

FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ
ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA
DEPARTAMENTO DE SAÚDE E SANEAMENTO AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DE UM *WETLAND* CONSTRUÍDO NO
TRATAMENTO DE EFLUENTES SÉPTICOS – ESTUDO DE CASO
ILHA GRANDE, RIO DE JANEIRO, BRASIL**

por

João Vitor Toniato

Orientador: Prof. Dr. Odir Clécio da Cruz Roque

Dissertação apresentada à Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz,
para obtenção do grau de Mestre em Ciências,
Área de concentração: Saúde Pública

Rio de Janeiro, abril de 2005.

AGRADECIMENTOS

A Fundação Oswaldo Cruz e a Escola Nacional de Saúde Pública por tornar possível a realização deste trabalho.

Ao professor Dr. Odir Clécio da Cruz Roque que tive com satisfação como orientador e amigo desde o meu início no mestrado.

À Ana Maria de Almeida Santiago diretora do CEADS por compreender a relevância deste estudo e disponibilizar o centro para sua realização.

Ao Laboratório Aqualab Química e Serviços LTDA em especial ao engenheiro Irineu Afonso Machado e a técnica Lidiane Sodré dos Anjos pela realiza o das análises microbiológicas.

À amiga Márcia Franco pelas fotos do CEADS cedidas para este trabalho.

Ao Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental da UERJ, aos técnicos Ubiratan e Sandra, e as estagiárias Raquel, Fernanda, Andréia, Ana Paula e Grazieli.

Aos estagiários do Laboratório do Departamento de Pesquisa e Pós-Gradua o em Geografia da UFRJ Alessandro, Gisele, Fabrício e Alexandre.

Ao Laboratório de Esquistossomose do Departamento de Ciências Biológicas da ENSP, em especial ao técnico Marcos.

À Divisão de Laboratórios da FEEMA, pelo auxílio nas últimas análises físico-químicas.

 s professoras membros da banca examinadora, Juacyara Carbonelli Campos e Débora Cynamon Kligerman, pelas críticas que muito melhoraram a qualidade deste trabalho.

Ao professor Giordano Gandhi, pelas considera es dadas   versão final deste estudo.

Aos colegas da turma de mestrado em Saneamento Ambiental/2003 pelos produtivos e divertidos momentos que passamos juntos, em especial ao colega Fábio Kaczala com quem dividi muitos momentos na busca conjunta dos resultados deste trabalho.

Aos funcionários do Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental pelo apoio e colabora o para execu o deste trabalho.

Aos funcionários do CEADS em Vila Dois Rios, pela colabora o e serventia durante os períodos que passei no centro em especial ao Sr. Dan e à Sra. Maria Helena.

A todos que contribuíram de alguma forma para a conclusão deste trabalho, meu muito obrigado.

DEDICATÓRIA

Aos meus pais, João e Cleuza Toniato e
aos meus irmãos, Glauce e João Fábio
pelo apoio e amor incondicional.

RESUMO

Avaliação de um *Wetland* Construído no Tratamento de Efluentes Sépticos – Estudo de Caso Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil

Os atuais níveis de atendimento dos serviços de saneamento no Brasil, principalmente a disposição segura dos esgotos, têm levado grande parte da população à condições de saúde abaixo de um nível adequado. A solução para estes problemas passa necessariamente pela implementação de sistemas de tratamento adequados à realidade do país, ou seja, baratos e de simples operação e manutenção. A técnica aqui avaliada, de *wetlands* construídos, se enquadra nestes requisitos e mostrou bons resultados durante o período de monitoramento. A metodologia foi baseada na análise da eficiência, através de parâmetros físico-químicos e microbiológicos de qualidade de água, de um sistema de *wetland* construído de fluxo subsuperficial tratando esgoto séptico de um centro de pesquisa localizado na Ilha Grande, sudoeste do Estado do Rio de Janeiro. Os resultados mostraram remoções satisfatórias para DQO (29 - 87 %); DBO (44 - 88 %); turbidez (73 - 95 %); e ovos de helmintos (ausência em todas as amostras para o efluente), mas insatisfatórios para fósforo (7 - 31 %) e indicadores microbiológicos, coliformes totais (72 - 99,86 %) e *Escherichia coli* (69 - 99,98 %). O suprimento de oxigênio para o meio mostrou-se insuficiente ou mal distribuído, ocasionando baixa taxa de nitrificação e conseqüentemente pouca remoção para NTK (17 - 33 %) e NH₃ (0 - 73 %). Todavia, a grande perda líquida do esgoto pela evapotranspiração reduziu em muito a vazão na saída do tratamento, e ofereceu um descarte seguro para o corpo receptor. De acordo com estes resultados, sistemas *wetlands* construídos se constituem como boas opções para o tratamento de esgotos domésticos, mas necessitando de um processo de desinfecção posterior para assegurar condições de descarte que não ofereçam riscos de contaminação fecal.

PALAVRAS-CHAVE: Saneamento ambiental; Tratamento simplificado de esgotos; *Wetlands* construídos; Ovos de helmintos; Saúde pública.

ABSTRACT**Performance of a Constructed Wetland in Treating Septics Effluents – Case Study Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brazil**

The present standards of sanitation and water supply in Brazil, chiefly regarding wastewater disposal, have created poor health conditions for most of the population. To solve this problem, it is necessary to build treatment systems suitable to the Brazilian reality, that is, cheap and easy to maintain. This work evaluates constructed wetland technology, which meets these requirements and showed satisfactory results during a monitored time period. Methodology was based on analysis of efficiency of the technology, using physiochemical and microbiological water quality parameters from a sub-surface flow constructed wetland system, treating septic wastewater of a small village in Ilha Grande in the southwest region of the state of Rio de Janeiro. The results of this study showed satisfactory removal of chemical oxygen demand (COD) between 29 and 87 %; biochemical oxygen demand (BOD), between 44 and 88 %; turbidity, between 73 and 95 %; and helminths eggs, no eggs were found in the effluent. Results were unsatisfactory for total phosphorus (TP), with removal between -7 and 31 %, and microorganism indicators like total coliformes (between 72 and 99,8 %) and *Escherichia coli* (between 69 and 99,98 %). The oxygen supply for the treatment was either insufficient or poorly distributed, causing low removal by nitrification for total Kjeldahl nitrogen (TKN) between 17 and 33 %, and ammonia (NH₃), between 0 and 73 %. However, great loss of water by evaporation decreased the effluent flow enough to allow safe discharge to the receiving body of water. In accordance with these results, constructed wetland systems are good choices for the treatment of domestic wastewater, but require a final disinfection process to assure discharge conditions that do not introduce risks of fecal contamination.

KEYWORDS: Environmental sanitation; Wastewater treatment simplified; Constructed wetland; Helminths eggs; Public health.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	ii
DEDICATÓRIA	iii
RESUMO	iv
ABSTRACT	v
LISTA DE FIGURAS	viii
LISTA DE QUADROS	x
LISTA DE TABELAS	xi
ABREVIATURAS	xii
1 – INTRODUÇÃO	1
2 – OBJETIVOS	4
3 – REVISÃO DE LITERATURA	5
3.1 – Saúde e Saneamento	5
3.2 – Situação do Saneamento no Brasil	11
3.3 – Tratamento de Esgotos e Proteção ao Meio Ambiente	15
3.4 – Esgotamento Sanitário Simplificado	19
3.5 – Sistemas de Tratamento de Esgotos por <i>Wetlands</i> Construídos	22
3.5.1 – Ecologia Microbiológica de um <i>Wetland</i> Construído	26
3.5.2 – Plantas Emergentes Herbáceas	27
3.5.3 – Riscos e Impactos Ambientais de Sistemas de <i>Wetlands</i> Construídos	28
3.5.4 – Aplicação Local (On-site) de Sistemas de <i>Wetlands</i> Construídos e no Polimento de Efluentes	30
3.5.5 – Mecanismos de Remoção e Performance de <i>Wetlands</i> Construídos	31
3.5.5.1 – Mecanismos de Separação e Transformação de Sólidos Suspensos	32
3.5.5.2 – Mecanismos de Separação e Transformação da Matéria Orgânica	34
3.5.5.3 – Mecanismos de Separação e Transformação de Nitrogênio	36
3.5.5.4 – Mecanismos de Separação e Transformação de Fósforo	38
3.5.5.5 – Mecanismos de Separação e Transformação	

de Patógenos	40
3.5.6 – Considerações sobre a Modelagem de <i>Wetlands</i> Construídos	42
4 – METODOLOGIA	44
4.1 – Descrição da Área de Estudo	44
4.2 – Amostragem e Análises	48
4.2.1 – Análises Físico-químicas	49
4.2.2 – Análises Microbiológicas	49
5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
5.1 – Estimativa do Volume do Sistema de <i>Wetland</i> Construído	50
5.2 – Estimativa das Vazões Afluente e Efluente	51
5.3 – Estimativa do Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)	52
5.4 – Temperatura e pH	53
5.5 – Oxigênio Dissolvido e Condutividade Elétrica	54
5.6 – Sólidos Suspensos Totais, Voláteis e Turbidez	56
5.7 – Demanda Química e Bioquímica de Oxigênio	57
5.8 – Nitrogênio Total Kjeldahl, Amoniacal e Nitrato	59
5.9 – Fósforo Total	61
5.10 – Microrganismos Indicadores e Ovos de Helmintos	62
5.11 - Balanço de Massa e Remoção por Carga dos Principais Parâmetros	64
6 – CONCLUSÕES	65
7 – RECOMENDAÇÕES	68
8 – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69
ANEXO – RESULTADOS COMPLETOS DO PERÍODO DE MONITORAMENTO DO WETLAND CONSTRuíDO DO CEADS	78

