2008.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto**, 2006. Brasília, DF: Ministério das Cidades .SNSA, 2007.

SUN G.; AUSTIN D. Completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite in lab-scale constructed wetlands: evidence from a mass balance study. **Chemosphere**, v. 68, p. 1120-1128, 2007.

SUN, G.; GRAY, K. R.; BIDDLESTONE A. J.; COOPER D. J. Treatment of agricultural wastewater in a combined tidal flow-downflow reed bed system. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 1, p. 139-146, 1999.

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

TANG, X.; HUANG, S.; SCHOLZ, M. Nutrient removal in wetlands during intermittent artificial aeration. **Environmental Engineering Science**, v. 25, n. 9, p. 1279-1290, 2008.

TANG, X.; EKE, P.E. SCHOLZ, M.; HUANG, S. Seasonal variability in benzene removal by vertical-flow constructed wetland filters. **Water, Air, and Soil Pollution**, v 202, n 1-4, p 259-272, 2009.

TIETZ, A.; KIRSCHNER, A.; LANGERGRABER, G.; SLEYTR, K.; HABERL R. Characterisation of microbial biocoenosis in vertical subsurface flow constructed wetlands. **Science of the Total Environmental**, v. 380, n. 1 , p. 163-72,2007.

TONETTI, A. L. **Tratamento de esgotos pelo sistema combinado filtro anaeróbio e filtros de areia**. Tese de Doutorado. Programa de pós-graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. UNICAMP, Campinas, 2008. 187 f.

TUSZYNSKA, A. E OBARSKA-PEMPKOWIAK, H. Dependence between quality and removal effectiveness of organic matter in hybrid constructed wetlands. **Bioresource Technology**, v 99, n 14, p. 6010-6016, 2008.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Wastewater technology fact sheet – Intermittent sand filter**. Washington, 1999.

VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. UNICAMP. Campinas,.– UNICAMP, 1999. 119 p.

VON FELDE, K. e KUNST, S. N- and COD-removal in vertical-flow systems. **Water Science and Technology**, v.35, n. 5, p. 78-85, 1997.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, Vol. 1. 3ª.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG Belo Horizonte, 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, Vol. 2. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. Belo Horizonte, 1996.

VYMAZAL, J. Removal of BOD₅ in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: Czech experience. . **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 133-138, 1999.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 11-12, p. 369-374, 2001.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v 25., p. 478-490, 2005.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, p. 48-65, 2007.

WANG, R. ; KORBOULEWSKY, N., PRUDENT, P.; BALDY, V.;BONIN, G. Can vertical-flow wetland systems treat high concentrated sludge from a food industry? A mesocosm experiment testing three plant species. **Ecological Engineering**, v. 35, p.230-237, 2009.

WEEDON, C. M. Compact vertical flow constructed wetland systems: first two years performance. **Water Science and Technology** , v. 48, n. 5, p. 15-23, 2003.

XU, D.; XU, J.; WU, J.; MUHAMMAD, A. Studies on the phosphorus sorption capacity of substrates used in constructed wetland systems. **Chemosphere**, v.63, p.344-352, 2006.

YALCUK, A. R.; UGURLU, A. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. **Bioresource Technology** , v.100, p. 2521-252, 2009.

ZHAO, Y.Q.; SUN, G.; ALLEN. S.J. Anti-sized reed bed system for animal wastewater treatment: a comparative study. **Water Research**, v. 38, p. 2907-2917, 2004.

ZHU, T.; SIKORA, F. J. Ammonium and nitrate removal in vegetated and unvegetated gravel bed microcosm wetlands. **Water Science and Technology**, v.32, n.3, p.219-228, 1995.