RODRIGO CESAR DE MORAES MONTEIRO

VIABILIDADE TÉCNICA DO EMPREGO DE SISTEMAS TIPO
“WETLANDS” PARA TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA VISANDO O
REÚSO NÃO POTÁVEL

São Paulo

2009

RODRIGO CESAR DE MORAES MONTEIRO

VIABILIDADE TÉCNICA DO EMPREGO DE SISTEMAS TIPO
“WETLANDS” PARA TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA VISANDO O
REÚSO NÃO POTÁVEL

Dissertação apresentado à
Escola Politécnica da
Universidade de São Paulo
para obtenção do Título de
Mestre em Engenharia Civil.

Área de Concentração:
Engenharia Hidráulica e
Sanitária

Orientador: Prof. Doutor
Ivanildo Hespanhol.

São Paulo

2009

FICHA CATALOGRÁFICA

Monteiro, Rodrigo Cesar de Moraes

Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetlands” para tratamento de água cinza visando o reúso não potável / R.C.M. Monteiro. -- São Paulo, 2009.

p.

Dissertação (Mestrado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária.

1. Tratamento de águas residuárias 2. Zonas úmidas 3. Plantas aquáticas 4. Reúso da água I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária II. t.

Agradecimentos

Ao professor Ivanildo Hespanhol, pela orientação, pela oportunidade oferecida, confiança depositada e pelos ensinamentos.

Ao Eng. Jose Eduardo W. de A. Cavalcanti pela locação do container, conhecimento transferido, conversas e disponibilização do Grupo Ambiental para a realização das diversas análises químico microbiológica.

A minha família e cachorras pelo companheirismo e por sempre poder contar com eles.

Aos amigos e companheiros de estudo, Zumberto, Diego, Fernanda², Mailer, Márcia, Luana, Maurício, Eduardo, Luciano, Bárbara e Robesvaldino Bonilia.

Ao CIRRA, seus funcionários (as), pesquisadores e estagiárias (os), pelas instalações oferecidas, confiança, conversas e ensinamentos.

Ao LabSan e seus funcionários pela cessão de espaço para realização das análises e ajuda prestada.

À secretaria e seus funcionários pela ajuda normalmente de última hora (nesse grupo está inserida a Mari).

Ao CTH pelo espaço disponibilizado para a construção da unidade experimental, assim como material e funcionário que dela participaram.

Ao Zé Amaro, Luiz, Sâmia e demais que ajudaram a lavar roupa suja.

Ao Antonio, Matador, Batuquinha, Biro, Zé Preto, Chaverinho, Fumaça, Fábio, pelos banhos tomados.

Aos professores, Dr. Pedro Além Sobrinho, Dr. Roque Piveli e Dr. José Carlos Mierzwa, e às professoras Dr^a. Dione Morita, Dr^a. Lucia Helena e Dr^a. Silvana Cutolo, pelas conversas e ensinamentos.

Ao CNPq pela bolsa concedida.

E todos aqueles, não citados, no qual o módulo da participação foi produtiva à realização desse trabalho.

RESUMO

A disparidade entre o crescimento populacional e a oferta de água potável apresenta grandes riscos de abastecimento em grandes centros urbanos. A utilização desse recurso em residências é diferenciada em uso potável e não potável. A utilização de água potável para finalidades menos nobres leva à escassez hídrica local em menor prazo, necessitando de busca de água cada vez mais longe, encarecendo o valor desse bem aos usuários. O uso não potável deveria ser suprido por fontes alternativas, como águas pluviais ou água de reúso. Em residências, muitas vezes o volume de água não potável é suprido pela produção de água cinza, necessitando de tratamento para que seu uso não ofereça riscos aos usuários. Sistemas de tratamento tipo “wetlands” podem ser uma alternativa economicamente viável em locais com disponibilidade de área, tendo como atrativos a independência de energia elétrica para o processo, ausência da necessidade de produtos químicos e forte apelo estético e ambiental. O presente trabalho visou avaliar a viabilidade técnica de sistemas tipo “wetlands” no tratamento de água cinza, determinando a remoção de material orgânico, a constante de remoção desse substrato, determinar as taxas de remoções de nitrogênio e fósforo e avaliar a eficiência na remoção de indicadores de contaminação fecal em um sistema tipo “wetlands” de fluxo subsuperficial horizontal cultivado em policultura. O sistema tipo “wetlands” apresentou remoção média de matéria orgânica próxima a 60% nos para os parâmetros DBO, DQO e COT, possibilitando: $K_{20} \text{ DBO} = 0,40$; $K_{20} \text{ DQO} = 0,34$; e $K_{20} \text{ COT} = 0,30$. As taxas de remoção de nutriente foram: $0,07\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ de fósforo total e $0,22\text{g/m}^2\cdot\text{d}$ de nitrogênio kjeldahl total. A remoção média de indicadores de contaminação fecal foi de 56% para coliformes totais e uma média de $2,7 \times 10^4$ UFC/100mL e 94% para *Escherichia coli* com média de $4,6 \times 10^1$ UFC/100mL no efluente final. O efluente final do sistema tipo “wetlands” apresenta melhora na sua qualidade.

Palavras-chave: “Wetlands”. Tratamento de água cinza. Fluxo subsuperficial. Fluxo horizontal. Constante de remoção de substrato. Macrófitas. Policultura.

ABSTRACT

The disparity between population growth and supply of drinking water presents major risks to supply in large urban centers. The use of this feature in homes is different in non-potable and potable use. The use of drinking water for less noble purposes leads to local water shortages in less time, requiring the search of water each time further, the value of this expensive and users. The non-potable use should be supplied by alternative sources such as rainwater or water reuse. In homes, many times the volume of non-potable water is supplied by production of greywater, requiring treatment for their use does not offer risks to users. Systems of treatment like "wetlands" may be an economically viable alternative in locations where the availability of area, with attractions such as the independence of electric energy to the process, no need for chemicals and strong aesthetic appeal and environmental. This study aimed to evaluate the technical feasibility of such systems "wetlands" in the treatment of gray water, determining the removal of organic material, the constant removal of the substrate, determining the rates of removal of nitrogen and phosphorus and evaluate the efficiency in the removal of indicators of fecal contamination in a system like "wetlands" of horizontal subsurface flow grown in polyculture. The system type "wetlands" showed average removal of organic matter close to 60% in for the parameters BOD, COD and TOC, allowing: $DBO K_{20} = 0.40$; $K_{20} DQO = 0.34$ and $K_{20} TOC = 0.30$. The rates of removal of nutrients were: $0.07 \text{ g / m}^2\cdot\text{d}$ of total phosphorus, and $0.22 \text{ g / m}^2\cdot\text{d}$ of total Kjeldahl nitrogen. The average removal of indicators of fecal contamination was 56% for total coliforms and an average of $2.7 \times 10^4 \text{ CFU/100mL}$ and 94% for *Escherichia coli* with an average of $4.6 \times 10^1 \text{ CFU/100mL}$ in the final effluent. The effluent end of the system as "wetlands" has improved its quality.

Keywords: "Wetlands". Treatment of greywater. Subsurface flow. Horizontal flow. Constant removal of substrate. Macrophytes. Polyculture.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	10
1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO.....	10
1.2 OBJETIVOS	12
1.2.1 OBJETIVO GERAL	12
1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	12
2 REVISÃO DA LITERATURA	13
2.1 PROBLEMA DA ESCASSEZ DE ÁGUA	13
2.2 USO DA ÁGUA NAS RESIDÊNCIAS	15
2.3 CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS DE SISTEMAS DE TRATAMENTO	16
2.4 “WETLANDS”	20
2.4.1 “WETLANDS” NATURAIS	21
2.4.2 ECOTECNOLOGIA	23
2.4.3 SISTEMAS CONSTRUÍDOS	24
2.4.4 SISTEMA HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL	29
3 METODOLOGIA.....	43
3.1 O EFLUENTE.....	43
3.2 A UNIDADE EXPERIMENTAL	46
3.3 AS MACRÓFITAS	51
3.4 A ALIMENTAÇÃO DO SISTEMA	53
3.5 TAXAS DE APLICAÇÃO	53
3.6 PONTOS DE AMOSTRAGEM	54
3.7 ANÁLISES LABORATORIAIS E RESPECTIVAS FREQUÊNCIAS	54
3.8 MODELO PARA DETERMINAÇÃO DA CONSTANTE DA REMOÇÃO DE SUBSTRATO	55
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	58
4.1 ANÁLISES DE ACOMPANHAMENTO.....	58
4.2 ANÁLISES DE MONITORAMENTO.....	63
4.2.1 Matéria Orgânica.....	63
4.2.2 Nutrientes	65
4.2.3 Sólidos.....	70
4.2.4 Material Solúvel em Hexano e Surfactantes.....	72
4.2.5 Microrganismos	74
4.3 DETERMINAÇÃO DA CONSTANTE DA REMOÇÃO DE SUBSTRATO	75

5 CONCLUSÕES E SUGESTÕES	77
6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	80

1 INTRODUÇÃO

1.1 CONTEXTUALIZAÇÃO

A demanda de água em uma residência divide-se em potável e não potável. O uso potável é aquele que exige água segura, que permita ingestão e contato dermal. Deve, portanto, atender à Resolução 518/04 do Ministério da Saúde. O uso não potável é aquele que demanda uma água cuja qualidade seja menos restritiva, podendo apresentar qualidade inferior àquela necessária para uso potável.

Em grandes centros urbanos, a demanda de água apresenta crescimento desproporcional em relação à disponibilidade hídrica, que tendem a diminuir devido a “constância” dos recursos hídricos. Faz-se necessário à adequação da demanda de água com a disponibilidade hídrica da região. Empreendimentos residenciais nem sempre levam em consideração a disponibilidade hídrica do local, sendo que muitas vezes não são consideradas fontes alternativas de água destinada ao uso não potável, como águas pluviais, água cinza ou água de reúso.

A Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) apresenta uma disponibilidade hídrica per capita inferior àquela considerada mínima pela ONU. A RMSP encontra-se na Bacia do Alto Tietê, incapaz de suprir toda a demanda. A solução encontrada foi à busca de água em outra bacia hidrográfica, encarecendo o produto e gerando atritos jurídicos com cidades do interior paulista, pelo direito de captar água da Bacia do Rio Piracicaba, Capivari e Jundiaí (PCJ) (ANA, 2007)

A situação observada em São Paulo pode ser evitada em outros centros urbanos em expansão, desde que haja preocupação em destinar água potável para fins potáveis e buscar fontes alternativas para os demais usos. O aproveitamento das águas pluviais já é de conhecimento público, mas essa fonte não apresenta constância durante o ano hidrológico, sendo necessária a construção de reservatórios para uma oferta constante. Além da adequação da qualidade da água ao tipo de uso, deve-se reduzir sua demanda, adotando medidas conservacionistas desse recurso, adequando o volume necessário para a realização da atividade.

O reúso planejado direto pode ser uma nova fonte de água não potável, onde o efluente de atividades, após seu tratamento, ofereceria água na qualidade necessária para fins não potáveis. Esse procedimento diminuiria a demanda residencial da água potável, cujo uso visa apenas o transporte de rejeitos.

Em residências, é comum observar que descargas em vasos sanitários consomem até 1/3 da água potável, sendo que esse número pode variar dependendo do aparelho sanitário e da frequência do uso. Os novos aparelhos sanitários, com a mudança do sistema de sifonamento, conseguem realizar a descarga com até três litros de água.

O reúso direto planejado considera que a água deva passar por algum tratamento, de tal forma que a água de reúso apresente características físico-química e microbiológica que não proporcionem riscos ao usuário. O tratamento pode ser obtido com o uso de técnicas conhecidas que demandem energia elétrica e/ou produtos químicos, apresentando custos, às vezes elevados, de instalação, manutenção e operação.

Existem sistemas de tratamento que possibilitam a adequação da qualidade da água às exigências dos usos não potáveis, sem a utilização de energia elétrica ou produtos químicos. Em contrapartida, a instalação desses sistemas demandam área, uma vez que predominam as interações despoluidoras em taxas “naturais”, que são inferiores àquelas encontradas em sistemas convencionais aeróbio.

Sistemas tipo “wetlands” apresentam demanda de área superficial superiores a outras formas de tratamento convencionais, mas na maioria dos casos é possível obter um efluente com características necessárias sem o uso de energia elétrica, compostos químicos, geração de grande volume de lodo, além da possibilidade de compor o paisagismo local.

Uma vez definida a necessidade de novas fontes de água para o uso não potável e escolhido o sistema de tratamento (sistema tipo “wetlands”), pode-se utilizar a água cinza em residências, na condição de água de reuso. Essa fonte alternativa, por vezes, supre a demanda para descargas sanitárias, irrigação de jardins e de outros usos não potáveis.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 OBJETIVO GERAL

Estudar a viabilidade técnica de sistemas tipo “wetlands” construídos, com fluxo subsuperficial horizontal no tratamento de água cinza.

1.2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Avaliar a eficácia do sistema na remoção de matéria orgânica;

Avaliar a remoção de fósforo e nitrogênio em sistema tipo “wetlands” e determinar as respectivas taxas de remoção;

Avaliar a eficiência do sistema na remoção de bactérias como *Escherichia coli* e coliformes totais;

Determinar constante do consumo de substrato na unidade experimental de “wetlands” construído;

2 REVISÃO DA LITERATURA

2.1 PROBLEMA DA ESCASSEZ DE ÁGUA

A escassez de água é originada por dois fatores principais, a distribuição não uniforme (fator natural) e a má gestão (fator antrópico).

No caso do Brasil, que detém aproximadamente 13% da água doce superficial do planeta, cerca de 70% desse volume encontra-se na Bacia Amazônica, fato que constata a não uniformidade na distribuição desse recurso. Esse montante é distribuído na região que apresenta a menor densidade populacional. Caso oposto à Região Metropolitana de São Paulo (RMSP) que acolhe 10% da população brasileira e detém apenas 0,06% da água doce do Brasil (Bacia do Alto Tietê) (ANA, 2007).

Além do problema de distribuição, fatores como demanda excessiva, desperdício e poluição contribuem de forma significativa para a intensificação da “escassez” desse recurso. A presença desses fatores evidência a ausência de uma gestão adequada das águas, principalmente em regiões com elevada densidade demográfica.