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 – Efeitos diretos e indiretos do abastecimento de água e esgotamento sanitário sobre a saúde – modelo proposto por Cvjetonovic	6
Figura 02 – Marco causal da diarreia em Betim – MG	7
Figura 03 – Modelo comportamental – ecológico dos determinantes da diarreia	8
Figura 04 – Relação entre produto doméstico bruto e mortalidade infantil em vários países – 1994	13
Figura 05 – Relação entre cobertura por abastecimento de água (1994-95) e mortalidade infantil (1995) dos países	14
Figura 06 - Relação entre cobertura por esgotamento sanitário (1994-95) e mortalidade infantil (1995) dos países	14
Figura 07 – Aspectos importantes na seleção de sistemas de tratamento de esgotos	22
Figura 08 – Sistema de alagado construído de fluxo superficial com macrófitas emergentes	23
Figura 09 - Sistema de alagado construído de fluxo subsuperficial com macrófitas emergentes	24
Figura 10 – Fluxograma representando todos os elementos do sistema de tratamento de esgotos do CEADS	46
Figura 11 – Desenho em perfil do sistema <i>wetland</i> de fluxo subsuperficial do CEADS	46
Figura 12 – Vista do <i>wetland</i> construído do CEADS com o Rio Barra Grande ao fundo	47
Figura 13 – Variação da temperatura de entrada e saída ao <i>wetland</i> ao longo do período de amostragem	53
Figura 14 – Valores de pH para o afluente e o efluente do <i>wetland</i> ao longo do período de amostragem	54
Figura 15 – Concentrações de entrada e saída de OD no <i>wetland</i> construído	55
Figura 16 – Valores de condutividade elétrica no afluente e efluente do <i>wetland</i> construído	56
Figura 17 – Valores de entrada e saída para turbidez no sistema <i>wetland</i>	57
Figura 18 – Concentrações de entrada e saída para DQO e DBO no	

	9
<i>wetland</i> construído	59
Figura 19 – Concentrações das formas de nitrogênio na entrada e saída do sistema de <i>wetland</i> construído	60
Figura 20 – Concentrações de entrada e saída do sistema <i>wetland</i> para fósforo total	62
Figura 21 – Logarítimo das concentrações de microrganismos indicadores na entrada e saída do <i>wetland</i>	63

LISTAS DE QUADROS

Quadro 01 – Classificação ambiental das infecções relacionadas com excretas	10
Quadro 02 – Internações hospitalares provocadas por doenças relacionadas com a falta de saneamento – Brasil 1995/1999	11
Quadro 03 – Óbitos em crianças de zero a cinco anos por doenças de veiculação hídrica relacionadas com a falta de saneamento	12
Quadro 04 – Padrões de qualidade para os corpos d'água doce e salobra classes 1 e 2, e padrão de lançamento	17
Quadro 05 – Eficiência mínima de remoção de matéria orgânica e concentrações máximas permitidas de DBO e RNFT (Resíduo não Filtrável Total)	18
Quadro 06 – Características típicas dos principais sistemas de tratamento de esgotos	20
Quadro 07 – Concentração dos principais constituintes em afluentes típicos a <i>wetlands</i> construídos	32
Quadro 08 – Produção de esgoto por atividade e usuário	48

LISTAS DE TABELAS

Tabela 01 – Resultados do monitoramento da vazão efluente ao sistema wetland	52
Tabela 02 – Balanço de massa e eficiência do tratamento do sistema wetland do CEADS em função da carga por constituinte	64
Tabela 03 – Resultados da amostragem do dia 13/10/2004	80
Tabela 04 – Resultados da amostragem do dia 27/10/2004	80
Tabela 05 – Resultados da amostragem do dia 16/11/2004	81
Tabela 06 – Resultados da amostragem do dia 06/12/2004	81
Tabela 07 – Resultados da amostragem do dia 20/12/2004	82
Tabela 08 – Resultados da amostragem do dia 24/01/2005	82
Tabela 09 – Resultados da amostragem do dia 21/02/2005	83
Tabela 10 – Resultados da amostragem do dia 07/03/2005	83

ABREVIATURAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- APHA - American Public Health Association (Associação Americana de Saúde Pública)
- CEADS – Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável
- CEHOP – Companhia Estadual de Habitação e Obras Públicas (Sergipe)
- CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente
- COT – Carbono Orgânico Total
- DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio
- DQO – Demanda Química de Oxigênio
- DSSA – Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental da ENSP
- ENSP – Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca
- FEEMA – Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente
- FUNASA – Fundação Nacional de Saúde
- FIOCRUZ – Fundação Oswaldo Cruz
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
- ISPN – Instituto Sociedade, População e Natureza
- NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl
- N_{Total} – Nitrogênio Total
- OD – Oxigênio Dissolvido
- OMS – Organização Mundial de Saúde
- PNUD – Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento
- P_{Total} – Fósforo Total
- RNFT – Resíduo não Filtrável Total
- SS – Sólidos Suspensos
- SST – Sólidos Suspensos Totais
- SSV – Sólidos Suspensos Voláteis
- SUS – Sistema Único de Saúde
- UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blancket (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente de Manta de Lodo)
- UNICEF – United Nations Children’s Fund (Fundo das Nações Unidas para Infância)
- UNT – Unidade Nefelométrica de Turbidez
- USDA - United States Department of Agriculture (Departamento de Agricultura dos Estados Unidos)
- USEPA – United States Environmental Protect Agency (Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos)
- WHO – World Health Organization (Organização Mundial de Saúde)

1 - INTRODUÇÃO

Embora esteja relacionada de forma direta e indireta com todos os agravos ambientais que o homem vem causando ao planeta, que muitas vezes atingem escalas mundiais, o quadro de saúde de uma população sofre mais forte impacto das condições insalubres causadas pela ausência dos serviços de saneamento. O entendimento da relação entre saúde pública e saneamento é de grande relevância no planejamento das ações de saneamento, principalmente em países pobres e em desenvolvimento como o nosso, pois mesmo não sendo seletivo, essas circunstâncias ambientais afetam de forma mais aparente as pessoas de menor status socioeconômico.

von Sperling (1996a) coloca como fundamental para os países em desenvolvimento, elevar o nível de qualidade das águas, e o maior esforço a ser empreendido é na implantação de sistemas de tratamento. Este autor considera alguns aspectos como de vital importância na seleção dos sistemas de tratamento destes países. São eles: custos de construção, sustentabilidade, custos operacionais e simplicidade.

O quadro atual de baixa cobertura de serviços de saneamento e de falhas nos sistemas existentes no Brasil, indicam um grande esforço, que não é só financeiro, para se atingir um patamar sanitário adequado (IBGE, 2000). Por essa necessidade de altos investimentos que não têm sido prioridade de nossos governantes, soluções alternativas e de baixo custo devem ser buscadas. Especificamente com relação ao esgotamento sanitário, onde existe uma carência bem maior comparada ao abastecimento de água, a simplicidade funcional é uma característica desejável e de grande relevância dentro da realidade nacional pois o maior déficit está em localidades isoladas, onde a rede convencional de esgotamento seria inviável do ponto de vista econômico (Roque, 1997).

Tais condições têm reflexo na saúde da população. Doenças já controladas em outros países se tornam endêmicas em povoados de baixa renda e localidades interioranas (Mara, 2003), onde o baixo nível cultural acentua ainda mais as desigualdades.

Os programas de saúde têm se limitado a ações corretivas. Uma estratégia de prevenção deveria ser priorizada e passaria por uma integração com os planos de saneamento. Uma classificação ambiental para as doenças de veiculação hídrica por exemplo, daria suporte para o planejamento de ações que busquem interromper o ciclo de contágio dessas doenças ao invés de tratá-las reincidentemente.

Concorrente aos problemas ocasionados à saúde pública, a inexistência de sistemas de disposição e tratamento de esgotos vem causando graves problemas de poluição e degradação do meio ambiente. Dessa maneira, no planejamento de ações de saneamento, a esfera ambiental deve tomar parte conjuntamente com a sanitária e a econômica, além do controle social no processo decisório e fiscalizador.

Nessa linha de pensamento o Departamento de Saúde e Saneamento Ambiental da ENSP/FIOCRUZ vem realizando estudos no desenvolvimento de técnicas de tratamento de esgotos de baixo custo de implantação e operação. Como exemplo, podem ser citados o Filtro Anaeróbio Sequencial Tipo Cynamon (Cynamon, 1986), o reator UASB modificado (Roque, 2000) e o filtro percolado (Roque & Nascentes, 2002). Em áreas rurais, ou mesmo cidades pequenas, onde há maior disponibilidade de espaço e menos verbas públicas, algumas dessas técnicas têm sido adotadas.

Uma técnica que vem sendo muito pesquisada e utilizada no tratamento de esgotos de diferentes características é a de *wetlands* construídos. Essa técnica, já bastante estudada na Europa, América e Austrália, ainda é pouco conhecida e utilizada em países em desenvolvimento (Denny, 1997), que possuem áreas apropriadas e necessitam de sistemas e processos naturais, de baixos custos de implantação e manutenção.

No Brasil, esta modalidade de tratamento recebe outros nomes, como áreas alagadas construídas, zona de raízes, leitos cultivados, entre outras denominações. A parte a variedade de um nome, o importante é que se mantenha a principal característica desse tipo de tratamento: meios saturados ou mesmo inundados pela água.

Apesar dos muitos estudos que essa tecnologia de tratamento tem motivado, a grande maioria tem sido realizado em realidades diferentes das encontradas no Brasil. As condições de clima que aqui predominam, podem favorecer esse tipo de tratamento por duas fortes razões: a temperatura média mais alta aumenta a atividade microbológica; e a maior insolação faz com que as plantas se desenvolvam mais rapidamente e conseqüentemente aumentam a perda líquida do sistema através da evapotranspiração, reduzindo em muito o volume de esgoto descartado após o tratamento.

O tratamento de esgotos por meio de *wetlands* construídos tem também como característica importante o uso de plantas, cientificamente definidas como macrófitas aquáticas vasculares¹, estabelecidas em um meio filtrante, que pode ser constituído de

¹ Macrófitas vasculares: plantas facilmente visíveis a olho nu e que possuem um sistema de condução bem desenvolvido para transportar água, sais minerais, nutrientes e gases ao longo de seus limites.

vários tipos de solos ou pedras. O uso de plantas torna esse tipo de tratamento amigável esteticamente quando comparado a bases de concreto. Outras vantagens desses sistemas são o baixo custo de construção e operação; eles podem ser implementados no próprio local onde os esgotos são gerados; podem ser mantidos por pessoas relativamente sem treinamento; e, resistem a variações de carga sem muito comprometimento de sua eficiência.

Esta dissertação estudou a técnica de *wetlands* construídos com objetivo de propor uma tecnologia adicional para o tratamento de esgotos. Experimentalmente, o trabalho foi conduzido no Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADS), Vila Dois Rios, Ilha Grande, Angra dos Reis, onde já encontra-se operando desde 1997 um sistema de tratamento dos esgotos gerados no centro. O sistema é basicamente composto por fossas sépticas em paralelo e filtros anaeróbios em um dos ramais. O sistema de *wetlands* construídos realiza um tratamento posterior ao sistema de fossa-filtro e tem seu efluente descartado no Rio Barra Grande.

Espera-se que diante da situação de carência por soluções de disposição e tratamento de esgotos que a maioria da população brasileira se encontra, a técnica de *wetlands* construídos possa ser difundida e utilizada para melhoria das condições sanitárias e proteção aos corpos receptores.

2 - OBJETIVOS

Este estudo tem como objetivo geral, avaliar o tratamento de águas residuárias pela técnica de *wetland* construído, especificamente o sistema que se encontra funcionando no CEADS, em Vila Dois Rios, Ilha Grande, município de Angra dos Reis.

Como objetivos específicos, podem ser destacados:

- Analisar a eficiência do tratamento através dos parâmetros de qualidade da água ao longo do processo;
- Caracterizar a qualidade do esgoto efluente a fossa séptica e afluente ao sistema *wetland* através dos dados de qualidade de água coletados;
- Verificar se o tratamento atinge os padrões requeridos para lançamento de efluente no corpo receptor de acordo com suas características, ou mesmo se causa algum impacto significativo neste.

3 - REVISÃO DE LITERATURA

3.1 - Saúde e Saneamento

É bem conhecido de todos a importância do saneamento para a construção de um ambiente saudável e seus impactos na saúde da população. Heller (1998) mostra que embora a complexidade da sociedade atual e a decorrente ampliação dos impactos ambientais, que em muitos casos atinge escala planetária, tenha imposto uma expansão da visão dos determinantes ambientais de saúde, permanece clara a maior influência do saneamento como agente externo no quadro de saúde, em especial nos países em desenvolvimento.

A utilização do saneamento como instrumento de promoção de saúde pressupõe a superação dos entraves tecnológicos, políticos e gerenciais que têm dificultado a extensão dos benefícios aos residentes em periferias urbanas, áreas rurais, municípios e localidades de pequeno porte. Dentro dessa perspectiva, a OMS (Organização Mundial de Saúde) e a UNICEF (Fundo das Nações Unidas para Infância) propuseram no final do ano de 2000, uma meta de água e saneamento para a totalidade da população mundial até o fim de 2025. Para isto 310000 pessoas por dia necessitam de melhorias quanto ao abastecimento de água e 460000 de soluções de esgotamento sanitário, pois naquele momento, 1,1 bilhão de pessoas (18% da população mundial) não dispunham de água em qualidade adequada, e 2,4 bilhões (40%) de instalações sanitárias seguras (WHO, 2000).

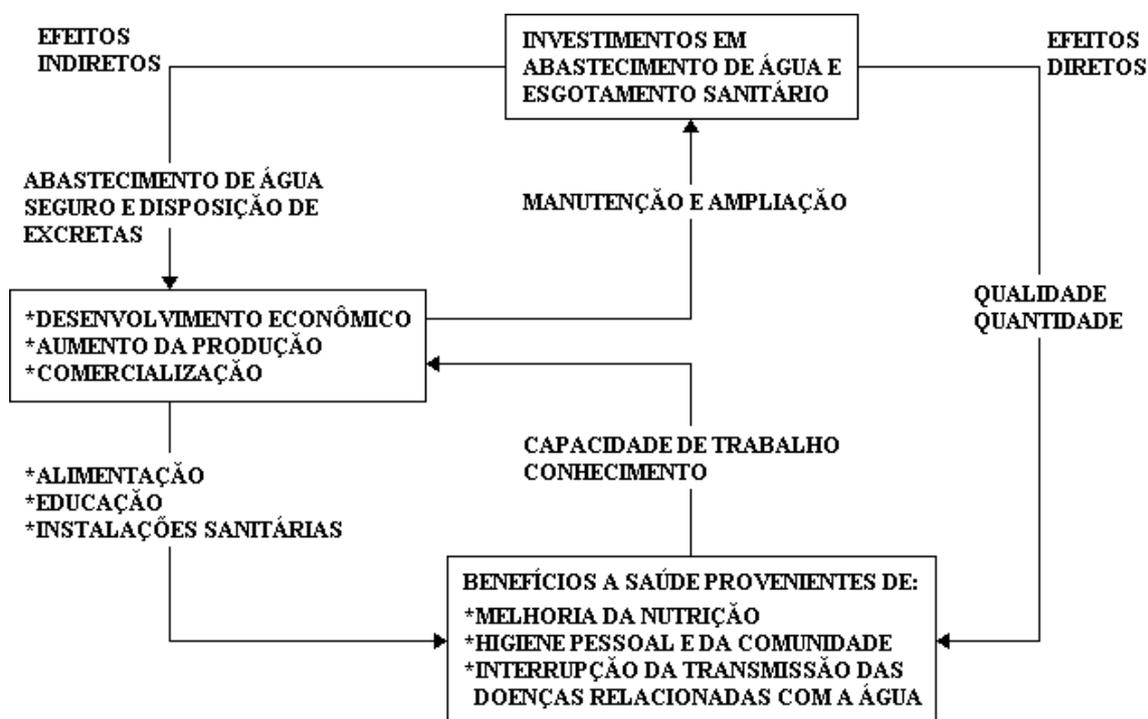
Heller & Möller (1995) ressaltam porém, que o controle de transmissão de doenças, além de intervenções em saneamento e dos cuidados médicos, completa-se com a prática de hábitos higiênicos como utilização e manutenção adequada das instalações sanitárias e melhoria da higiene das pessoas, doméstica e dos alimentos.

Na busca por elucidar a devida influência de melhorias sanitárias, hábitos higiênicos, renda familiar entre outros fatores, muitos autores tentam explicar a ligação entre saúde e saneamento a partir de vários modelos que relacionam indicadores específicos como diarreia ou mais abrangentes como mortalidade infantil ou expectativa de vida com abastecimento de água e esgotamento sanitário. O estudo detalhado destes modelos pode estabelecer roteiros metodológicos para avaliar o impacto das medidas de saneamento sobre a saúde.

Briscoe (1985), por exemplo, conclui que a longo prazo, o efeito do abastecimento de água e do esgotamento sanitário sobre a saúde é superior ao de

intervenções médicas típicas para prevenir a mortalidade em grupos específicos de população, e que mesmo a curto prazo, em geral, seus efeitos são consideráveis no controle de enfermidades diarreicas. O mesmo autor (Briscoe, 1987) assegura que instalações apropriadas de saneamento são condições necessárias para melhoria da saúde e que políticas para melhoria da sobrevivência infantil devem priorizar estas ações.

Cvjetanovic (1986) também relaciona ações de saneamento com um grupo de doenças, como enfermidades diarreicas, e propõe um modelo no qual se prevê que a implementação de sistemas de abastecimento de água e esgotamento sanitário proporcionam benefícios sobre a saúde pública segundo duas vias: através de efeitos diretos; e de efeitos indiretos, resultados do desenvolvimento da localidade atendida (figura 1).



Fonte: Cvjetanovic (1986).

Figura 1: Efeitos diretos e indiretos do abastecimento de água e esgotamento sanitário sobre a saúde - modelo proposto por Cvjetanovic.

Um outro modelo mais abrangente desenvolvido por Waxler et al. (1985) relaciona determinantes sócio-econômicos, culturais e educacionais, além do saneamento, com a mortalidade infantil no Sri-Lanka. O estudo concluiu que o baixo nível sócio-educacional de grupos minoritários resulta em pobreza, a qual impede uma

família de possuir instalações sanitárias seguras, assim como ter um parto assistido em um hospital e evitar a morte de crianças por falta de boas condições de higiene e saneamento.

Na mesma linha, Heller (1997) pesquisou o marco causal da diarreia em crianças com menos de cinco anos em Betim, Minas Gerais, a partir de determinantes sócio econômicos relacionados com o saneamento. A figura 2 exibe o modelo extraído do estudo.