Deve-se levar em consideração que o termo escassez pode ser utilizado tanto para definir a escassez física como a escassez econômica da água, onde o tratamento e/ou a captação são inviáveis economicamente.

Hespanhol (2006) salienta o caso da Bacia do Alto Tietê, que apresenta vazões insuficientes para atender à demanda da RMSP, onde encontra-se uma população superior a 15 milhões de pessoas e um dos maiores complexos industriais do mundo. O mesmo autor comenta que tal condição leva à busca incessante de recursos hídricos complementares em bacias vizinhas, gerando aumento considerável de custos, problemas legais e político-institucionais associados.

Nesses casos, a prática de reúso é uma alternativa interessante, uma vez que possibilita a substituição de fontes para satisfazer as demandas menos restritivas,

liberando água de melhor qualidade para usos mais “nobres”, como o abastecimento doméstico (HESPANHOL, 2006). “A não ser que exista grande disponibilidade, nenhuma água de boa qualidade deve ser utilizada para usos que toleram águas de qualidade inferior” (UNITED NATIONS, 1985 apud HESPANHOL, 2006)

A prática de reúso pode ser diferenciada em dois grandes grupos, Reúso Planejado e Reúso Inconsciente ou Não Planejado. No reúso planejado, os usuários estão cientes da prática que está sendo realizada, podendo ser a irrigação de gramados ou lavagem de ruas após as feiras livres. O reúso inconsciente é aquele no qual os usuários não sabem da prática que estão realizando, sendo exemplificado pelo abastecimento de água oriundo da Represa Guarapiranga.

Dentro desses grupos, a prática de reúso pode ser distinguida em direta e indireta. O reúso direto é aquele no qual o efluente é tratado e em seguida é utilizado, enquanto que a prática indireta prevê uma diluição do efluente em algum recurso hídrico, como lagos, represas, rios ou aquíferos.

No setor urbano, o reúso pode ser classificado como potável e não potável. O reúso potável não deve ser realizado de forma direta, deve ser prevista a diluição do efluente tratado, com tempos de detenção relativamente longos e, posteriormente, efetuada a captação, tratamento adequado e distribuição da água (HESPANHOL, 2006). O mesmo autor salienta que a prática de reúso com finalidade potável, pretendida em São Paulo, não pode ser classificada como reúso indireto, uma vez que a água de um reservatório altamente poluído por efluentes domésticos e industriais é revertida, sem tratamento, a outro manancial extensivamente contaminado por efluentes domésticos e elevadas concentrações de cobre, produto utilizado para controle de algas. O crescimento exacerbado desses organismos se dá devido ao processo de eutrofização.

A eutrofização é o enriquecimento do meio, tornando-se mais fértil pela introdução de nutrientes limitantes, principalmente fósforo e nitrogênio (PIVELI; KATO, 2006).

Tais nutrientes são encontrados em efluentes sanitários sem o tratamento terciário (NETO; CAMPOS, 1999).

É de fundamental importância que a gestão dos recursos hídricos contemple o uso parcimonioso desse bem.

2.2 USO DA ÁGUA NAS RESIDÊNCIAS

A grande maioria das residências instaladas no país é desprovida de uma segunda linha para distribuição de água de menor qualidade, apresentando apenas o sistema de distribuição de água potável. Recentemente, a evolução da prática de utilizar sistemas para aproveitamento de águas pluviais, o número de benfeitorias com duplo sistema de distribuição de água pode ter aumentado, utilizando as águas pluviais em descarga de vasos sanitários, sistema de irrigação e lavagem de pisos.

O uso doméstico da água pode ser compreendido como o necessário para realizar as atividades corriqueiras, como: alimentação e dessedentação de animais, lavagem de roupas e utensílios domésticos, higiene pessoal, cuidados com a residência, lazer, combate a incêndios, manutenção das instalações prediais, entre outros (FIESP, 2005). Esses usos não necessitam de água com a mesma qualidade, sendo que usos como descargas sanitárias, lavagem de pisos e calçadas, irrigação de jardim são atividades que não necessitam de água potável.

As águas residuárias provenientes das atividades domésticas apresentam características distintas. Existem dois grupos principais, água cinza e água negra. A água negra, oriunda do vaso sanitário, apresenta concentração mais elevada de microrganismos e matéria orgânica. As demais atividades domésticas geram água cinza. (LUDWIG, 2006)

Segundo Hespanhol (2008), a água cinza pode ser diferenciada em: água cinza escura e água cinza clara. A água cinza clara, além da segregação do efluente do vaso sanitário, não contém a água proveniente da pia da cozinha. Essa separação é

relativa à grande quantidade de material flutuante (óleos e gorduras), conferindo maior carga orgânica. A água cinza escura apresenta a separação apenas do efluente do vaso sanitário, coletando a água proveniente da pia da cozinha.

2.3 CARACTERÍSTICAS BIOLÓGICAS DE SISTEMAS DE TRATAMENTO

O tratamento do efluente doméstico é necessário quando não existe rede coletora ou quando almeja a prática de reúso visando uma nova fonte de abastecimento. Esse tratamento é realizado por uma associação de bactérias e microrganismo, que são capazes de utilizar a energia disponível no esgoto para seu crescimento. As bactérias apresentam metabolismo aeróbio (presença de oxigênio) ou anaeróbio (ausência de oxigênio). Existem aquelas facultativas, que apresentam metabolismo anaeróbio e aeróbio. Comparando as duas formas de metabolismo, a aeróbia é energeticamente mais eficiente. Nos sistemas anaeróbios, a maior parte do material orgânico biodegradável é convertida em biogás (CHERNICHARO et al., 2001), indisponível para o crescimento da biomassa bacteriana.

Existem diversas configurações de sistemas biológicos. Os sistemas anaeróbios apresentam uma aplicação mais difundida devido a sua simplicidade construtiva e operacional. Gonçalves et. al. (2001) saliente que a publicação da NBR 7229/82 “Construção e Instalação de Fossas Sépticas e Disposição dos Efluentes Finais” incentivou o uso de filtros anaeróbios junto aos tanques sépticos. Sistemas de biodigestores não foram contemplados nas normas, não apresentando a mesma difusão dos demais sistemas anaeróbios.

O processo anaeróbio é, quando se opera a temperatura ambiente, independente de energia elétrica, produz uma quantidade menor de lodo e gera gases com potencial energético. Em contrapartida, apresentam menor eficiência em relação à remoção de matéria orgânica, necessitando de tratamento complementar (CHERNICHARO et al., 2001)

Sistemas aeróbios são aqueles que necessitam da introdução de ar no reator visando o fornecimento de oxigênio para as bactérias heterotróficas. Esses sistemas podem incorporar oxigênio de maneira passiva (aplicação intermitente de esgoto em reatores não afogados) ou ativa (bombeamento de ar atmosférico), (GONÇALVES et al., 2001).

Sistemas com incorporação passiva de oxigênio podem ser exemplificados pelas valas de filtração, leitos percoladores e valas de infiltração. Em sistemas domésticos, a vala de infiltração é utilizada quando não se tem por objetivo a prática do reúso. Já os leitos percoladores muitas vezes são inviáveis tecnicamente em residências unifamiliares, uma vez que necessitam de aplicação constante de efluente. Jordão e Pessoa (2005) comentam que o sistema de distribuição nos leitos percoladores deve distribuir o efluente o mais uniforme possível para garantir melhores eficiências.

Entre os sistemas aeróbios, diversas empresas utilizam sistema compacto de lodos ativados, o qual requer energia elétrica para a oxigenação do biofilme. Outro sistema que demonstra potencial para ser utilizados em residências são os sistemas de biodiscos, nos quais discos rotativos fornecem suporte para crescimento bacteriano. Nesse caso, o emprego de energia elétrica é necessário para manter a rotação do conjunto de discos, apresentando consumo inferior a sistemas de lodos ativados (GONÇALVES et al., 2001). A rotação promove a oxigenação do biofilme através da imersão e emersão no do disco no esgoto.

Basicamente, qualquer sistema de tratamento de águas residuárias consiste em proporcionar um meio ideal para o crescimento do biofilme. Cada sistema tem suas características específicas, mas todos visam à retirada da “energia” presente nessa águas.

Os sistemas de tratamento a serem adotados dependem dos poluentes presentes nos efluentes e da quantidade deles que se pretende remover. Os efluentes domésticos apresentam 99,9% de água enquanto que os 0,1% restantes são sólidos.

Esses sólidos representam o material orgânico e inorgânico, microrganismos, óleos e graxas, nutrientes, metais e demais elementos. A característica desses sólidos pode ser caracterizada pelos parâmetros: Demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), carbono orgânico total (COT), nitrogênio (orgânico, amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo (solúvel e particulado), enxofre (sulfato e sulfeto), sólidos (fixos e voláteis), material solúvel em hexano (MSH), surfactantes, coliformes totais, coliformes termotolerantes, turbidez, cor, pH, alcalinidade entre outros.

Os sólidos presentes no efluente doméstico são diferenciados em material flutuante, sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos. A decantação do efluente possibilita a separação dos sólidos flutuantes e sedimentáveis, compreendendo o tratamento preliminar e primário. A parcela que permanece na água é constituída, basicamente de: sólidos dissolvidos e uma pequena quantidade de sólidos que permanecem em suspensão.

A remoção dos sólidos que permaneceram não pode ser realizada de maneira física apenas, sendo necessário à utilização de processos biológicos. Essa etapa do tratamento é conhecida como tratamento secundário, onde visa à remoção da matéria orgânica presente no efluente doméstico.

A remoção da matéria orgânica é alcançada com o intermédio de bactérias e microrganismos associados, que utilizam a matéria orgânica dissolvida para seus processos metabólicos. Esses processos são distinguidos em catabolismo e anabolismo. O catabolismo é a quebra de material orgânico para geração de energia, enquanto que o anabolismo é a utilização de parte da energia liberada para produção de novas células. As bactérias com metabolismo aeróbio apresentam uma eficiência energética superior na obtenção de energia, comparada com as bactérias anaeróbias.

Dessa forma, o material dissolvido é utilizado para geração de energia e crescimento bacteriano. A partir desse momento, as bactérias e os microrganismos associados apresentam-se na forma de sólidos suspensos, podendo ser separados da água.

Em sistemas de lodos ativados convencionais e biodigestores, o biofilme está em suspensão no licor misto, enquanto que em leitos percoladores e filtro anaeróbio, o biofilme está aderido ao material de enchimento.

Assim como a matéria orgânica, uma pequena parcela de nutrientes é removida ao integrar a composição do biofilme. Neto e Campos (1999) comentam sobre a remoção de nutrientes no tratamento secundário de esgotos é insuficiente em relação à concentração de nitrogênio e fósforo, possibilitando o fenômeno de eutrofização. O autor contempla ao tratamento terciário o objetivo, no caso de esgotos sanitários, a redução das concentrações de nitrogênio e fósforo.

A remoção de nitrogênio também é realizada por intermédio de bactérias, necessitando de diferentes espécies e metabolismos anaeróbio, aeróbio e anóxico. O nitrogênio é encontrado na forma de nitrogênio orgânico (aquele associado à matéria orgânica) e amoniacal. Com a decomposição da matéria orgânica, o nitrogênio orgânico passa a forma amoniacal, tanto por metabolismo aeróbio como anaeróbio.

O nitrogênio amoniacal está numa forma reduzida, sendo necessário sua oxidação pelo metabolismo aeróbio por bactérias autotróficas. A oxidação ocorre em duas etapas, nitrificação e nitratação.

A nitrificação é a oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrato principalmente pelas bactérias *Nitrosomonas europaea*, (mas também: *Nitrosospira briensis*, *Nitrosovibrio tenuis*, *Nitrosolobus multiformis*, *Nitrosococcus nitrosus*, *Nitrosocistis* sp. e *Nitrosogloea* sp.) (VALENTIM, 2003).

O nitrito não está totalmente oxidado, mas na nitratação é convertido a nitrato pelas bactérias do gênero *Nitrobacter* e *Nitrocystis* (VALENTIM, 2003).

Com a oxidação máxima do nitrogênio, sua remoção da fase líquida ocorre pelo processo de desnitrificação. A desnitrificação ocorre também por processos biológicos, mediante bactérias heterotróficas em ambiente anaeróbio. O termo adequado para esse ambiente é anóxico, uma vez que não tem oxigênio dissolvido e apresenta nitrato. As bactérias heterotróficas utilizam o nitrato no lugar do oxigênio como receptor de elétrons, formando como produto final o nitrogênio gasoso que é transferido à atmosfera.

O fósforo apresenta-se na forma particulada e solúvel. Demais formas não são estáveis, sendo que não apresenta relevância significativa como parâmetro. A remoção de fósforo ocorre por incorporação à biomassa, sendo removida junto com o biofilme. Assim como o nitrogênio, o fósforo pode estar na forma orgânica, e com a decomposição desse material, fica disponível na forma inorgânica. Quando o sistema de tratamento almeja maior eficiência na remoção de fósforo, essa é alcançada com processos físico-químicos, seleção de bactérias acumuladoras de fósforo em lodos ativados e retenção em material com alta capacidade de troca iônica, cálcio, ferro, ou alumínio. A alternativa que pretende a utilização de processos físico-químicos é onerosa, exige dosagens elevadas de coagulantes e produz grande quantidade de lodo (PIVELI; KATO, 2006) e seleção de bactérias específicas necessita da seqüências de reator anaeróbio, anóxico, aeróbio, anóxico e tanque de reação (JORDÃO; PESSOA, 2005), não sendo viável em residências unifamiliares.

2.4 “WETLANDS”

“Wetland” é um termo genérico para denominar qualquer ecossistema alagado, também conhecido como, brejo, charco, pântanos, área de inundação, entre outros.

Os sistemas tipo “wetlands” construídos são baseados nos sistemas naturais, utilizando suas características despoluidoras para proporcionarem a melhoria da qualidade das águas. Existem diversas configurações dos sistemas tipo “wetlands”, cada uma apresentando vantagens e desvantagens.