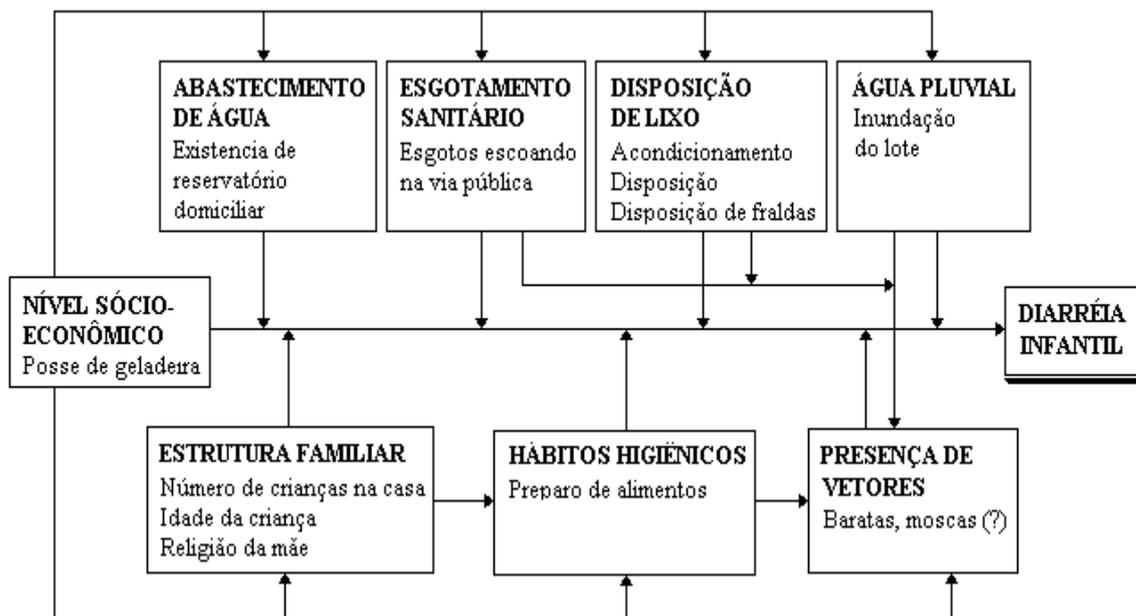


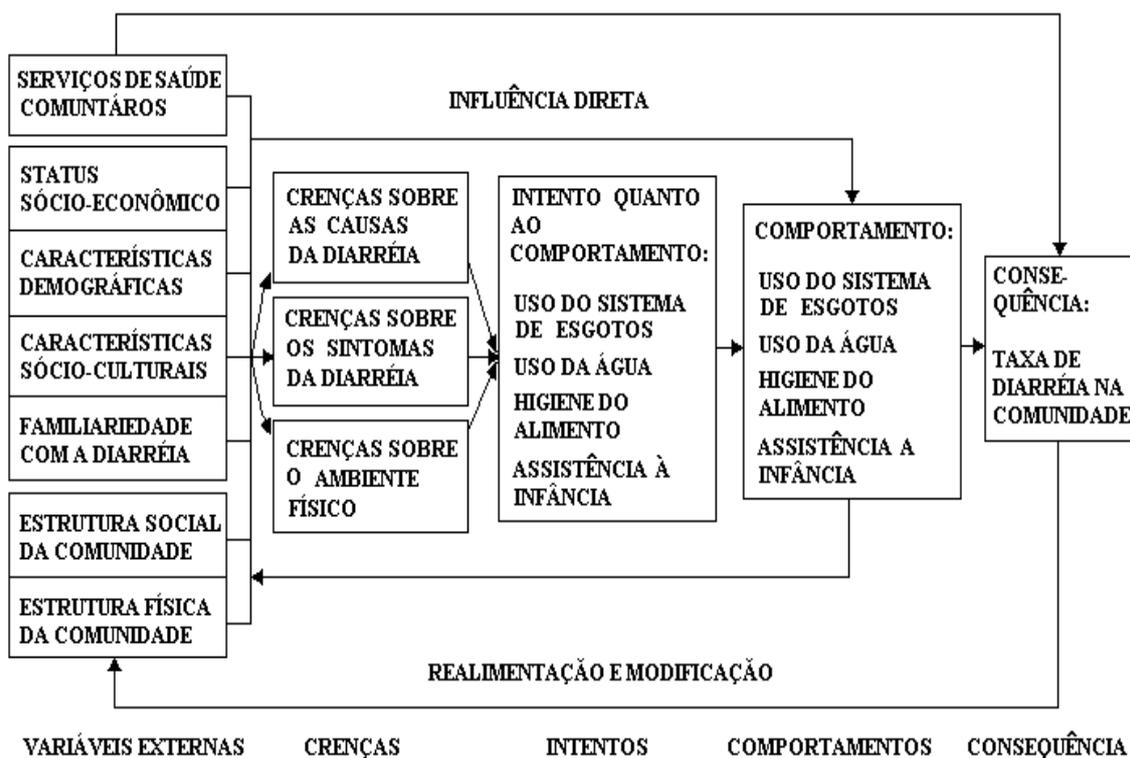
Figura 2: Marco causal da diarreia em Betim-MG.

Fonte: Heller (1997).

Um modelo denominado sócio-ecológico, que considera a interação de diversos determinantes ambientais, sociais e comportamentais foi proposto por Lonergan & Vansickle (1991). O modelo avaliou os fatores de risco para a diarreia em Port Dickson, Malásia e é mostra na figura 3.

Soares et al. (2002) considera que na construção teórica para o desenvolvimento de um modelo de planejamento em saneamento, deve-se levar em consideração diferentes dimensões, em diferentes níveis de complexidade, como a econômica, financeira, social, institucional e a política.

Em todos os modelos apresentados, verifica-se a complexidade ao se relacionar a questão sanitária com seus impactos sobre a saúde. Entretanto, é razoável assumir, que a importância do saneamento como influenciador na qualidade de vida de uma população é mais forte que outros determinantes quaisquer que seja sua natureza.



Fonte: Lonergan & Vansickle (1991).

Figura 3: Modelo comportamental-ecológico dos determinantes da diarreia.

O que se tem observado ao longo do tempo, e os dados da OMS sobre o índice de cobertura já citados anteriormente comprovam (WHO, 2000), que a maior parte das políticas públicas de saneamento são direcionadas preferencialmente para melhorias no abastecimento de água em detrimento a melhores condições sanitárias. Isto é parcialmente explicado pela maior demanda de uma comunidade por água, um bem indispensável ao estabelecimento do homem em qualquer localidade. Todavia, com relação a otimização de benefícios de medidas de saneamento sobre a saúde, é a de que em determinadas situações como as descritas detalhadamente por Esrey (1996), melhorias sanitárias como vaso sanitário com descarga e até mesmo fossa seca, resultaram em menos casos de diarreia e um melhor estado nutricional (maior peso e altura) em crianças do que melhorias na quantidade e qualidade de água fornecida como torneira no quintal e até mesmo no interior das casas. Também foi colocado pelo autor, que os benefícios de melhorias no abastecimento de água somente eram verificadas quando ocorriam simultaneamente melhorias nas condições de disposição dos excretas. Heller (1998) afirma porém, que apesar do estudo de Esrey ter sido realizado nas zonas rurais e urbanas de diferentes países, essas conclusões não devem ser generalizadas,

pois podem orientar ações públicas em realidades distintas das pesquisadas como as encontradas nas áreas urbanas brasileiras.

Soares et al. (2002), também chama a atenção para as distintas características de cada população, e por isso, nem sempre a implementação de determinado sistema, seja ele de água ou de esgotos podem ser orientadas da mesma forma.

Com relação as enfermidades relacionadas especificamente com excretas, o conhecimento dos meios de transmissão, assim como outras características dessas infecções, permitem agrupá-las de muitas maneiras. Uma classificação bastante usual para engenheiros sanitaristas e gestores de saúde, leva em consideração as características ambientais e epidemiológicas dessas doenças, como latência, dose infectiva, persistência, multiplicação e transmissão. Esta distribuição também indica os agentes biológicos das infecções e as principais medidas para controlá-los como é mostrado no quadro 1 (Feachem et al., 1983).

A partir dessa classificação, o entendimento de como as infecções relacionadas aos excretas são transmitidas, passa a ser um instrumento no planejamento de intervenções com o objetivo de se conseguir a máxima melhoria possível nos indicadores de saúde.

É importante salientar que embora tenha se focado aqui a influência das ações de saneamento na saúde pública, através de melhorias no abastecimento de água e esgotamento sanitário, outras medidas de saneamento como a disposição de resíduos sólidos e a drenagem pluvial devem ser consideradas ao se fazer uso de um estudo epidemiológico para identificar fatores etiológicos, e para a avaliação de programas ou o planejamento de ações de saneamento.

Quadro 1: Classificação ambiental das infecções relacionadas com excretas.

CATEGORIA E CARACTERÍSTICA EPIDEMIOLÓGICA	INFECÇÃO	FOCO DE TRANSMISSÃO AMBIENTAL	PRINCIPAIS MEDIDAS DE CONTROLE
I. Não-latentes; baixa dose infectiva	Enterobíase Infecções enteroviróticas Himenolepíases Amebíases Giardíases Balantidíases	Pessoal Doméstica	Abastecimento doméstico de água Educação sanitária Melhorias habitacionais Instalação de fossas
II. Não-latentes; Média ou alta dose Infectiva; Moderadamente Persistente; Capazes de se Multiplicarem	Febre tifóide e paratifóide Salmonelose Shigeloses Disenteria bacilar Cólera Diarréia por <i>E. coli</i> Enterite campylobacteriana	Pessoal Doméstica Água Alimentos	Abastecimento doméstico de água Educação sanitária Melhorias habitacionais Instalação de fossas Tratamento dos excretas antes do lançamento ou reuso
III. Latentes; Persistentes; Sem hospedeiro Intermediário	Ascaridíase Tricuríase Ancilostomíase Estrongiloidíases	Jardins Campos Culturas agrícolas	Instalação de fossas Tratamento dos excretas antes da aplicação no solo
IV. Latentes; Persistentes; Com hospedeiro Intermediário	Teníases	Jardins Campos Pastagens	Instalação de fossas Tratamento dos excretas antes da aplicação no solo Cozimento e inspeção da carne
V. Latentes; Persistentes; Com hospedeiro Intermediário	Esquistossomose e outras doenças provocadas por helmintos	Água	Instalação de fossas Tratamento dos excretas antes do lançamento na água Controle do reservatório animal e dos hospedeiros intermediários Cozimento de hortaliças e peixes Redução do contato com a água
VI. Insetos vetores Relacionados aos Excretas	Filariose bancroftiana e todas as infecções das categorias I a V capazes de serem transmitidas mecanicamente por moscas e baratas	Vários locais contaminados por fezes, nos quais insetos procriam	Identificação e eliminação dos locais adequados para procriação

Fonte: Feachem et al. (1983).

3.2 - Situação do Saneamento no Brasil

No Brasil, as doenças resultantes da falta ou inadequação de saneamento, especialmente em áreas pobres, têm agravado o quadro epidemiológico, e que pode ser observado pelos registros dos serviços de saúde. Esses dados representam a demanda de serviços assistenciais de saúde do SUS e apontam que o total de internações provocadas por doenças relacionadas com deficiência em saneamento alcançou a casa dos 3,4 milhões entre os anos de 1995 e 1999 (quadro 2). O quadro 3 mostra o total de óbitos de crianças de zero a cinco anos causadas por doenças de veiculação hídrica no período de 1995/1998 (FUNASA, 2002). Embora apenas quantitativo, esses dados permitem estimar a magnitude da redução da demanda por serviços assistenciais de saúde advindas da melhoria das condições de saneamento ambiental no país.

Quadro 2: Internações hospitalares provocadas por doenças relacionadas com a falta de saneamento – Brasil 1995/1999.