2.4.1 “WETLANDS” NATURAIS

Sistemas de wetlands naturais ou áreas alagadas são ecossistemas complexos e fascinantes, que exercem uma série de funções vitais para o ambiente e a sociedade, uma vez que sua existência depende da qualidade do meio. Segundo Welsch et al (1995), as áreas alagadas naturais têm a função de regular a água de inundação, detendo as águas provenientes de tempestades (reduzindo os picos de inundação); proteger as margens de lagos e áreas da costa de ações erosivas das ondas e efeitos de tempestades; e promover um melhoramento da qualidade da água, retendo ou transformando o excesso de nutrientes, os sólidos suspensos e metais pesados. Além da função de proteção do ambiente, proporciona componentes como locais de nidificação, de proteção e habitats para a vida selvagem.

Os ecossistemas de “wetlands” naturais incluem uma variedade de áreas de transição de ecossistema aquáticos e terrestres. São terras baixas (em relação ao entorno) cobertas por uma camada rasa de água ou que estão saturadas de água, e que sofrem alguma influência hidrológica. Desta forma, sazonalmente essas áreas estão inundadas ou saturadas.

Segundo Welsch et al (1995) essas áreas inundadas ou saturadas têm que ser numa frequência ou duração suficiente para suportar ou criar circunstâncias para o desenvolvimento, principalmente, de espécies vegetais tipicamente adaptadas à vida em condições de solos saturados. Esses autores atribuíram pelo menos três fatores que devem ser observados para caracterizar o ambiente típico de área alagada: ambiente capaz de suportar periodicamente e predominantemente espécies hidrófitas; ter solo predominantemente mal drenado; e o solo deve estar saturado ou

inundado na estação de crescimento das plantas. Desta forma, diferentes tipos de solos associados a diferentes regimes do nível de água, acabam culminando na diversidade das áreas alagadas naturais. Estas são consideradas ambientes mais produtivos, juntamente com as florestas pluviais.

Nas áreas alagadas naturais, por ficarem entre os ambientes aquáticos e terrestres, a água influencia diretamente no tipo de solo e vegetação. A água está presente na superfície ou na zona das raízes, proporcionando características diferentes dos solos existentes nas áreas circunvizinhas mais altas, necessitando de adaptações da vegetação a essa condição. As características como o tipo de solo, quantidade de matéria orgânica, profundidade, clima, estação, duração e intensidade da inundação são determinantes no tipo de planta que ali irão se desenvolver (WELSCH et al, 1995).

Segundo Hammer (1989) todos têm uma idéia do que constitui e de como é um “wetland” natural, mas ninguém possui a mesma idéia quanto a este sistema. Essa divergência está relacionada com a própria diferença regional de onde se encontram instaladas essas áreas. Esses sistemas recebem, seguram e reciclam nutrientes trazidos continuamente de regiões mais altas e esses nutrientes suportam a abundante micro e macro vegetações, que transformam formas inorgânicas em material orgânico necessário (direta ou indiretamente) para o alimento de animais presentes nesses sistemas.

Welsch et al. (1995) verificaram que os processos biogeoquímicos que ocorrem naturalmente nas áreas alagadas possuem naturezas físico-químicas e biológicas. Esses processos, em sua grande maioria, são influenciados por populações microbianas aeróbias, anaeróbias e facultativas. Estas populações são influenciadas pelo nível de água presente no sistema, garantindo às áreas alagadas maior número de processos do que em outros ecossistemas.

2.4.2 ECOTECNOLOGIA

Segundo Marques (1999), ecossistemas simbióticos se sobressaem, uma vez que dois sistemas acoplados mostram maior eficiência que dois sistemas separados. O mesmo autor salienta que a consideração da natureza nas técnicas de projeto e operação é denominada ecotecnologia, de tal maneira que os humanos se tornem parceiros/sócios da natureza.

A ecotecnologia considera a manipulação de ambientes pelos seres humanos com a utilização de pequena energia, proporcionando o controle de ecossistemas onde a principal fonte de energia é natural e não tecnológica, visando o aumento da eficiência do sistema. Assim como outra tecnologia, desenvolve projetos para resolver problemas, reforçando os que funcionam, e manifesta-se como um gerador de oportunidade e um facilitador (MARQUES, 1999).

A aplicação de tecnologias tidas como “alternativas” para tratamento de águas poluídas torna-se cada vez mais necessária, em particular, àquelas de relativo baixo custo, de fácil manutenção e operação, e que não dependam de energia elétrica. Ansola et al (2003) citaram que além de procurar tecnologias adequadas com baixo investimento e custo de manutenção, deve-se procurar sempre um alto nível de performance, principalmente, do nitrogênio e fósforo. Sistemas de áreas alagadas (“wetlands”) naturais e construídas têm mostrado alta capacidade de transformar, reciclar, reter e remover diferentes tipos de poluentes, especialmente os nutrientes eutrofizantes, contaminação fecal de esgotos das águas superficiais (HAMMER, 1989), e orgânicos (WALLACE, 1998), com base nos processos naturais (filtração, sedimentação, adsorção/absorção, biodegradação) que ocorrem nos biofilmes microbianos formados entre a rizosfera e o substrato sólido (TANNER, 1996; GOPAL, 1999).

Diversos pesquisadores citaram que o tratamento de água em sistemas tipo “wetlands” construídos é uma “tecnologia verde”, por contemplar o uso de plantas (SHUTES, 2001). Segundo Brix (1998) (apud SHUTES, 2001), diversos fatores

presentes no processo devem ser considerados, antes que o mesmo possa ser considerado uma “tecnologia verde”, e não somente considerar a ocorrência ou não de plantas. Esse mesmo autor verificou diversos fatores como: a performance do tratamento em relação ao tipo de efluente; a robustez do sistema; a emissão de poluentes no ambiente; a produção de rejeitos; o potencial de reciclagem ou reuso; a energia consumida; o uso de produtos químicos; o total da área utilizada; o impacto ambiental; e os benefícios para o ambiente. A utilização de “tecnologia verde” aparenta os princípios da ecotecnologia.

2.4.3 SISTEMAS CONSTRUÍDOS

Os sistemas tipo “wetlands” construídos visam à maximização do potencial de melhoria da qualidade das águas utilizando energia solar como fonte predominante durante o processo. Os sistemas construídos distinguem dos naturais por terem fatores ambientais que possam ser controlados e ter a gestão dos processos naturais que neles ocorrem (DUARTE, 2002).

Este sistema pode ser usado isoladamente ou como complemento de outros tipos de tratamentos da água e de efluentes, uma vez que esse tipo de sistema consegue remover eficientemente nutrientes, outros poluentes e patógenos presentes na água (SHUTES, 2001).

Stottmeister et al (2003), citaram que para se obter maior eficiência do tratamento torna-se necessário o conhecimento efetivo da variedade de plantas disponível, das características de colonização dos grupos de microrganismos, dos grupos biogénicos e dos contaminantes existentes nas águas a serem tratadas e da interação destes fatores com a matriz suporte (material de enchimento).

O uso de sistemas construídos é indicado para tratamento de efluentes industriais e urbanos (SAKADEVAN; BAVOR, 1999), em comunidades rurais (COLEMAN et al, 2001), nas pisciculturas (MICHAEL, 2003), tratamento de águas para abastecimento público (ELIAS, 2003) e melhoria da qualidade de água de lagos (CUNHA, 2006).

Os sistemas tipo “wetlands” construídos apresentam diversas configurações, relacionadas à direção e tipo do fluxo da água, regime de aplicação do afluente e tipo de macrófita utilizada. A direção do fluxo pode ser horizontal ou vertical; quando horizontal, pode apresentar fluxo superficial ou subsuperficial. A escolha das macrófitas é inerente à configuração do sistema utilizado.

Independente do tipo de configuração, é imprescindível a utilização de sistemas de tratamento preliminar e primário para a proteção do sistema contra o processo de colmatção (retirada de sólidos grosseiros, flutuantes e sedimentáveis).

Desde que o objetivo da utilização de sistema tipo “wetlands” construído seja para simplificar o manuseio do esgoto, o sistema deve ser feito para facilitar a operação o máximo possível, enquanto garante a realização do tratamento. A construção de um sistema um pouco maior pode ser mais caro para construir, mas é mais confiável e menos dispendioso para operar do que um sistema menor (DAVIS, 2000).

KNIGHT (1992) apud Valentim (2003) sugere que sistemas de “wetlands” naturais necessitam de 10 vezes mais área por unidade de volume que um sistema tipo “wetlands” horizontais superficiais e este 10 vezes mais área que um sistema tipo “wetlands” subsuperficiais para a obtenção da mesma qualidade de água em termos de DBO. Sistemas tipo “wetlands” verticais requerem área 5 vezes menor que os horizontais subsuperficiais, devido a sua capacidade de fornecimento de oxigênio.

2.4.3.1 SISTEMAS VERTICAIS

Nos sistemas verticais, como o próprio nome diz, o fluxo da água é vertical, podendo ser ascendente ou descendente.

Os sistemas descendentes apresentam a capacidade de maior incorporação de oxigênio ao biofilme, proporcionando um sistema aeróbio. Essa maior incorporação de oxigênio é devido à aplicação intermitente do afluente. Entre uma aplicação e

outra, é esperado que o líquido tenha percolado pelo reator, de tal forma que o mesmo é tomado pelo ar atmosférico. Em sistemas colmatados, o período entre as aplicações pode não ser suficiente para a total percolação do líquido, impedindo a oxigenação do biofilme pela entrada do ar atmosférico.

Os sistemas ascendentes não apresentam a mesma capacidade de oxigenação proporcionada pelos sistemas descendentes intermitentes, uma vez que o reator estará sempre saturado. Nesses sistemas como no horizontal subsuperficial, a incorporação de ar para a oxigenação do biofilme não é tão eficiente, sendo que a oxigenação proporcionada pelas macrófitas é incapaz de suprir toda a demanda do gás.

2.4.3.2 SISTEMAS HORIZONTAIS

Os sistemas horizontais apresentam um método construtivo simplificado em comparação aos sistemas verticais. Esses necessitam de um sistema de distribuição do afluente e coleta do efluente sobre toda a sua área, tanto na parte superior como na inferior. Nos sistemas horizontais, os sistemas de distribuição e coleta apresentam-se de maneira mais simplificada, mas não permite a mesma predominância do metabolismo aeróbio comparado aos sistemas verticais descendentes intermitentes.

O líquido percorre o sistema de maneira horizontal, formando uma lamina de água aparente nos sistemas superficiais ou sem formar a lamina de água, nos sistemas subsuperficiais.

A configuração do sistema superficial pressupõe que a água percorrerá a camada acima do material de enchimento, onde as macrófitas estão plantadas. Esse tipo de configuração apresenta uma lamina de água aparente, como uma lagoa rasa. Ao contrário desses ecossistemas naturais, os sistemas construídos horizontais superficiais apresentam grande quantidade e diversidade de plantas. Apenas nessa

configuração é possível a manutenção de espécies submersas, ou seja, aquelas que apresentam a maior porção de seus tecidos imersos na água.

Na configuração superficial, é interessante que o líquido apresente aspecto não desagradável, uma vez que estará a mostra. Por apresentar a lamina de água exposta, a incorporação de oxigênio é maior quando comparado a sistemas subsuperficiais. Esses sistemas, por apresentarem superfície livre, são potencialmente criadores do mosquito e outros artrópodes muitas vezes indesejados pelo homem. Em contrapartida, tais sistemas, por terem a penetração de raios ultravioleta na água, permitem a inativação superior de patógenos.

Nos sistemas subsuperficiais, a água passa pelo material de enchimento e pelas raízes das macrófitas. Essa configuração permite o fornecimento de uma maior área superficial a ser colonizada por bactérias e outros microrganismos associados. Nessa configuração, a introdução de gás para oxigenação do biofilme ocorre preferencialmente pelas macrófitas, mas ainda é insuficiente para possibilitar metabolismo predominantemente aeróbio. Esse fato é de grande importância quando se pretende a remoção de nitrogênio do líquido, uma vez que é necessário ambientes anóxicos (sem presença de oxigênio dissolvido e com nitrato). Como sistemas subsuperficiais apresentam limitada difusão de oxigênio, é bem difícil a formação de nitrato nessa configuração, necessitando de tratamento aeróbio anterior, formando o nitrogênio na forma mais oxidada.

2.4.3.3 SISTEMAS COMBINADOS

O tratamento de efluentes visa à remoção de uma série de poluentes, sendo mais especificamente no caso de efluentes domésticos o material orgânico, patógenos e nutrientes. O uso de sistema combinado pretende a maximização das vantagens de cada sistema e minimização das desvantagens.

Os sistemas tipo “wetlands”, com exceção da configuração vertical descendente intermitente e com menor importância a horizontal superficial, a incorporação de

oxigênio é limitada, sendo insuficiente para manter um metabolismo aeróbio. A remoção de matéria orgânica apresenta melhor performance quando realizada por intermédio de organismos aeróbios (metabolismo aeróbio é energeticamente mais eficiente ao utilizar o substrato orgânico, podendo remover cargas orgânicas mesmo em pequenas concentrações).

A utilização de sistemas verticais apresenta perda de carga superior aos horizontais, tendo que utilizar bombas ou a gravidade para a aplicação do afluente. Dessa forma, quando visa à redução máxima do consumo de energia, utilizar sistemas horizontais anteriormente a sistemas verticais pode ser adequado.

Quando visa à remoção de nutrientes, como por exemplo, o nitrogênio, é necessário a condição aeróbia para favorecer o crescimento de bactérias nitrificantes. Essas bactérias apresentam taxas de crescimento inferiores às bactérias heterotróficas decompositoras de matéria orgânica. O uso de sistemas verticais intermitentes anteriores aos horizontais subsuperficial pode apresentar limitações no processo de nitrificação, uma vez que ele ocorrerá apenas após a remoção de boa parte da matéria orgânica.

A remoção de material orgânico para possibilitar a nitrificação em sistemas verticais, deve apresentar baixas taxas de aplicação, podendo ser intensificada caso seja previsto a remoção de parte do material orgânico anteriormente (por exemplo, sistemas horizontais). Após a passagem pelo sistema vertical e possibilitada a nitrificação, o nitrato deve passar por ambiente anaeróbio, podendo ser utilizado pelas bactérias heterotróficas facultativas que utilizarão o nitrato, dando continuidade ao processo de remoção do nitrogênio da fase líquida para a fase gasosa.

Assim como os sistemas verticais descendentes intermitentes podem ser utilizados para a formação de nitrato, o uso de sistemas horizontais superficiais também pode ser adotado. Os sistemas horizontais apresentam menor dependência de energia elétrica do que os sistemas verticais exemplificados até agora, mas por apresentar

uma menor área para suportar o crescimento b, necessitará de maiores áreas superficiais.

2.4.4 SISTEMA HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL

Os sistemas tipo “wetlands” horizontais subsuperficial, são reatores com fluxo pistonado (DAVIS, 2000; PHILIPPI & SEZERINO, 2004), onde os elementos que entram no sistema saem na mesma ordem. O regime de fluxo não é pistonado ideal, uma vez que não apresenta a mesma sequência dos elementos devido à ultrapassagem ou atraso, assim como mistura interna e dispersão (ARCEIVALA, 1981).

Lima; Souza & van Haandel (2003), realizaram dois testes não simultâneos com traçador em sistemas tipo “wetlands” horizontais e encontraram dispersões radiais de 0,14 e 0,15, índice de volumes morto de 11 e 21%, reduzindo o tempo de detenção hidráulico teórico de 8 e 7 para 7,07 e 5,5 dias respectivamente. Os mesmos autores afirmam que o sistema estudado apresenta canalização e um padrão de mistura tendendo a fluxo pistonado.

Em sistemas de fluxo pistonado, a taxa de remoção de substrato é constante, mas a concentração do material biodegradável diminui conforme o fluxo percorre o reator (ARCEIVALA, 1981). Na parcela inicial, a parcela biodegradável é alta, assim como a remoção para reações de primeira ou ordens maiores. Com a chegada ao final do reator, a parcela biodegradável é menor, assim como a remoção.

A maioria dos reatores, na prática, apresenta um fluxo disperso, condição não ideal de regime do fluxo, intermediária entre mistura completa e pistonado ideal. Nesse regime de fluxo, os elementos não apresentam o mesmo tempo de detenção. Os fluxos de mistura completa e pistonado ideal não existem, pelo coeficiente de dispersão é possível aproximar a um fluxo pistonado (valores $\leq 0,2$) e bem misturados ou aproximado a mistura completa (3,0 a 4,0) (ARCEIVALA, 1981).

A remoção de material orgânico em sistemas de fluxo disperso segue a equação de primeira ordem proposta por Wehner and Wilhem em 1956 (ARCEIVALA, 1981):

$$\frac{S}{S_0} = \frac{4 a e^{d/2}}{(1+a)^2 e^{a/2d} - (1-a)^2 e^{-a/2d}}, \text{ onde:}$$

$$a = \sqrt{1 + 4 K t d} \quad (\text{adimensional})$$

$$d = \frac{D}{UL} = \frac{D t}{L^2} \quad (\text{adimensional})$$

L = comprimento axial

t = tempo de detenção teórico ($=V/Q$)

K = constante de remoção do substrato, (tempo^{-1})

S_0 e S = concentração inicial e final do substrato (massa / volume)

Em sistemas de fluxo pistonado, d aproxima-se de 0, de tal forma que a predição do S é fornecida pela equação:

$$S = S_0 e^{-K t}$$

Para aproximar o regime de fluxo a um fluxo pistonado ideal, é necessária a utilização de toda a área transversal do sistema. Com a utilização de toda a área transversal, teoricamente não ocorreria à formação de caminhos preferenciais, favorecendo a diminuição do tempo de detenção hidráulico teórico. Para minimizar o aparecimento de canais preferenciais, é de suma importância que os sistemas de distribuição do afluente e de coleta do efluente sejam bem projetados e instalados. A distribuição deve utilizar toda a largura do reator, distribuindo a vazão afluente equitativamente.

A utilização do sistema de distribuição afogado apresenta maior dificuldade de limpeza e acompanhamento, apesar de que hidraulicamente permite um melhor desempenho. O sistema de coleta do líquido tratado também deve abranger toda a área transversal.

2.4.4.1 MACRÓFITAS

Macrófitas são vegetais que apresentam adaptações morfológicas e/ou fisiológicas que permitem a sobrevivência e desenvolvimento em ambientes saturados de água. O sistema radicular das plantas é aeróbio, sendo necessário manter concentrações de oxigênio para impedir seu apodrecimento.

A utilização de qualquer tipo de vegetação nos sistemas tipo “wetlands” não deve ocorrer, uma vez que a espécie “aleatória” não conseguirá sobreviver ou manter sua taxa crescimento. Ao entrar em decomposição, tanto as macrófitas, quanto as “aleatórias”, retornam ao meio e conseqüentemente ao líquido, nutrientes e material orgânico, algo indesejável. O processo de crescimento e declínio é inerente a qualquer ser vivo, mas as macrófitas conseguem iniciar novo ciclo de vida. As espécies escolhidas devem apresentar tolerância a ambientes eutrofizados, ter crescimento acelerado, incorporação de nutrientes, valor econômico, utilidade após colheita, manejo facilitado, sobrevivência do sistema radicular com retirada da parte aérea, esteticamente agradável, floração entre outras qualidades.

As plantas hidrófitas são as mais adaptadas à presença de água na zona das raízes em grande período do ano. Essas adaptações são necessárias para suprir a ausência de oxigênio, proporcionada pela saturação de água, que levam ao encerramento dos metabolismos aeróbios para obtenção de energia. Na ausência de oxigênio, o processo para obtenção de energia passa a ser na forma anaeróbia, que produz uma quantidade de energia menor e causa um acúmulo de produtos tóxicos. O uso do metabolismo anaeróbio é utilizado para a sobrevivência de curtos períodos (WELSCH et al., 1995). As plantas hidrófitas possuem adaptações que conseguem suprir a necessidade de oxigênio na zona da raiz, possibilitando a forma

aeróbia para obtenção de energia. Essas adaptações podem ser de diferentes formas, como: aumento do número de estruturas, sobretudo na porção junto ao solo, possibilitando maior troca gasosa com a atmosfera; raízes suculentas, pelo menos parcialmente com estruturas de aerênquima; sistema lateral de raízes que tende a se propagar lateralmente (horizontalmente); raízes adventícias; inchaço de base que ajuda a resistir aos ventos e facilita as trocas gasosas; e suprimento de oxigênio levado à raiz suficiente para oxigenar a rizosfera.

As macrófitas, ao proporcionar a oxigenação da zona da raiz, acabam criando uma zona aeróbia junto ao sistema radicular (rizosfera), e à medida que vai se afastando forma-se uma zona facultativa e quando todo o oxigênio é depleciado, há formação da zona anaeróbia. O tipo da espécie presente no sistema influi no tamanho das zonas.

Brix (1998) apud Shutes (2001) verificou ainda que a parte subsuperficial da planta cresce horizontalmente e verticalmente, criando uma extensiva matriz ligada às partículas do solo, formando uma grande área superficial para a remoção de nutrientes e íons.

O uso da biomassa das plantas obtidas nos sistemas tipo “wetlands” poderá ser para a produção de biogás, fertilizante, ração e outros produtos (HENRY-SILVA, 2001).

Tanner e Sukias (1995) (apud COLEMAN et al., 2001) salientaram que as plantas aquáticas nos sistemas tipo “wetlands” construídos promovem a estabilização do material de enchimento, aumentam a porosidade deste, isolam o substrato da possibilidade de obstrução do fluxo causada pela produção de detritos, absorvem e armazenam nutrientes, previnem a formação de sulcos no substrato e proporcionam um valor estético para esses sistemas.

Duarte (2002) verificou que os processos realizados pelas macrófitas são: sedimentação dos sólidos suspensos; liberação do oxigênio na zona das raízes; fornecimento de superfície para o desenvolvimento de biofilmes; proteção da

superfície da água para reduzir o crescimento de algas; remoção e ciclagem de nutrientes; e promoção da vida selvagem e dos valores estéticos.

Segundo Allen (1997) apud Stottmeister et al. (2003) a transferência dos gases ocorre pela diferença de pressão entre a parte superior da planta e a parte da raiz, causada pelo consumo do oxigênio pela raiz (pressão negativa) e produção deste na parte foliar (pressão positiva).

Stottmeister et al (2003) verificaram que determinadas espécies de macrófitas possuem características que proporcionam a rizodeposição, que pode ocorrer na forma de exudados, mucígeis e material de células mortas. Dependendo do produto formado, este pode servir para uma série de finalidades, entre elas a liberação de carbono na zona das raízes, mobilização de nutrientes pelo aumento da solubilidade do ferro, efeito alelopáticos e produção de açúcares, aminoácidos e vitaminas, que irão servir de substrato microbiológico e estimulador do crescimento microbiano. Existe uma relação positiva entre a liberação de oxigênio, intensidade da luz e o tamanho da parte nova da raiz, uma vez que essa porção possui uma parede permeável suficiente para a transferência de gases.

As macrófitas utilizadas necessitam de um período para se adaptarem as condições do novo habitat. Ansola et al (2003) constataram que a eficiência na remoção de 99% da matéria orgânica de seu sistema só foi atingida quando as macrófitas estavam adaptadas e começaram a emitir novos brotos. No mesmo experimento, verificaram diferença na remoção de nutrientes e matéria orgânica entre o inverno e o período de crescimento das plantas.

O critério de diversidade não obriga tentar reproduzir a diversidade dos sistemas de “wetlands” naturais, uma vez que algumas espécies tendem a dominar em sistemas construídos em função da sua resposta à concentrações de nutrientes (estresse ambiental) (MARQUES,1999).

Entre as funções das macrófitas: tomada de nutrientes e outros constituintes, transferência de oxigênio para o substrato (função com restrição), sombra evitando crescimento de algas, e desenvolvimento de raízes e serapilheira servindo de suporte para crescimento de biofilme (MARQUES, 1999).

A manutenção de sistemas multiespécies (policultura) deve ser favorecida, uma vez que cada espécie responde diferentemente a variações de carga e tem respostas diferentes ao longo do ano (MARQUES, 1999).

O uso das macrófitas ainda não é totalmente aliado ao aumento da eficiência do sistema. Trabalhos com sistemas horizontais subsuperficiais mostram que as macrófitas melhoram a qualidade da água, enquanto outros indicam que o tratamento secundário é igual em leitos vegetados ou não (VALENTIM, 2003), sendo que as plantas não seria fator crítico, mas apenas um lado estético. Em pesquisas realizadas no Brasil, Valentim (1999) e (2000) e Souza et al. (2000) appud Valentim, (2003) constataram que o uso da macrófita apresenta efluente com melhor qualidade quanto a SST e DQO.

Os benefícios das macrófitas podem ser sumarizados assim (VALENTIM, 2003):

- Estético;
- Controle de Odor – as macrófitas associadas ao sedimento funcionam como um biofiltro de odor, limitando-o e possibilitando que o sistema seja instalado próximo à comunidade que irá servir;
- Tratamento de Efluentes – as plantas absorvem diversos elementos químicos, libera oxigênio nas proximidades da raiz;
- Controle de Insetos – a massa superficial limita o desenvolvimento de vários insetos, como mosquitos e moscas. Ao mesmo tempo, fornece diversos nichos para o estabelecimento de outros artrópodes, controlando os insetos que ali cria.

O transporte devido à concentração de oxigênio ocorre por meio de trocas de gases entre o aerênquima e a água, motivadas pela diferença de solubilidade do oxigênio e gás carbônico (essa 30 vezes mais solúvel na água que o oxigênio), resultando em

diferentes gradientes de concentração nos aerênquima, gerando o movimento dos gases. Para cada molécula de oxigênio destinada à respiração das raízes, uma é disponibilizada na rizosfera, assumindo que todo o gás carbônico respiratório é solubilizado na água ao redor das raízes (BRIX, 1994 apud VALENTIM, 2003). O processo mais importante é a simbiose entre a planta e os microrganismos fixados às suas raízes.

Valentim (2003) comenta sobre estudos realizados com o uso de micro-eletrodos para mensurar a incorporação de oxigênio por macrófitas em soluções com ausência de oxigênio. Os resultados obtidos não conferiram uniformidades, uma vez que a liberação não é constante, influenciada pela concentração de oxigênio na macrófita, demanda do gás e permeabilidade das paredes das raízes. Nas macrófitas, existem algumas características que minimizam a perda de oxigênio para a rizosfera, uma vez que é preferível manter altas concentrações no meristema apical, contribuindo para o rápido desenvolvimento. De qualquer forma, elas fazem a liberação de oxigênio, principalmente nas pontas das raízes, porque dependem do convívio em simbiose com os diversos microrganismos presente na água. Ou seja, elas são importantes no sistema horizontal subsuperficial, sendo vital o conhecimento de suas características, suas habilidades, suas necessidades e seu manejo. (VALENTIM, 2003).

Segundo Marques (1999), macrófitas emergentes conseguem “bombear” de 5 a 45 gramas de oxigênio por dia em cada metro quadrado. Taxas elevadas não devem ser utilizadas a fim de superestimar a capacidade transportadora de oxigênio, subestimando o tamanho do sistema de tratamento.

As macrófitas propiciam uma maior perda de água do sistema. O controle da temperatura em vegetais é realizado pela água, de tal forma que a disponibilidade em seu sistema radicular favorece a abertura dos estômatos. Com os estômatos túrgidos, a perda de água pela transpiração é acentuada. Uma superfície livre de água apresenta perda por evaporação, enquanto que em sistemas tipo “wetlands” apresentam tanto a perda de água por evaporação como a transpiração das

macrófitas. Esse processo é denominado de evapotranspiração, que contribui para a redução da vazão do efluente, assim como a concentração de compostos dentro dos sistemas construídos. Para macrófitas emergentes, a evapotranspiração pode variar de 1,3 a 3,5 vezes a taxa de evaporação de uma superfície livre adjacente (MARQUES, 1999).

O crescimento vegetativo apresenta demanda de nutrientes, característica interessante quando o objetivo do tratamento da água residuária é o controle de eutrofização. A remoção de nutrientes não deve ser atribuída à incorporação ao tecido vegetativo, uma vez que as concentrações encontradas na água residuária são muito superiores à demanda para crescimento. A remoção do fósforo pode ser atribuída à retenção do material de enchimento, enquanto que a do nitrogênio à processos biológicos.