CAUSAS DE INTERNAÇÕES	ANOS					BRASIL
	1995	1996	1997	1998	1999	
Doenças infecciosas intestinais (*)	788.586	693.526	651.574	560.905	573.688	3.268.279
Doenças transmitidas por vetores e reservatórios (**)	49.755	36.005	27.031	31.382	32.464	176.637
TOTAIS	838.341	729.531	678.605	592.287	606.152	3.444.916

Fonte: Sistema de Informações Hospitalares do SUS (FUNASA, 2002).

(*) Cólera, diarreia e gastroenterite de origem infecciosa presumível, febre tifóide, shigelose, intoxicação alimentar, amebíase, infecções intestinais em razão de outros microrganismos específicos e mal definidas.

(**) Dengue, esquistossomose, malária, leptospirose e doença de Chagas.

Outra observação importante referente ao quadro atual de deficiência de cobertura dos serviços de saneamento e conseqüente danos à saúde pública, são os pesados custos impostos ao sistema econômico na forma de horas não trabalhadas; a despesa fiscal no sistema de saúde; e o próprio custo organizacional do setor público na gestão de um sistema ultrapassado (Turolla, 2002). Todavia, o autor salienta que os custos econômicos são de menor importância que o custo ao ser humano. A proliferação injustificada de doenças relacionadas a poluição hídrica e a perda de vidas humanas em razão de enfermidades de tratamento relativamente simples são inaceitáveis, o que recomenda a urgência em se implementar políticas públicas que priorizem a questão do saneamento.

Quadro 3: Óbitos em crianças de zero a cinco anos por doenças de veiculação hídrica relacionadas com a falta de saneamento.

DOENÇAS	REGIÕES					BRASIL
	N	NE	SE	S	CO	
Cólera	1	22	0	0	0	23
Febres Tifóide e Paratifóide	0	3	0	0	0	3
Outras infecções por Salmonelas	1	10	6	3	2	22
Shigelose	0	3	3	4	1	11
Outras infecções intestinais bacterianas	11	26	15	19	4	75
Outras intoxicações alimentares bacterianas	8	46	115	9	9	187
Amebíase	11	26	4	2	4	47
Outras doenças intestinais causadas por protozoários	1	6	2	0	0	9
Infecções intestinais virais outras e as não enquadradas	167	997	386	52	46	1.648
Diarréia e gastroenterite de origem infecciosa presumível	2.208	11.592	5.426	1.885	1.260	22.371
TOTAIS	2.408	12.731	5.957	1.974	1.326	24.396
PERCENTUAIS	9,87 %	52,18 %	24,42 %	8,09 %	5,44 %	100,00 %

Fonte: Sistema de Informações de Mortalidade do SUS (FUNASA, 2002).

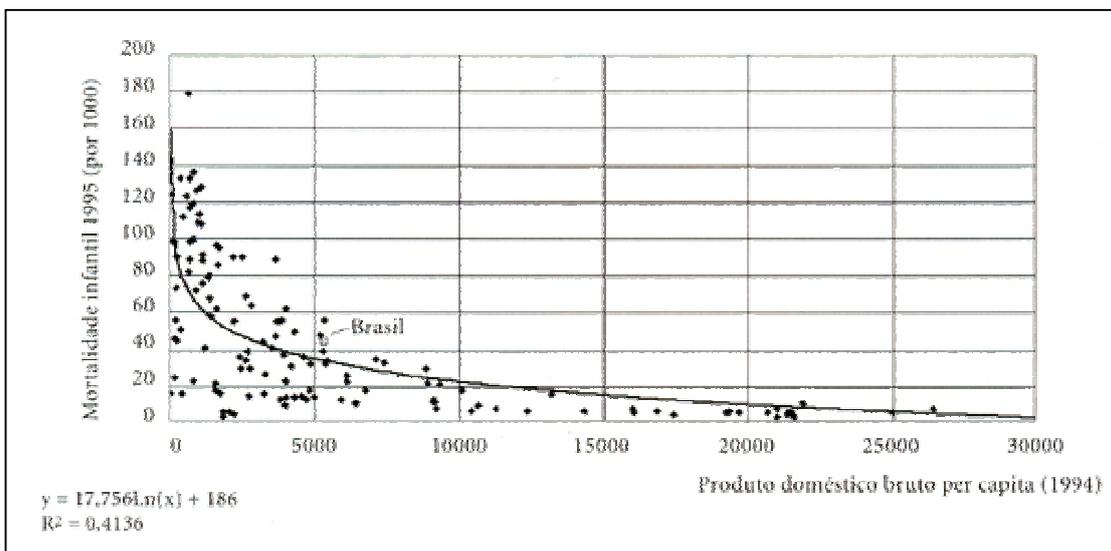
Para efeito de apresentação da problemática do saneamento, pode-se verificar a carência de cobertura pelos serviços no Brasil. A Pesquisa Nacional de Saneamento Básico aponta que cerca de 91,9% da população urbana brasileira é atendida com água potável e 50,6% com rede coletora de esgotos. No meio rural, considerando além da rede coletora de esgoto, a solução individual por meio de fossa séptica, são 27,3 milhões de habitantes não atendidos, ou 84,3%, enquanto apenas 24,9% da mesma população tem acesso aos sistemas públicos de abastecimento de água (IBGE, 2000). O déficit, ainda existente, está localizado basicamente, nos bolsões de pobreza, ou seja, nas favelas, nas periferias das cidades, na zona rural e no interior (FUNASA, 1999).

Outros dados importantes mostram que apenas 19,9 % do total de esgotos gerados no país recebem tratamento adequado, os 80,1 % restantes, são lançados *in natura* em corpos de água ou diretamente sobre o solo, causando problemas de poluição hídrica e contaminação do solo, importantes determinantes das condições de saúde da população (ISPN, 1995).

A precariedade dos serviços de saneamento no Brasil, explicam o agravamento de enfermidades já controladas, o ressurgimento de outras já erradicadas e o descompasso entre desenvolvimento econômico e o quadro de saúde pública, ou seja, o crescimento econômico do país, não vem acompanhado de melhorias nas condições sociais da população através da prestação de serviços públicos, como pode ser visto nos estudos do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, cujos dados estão ilustrados nas figuras 4, 5 e 6 (PNUD, 1997 citado por Heller, 1998).

A figura 4, mostra que de acordo com o produto doméstico bruto per capita brasileiro, a mortalidade infantil deveria ser de 33,7 óbitos por mil crianças nascidas, 10,3 aquém da verificada naquele ano, que foi de 44, caso o Brasil seguisse uma tendência mundial de desenvolvimento, representado no gráfico pela linha curva.

As figuras 5 e 6 vêm a reforçar a análise anterior. Com os atuais níveis de cobertura dos serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário, seria esperado uma taxa de mortalidade infantil bem abaixo da realidade encontrada; de 16 mortes por mil nascidos vivos para abastecimento de água e de 22 por mil para esgotamento sanitário.



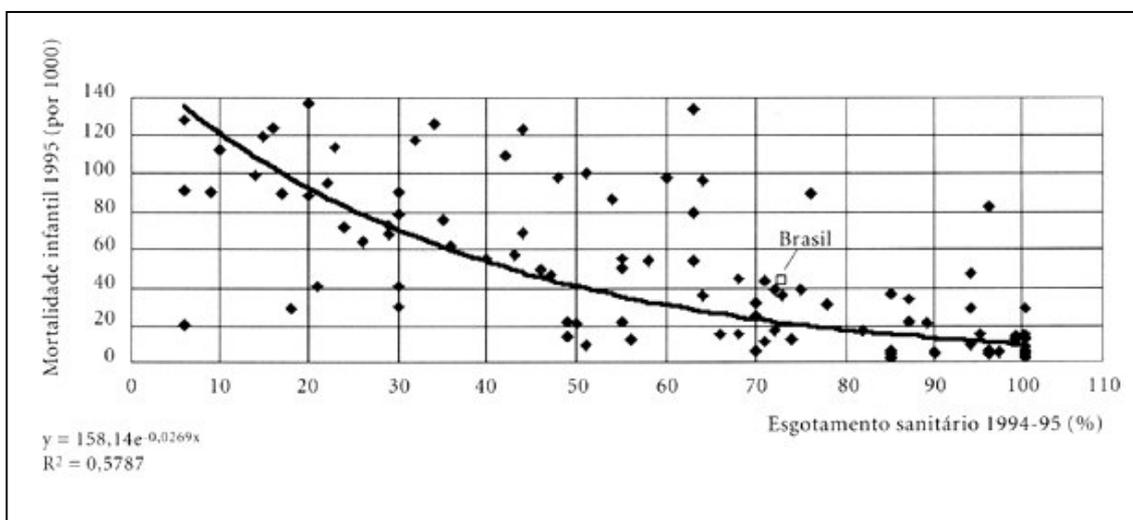
Fonte: PNUD (1997).

Figura 4: Relação entre produto doméstico bruto e mortalidade infantil em vários países - 1994.



Fonte: PNUD(1997).

Figura 5: Relação entre cobertura por abastecimento de água (1994 – 95) e mortalidade infantil (1995) dos países.



Fonte: PNUD(1997).

Figura 6: Relação entre cobertura por esgotamento sanitário (1994 – 95) e mortalidade infantil (1995) dos países.

3.3 – Tratamento de Esgotos e Proteção ao Meio Ambiente

Muito embora os indicadores de saúde, através de delineamentos epidemiológicos, continuem norteando as ações de saneamento, nos últimos anos a abordagem ambiental tem ganho espaço frente a um enfoque eminentemente sanitaria. Este novo paradigma se justifica por permitir uma visão mais holística em torno da problemática do saneamento: preocupa-se não somente em promover a saúde do homem, mas também a conservação do meio físico e biótico do qual fazemos parte e interagimos.

O lançamento de esgotos sem tratamento adequado em corpos d'água resulta principalmente na diminuição do teor de oxigênio dissolvido no meio. Como efeito, provoca mudanças do ponto de vista ecológico, refletindo-se sobre a fauna e flora e causando redução de espécies que dependem de boas condições da água.

O teor de oxigênio dissolvido é, desta forma, o mais importante indicador dos processos bioquímicos de estabilização da matéria orgânica e está relacionado diretamente com a disponibilidade desta na água. Já do ponto de vista sanitário, a depuração é avaliada através da verificação do decréscimo do número de coliformes na água, os quais são indicadores da presença de microrganismos patogênicos.