Lima (1998) destacou que além de íons como o ferro e alumínio, um meio calcário e a argila reforçam ainda mais o mecanismo de remoção do fósforo. Mas, a eficiência do tratamento da água em sistemas tipo “wetlands” construídos é intensificada com o uso de macrófitas, uma vez que estas recriam e realçam o ciclo equilibrado aeróbio/anaeróbio do solo, o que possibilita a existência de todo tipo de bactérias (aeróbias, anaeróbias e facultativas), imprescindíveis para os processos (TANNER et al., 1997 e EPA, 2000 apud DUARTE, 2002; SHUTES, 2001).

Stottmeister et al (2003) salientaram que os poros são utilizados para o crescimento das raízes e microorganismos, e que o crescimento das raízes e a degradação daquelas mortas proporcionam a criação de novos poros, denominados de poros secundários.

Thable (1984) apud Stottmeister et al. 2003 constatou que a remoção de nitrogênio pela incorporação aos tecidos oscila entre 5 a 10% da remoção total, enquanto que Kim & Geary (2001) apud Stottmeister et al. (2003) atribui uma incorporação menor a 5%. Lee et al (2004) constatou que a assimilação das plantas ficou em 4% para o nitrogênio e 1,2 % para o fósforo.

Considerando a limitação da incorporação de nutrientes em seus tecidos, as macrófitas possuem uma função mais eficiente de suporte da microfauna, desenvolvimento dos biofilmes.

Valentim (2003) comparou a máxima absorção de fósforo à fase de crescimento dos botões florais, denotando o ponto ideal de poda (quando o objetivo principal é a remoção desse nutriente). O mesmo autor constatou que após o corte total, a taxa de crescimento foi elevada para todas as plantas entre a 1 e 3 semanas, moderada entre 1 e 3 meses e inexistente a partir deste.

O crescimento do sistema radicular é diferenciado entre as espécies e dentro das espécies. O crescimento está relacionado à área necessária para a absorção dos nutrientes e demais elementos. Com grande disponibilidade de nutrientes, o crescimento da raiz é desencorajado, enquanto que a “ausência” estimula o crescimento de uma área de captação maior. A disponibilidade pode estar relacionada ao fluxo da água como, por exemplo, zonas mortas. A construção de células com profundidade elevada não é sempre compensadora.

Sistemas onde as raízes não alcançam o fundo da célula apresentam menores taxas de remoções (DAVIS, 2000). A profundidade dos sistemas em sua grande maioria é de 60 cm, mas na maioria dos casos, as raízes não penetram mais que 30cm (DAVIS, 2000). A penetração das raízes foi observada quando havia limitação de nutrientes ou quando as plantas eram colocadas em locais com menor fluxo de água que outros locais do sistema (DAVIS, 2000).

2.4.4.2 MATERIAL DE ENCHIMENTO

A escolha do material de enchimento é de suma importância para a longevidade do sistema. A utilização de mais de um material de enchimento deve ser priorizada, uma vez que a qualidade da água é alterada no decorrer do sistema, permitindo o uso de materiais de enchimento mais adequados.

Os sistemas de distribuição do afluente e coleta do efluente necessitam de material de enchimento diferente das demais regiões, caracterizado por maior granulometria. O uso de material com maiores espaços intersticiais formados pela disposição do material é de suma importância uma vez que favorecerá a distribuição uniforme do líquido, assim como apresentará menor possibilidade de colmatção pré-matura.

O processo de colmatção, que deve ser evitado nos sistemas horizontais, é o entupimento do material de enchimento, tanto pelo acúmulo de sólidos não retirados anteriormente ou pelo crescimento excessivo de biofilme, preenchendo os interstícios e impedindo a passagem do líquido. Com esse bloqueio, a tendência do líquido é realizar um fluxo superficial, evidenciado por pequenas poças. O fluxo superficial pode apresentar outra causa além do processo de colmatção, evidenciado por problema hidráulico como aumento de vazão além do limite de escoamento proporcionado pelo material de enchimento. A questão hidráulica deve ser investigada seguindo a Lei de Darcy.

A parcela inicial do sistema não necessita do mesmo material de enchimento que a parcela final. No início, a maior concentração de material orgânico passível de decomposição favorecerá o crescimento do biofilme, além de conter possíveis sólidos suspensos que não foram previamente removidos. Esse processo garante a menor manutenção do sistema, assim como a não formação de fluxo superficial.

Marques (1999) comenta que o material de enchimento normalmente consiste na combinação de vários tamanhos. No primeiro metro são utilizadas pedras com 100 mm de diâmetro, e o restante com cascalho limpo de 5-10 mm de diâmetro. Talvez essa não seja a melhor configuração, uma vez que mesmo cascalho com um centímetro possa favorecer o fluxo superficial.

A parcela final pode apresentar um material de enchimento com menor dimensão, uma vez que ocorreu a retirada de material orgânico, reduzindo o problema de crescimento excessivo do biofilme. Outro fato que contribui para a redução da

granulometria da material de enchimento é o aumento da capacidade de retenção de partículas pela filtração, além do incremento de área superficial para crescimento bacteriano.

O material de enchimento apresenta diversas funções como: distribuição uniforme do afluente; condutividade hidráulica; área superficial para crescimento de biofilme; efeito de filtração; armazenamento de fósforo; sorção de poluentes; sustentação para macrófitas; entre outras.

O uso do material de enchimento é livre, podendo utilizar material reciclável (garrafas PET amassada), conchas de ostras (KAICK, 2003), pneu picado (COLLAÇO, 2006), caco de telha (MONTEIRO, 2005), bambu (ZANELLA, 2008) ou qualquer outro material que seja inerte. É preferível a utilização de material com formato próximo à esfera, uma vez que essa forma apresenta uma melhor condutividade hidráulica, além de maior área superficial em relação ao volume.

A escolha do material do material de enchimento é referente ao objetivo do sistema. Como anteriormente comentado, a remoção de matéria orgânica e nitrogênio é realizada por intermédio de bactérias e microrganismo associados. Dessa forma, o material de enchimento deve propiciar área superficial adequada. A remoção de fósforo é realizada pelo “armazenamento” no material de enchimento, necessitando de materiais específicos quando almeja enfatizar a retirada desse elemento do líquido.

Além do fato da remoção do fósforo pela incorporação nos tecidos vegetativos e reprodutivos das macrófitas ser limitada, comparativamente a alta disponibilidade no líquido, o manejo inadequado pode comprometer ainda mais essa “baixa eficiência”. A colheita da parte aérea das plantas após seu crescimento pode não ser eficiente, uma vez que grande parte do fósforo foi translocado para a raiz ou rizoma antes disso (DAVIS, 2000). A remoção a longo prazo é limitada, sendo que o maior reservatório de fósforo é o solo, “enterrado” em forma orgânica na turfa ou adsorvido em formas complexas de alumínio, cálcio e ferro (DAVIS, 2000).

A remoção de fósforo é maior no início de operação do sistema, mas com a saturação do material de enchimento, a remoção declina devido à diminuição da capacidade de adsorção. Para intensificar a retenção, é encorajado um plantio denso, assim terá acúmulo na massa, na serapilheira e no sedimento. Se a remoção de fósforo é o principal objetivo, deve-se considerar a troca do material de enchimento periodicamente. Nesse caso, a serapilheira deve ser removida e escolhido um material com grande capacidade de acumular fósforo. (DAVIS, 2000)

Segundo Yang et al. (2001), altas concentrações de cálcio, alumínio e óxidos de ferro proporcionam altas taxas de remoção de fósforo solúvel que fica adsorvido, enquanto que uma alta porosidade proporciona remoção maior de compostos nitrogenados. Lima (1998) destacou que além de íons como o ferro e alumínio, um meio calcário e a argila reforçam ainda mais o mecanismo de remoção do fósforo.

Stottmeister et al (2003) confirmaram que a presença de ferro e alumínio proporciona maior fixação do fósforo, e que a alta porosidade favorece a instalação de maior comunidade microbiana na matriz suporte, e propõem uma associação de cascalho e areia como sendo melhor matriz.

Independente do material de enchimento utilizado, esse dever ser limpo e o mais uniforme possível.

2.4.4.3 DIMENSIONAMENTO

Considerando a equação:

$$S = S_0 e^{-K t}$$

Onde:

t = tempo de detenção teórico ($=V/Q$)

K = constante de remoção do substrato, (tempo^{-1})

S_0 e S = concentração inicial e final do substrato (massa / volume)

Conseguimos definir o tempo necessário para a utilização do substrato inicial (no caso matéria orgânica), considerando que o consumo do mesmo é representado pela equação de primeira ordem.

O tempo necessário determina as dimensões da célula de tratamento.

$$t = V / Q$$

Onde:

t = tempo de detenção teórico

V = volume da célula

Q = vazão afluenta

O volume a ser utilizado deve considerar a porosidade material de enchimento. Essa porosidade é inerente a cada material, sendo influenciada pelo coeficiente de uniformidade. Esse coeficiente determina o quanto o material é uniforme, sendo preferível baixo valor. Quanto mais desuniforme o material, maior será o problema de formação de caminhos preferências, entupimentos e formação de zonas mortas.

A lei de Darcy deve ser utilizada para analisar o aspecto hidráulico da célula. A lei considera que o fluxo de água depende do gradiente hidráulico e condutividade hidráulica do meio ao atravessar uma área.

$$Q = K_s A S$$

Onde:

K_s = condutividade hidráulica perpendicular à direção do fluxo de uma área

A = áreas da seção transversal perpendicular ao fluxo

S = gradiente hidráulico da superfície da água no sistema (declividade do nível da água)

O cumprimento dessa lei evita a formação de fluxos superficiais, uma vez que a vazão conseguirá escoar pelos interstícios do material de enchimento sem restrição. Tal lei permite saber qual a quantidade de material de enchimento é necessária para acomodar a perda de carga proporcionada pela restrição ao fluxo. É possível adequar a vazão, o tipo de material de enchimento ou a área da seção transversal.

A área da seção transversal é importante no projeto do sistema, uma vez que ela está relacionada ao aspecto do mesmo. O aspecto é a relação entre o comprimento da célula e sua largura. Um aspecto alto (4:1) pode ser adotado para obter remoções superiores em relação a demanda bioquímica de oxigênio e sólidos suspensos totais, mas deve ser levado em consideração que em longo prazo, pode ocorrer uma sobrecarga no início do sistema e uma falta de nutrientes no final (DAVIS, 2000).

Inicialmente, os sistemas eram projetados com aspectos altos, na ordem de 10:1, mas a maioria dos sistemas apresentou problemas com a formação de fluxo superficial (DAVIS, 2000).

Valentim (2003) estudou sistemas subsuperficiais com aspectos diferentes, 4:1 e 1:1, ambos com a mesma área superficial, altura e taxas de aplicações. O autor não constatou diferenças significativas entre os diferentes aspectos.

Davis (2000) argumenta que aspecto e desempenho não foram adequadamente estudados e um aspecto ótimo não foi determinado.

3 METODOLOGIA

3.1 O EFLUENTE

O efluente utilizado nessa pesquisa é gerado dentro das dependências do Centro Internacional de Referência em Reúso de Água - CIRRA/IRCWR do Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da USP. No local há um container, no qual estão instalados sanitários para uso masculino e feminino. Cada um contém dois chuveiros, uma pia e um vaso sanitário. No feminino foi instalada uma máquina de lavar roupas, permitindo a coleta de efluentes típicos de uma residência. O container teve sua rede coletora segregada em água cinza e água negra. Basicamente, o efluente do vaso sanitário era descartado, enquanto que os demais efluentes eram encaminhados a um reservatório de acumulação (figura 1). A água cinza não permanecia mais que 24hs no reservatório de acumulação.

Figura 1: Container, reservatório de acumulação (azul) e tubulação que conduz as águas cinzas ao reservatório de nível constante. Do lado direito do container é mantida a tubulação oriunda do vaso sanitário.

Existe uma relação entre o número de banhos por dia e ciclos de lavagem de roupas por semana na rotina de uma residência. Foi considerado que uma pessoa toma um banho por dia (60 litros por banho) e utilizaria 2 ciclos da máquina por semana (200 litros por ciclo numa máquina de 8Kg de capacidade) para lavar toda sua roupa. Dessa forma, a proporção entre banhos e ciclos da máquina é 3,5:1. Essa proporção foi seguida sempre que possível.

Um grupo de voluntários, bastante diversificado tomava banho regularmente no container, e alguns traziam roupas de sua família para serem lavadas. Inicialmente, foram lavadas as roupas de trabalho dos funcionários do CTH, porém essa prática não teve continuidade. As roupas disponibilizadas eram de pedreiros ou ajudantes, apresentando grande quantidade de “pó de construção”, conferindo ao efluente da máquina de lavar roupas turbidez, pH e alcalinidade elevados além de grande quantidade de sólidos. Essas características não são representativas à água cinza de uma residência “comum”.

Os usuários recebiam sabonete, xampu, condicionador, sabão em pó, sabão de coco e amaciante. A limpeza do container era realizada semanalmente, sem o uso de desinfetante, alvejantes ou qualquer outra substância bactericida.

A água cinza produzida era direcionada a um reservatório de acumulação, de material plástico e capacidade de mil litros. Ao sair da tubulação de drenagem do container, o efluente passa por uma tela, para a remoção de sólidos grosseiros, cabelos e outras partículas (figura 2). Desse reservatório, o líquido era recalcado, com uma bomba peristáltica.

Figura 2: Sistema de tela para remoção de sólidos grosseiros e demais partículas.

A vazão de alimentação oscilava muito, conforme o nível de água no reservatório de acumulação. Para evitar essa condição, foi instalado um reservatório de nível constante, provido de uma bóia (figura 3). Esse reservatório está numa cota inferior

ao reservatório de acumulação, de tal modo que a bóia mantém ele com nível constante, repondo a água cinza assim que é recalçada. Após a introdução do reservatório de nível constante, a oscilação da vazão passa a ser decorrente da inconstância de fornecimento de energia elétrica.

Figura 3: Reservatório de nível constante, ao fundo, e bomba peristáltica.

A figura 4 apresenta um fluxograma da disposição dos equipamentos utilizados na pesquisa.

Figura 4: Fluxograma da disposição do container, reservatórios, bomba e unidade experimental.

3.2 A UNIDADE EXPERIMENTAL

O tratamento da água cinza foi realizado na unidade experimental de “wetlands” construída junto ao container gerador do efluente em questão.

Sua construção foi realizada com tijolo maciço comum, com dimensões de 6m de comprimento, 1,2m de largura e 0,6m de altura. A célula foi construída ao nível do solo. A declividade do fundo deveria ser de 1%, mas durante a construção, o fundo ficou irregular, sem declividade constante, apresentando formação de “poças” (figura 5).

Figura 5: Visão do reservatório após reboco e impermeabilização, tubos de amostragem e irregularidade do fundo.

A impermeabilização foi obtida com reboco de cimento hidráulico, aplicação de nata de cimento e posteriormente cimento queimado (figura 5). Além desse procedimento, para garantir a estanquidade da célula, foi aplicado a membrana impermeabilizante de elastômeros orgânicos “Elascout” (figura 6). Esse produto apresentou problemas na secagem, formando bolhas (figura 7 e 8). A membrana não foi removida, mas a impermeabilização da célula não pode ser atribuída ao “Elascout”.

Figura 6: Aplicação da membrana impermeabilizante.

Figura 7: Formação de bolhas na membrana que posteriormente “descolava” e permitiria a infiltração de água.

A unidade experimental foi dividida em duas partes iguais, com um septo entre elas, para comportar dois materiais de enchimento diferentes (figura 7). Na primeira fase (fase α) foi utilizado brita nº1 (aproximadamente 2,54cm) e na segunda (fase β) areia média grossa ($U=3$). A escolha desses dois materiais foi baseada nos seguintes critérios: a) no início do sistema ocorrerá maior formação de biofilme, necessitando de material com maior índice de vazios, e; b) na segunda porção, o biofilme formado tende a ser menos espesso, sendo predominante o processo de filtração através da areia.

Figura 8: Detalhe da fase α , septo e fase β . O fundo de cor cinza indica falhas da membrana impermeabilizante.

A separação entre as duas fases (α e β) foi efetuada com paredes construídas com tijolo vazado (“tijolo 21 furos”) (figura 9), com espaçamento de 19 cm entre elas (septo). A utilização desse tipo de tijolo visou à separação física dos materiais de enchimento, de tal forma que não interferisse no fluxo da água. O espaçamento almejou à coleta de amostra entre as duas porções. Inicialmente esse septo era descoberto, mas devido à proliferação de algas foi coberto, uma vez que as algas comprometeriam a obtenção de dados inerente apenas ao sistema tipo “wetlands” subsuperficial horizontal.

Figura 9: Parede de separação das fases.

Ao longo do comprimento da célula, foram colocados 3 tubos eqüidistantes entre si para acompanhar a variação da qualidade da água cinza (figura 5). Considerando-se a entrada e a saída da unidade, dispõe-se de 5 pontos de amostragem.

Tanto o sistema de distribuição da água cinza como o de coleta do efluente da célula, visou evitar a formação de curtos-circuitos, utilizando toda a seção transversal da célula. O sistema de distribuição é composto de um tubo de 40mm perfurado (20mm) sobre pedra britada nº 3 (figura 10). Como o sistema tem fluxo horizontal, cada material de enchimento é disposto em camadas verticais. A perfuração da tubulação de distribuição e coleta ficou voltada para as paredes, forçando o líquido a percorrer um espaço mais longo, permitindo uma melhor distribuição pela área transversal.

Figura 10: Sistema de distribuição do afluente sobre a brita nº3. Uso de pedaço de madeira para separar os diferentes materiais durante o enchimento.

O sistema de coleta do efluente após tratamento é realizado com tubulação de 40mm perfurada envolvida em brita nº3 (figuras 11, 12 e 13).

Figura 11: Disposição do sistema de coleta do efluente pretendendo coletar da toda a área transversal uniformemente.

Figura 12: Detalhe dos furos no sistema de coleta do efluente. Os furos ficam voltados para a parede.

Figura 13: Separação dos materiais de enchimento e brita nº3 envolvendo o sistema de coleta do efluente.

O nível da água é mantido a 38 cm de profundidade pela tubulação de saída. Essa tubulação é móvel, de tal forma que um novo nível pode ser estabelecido se for necessário. Tanto a entrada como a saída do sistema, possuem tubos destinados à retirada do lodo produzido nos interstícios da brita nº3 ou para esgotamento da célula (figura 14). Essa tubulação está posicionada na parte inferior da área transversal e depois sobe junto ao canto.

Figura 14: Sistema experimental após preenchimento com os diversos materiais. Visualização dos pontos de coleta, no centro das fases e do septo e parcela superficial da tubulação de retirada de lodo ou esgotamento da célula.

3.3 AS MACRÓFITAS

O sistema experimental está sendo conduzido com a técnica de policultura. A adoção dessa estratégia é baseada no conceito de que a monocultura pode não ser a melhor opção.

A policultura permite que mais de uma espécie seja considerada como útil, dessa forma, existirão interações complexas entre elas (processo de auto-organização) resultando na predominância das mais aptas. Cada espécie interagirá diferentemente com o meio, com o efluente e com as demais espécies.

A policultura foi adotada visando conseguir um sistema mais resistente e resiliente, tendo cada espécie uma parcela no tratamento.

Existe uma nítida diferenciação entre a abundância e diversidade de espécies de macrófitas entre as fases α e β . As espécies escolhidas para a fase α são aquelas que apresentam maior potencial para crescimento em ambientes com elevada carga orgânica, enquanto que na fase β estão aquelas que apresentam maior apelo estético, menor porte, partes florais mais visíveis, maior atração de fauna associada, etc., também apresentando características funcionais pertinentes ao sistema experimental.

A diversidade das fases é desigual (figuras 15 e 16). Na α tem 3 espécies (sobrinha chinesa – *Cyperus alternifolius*, taboa – *Typha sp* e papiro – *Cyperus papyrus*) enquanto que na β apresenta 13 ssp (cavalinha – *Equisetum sp*, copo de leite - *Zantedeschia aethiopica*, citronela – *Cymbopogon sp*, pontederia – *Pontederia cordata*, íris amarela - *Iris pseudacorus*, rogéria – *Saururus sp*, conta - *Coix lacryma*, cana do brejo – *Costus sp*, chapéu de couro – *Echinodorus sp*, *Sagittaria montevidensis*, *Eleocharis interstincta*, *Eleocharis nudipes*, *Hydrocotyle ranunculoides*).

Figura 15: Fase α após plantio das macrófitas.

Figura 16: Fase β após plantio das macrófitas.

3.4 A ALIMENTAÇÃO DO SISTEMA

A bomba peristáltica de alimentação operava 24 horas por dia com uma vazão de aproximadamente 206 mL/minuto. Essa diminuta vazão na tubulação de distribuição alimentava o sistema através de um único furo, propiciando caminho preferencial e conseqüentemente diminuindo o tempo de residência do efluente na célula de tratamento. Para contornar o problema, o afluente foi armazenado em um reservatório de acrílico com capacidade de 20L, provido de sifão, que aplica o efluente intermitentemente quando completado 12L. Com esse procedimento, a vazão de aplicação subiu para 4L/min, durante o esvaziamento, reduzindo a possibilidade de canais preferenciais (figura 17).

Figura 17: Reservatório de distribuição, bomba peristáltica e reservatório de acrílico para aplicação intermitente.

3.5 TAXAS DE APLICAÇÃO

Convém lembrar que o sistema experimental foi preenchido pelo referido material que permite o crescimento de microrganismo e ao mesmo tempo deve promove a sustentação às macrófitas. Esse material de enchimento reduz o volume utilizado pela água cinza. As taxas foram determinadas com a média e desvio-padrão de cada parâmetro sobre a área superficial plantada (tabela 1).

Tabela 1: Taxas de aplicação para matéria orgânica, nutrientes e hidráulica.

Orgânica	Taxas de Aplicação de Nutrientes	Hidráulica
99 ± 33g DQO/d	4,9 ± 1,9g de Nitrogênio/d	49 ± 9 mm
57 ± 22g DBO/d	49 ± 37g de Fósforo/d	
26 ± 11g COT/d		

3.6 PONTOS DE AMOSTRAGEM

Os 5 pontos de amostragem permitiram o acompanhamento do processo de tratamento. Baseado nas dimensões da célula, na porosidade de cada material e uma vazão de 206 ± 38 mL/min, temos os seguinte tempos de residências hidráulico:

Ponto 1 – Afluente – Água Cinza Bruta

Ponto 2 – Efluente com $1,06 \pm 0,18$ dias de tratamento

Ponto 3 – Efluente com $2,25 \pm 0,38$ dias de tratamento

Ponto 4 – Efluente com $2,91 \pm 0,51$ dias de tratamento

Ponto 5 – Efluente com $3,74 \pm 0,64$ dias de tratamento

3.7 ANÁLISES LABORATORIAIS E RESPECTIVAS FREQUÊNCIAS

Tabela 2: Análise físico-químicas e microbiologias e suas respectivas frequências.

Parâmetro	Unidade	Frequência
Temperatura	°C	Diária
pH	-	Diária
Alcalinidade	mg CaCO ₃	2 vezes por Semana
Série de Sólidos	mg/L	Semanal
Série de Nitrogênio	mg/L	2 vezes por Semana
Fósforo Solúvel e Total	mg/L	2 vezes por Semana
Carbono Orgânico Total	mg/L	Diária
DBO/DQO	mg/L	Semanal
Surfactantes	mg/L	Mensal

Óleos e Graxas	mg/L	Quinzenal
Sulfetos	mg/L	Semanal
Ferro	mg/L	Esporádico
Turbidez	UNT	Diária
Cor Aparente	uC	Diária
Coliformes Totais	NMP/100mL	Quinzenal
<i>Escherichia coli</i>	NMP/100mL	Quinzenal

As análises (tabela 2) seguem as metodologias básicas descritas no “Standard Methods of Water and Wastewater Examination” 20ª edição.

A série de sólidos foi quantificada pelas formas:

Sólidos Totais – ST

Sólidos Totais Voláteis - STV

Sólidos Totais Fixos - STF

Sólidos Dissolvidos Totais - SD

Sólidos Dissolvidos Voláteis - SDV

Sólidos Dissolvidos Fixos - SDF

Sólidos em Suspensão Totais - SS

Sólidos em Suspensão Voláteis - SSV

Sólidos em Suspensão Fixos - SSF

3.8 MODELO PARA DETERMINAÇÃO DA CONSTANTE DA REMOÇÃO DE SUBSTRATO

A determinação da constante de remoção do substrato foi determinada com a informação que no sistema tipo “wetlands” apresenta uma reação de primeira ordem na estabilização biológica da matéria orgânica.

Nas reações de primeira ordem, a taxa de variação da concentração de uma substância A é proporcional à primeira potência da sua concentração (ARCEIVALA, 1981).

Como comentado anteriormente, a equação para determinar a concentração de substrato num determinado tempo é a seguinte:

$$S = S_0 e^{-K t}$$

Sendo:

t = tempo de detenção teórico ($=V/Q$)

K = constante de remoção do substrato, (tempo^{-1})

S_0 e S = concentração inicial e final do substrato (massa / volume)

Passando a equação para a base 10, temos:

$$S = S_0 10^{-k t}$$

Sendo:

$$k = K / 2,3$$

A determinação do valor de k pode ser obtida pela equação:

$$k = \frac{\log(S_0 - S)}{t}$$

Os valores de S_0 e S são determinados por análises laboratoriais e o tempo t é determinado pela relação entre a vazão afluyente e o volume do sistema.

O estudo em questão considera que a utilização biológica do substrato é influenciada pela temperatura. Dessa forma, o valor da constante é definido a uma

temperatura T (K_T), sendo necessária sua determinação na temperatura 20°C. A adequação pode ser realizada mediante a equação inicialmente proposta por van't Hoff-Arrhenius (PHILIPPI & SEZERINO, 2004):

$$K_T = K_{20} (1,06)^{T-20}$$

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados são referentes às análises realizadas entre o dia 03/06/2008 e 09/01/09. Cada parâmetro apresenta seu número de observações pertinentes à frequência com que a análise foi realizada.

4.1 ANÁLISES DE ACOMPANHAMENTO

O sistema foi acompanhado desde seu início de operação. Nesse acompanhamento, foram coletadas informações referentes à temperatura (do ar e da unidade experimental), vazão afluyente, turbidez, cor, pH, alcalinidade e ferro. O acompanhamento foi realizado entre as 11h30min e 14hs.

A vazão afluyente foi de $297 \pm 55\text{L/min}$, oscilação também atribuída à amplitude térmica. A variação da temperatura influenciava tanto a viscosidade do líquido como o funcionamento da bomba peristáltica, proporcionando vazões diferentes durante o decorrer do dia. Além da inconstância do funcionamento do aparelho, o desenvolvimento de biofilme nas mangueiras obstruía o fluxo, necessitando de limpezas periódicas. É possível observar na figura 18 a oscilação da temperatura do ar e da vazão afluyente.

A temperatura, na unidade experimental apresentou uma oscilação térmica inferior a do ar, fato esperado pela menor condução de calor pela água (figura 18). A oscilação térmica não é vantajosa para o sistema, uma vez que propicia a variação da velocidade de utilização do substrato pelos microrganismos (METCALF & EDDY, 1991). Essa variação é resultante da interferência da temperatura na cinética, na qual o aumento de 10°C , em geral, dobra a velocidade das reações.

A oscilação térmica ocorrida na unidade experimental poderia ser menor, caso o sistema fosse enterrado. Além disso, uma menor variação térmica possibilita o desenvolvimento dos microrganismos adaptados às condições ótimas, possibilitando maior velocidade das reações no consumo de substrato.

Figura 18: Vazão afluyente, temperatura do ar e da unidade experimental.

A turbidez, análise relacionada à presença de sólidos coloidais em suspensão, que alteram a direção do feixe de luz, apresentou eficiência máxima da unidade experimental de 99% (92% na média), conferindo ao efluente final valores inferiores a 6,4 UNT em 75% das amostras e inferiores a 15,8 UNT em 90% das amostras. Tais resultados demonstram a eficácia do sistema no processo de filtração (figura 19).

Figura 19: Variação da turbidez no período compreendido de 03/06/2008 até 09/01/09 totalizando 94 observações.

A cor aparente, medida indireta de sólidos dissolvidos e sólidos em suspensão, apresenta remoções médias de 76%, conferindo ao efluente final valor médio de 69 uC, sendo que em 75% das amostras, os valores foram inferiores a 77 uC (figura 20). A redução desse parâmetro está relacionada pela filtração de partículas em suspensão e sorção do material dissolvido. A sorção está relacionada ao tipo de material de enchimento e a utilização pelo biofilme para obtenção de energia.