Segundo Jordão & Pessoa (1995), a principal característica de rios e sistemas lacustres é a quantidade de oxigênio dissolvido em seu meio, que por sua vez os tornam capazes de reduzir a poluição orgânica através de processos naturais, físicos e bioquímicos; os microrganismos, em particular as bactérias que necessitam de oxigênio dissolvido para seu metabolismo, utilizam a matéria orgânica como alimento transformando-a em produtos finais como CO₂ e água. A este processo de decomposição biológica que ocorre naturalmente nos cursos d'água, dá-se o nome de autodepuração.

A capacidade de autodepuração de um rio é função de uma série de fatores, como a relação entre volume de esgotos lançados e vazão do rio, a concentração de oxigênio dissolvido na água e sua temperatura, entre outros. Um estudo detalhado desta capacidade deve ser feito para que o lançamento de esgotos, mesmo tratados, não comprometam a vida aquática e uma possível captação de água para consumo à jusante.

Jordão & Pessoa (1995) colocam como um dos critérios para a seleção do tipo e do grau de tratamento dos esgotos a serem lançados nos cursos d'água dois aspectos fundamentais:

- conhecimento da capacidade de autodepuração desse mesmo rio; e
- o conhecimento dos usos benéficos desejados para o corpo d'água, e por conseguinte dos padrões de qualidade a serem mantidos, em função desses mesmos usos.

Com a formulação e difusão dos conceitos de desenvolvimento sustentável e de preservação do meio ambiente e em especial os recursos hídricos, que tem como marco a Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável, ECO 92, as políticas de saneamento ganham ênfase no Brasil. Os esgotos não tratados além de produzir problemas de saúde pública, causam muitos impactos negativos no meio ambiente. Cresce então, a avaliação desses impactos e das possíveis melhorias obtidas com as atividades de saneamento.

No Brasil, a legislação específica para regular os padrões de lançamento de esgotos em corpos d'água é a resolução nº 357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2005). Essa resolução dispõe sobre a classificação das águas de acordo com suas qualidades, bem como sobre os padrões de lançamento de efluentes. A partir dessa classificação, é requerido que os despejos de esgotos preservem as características do corpo receptor em função dos seus usos preponderantes.

Na ausência de uma classificação oficial do Rio Barra Grande, o corpo receptor do efluente do tratamento do CEADS, o artigo 42 da resolução 357 do CONAMA, dispõe que enquanto não aprovados os respectivos enquadramentos, as águas doces serão consideradas classe 2, as salinas e salobras classe 1, exceto se as condições de qualidade atuais forem melhores, o que determinará a aplicação da classe mais rigorosa correspondente.

Visualmente, o Rio Barra Grande parece caracterizar um corpo hídrico de classe especial, além de estar dentro de uma área de proteção ambiental o que impossibilitaria o lançamento de efluentes de quaisquer natureza mesmo que tratados, como implica o artigo 32 da resolução 357. Outra característica muito importante do rio no trecho em que ocorre o lançamento dos esgotos do CEADS e que também dificulta o seu enquadramento, é a influência da maré. Dependendo do nível do mar, que está a menos de cem metros do ponto do rio onde ocorre o despejo, o sentido do fluxo do rio é invertido, com contribuição das águas marinhas, alterando totalmente as características de qualidade e de vazão do rio. De qualquer maneira, existe o lançamento de águas residuárias, e deve-se avaliar seu efeito tóxico nos organismos aquáticos do rio a longo

prazo. Para efeito de comparação, uma síntese dos padrões de qualidade e de lançamento de maior interesse para esse estudo é listada no quadro 4.

Quadro 4: Padrões de qualidade para os corpos d'água doce e salobra classes 1 e 2, e padrão de lançamento.

Parâmetro	Unidade	Padrão para corpo d'água doce classe		Padrão para corpo d'água salobra classe		Padrão de lançamento
		1	2	1	2	
Cor	mg Pt/L	(1)	75	-	-	-
Turbidez	UNT	40	100	-	-	-
Temperatura	°C	-	-	-	-	< 40
Material flutuante	-	VA	VA	VA	VA	ausente
Material sedimentável	mL/L	-	-	-	-	1
Óleos e graxas	-	VA	VA	VA	VA	(2)
PH	-	6,0 – 9,0	6,0 – 9,0	6,5 – 8,5	6,5 – 8,5	5,0 – 9,0
DBO	mg/L	3	5	-	-	(3)
COT	mg/L	-	-	3	5	-
DQO	mg/L	-	-	-	-	(3)
OD	mg/L	≥ 6	≥ 5	≥ 5	≥ 4	-
Sólidos em suspensão	mg/L	-	-	-	-	(3)
Nitrogênio amoniacal total	mg/L	3,7(4)	-	0,40	0,70	20,0
Nitrato	mg/L	10,0	10,0	0,40	0,70	-
Nitrito	mg/L	1,0	1,0	0,07	0,20	-
Fósforo total	mg/L	0,1(5)	0,1(5)	0,124	0,186	-
Cloreto total	mg/L	250	250	-	-	-
Coliformes termotolerantes	org/100mL	200	1.000	1.000	2.500	-
Regime de lançamento	-	-	-	-	-	(6)

Fonte: CONAMA (2005).

Notas:

- Consultar a legislação para a lista completa dos parâmetros e para a redação oficial dos padrões.
- Em princípio, um efluente deve satisfazer, tanto ao padrão de lançamento, quanto ao padrão de qualidade do corpo receptor (segundo a sua classe). O padrão de lançamento pode ser excedido, com permissão do órgão ambiental, caso os padrões de qualidade para o corpo receptor sejam resguardados, como demonstrado por estudos de impacto ambiental.
- (VA): virtualmente ausentes.

(1): Cor verdadeira: nível de cor natural do corpo de água em mg Pt/L.

(2): Minerais: 20 mg/L; vegetais e gorduras animais: 50 mg/L.

(3): Consultar legislação estadual pertinente (não estão incluídas na Resolução CONAMA nº 357).

(4): Para a faixa de pH do efluente estudado neste trabalho, que está entre 6,5 e 7,1.

(5): Para corpo receptor caracterizado como ambiente lótico.

(6): Regime de lançamento: a vazão máxima deverá ser de até 1,5 vezes a vazão média do período de atividade do agente poluidor.

No nível estadual, a FEEMA (Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente) e a Comissão Estadual de Controle Ambiental, CECA, estabelecem exigências de controle de poluição das águas que resultem na redução de carga orgânica biodegradável de origem não industrial e de sólidos em suspensão através da diretriz DZ-215.R-03 de 2002, como é previsto na resolução 357 do CONAMA. Para esses órgãos, os sistemas de tratamento deverão apresentar eficiências de remoção de matéria orgânica ou concentrações a serem atingidas no efluente final, conforme pode ser visto no quadro 5.

Quadro 5: Eficiência mínima de remoção de matéria orgânica e concentrações máximas permitidas de DBO e RNFT (Resíduo não Filtrável Total).

1 CARGA ORGÂNICA BRUTA C (Kg DBO/dia)	2 EFICIÊNCIA MÍNIMA DE REMOÇÃO (%)	3 CONCENTRAÇÕES MÁXIMAS PERMITIDAS (mg/L)	
		DBO	RNFT
C ≤ 5	30	180	180
5 < C ≤ 25	60	100	100
25 < C ≤ 80	80	60	60
C > 80	85	40	40

Fonte: FEEMA (2002).

Observações:

Contribuição de uma pessoa por dia igual a 0,054 Kg DBO;

RNFT, resíduo não filtrável total é o mesmo que sólidos suspensos total (SST);

Coluna 1: carga orgânica produzida por dia (valores máximos);

Coluna 2: eficiência mínima de remoção de carga orgânica em DBO; e

Coluna 3: concentração máxima permitida de DBO e RNFT no efluente tratado.

Com relação a manutenção de padrões de qualidade de corpos d'água, referência também deve ser dada a resolução 274 do CONAMA (CONAMA, 2000). Esta resolução dispõe sobre as condições de balneabilidade baseado, principalmente, na qualidade microbiológica da água. Mais uma vez, a ausência de um estudo específico das qualidades do Rio Barra Grande, não permite uma avaliação precisa de suas condições de balneabilidade. Contudo, sendo o critério mais rigoroso da resolução 274 para recreação por contato primário o que exige que em 80% ou mais de um conjunto de amostras de água obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 250 coliformes fecais (termotolerantes) ou 200 *Escherichia coli* ou 25 enterococos por 100 mililitros, pode ser facilmente admitido a garantia de excelente qualidade das águas do rio, pois o único despejo de origem

antropogênica que ele recebe é o esgoto tratado do CEADS e em vazão muito menor que a sua.

Além do estabelecimento destas normas por parte do poder público, com o principal intuito de preservar a qualidade das águas, preocupações no sentido de recuperar ambientes já degradados também têm levado à melhorias significativas na qualidade desses ambientes.

Segundo Mota (1995), um programa de controle da poluição dos recursos hídricos pode desenvolver-se através da aplicação de dois tipos de medidas: de caráter corretivo e de caráter preventivo. As medidas de caráter corretivo visam corrigir uma situação já existente, buscando-se, através de sua aplicação, a melhoria da qualidade dos recursos hídricos. As medidas de caráter preventivo são aquelas que, quando aplicadas, evitam ou minimizam o lançamento de poluentes nos recursos hídricos.

Atualmente os programas de gestão de recursos hídricos têm dado maior ênfase às medidas de controle, por considerá-las mais eficientes e menos onerosas, evitando prejuízos econômicos e sociais decorrentes da poluição. Assim, o planejamento adequado do uso e ocupação do solo e da água da bacia hidrográfica, considerando as características naturais do meio físico, tem sido apontado como a melhor forma de prevenir a poluição ambiental e garantir a sua preservação (Mota, 1995). Aqui também se inclui o estabelecimento de normas de regulação de atividades poluidoras como as citadas acima e as respectivas ações fiscalizadoras.

3.4 – Esgotamento Sanitário Simplificado

Ainda nos dias de hoje, mesmo com os diversos meios de comunicação existentes, verifica-se a falta de divulgação dos conhecimentos da área de saneamento até mesmo entre técnicos da construção civil. Em áreas rurais e também em periferias urbanas, a população consome recursos para construir suas casas sem incluir as facilidades sanitárias indispensáveis, como poço protegido, fossa séptica, filtros biológicos entre outros, e que não demandariam maiores investimentos.

A rede de esgotos convencional é sem dúvida nenhuma uma ótima forma de esgotamento sanitário em muitos casos, porém em termos econômicos ela é cara e dispendiosa e está além da disponibilidade de recursos para comunidades de baixa renda em países em desenvolvimento. Soluções simples, mesmo isoladamente, podem ser usadas na melhoria das condições sanitárias de domínio público e domiciliares com

bons resultados na qualidade de vida das comunidades, como pode ser observado a partir dos dados do quadro 6.

Quadro 6: Características típicas dos principais sistemas de tratamento de esgotos.

Sistemas De Tratamento	Eficiência de remoção (%)		Requisitos		Custos (US\$/hab)	Quantidade de lodo a ser tratado (m ³ /hab.ano)
	Matéria orgânica	Patógenos	Área (m ² /hab)	Potência (W/hab)		
Tratamento preliminar ⁽¹⁾	0 – 5	≈ 0	< 0,001	≈ 0	2 – 8	-
Tratamento primário ⁽¹⁾	35 – 40	30 – 40	0,03 – 0,05	≈ 0	20 – 30	0,6 – 1,3
Fossa séptica com filtro ⁽²⁾	70 – 90	50 - 90	1,6	≈ 0	60 - 90	-
Lagoas sem aeração ⁽¹⁾	80 – 90	60 – 99,9	1,5 – 5,0	≈ 0	10 – 30	-
Disposição no solo ⁽¹⁾	85 – 99	90 – 99	1 – 50	≈ 0	5 – 20	-
Sistemas anaeróbios ⁽¹⁾	60 – 90	60 – 90	0,05 – 0,4	≈ 0	20 – 80	0,07 – 0,1
Lagoas com aeração ⁽¹⁾	70 – 90	60 – 99	0,2 – 2,5	1 – 1,7	10 – 30	-
Filtros biológicos ⁽¹⁾	80 – 93	60 – 90	0,15 – 0,7	0,2 – 1,6	40 – 120	0,4 – 1,5
Lodos ativados ⁽¹⁾	85 – 98	60 – 90	0,2 – 0,35	1,5 – 4,0	40 – 120	0,7 – 1,5
Wetland construído ⁽²⁾	65 – 90	90 – 99	1 – 1,6	≈ 0	30 – 50	-

Fonte: (1) von Sperling et al. (1995); (2) van Kaick (2002) e ABNT (1982).

A análise de diferentes soluções para disposição dos excretas de nove assentamentos em áreas pobres de Salvador, Bahia, mostra como uma solução simplificada a nível de domínio público pode influenciar nas condições de saúde de uma comunidade.

O estudo comparou três condições distintas para o esgotamento sanitário: Escadarias e Rampas Drenantes (ERD), Rede de Esgotos Simplificada (RES), e ausência de esgotamento sanitário e utilizou como indicadores de saúde, doenças diarreicas, o estado nutricional e infecções intestinais causadas por helmintos. Foi concluído que crianças morando em assentamentos com esgoto a céu aberto apresentaram, durante o período de estudo, um estado nutricional significativamente menor, maior incidência de diarréia e de helmintoses do que as crianças de comunidades que dispunham de melhores condições de saneamento (disposição de esgotos sanitários através de ERD e RES). Este estudo também levou em consideração outros fatores sócio-econômicos, culturais e demográficos (Moraes, 1997).

Se mesmo em cidades grandes e centros urbanos a prestação dos serviços de saneamento é deficiente, nas áreas rurais a situação é pior. Os poucos recursos das prefeituras do interior, bem como o menor poder político, geram uma situação tal em que se torna difícil promover melhorias de saúde e qualidade de vida da população pelas vias convencionais.

A busca de uma solução para esta problemática, passa necessariamente pela pesquisa de alternativas econômica e tecnicamente viáveis. Do ponto de vista econômico pelo fato dos poucos recursos públicos disponibilizados para construções de sistemas convencionais que demandariam grandes investimentos. Tecnicamente viáveis por não se dispor de mão-de-obra em quantidade e com formação necessária para operação e manutenção dos sistemas nestas localidades.

A problemática da falta de mão-de-obra qualificada é colocada por Guimarães (1996) em seu estudo. Este autor relata, que em municípios de pequeno porte do Estado de Minas Gerais, onde os serviços de esgotamento sanitário são executados por administração direta das prefeituras, a ausência de assessoramento técnico especializado resulta na ineficiência da maioria dos sistemas de esgotos implementados.

Mara (2003) e Roque (1997), também chamam a atenção para o problema de se empregar técnicas sofisticadas de tratamento de esgotos sem que haja conhecimento local para operá-los, e que para alcançar as metas da OMS de universalização dos serviços de água e esgoto até 2025, as tecnologias empregadas deverão ser localmente apropriadas e, em particular, simples disponíveis e sustentáveis.

Segundo von Sperling (1996b) as diferenças entre as conjunturas sócio-econômicas de países desenvolvidos e em desenvolvimento, têm forte influência na seleção dos processos de tratamento de esgotos. Enquanto os custos de implantação e operação, e a sustentabilidade são itens críticos na escolha de um sistema de tratamento nos países em desenvolvimento, nos países desenvolvidos os itens mais importantes a serem considerados são eficiência, confiabilidade, disposição de lodo e requisitos de área. Outras características de interesse para os dois grupos de países na opção por processos de esgotamento são mostrados na figura 7.

Pode-se também deduzir, a partir da figura 7, uma maior preocupação ambiental dos países desenvolvidos em comparação aos países em desenvolvimento.



Fonte: von Sperling (1996b).

Figura 7: Aspectos importantes na seleção de sistemas de tratamento de esgotos.

A escolha por processos alternativos e simplificados como solução possível para muitas regiões brasileiras porém, não é diminuída quando levado em consideração os aspectos citados acima, pois muitos deles são simples, baratos e eficientes. Esta escolha, porém, não deve ser apenas uma resolução de ordem técnica, Roque (1997) chama a atenção para a participação da população na tomada de decisões quanto a construção de sistemas de saneamento e no controle dos serviços prestados, estipulando metas a serem alcançadas e as prioridades do capital investido.

3.5 - Sistema de Tratamento de Esgotos por *Wetlands* Construídos

O termo *wetland* é utilizado para caracterizar vários ecossistemas naturais que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano. Os alagados naturais são facilmente reconhecidos como as várzeas dos rios, os igapós na Amazônia, os banhados, os pântanos, as formações lacustres de baixa profundidade em parte ou no todo, as grandes ou pequenas áreas com lençol freático muito alto, porém, nem sempre com afloramento superficial, os manguezais, entre outros (Campos et al., 2002).

Os *wetlands* construídos, que no Brasil recebe também outras definições como áreas alagadas construídas ou tratamento por zona de raízes, são ecossistemas artificiais

que imitam de forma controlada os princípios básicos de modificação da qualidade da água dos *wetlands* naturais (Campos et al., 2002).

Estes sistemas, definem uma tecnologia de tratamento biológico de efluentes e despoluição de águas, onde são plantadas macrófitas aquáticas vasculares, embora em alguns casos não sejam estabelecidas plantas no sistema. As raízes dessas plantas, junto com o substrato, e toda uma comunidade microbiótica que se desenvolve no meio modificam a qualidade da água através de processos físicos, químicos e biológicos imitando de forma controlada e monitorada processos naturais que ocorrem em áreas alagadas naturais como pântanos e brejos.

Os sistemas de rizofiltração do tipo *wetland* são classificados principalmente quanto às suas características hidráulicas: fluxo superficial ou fluxo subsuperficial.

Um sistema *wetland* de fluxo superficial ou água livre, consiste de bacias ou canais relativamente rasos como em um pântano e tem o efluente fluindo a baixas velocidades sobre a superfície do solo, passando entre caule e raízes das plantas (figura 8). Estes sistemas precisam de solo ou outro meio para dar suporte as plantas e parecem em muito, tanto no desenho, quanto no funcionamento, com as lagoas de estabilização.

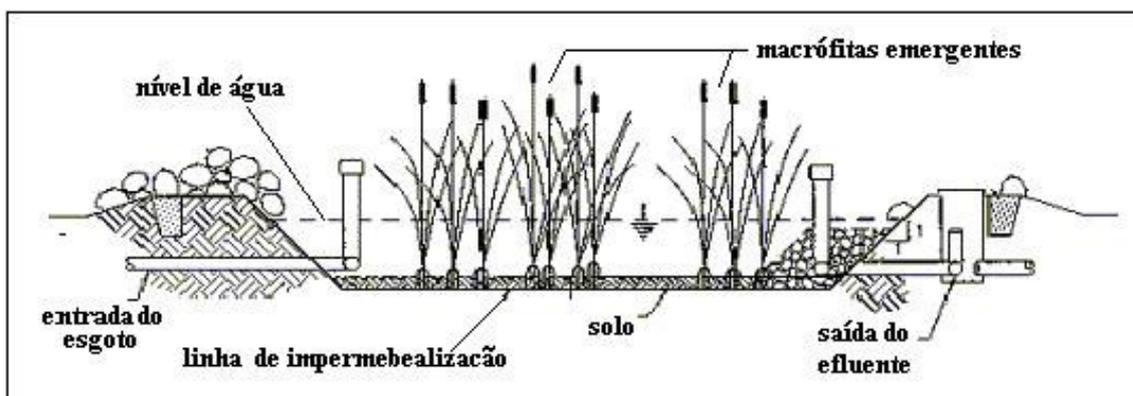


Figura 8: Sistema de alagado construído de fluxo superficial com macrófitas emergentes.

Em um sistema de alagados de fluxo subsuperficial, também conhecido no Brasil como tratamento por zona de raízes, o esgoto flui abaixo da superfície do solo, através de uma matriz de cascalho ou pedras sobre a qual as raízes das plantas crescem. São essencialmente caracterizados como filtros horizontais. O leito formado pelas pedras, em um alagado de fluxo subsuperficial, fornece área superficial adicional para o crescimento do biofilme, aumentando a taxa de degradação de contaminantes (figura 9).