Figura 20: Variação da cor aparente no período compreendido de 03/06/2008 até 09/01/09 totalizando 42 observações.

A alcalinidade é devida principalmente aos sais do ácido carbônico, carbonatos e bicarbonatos, e hidróxidos. Sais de ácidos fracos inorgânicos, como silicatos, boratos e fosfatos, sais de ácidos orgânicos e amônia conferem uma alcalinidade menos representativa. A soma da alcalinidade produzida por esses íons confere a alcalinidade total. A unidade experimental apresentou aumento da alcalinidade total (figura 21), provavelmente pelo incremento de dióxido de carbono resultante da decomposição da matéria orgânica e do processo respiratório das raízes.

Na unidade experimental, o processo de decomposição da matéria orgânica predominante ocorre principalmente via metabolismo anaeróbio. Na acidogênese, a formação de ácidos propicia a diminuição do pH, fato observado na unidade experimental quando comparado ao pH da água cinza (figura 22). Dentro da unidade experimental foi observado pH sempre perto da neutralidade. A neutralidade do líquido pode ser relacionada ao aumento da alcalinidade assim como o seu consumo, ao neutralizar compostos ácidos.

Figura 21: Variação da alcalinidade no período compreendido de 03/06/2008 até 09/01/09 totalizando 40 observações.

Figura 22: Variação do pH no período compreendido de 03/06/2008 até 09/01/09 totalizando 77 observações.

A areia utilizada como material de enchimento apresentou liberação de ferro no início da operação da unidade experimental. A liberação foi acompanhada até que não foi constatado ferro no efluente após passar pela areia (21/10/2008). O ferro que estava presente na areia, ao permanecer em ambiente anaeróbio foi reduzido, permanecendo na forma solúvel e sendo carregado pela água (figura 23). Ao entrar

em contato com o oxigênio, oxidava novamente, precipitava formando um “lodo”, conferindo cor e turbidez ao efluente da unidade experimental.

Figura 23: Gráfico de barras referente à adição de ferro proveniente do material de enchimento no início da operação da unidade experimental.

4.2 ANÁLISES DE MONITORAMENTO

4.2.1 Matéria Orgânica

O material orgânico foi analisado pelos parâmetros de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e carbono orgânico total (COT). Pela média das observações, quando realizadas sobre a mesma amostra, foi possível determinar as relações entre eles, demonstradas na tabela 3.

Era esperada a alteração das relações em que a DBO está envolvida, aumentando a relação COT/DBO e diminuindo a DBO/DQO. Essa mudança era esperada, pois a DBO contabiliza apenas a fração prontamente biodegradável, enquanto que as demais contabilizam também compostos orgânicos lentamente biodegradáveis. No caso da DQO, também quantifica compostos inorgânicos.

Tabela 3: Relação entre os parâmetros de quantificação da matéria orgânica.

	Afluente	P 2	P 3	P 4	P 5	Experimento
DBO / DQO	$0,56 \pm 0,2$	$0,59 \pm 0,14$	$0,58 \pm 0,16$	$0,59 \pm 0,18$	$0,56 \pm 0,21$	$0,58 \pm 0,18$
COT / DQO	$0,27 \pm 0,15$	$0,28 \pm 0,13$	$0,27 \pm 0,16$	$0,26 \pm 0,14$	$0,27 \pm 0,16$	$0,27 \pm 0,15$
COT / DBO	$0,55 \pm 0,38$	$0,49 \pm 0,38$	$0,48 \pm 0,15$	$0,46 \pm 0,23$	$0,60 \pm 0,58$	$0,52 \pm 0,34$

A remoção média de matéria orgânica para a unidade experimental apresentou eficiência semelhante para os diferentes parâmetros. Os valores da eficiência encontrados situaram-se entre 57% (DBO e COT) e 60% (DQO).

No caso da matéria orgânica, o tempo adicional na unidade experimental, compreendido entre o P4 e o P5, não trouxe ganho significativo na sua remoção (figuras 24, 25 e 26). Enquanto que metade das amostras do P5 apresentou eficiências superiores a 59% para DQO, 60% para DBO e 56% para COT, metade das amostras do P4 apresentou eficiências superiores a 59%, 58% e 55% respectivamente para os mesmos parâmetros.

Figura 24: Variação da demanda química de oxigênio no período compreendido de 03/06/2008 até 09/01/09 totalizando 44 observações.

Figura 25: Variação da demanda bioquímica de oxigênio no período compreendido de 03/06/2008 até 09/01/09 totalizando 26 observações.

Figura 26: Variação do carbono orgânico total no período compreendido de 03/06/2008 até 09/01/09 totalizando 86 observações.

4.2.2 Nutrientes

O enxofre é utilizado em diversos produtos no nosso cotidiano, principalmente na forma de sulfonatos e sulfatos. Tais compostos encontram-se na forma oxidada, mas

em sistemas anaeróbios são reduzidos a sulfetos, conferindo odor desagradável e característico. O afluente não apresentava grande quantidade de sulfetos, uma vez que seu armazenamento não era superior a um dia. A redução do sulfato e formação do sulfeto ocorreu dentro da unidade experimental (figura 27), determinando que a eficiência na remoção do sulfeto fosse contabilizada sobre o P2.

O sistema conseguiu remover até 71% do sulfeto formado, valor insuficiente para anular o problema de odor desagradável do efluente ao final da unidade experimental. Apesar de o efluente final apresentar odor, este não era constatado na unidade experimental, possivelmente devido ao processo denominado de “biofiltro” pelas macrófitas e suas raízes. Na metade das observações, o efluente do P5 apresentava valores inferiores a 0,1mg/L, enquanto que apenas um quarto das amostras do P4 apresentou concentrações até esse valor. Tal resultado demonstra que a permanência do efluente no sistema foi mais relevante para o sulfeto do que para a remoção de matéria orgânica no volume compreendido entre o P4 e P5.

Figura 27: Variação do sulfeto no período compreendido de 03/06/2008 até 09/01/09 totalizando 32 observações.

O fósforo, elemento presente na maioria dos produtos destinados à higienização, apresentou um desvio padrão elevado no afluente, tanto o fósforo total como o solúvel (figuras 28 e 29). Essa variação deve-se à variação dos produtos utilizados

assim como suas respectivas quantidades. Apesar do grande desvio padrão afluentes constatado, o sistema teve condições de amortizar essas cargas de choques.

A remoção do fósforo foi maior na quantificação total, possivelmente devido ao efeito da filtração da forma particulada e pela decomposição do material orgânico, pois a decomposição disponibiliza o fósforo na forma dissolvida. Mesmo com o aumento da parcela dissolvida, ocorreu eficiência na remoção da sua forma solúvel.

Os processos relacionados com a remoção do fósforo são a incorporação à biomassa (tanto macrófitas como biofilme e microorganismo) e armazenamento no material de enchimento.

A eficiência na remoção do fósforo apresenta a média de cada ponto de coleta crescente, mas a mediana não. No caso do fósforo solúvel, a média cresce de 40% a 76%, enquanto que a mediana apresenta os valores: 74% no P2; 87% no P3; 86% no P4; e 85% no P5. Essa divergência em relação à literatura possibilita a especulação sobre forma predominante de remoção de fósforo, uma vez que seria mais condizente maior eficiência na fase com o material de enchimento rico em ferro. Outro fato que deve ser investigado é o papel da alcalinidade nessa retenção, além da incorporação aos tecidos vegetativos. A mediana pôde apresentar-se “padronizada” ao longo da unidade experimental devido às constantes cargas de choques.

A unidade experimental apresentou remoção de 84% sobre a carga aplicada do fósforo total, numa taxa de 0,07g/m².d, e 83% para o fósforo solúvel numa taxa de 0,05g/m².d para a carga aplicada.

Figura 28: Variação do fósforo total no período compreendido de 03/06/2008 até 09/01/09 totalizando 43 observações.

Figura 29: Variação do fósforo solúvel no período compreendido de 03/06/2008 até 09/01/09 totalizando 43 observações.

A remoção de nitrogênio em sistemas anaeróbio é improvável de acontecer pelo processo microbiológico, uma vez que não ocorre a presença de bactérias

nitrificantes e o nitrogênio está na forma orgânica ou amoniacal (nitrogênio Kjeldahl total). O ciclo envolvendo o nitrogênio em ambientes anaeróbios consiste na decomposição do nitrogênio orgânico formando nitrogênio amoniacal, mantendo a ordem de grandeza do nitrogênio kjeldahl total. A unidade experimental apresentou comportamento semelhante. Como esperado, houve incremento na quantidade de nitrogênio amoniacal, podendo ser observado na figura 31 no P2. Apesar do aumento da disponibilidade da quantidade do nitrogênio amoniacal, houve remoção de 10% em relação ao afluente.

A remoção ocorreu principalmente sobre o nitrogênio orgânico, apresentando uma eficiência de 52% sobre a carga aplicada, com uma taxa de remoção de 0,18g/m².d. O nitrogênio amoniacal e kjeldahl total apresentaram remoções de 13% e 27%, com taxas de remoção de 0,06g/m².d e 0,22g/m².d respectivamente.

A dinâmica referente a esse nutriente é complexa, apresentando elevados desvios padrões, além de valores médios próximos (figuras 30, 31 e 32). A dinâmica envolvendo o nitrogênio pode ser atribuída à: decomposição do nitrogênio orgânico, produção de nitrogênio amoniacal, macrófitas, liberação de nitrogênio pela decomposição da serapilheira e possível nitrificação seguida de desnitrificação.

Figura 30: Variação do nitrogênio kjeldahl total no período compreendido de 03/06/2008 até 09/01/09 totalizando 53 observações.

Figura 31: Variação do nitrogênio amoniaco no período compreendido de 03/06/2008 até 09/01/09 totalizando 53 observações.

Figura 32: Variação do nitrogênio orgânico no período compreendido de 03/06/2008 até 09/01/09 totalizando 51 observações.

4.2.3 Sólidos

A água cinza apresenta maior parcela de sólidos na forma dissolvida, parcela que aumenta conforme a água passa pela unidade experimental (tabela 6). Esse aumento é atribuído à hidrólise do material particulado e aos sais minerais resultantes do processo de decomposição da matéria orgânica.

Tabela 4: Caracterização dos sólidos totais nos diferentes pontos de amostragem.

Parcela	Afluente	P2	P3	P4	P5
Dissolvida	83%	92%	92%	96%	96%
Em Suspensão	17%	8%	8%	4%	4%
Volátil	38%	38%	38%	35%	29%
Fixa	62%	62%	62%	65%	71%

O comportamento dos sólidos (figura 33) foi condizente com o processo de decomposição da matéria orgânica e dentro do esperado.

A remoção dos sólidos totais média foi de apenas 8%, valor atribuído à parcela volátil (remoção de 30%), uma vez que a fixa apresentou aumento de 5%. O aumento da parcela fixa é esperado, atribuído principalmente ao aumento de sais minerais.

A parcela suspensa apresentou as maiores remoções, tanto na parcela volátil como fixa (figura 33). Tal ocorrência era esperada devido ao processo de filtração e hidrólise presentes na unidade experimental. Os sólidos suspensos totais apresentaram remoções médias de 75%, com máxima eficiência de 92%. A parcela volátil chegou a 98% de remoção máxima e média de 75%, semelhante à fração fixa (média de 73% de remoção).

Os sólidos dissolvidos voláteis apresentaram acréscimo até o P2, resultante da hidrólise do material orgânico. Após esse ponto, tal material apresentou redução, sendo mais significativa na porção final da unidade experimental, conferindo valores semelhantes ao afluente. A remoção dessa parcela pode estar associada ao biofilme, uma vez que é a forma utilizada preferencialmente.

Os sólidos dissolvidos fixos não apresentaram alterações significativas dentro da unidade experimental, fato esperado devido à sua formação e lixiviação de sais e outros compostos inorgânicos junto ao efluente.

Figura 33: Variação das diversas formas de sólidos no período compreendido entre 03/06/2008 até 09/01/2009 totalizando 20 observações.

A boa remoção de sólidos suspensos foi insuficiente para conferir eficiência à remoção dos sólidos totais, devido à sua pequena porcentagem na constituição desses.

4.2.4 Material Solúvel em Hexano e Surfactantes

O material solúvel em hexano, também denominado de óleos e graxas, apresenta remoções com média de 71% e mediana de 81%. A remoção desses materiais não apresentou eficiências superiores devido à adoção da concentração de 10mg/L como valor mínimo, uma vez que o método utilizado não permitiu menor quantificação. A figura 34 apresenta o blox plot pertinente a esse parâmetro.

Figura 34 Variação do material solúvel em hexano no período compreendido de 03/06/2008 até 09/01/09 totalizando 12 observações.

Os surfactantes, compostos orgânicos de cadeia longa, são utilizados com frequência nos produtos para limpeza sintéticos, uma vez que apresentam a capacidade de alterar a tensão superficial de um líquido. Tal capacidade permite um melhor “poder de limpeza”.

Sua remoção média na unidade experimental foi de 70%, mas insuficiente para gerar um efluente livre de espuma.

Figura 35: Variação dos surfactantes no período compreendido de 03/06/2008 até 09/01/09 totalizando 5 observações.

4.2.5 Microrganismos

A remoção de coliformes totais do efluente não apresentou constância durante o período avaliado, apresentando média de 56%, mediana de 79% e 99% de remoção máxima (figura 36). O efluente final apresentou média de $2,7 \times 10^4$ UFC/100mL.

A remoção de *Escherichia coli* apresentou eficiências superiores aos coliformes totais, apresentando média de 94%, mediana de 98% e eficiência máxima de 99,8%, conferindo ao efluente da unidade de tratamento valor máximo de 190 UFC/100mL e mediana de 43 UFC/100mL (figura 37).

As baixas remoções podem ser explicadas pela introdução de novas bactérias, uma vez que o sistema é visitado por animais homeotérmicos, como pássaros e roedores. O uso de outro indicador de contaminação fecal pode ser investigado, preferindo aquele com maior especificidade ao homem.

Zanella (2008) e Collaço (2001) também não conseguiram remoções desses indicadores de tal forma que fosse desnecessária também a desinfecção final do efluente dependendo da destinação.

Figura 36: Variação dos coliformes totais no período compreendido de 03/06/2008 até 09/01/09 totalizando 7 observações.

Figura 37: Variação da *Escherichia coli* no período compreendido de 03/06/2008 até 09/01/09 totalizando 5 observações.

4.3 DETERMINAÇÃO DA CONSTANTE DA REMOÇÃO DE SUBSTRATO

As constantes de remoção do substrato, determinados em relação diferentes parâmetros de matéria orgânica estão nas Tabelas 5 e 6.

Tabela 5: Constantes de remoção de substrato entre cada ponto de amostragem.

	P2	P3	P4	P5
K ₂₀ DBO	0,34 ± 0,47	0,26 ± 0,31	0,56 ± 0,85	0,52 ± 1,36
K ₂₀ DQO	0,42 ± 0,33	0,23 ± 0,20	0,64 ± 0,46	0,12 ± 0,34
K ₂₀ COT	0,31 ± 0,10	0,25 ± 0,14	0,51 ± 0,17	0,17 ± 0,12

Tabela 6: Constantes de remoção de substrato para cada material de enchimento e unidade experimental.

	Brita	Areia	Unidade Experimental
K ₂₀ DBO	0,30 ± 0,21	0,54 ± 0,78	0,40 ± 0,35
K ₂₀ DQO	0,33 ± 0,15	0,39 ± 0,24	0,34 ± 0,14
K ₂₀ COT	0,28 ± 0,12	0,34 ± 0,13	0,30 ± 0,08

A mudança de material de enchimento proporcionou uma constante superior, algo esperado, proporcionado pela menor granulometria do material de enchimento. Uma menor granulometria apresenta uma maior área superficial relativa ao volume, proporcionando a fixação de maior quantidade de biofilme.

A constante de cada material de enchimento é semelhante à média entre cada ponto de amostragem (dentro do mesmo material). O valor superior, no início de cada fase, pode ser atribuído à retenção física de material particulado, conferindo maiores remoções da matéria orgânica.

O K_{20} para dimensionamento sobre a DBO apresenta valores entre 0,05 e 0,75, apresentando a constante com maior desvio padrão. Quando o dimensionamento é realizado sobre a remoção de carbono orgânico total, o desvio padrão é menor, mostrando-se mais eficiente.

5 CONCLUSÕES E SUGESTÕES

Durante o período de experimento, ocorreu oscilação de vazão afluente, concentração afluente e da temperatura.

A unidade experimental apresenta variação térmica, fato que pode ser minimizado com a construção de sistema enterrados. Essa prática ajudaria a manter a temperatura constante, propiciando o desenvolvimento em melhores condições dos microrganismos, refletindo num sistema mais estável.

A unidade experimental apresentou eficiências de 56% e 94% na remoção de coliformes totais e *Escherichia coli*, médias reduzidas para a magnitude da concentração desses indicadores. Pode ter ocorrido interferência pela introdução de coliformes oriundos de animais homeotérmicos que visitavam a unidade experimental de “wetlands”.

A unidade experimental de “wetlands” horizontal subsuperficial apresentou remoções próximas a 60% de matéria orgânica, independente do parâmetro utilizado. A adoção de carbono orgânico total para quantificar a matéria orgânica é preferível devido à sua rapidez de detecção e não utilização de compostos tóxicos para determinar sua concentração.

O sistema apresentou constantes de remoção de matéria orgânica diferentes para os parâmetros utilizados. O maior desvio padrão do K_{20} relativo à DBO enfatiza a adoção de outros parâmetros para dimensionamento da remoção de matéria orgânica, dando preferência ao COT ($K_{20} 0,30 \pm 0,08$) pelo menor desvio padrão.

O fósforo esteve como o nutriente com melhor remoção, 84% para o fósforo total e 83% para a parcela solúvel para a carga aplicada, em taxas de 0,07 e 0,05g/m².d respectivamente. O enxofre, representado na forma de sulfeto apresentou uma remoção de 76% da carga afluente, na taxa de 0,41g/m².d.

O nitrogênio apresentou remoções mais modestas, fato esperado pela predominância do ambiente anaeróbico. O nitrogênio kjeldahl total apresentou remoções de 27% da carga aplicada, numa taxa de 0,22g/m².d e o nitrogênio amoniacal 13% e 0,06g/m².d respectivamente.

O aumento do tempo de detenção hidráulico é mais favorável à remoção de nutrientes do efluente do que para matéria orgânica.

A unidade experimental não apresentou problemas relativos à formação de fluxos superficiais, indicando que não ocorreu colmatação do material de enchimento. Tal sucesso pode ser atribuído à adoção de material de enchimento com volumes intersticiais maiores na fase inicial para então utilizar material com granulometria reduzida.

O efluente final apresentou ausência de oxigênio dissolvido, condição propiciada pela predominância de ambiente anaeróbico na unidade experimental. Nessa condição, o enxofre está na forma reduzida, conferindo odor ao efluente. A simples aeração do efluente remove tal odor.

O sistema radicular das macrófitas pode não chegar ao fundo da célula, deixando esse espaço funcionado como um “mero” filtro anaeróbico. A adoção de profundidade menor pode maximizar o aproveitamento do volume pela rizosfera. Nesses sistemas, o efetivo tempo de detenção hidráulico é importante, devendo fazer o uso de estudos hidrodinâmicos, antes do início de operação e ao final.

A remoção do fósforo não foi superior no ambiente com presença de ferro. As medianas das concentrações nos diferentes pontos de amostragem da unidade experimental foram semelhantes, assim como a alcalinidade. Estudos posteriores sobre essa relação seriam interessantes para constatar ou não a formação de compostos imobilizadores de fósforo.

Apesar da remoção satisfatória do fósforo, sua eficiência diminuirá, segundo a literatura, pela saturação do material de enchimento. Estudos visando à remoção desse nutriente devem contemplar períodos longos para constatar, ou não, essa redução na eficiência do sistema.

A utilização de etapas de sistemas tipo “wetlands” predominantemente aeróbia após sistema horizontal subsuperficial é interessante, uma vez que possibilitaria novas interações dos sistemas aeróbios com o efluente anaeróbio. Essa adoção propiciaria à remoção de uma maior parcela de matéria orgânica que não foi removida no sistema estudado, além da nitrificação do efluente. Sistemas tipo “wetlands” predominantemente aeróbios são horizontais superficiais e vertical intermitente não afogado.

Sistemas tipo “wetlands” podem ser confundido com filtros anaeróbios horizontais. Estudos que contemplem a comparação entre as duas configuração é pertinente, desde que o volume dos “wetlands” sejam utilizado, na sua maioria, pela rizosfera.

6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Conciliação de Conflito dentro da Política Brasileira - O Caso do Sistema Cantareira**. 2007. Disponível em < http://www.ana.gov.br/AcoesAdministrativas/CDOC/ProducaoAcademica/Wilde%20C ardoso%20Gontijo%20Junior/7_Concilia%C3%A7%C3%A3o%20de%20conflitos%20dentro%20da%20pol%C3%ADtica%20brasileira%20de%20recursos%20h%C3%A Ddricos%20-%20o%20caso%20do%20Sistema%20Cantareira.pdf>. Acesso em 10 jan. 2009.

ANSOLA, G.; GONZÁLEZ, J. M.; CORTIJO, R.; LUIS, E. Experimental and full-scale pilot plant constructed wetlands for municipal wastewaters treatment. **Ecological Engineering**, León n. 21, p. 43-52, 2003.

APHA, AWWA and WPCF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, Ed. 20, Washington, D.C., 1998.

ARCEIVALA, S. J.. **Wastewater treatment and disposal**. Marcel Dekker, New York, 1981, 892p.

BRASIL. Portaria Ministério da Saúde, N°518 de 25 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Diário Oficial de União, Brasília, 26 de março de 2004, n°59, seção 1, p. 266-270.

CHERNICHARO, C. A. L. et. al., (2001). Aplicabilidade da tecnologia anaeróbia para o tratamento de esgotos domésticos. In: **Pós-tratamento de efluentes anaeróbios**. Belo Horizonte: PROSAB, Cap. 1, p. 19-34.

COLEMAN, J.; HENCH, K.; GARBUTT, K.; SEXSTONE, A.; BISSONNETTE, G. Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed wetlands. **Water, Air, and Soil Pollution, Morgantown**, 128, p.283-295, 2001.

COLLAÇO, A. B.. **Uso de pneu “picado” como meio suporte de leitos cultivados para o tratamento de esgoto sanitário oriundo de uma E.T.E. convencional**. 2001. 65p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.

CUNHA, A. G. C.. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas**. 2006, 157p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

DAVIS, L.A. **Handbook of Constructed Wetlands**. Volume 2: (USEPA Region III with USDA, NRCS, ISBN 0-16-052999-9), 2000.

DUARTE, S. **Estudo das potencialidades das zonas húmidas artificiais no tratamento de efluentes aquícolas**. 2002. 44f. Trabalho de Conclusão de Curso - Instituto Superior Técnico, 2002.

ELIAS, J. M. **Análise da eficiência global do sistema de “wetlands” construído na estação de tratamento de água para abastecimento público no município de Analândia**. 2003. 211 f, Dissertação (Mestrado em Gestão Integrada de Recursos) – Centro de Estudos Ambientais, Universidade Paulista, Rio Claro, 2003.

FIESP. **Conservação e reúso de água em edificações**. São Paulo, Prol Editora Gráfica, 2005.

GONÇALVES, R. F. et. al.. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme. In: **Pós-tratamento de efluentes anaeróbios**. Belo Horizonte: PROSAB, 2001, Cap. 4, p. 171-278.

GOPAL, B., 1999, Natural and constructed wetlands for wastewater treatments: potentials and problems. **Water Science and Technology**, New Delhi, v. 40, n. 3, p. 27-35.

HAMMER, D. A. **Constructed wetlands for wastewater treatment**: municipal, industrial and agricultura. Chelsea: Lewis, 350p, 1989.

HENRY-SILVA, G. G. **Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, *Salvinia molesta*) no tratamento de efluentes de piscicultura**. 79f. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura em Águas Continentais) - Instituto de Aqüicultura, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.

HESPANHOL, I.. Um Novo Paradigma para a Gestão de Recursos Hídricos. **Estudos Avançados**, v. 22, p. 131-158, 2008.

HESPAÑHOL, I.. Água e Saneamento Básico. In: Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J. G.. (Org.). **Águas doces no Brasil**. São Paulo: Escrituras, 2006, v. 3, p. 269-324.

JORDAO, E. P.; PESSOA, C. A.. **Tratamento de Esgotos Domésticos**. 4. ed. Belo Horizonte: Segrac Editora, 2005. v. 1. 906 p.

KAICK, T. S. V.. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes**: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná. 2002. 116p. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologia, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

LEE, C.,Y.; LEE, C.,C.; LEE, F., Y.; TSENG, S., K.; LIAO, C., J. Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. **Bioresource Technolog**, Taipei, n. 92, p. 173-179, 2004.

LIMA, A., S. **Análise de desempenho de reator anaeróbio (UASB) associado a leito cultivado de fluxo subsuperficial para o tratamento de esgoto doméstico**.1998. 93p. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 1998.

LIMA, E. P. C. ; SOUSA, J. T.; HAANDEL, A. V.. **Comportamento hidrodinâmico do sistema wetland no pós-tratamento de esgoto doméstico**. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia e Sanitária Ambiental, 2003, Joinville, 2003.

LUDWING, A.. **Creating an oasis with greywater**. 5 ed. Oasis Design, Santa Barbara, 2006, 144p.

MARQUES, D. M.. Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial. In: Campos, J. R. (Org.). **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbico e Disposição Controlada no Solo**. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, 1999, p. 409-435.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3 ed., Metcalf & Eddy Inc., 1991. 1334 p.

MICHAEL, J. H. J. Nutrients in salmon hatchery wastewater and its removal through the use of a wetland constructed to treat off-line settling pond effluent. **Aquaculture**, Olynpia, n. 226, p 213-225, 2003.

MONTEIRO, R. C. M.. **Protótipos para sistemas construídos de áreas alagadas para tratamento de efluentes de piscicultura** - redução de bactérias e nutrientes. 2005, 44p. Trabalho de Conclusão de Curso – Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2005.

NETO, C. O. A.; CAMPOS, J. R.. Introdução. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: PROSAB, 2001, Cap. 1, p. 1-28.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. . **Qualidade das Águas e Poluição**: Aspectos Físico-Químicos. 01. ed. São Paulo/SP: ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005. v. 01. 285 p.

PHILIPPI, L., S.; SEZERINO, P. H.. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias**: utilização de filtros plantados com macrófitas. 1. ed. Florianópolis/SC: Edição do Autor, 2004. v. 1. 144 p.

SAKADEVAN, K.; BAVOR, H. J, Nutrient removal mechanisms in constructed wetlands and sustainable water management. **Water Science and Technology**, Richmond, v. 40, n. 2, p 121-128, 1999.

SHUTES, R. B. E., Artificial wetlands and water quality improvement. **Environment International**, London, n. 26, p. 441- 447, 2001.

STOTTMEISTER, U.; WIEBNER, A.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; KÄSTNER, M.; BEDERSKI, O.; MÜLLER, R., A.; MOORMANN., H.. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands treatment. **Biotechnology Advances**, Leipzig-Halle n. 22, p. 93-117, 2003.

TANNER, C. C. Plants for constructed wetland treatment systems: A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. **Ecological Engineering**, Hamilton, v. 7, p. 59-83, 1996.

VALENTIM, M.A.A., **Desempenho de leitos cultivados ("constructed Wetland") para tratamento de esgoto**: Contribuições para concepção e operação. 2003. 210p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

WALLACE, S. **Putting wetlands to work**. New York: American Society of Civil Engineers, 1998.

WELSCH, D., J.; SMART, D., L.; BOYER, J., N.; MINKIN, P.; SMITH, H., C.; MCCANDLESS, T., L. **Forested Wetlands Functions, Benefits, and the Use of Best Management Practices**, Radnor, 1995, 63p.

YANG, L.; CHANG, H. T.; HUANG, M. N. L. Nutrient removal in gravel- and soil-based wetland microcosms with and without vegetation. **Ecological Engineering**, Kaohsiung, n. 18, p.91-105, 2001.

ZANELLA, L.. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. 2008. 189p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.