Figura 9: Sistema de alagado construído de fluxo subsuperficial com macrófitas emergentes.

Comparando os dois tipos de fluxo, *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial requerem menos área para o sistema e, não têm o fluxo de esgoto exposto ao ambiente, reduzindo as chances de contato com o mesmo. Por outro lado, os alagados de fluxo superficial tendem a ser mais baratos em sua construção, e menos suscetíveis a problemas de entupimento. Quanto a eficiência, as duas modalidades de fluxo obtêm resultados parecidos, mesmo utilizando mecanismos de ação diferentes.

Estes sistemas de tratamento não são recomendados para o tratamento de esgotos brutos. Geralmente recebem efluentes primários para tratá-los a padrões secundários. Muitos desses sistemas também são empregados no polimento de efluentes secundários.

A aparente simplicidade e funcionamento natural de uma área alagada construída esconde a complexidade das interações necessárias para o tratamento efetivo dos esgotos. Diferente dos *wetlands* naturais, os alagados artificiais são desenhados e operados para cumprir certos padrões de performance.

O sucesso na construção e operação de um sistema ecológico para tratamento de esgotos, requer conhecimento e entendimento básico dos componentes e as inter-relações que compõem o sistema. A principal diferença entre um alagado natural e um construído é o grau de controle sobre os processos naturais.

Em um *wetland* construído, a maior parte do fluxo de entrada é um volume previsível de esgotos descarregado pela tubulação coletora. Volumes menores de precipitação e escoamento superficial estão sujeitos a variações sazonais e anuais. As perdas destes sistemas podem ser calculadas pela medida do fluxo de saída e estimativa da evapotranspiração. A modelagem do balanço hídrico de um sistema de alagados é de importância vital para prever o comportamento hidráulico do sistema e conseqüentemente seu bom funcionamento (USEPA, 1999).

Um sistema de tratamento por alagados construídos de fluxo subsuperficial, deve ser impermeabilizado adequadamente a fim de se evitar perdas líquidas por infiltrações e possíveis contaminações das águas subterrâneas.

As considerações em relação ao esgoto em um sistema de tratamento por *wetlands* construídos se referem principalmente ao regime hidráulico do fluxo através da matriz de substratos. Variações de fluxo podem comprometer o funcionamento e eficiência do processo. A diminuição da porosidade do meio com o acúmulo de sólidos do esgoto ou dos resíduos das plantas obstrui o fluxo, e pode ocasionar transbordamento ou a formação de canais preferenciais de escoamento não desejados. Devido a grande área superficial em relação a pouca profundidade, o sistema de alagados construídos interage fortemente com a atmosfera através de chuvas e da evapotranspiração das plantas.

Já a seleção de substratos para um sistema de *wetland* construído, depende de fatores como o tipo de esgoto a ser tratado, do regime hidráulico escolhido e do poluente principal a ser removido. Partículas de fósforo, por exemplo, são preferencialmente removidas por processos físico-químicos como adsorção a silicatos e aluminatos presentes nos mais variados tipos de solo e meios.

Numa área alagada de fluxo subsuperficial, o substrato desempenha uma importante função que é a de fornecer suporte para as plantas se fixarem. O substrato também propicia a formação de uma superfície específica reativa para a absorção ou filtração de poluentes e também adequados sítios para o desenvolvimento de microrganismos que atuam no processo de tratamento da água (Farahbakhshazad & Morrison, 1998 citados por Nogueira, 2003)

O substrato afeta o movimento do fluxo retendo sólidos em suspensão por mecanismos de filtragem e sedimentação. Existem uma grande quantidade de substratos utilizados na construção de um sistema de alagados artificial. Os mais comuns são: pedras, cascalhos, areia, seixos, materiais sintéticos e solos encontrados no próprio local.

3.5.1 – Ecologia Microbiológica de um *Wetland* Construído

Em qualquer área alagada, a rede ecológica de alimentos requer seres microscópios, principalmente bactérias, para exercer funções em todas as suas complexas transformações de energia. Esses microrganismos que se estabelecem no meio e que desempenham funções muito importantes na dinâmica do processo, são, em sua maioria, constituintes do próprio esgoto e se desenvolvem naturalmente após iniciar o enchimento do tanque ou lago onde se realizará o tratamento. A rede de alimentos é abastecida pelo esgoto afluente, o qual fornece energia estocada em moléculas orgânicas (USEPA, 1999).

A atividade microbiológica é particularmente importante nas transformações de nitrogênio dentro das várias formas biologicamente utilizáveis. Nas várias fases do ciclo do nitrogênio, por exemplo, diferentes formas deste elemento estão disponíveis para o metabolismo da planta, e a demanda de oxigênio pode ser liberada ou consumida. A assimilação de fósforo pelas plantas também é dependente em parte da atividade microbiana, a qual converte formas insolúveis de fósforo em formas solúveis que são utilizáveis pelas plantas (USEPA, 1999). Micróbios também desempenham papel fundamental nos processos de degradação dos compostos orgânicos, eles são os principais depleciadores de matéria orgânica biologicamente oxidável. Algumas transformações microbianas são aeróbias e outras anaeróbias, e em ambas, há a liberação de uma variedade de gases durante a decomposição, principalmente CO_2 , H_2S e CH_4 (USEPA, 2004).

Os processos de transformação da qualidade da água num sistema de alagados construídos são amplamente regulados pelos microrganismos e seus metabolismos. Um grande número de substâncias orgânicas e inorgânicas são transformadas em substâncias insolúveis ou inertes. Há um constante ajuste dessas populações a qualidade do esgoto que é alimentado no meio. Todavia, algumas substâncias tóxicas podem afetar a comunidade de microrganismos e comprometer o funcionamento do sistema (USEPA, 2004).

3.5.2 – Plantas Emergentes Herbáceas²

As plantas contribuem de várias maneiras em uma área alagada artificial. Elas se desenvolvem tendo o sistema radicular preso ao substrato e assim o estabilizam evitando formação de canais preferenciais do fluxo. O desenvolvimento do sistema de raízes das plantas criam barreiras que retêm sólidos em suspensão além de fornecer suporte para a fixação de microrganismos.

As várias adaptações dessas plantas permitem crescimento competitivo em solos saturados ou inundados. Estas adaptações incluem uma ou mais das seguintes características: lenticelas (pequenas aberturas, ou poros, através das folhas e caules) que permitem o ar fluir para dentro das plantas; tecido constituído de arênquimas que permite a convecção de gases ao longo de todo o comprimento da planta, o que fornece ar para as raízes; estruturas de crescimento morfológicas especiais, tais como suportes, pneumatóforos (raiz da planta com uma porção emersa para exercer função respiratória), que fornecem aeração adicional às raízes; e tolerância fisiológica extra a sub-produtos químicos resultantes do crescimento em condições de solo anaeróbias (USEPA, 1999). Parte do oxigênio pode ainda sair do sistema radicular para a área em torno da rizosfera, criando assim, condições de oxidação aeróbia para os sedimentos que de outra forma seriam anaeróbios. Desta maneira, gera-se condições para decomposição de matéria orgânica, bem como para crescimento de bactérias nitrificantes (Campos et al., 2002; Merz, 2000).

A profunda penetração do sistema radicular permite a exploração de um grande volume de sedimentos, dependendo da espécie considerada. A espécie mais utilizada em projetos tem sido a *Typha latifolia*, conhecida popularmente como taboa.

Como todas as vegetais, plantas de alagados requerem muitos macro e micro nutrientes em proporções adequadas para o crescimento saudável. Esgotos municipais podem fornecer quantidades necessárias de todos esses nutrientes, como colocado detalhadamente por Martín & Fernández (1992). Nitrogênio e fósforo são os nutrientes chaves no ciclo de vida de plantas de áreas alagadas. Entretanto, a planta absorve nitrogênio e fósforo durante o seu ciclo de crescimento e lança-os no ambiente após a sua morte ou quando da perda de partes. Como as plantas assimilam certas quantidades de nitrogênio e fósforo, a colheita dessas plantas remove esses nutrientes do meio e conseqüentemente dos esgotos (Martín & Fernández, 1992 e Merz, 2000).

² Plantas herbáceas: plantas que não possuem material lenhoso; que têm consistência e porte de erva.

A importância da vegetação em sistemas de tratamento por zona de raízes porém, tem sido debatido ao longo do tempo. Muitos estudos recentes têm comparado a performance da remoção de poluentes de sistemas plantados e não plantados e têm mostrado pouca diferença significativa na performance (Manios et al., 2003; Young et al., 2000). Outros reportam melhor eficiência de *wetlands* plantados (Drizo et al., 1997; Hench et al., 2003; Kaseva, 2004). A importância do tipo de planta também tem sido avaliada. Embora alguns pesquisadores reivindiquem que certas metas de tratamento são provavelmente benefícios de certas plantas, estas alegações não têm sido sustentadas por outros (Young et al., 2000). A extensão do sistema de raízes dentro do meio de pedras é dependente da carga que o sistema recebe, do tipo de planta, clima, e características do esgoto, entre outras variáveis. Parece que a maior parte do fluxo de esgotos passa abaixo do sistema de raízes no tratamento.

Comunidades de plantas em um *wetland* construído passam por mudanças significativas após a plantação inicial. Muito poucos sistemas de alagados mantêm a composição de espécies e a densidade de distribuição planejada por seus projetores. Muitas dessas mudanças são previsíveis e a maioria têm pouco efeito aparente sobre a performance do tratamento. Outras mudanças, porém, podem resultar em uma baixa performance e conseqüentemente necessitar de um maior monitoramento.

3.5.3 – Riscos e Impactos Ambientais de Sistemas de *Wetlands* Construídos

Os riscos e impactos associados ao tratamento de esgotos por *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial neste estudo, estão relacionados principalmente com a eficiência do processo. Isso em razão do efluente ser lançado diretamente em um corpo d'água que mesmo sem o enquadramento oficial por parte do órgão responsável, o CONAMA, é percebido como de excelente qualidade. Há portanto, a necessidade de se avaliar as alterações possíveis de ocorrência nas características do corpo receptor devido a esse despejo.

A exposição e proximidade humana a estes sistemas de tratamento também deve ser prevista durante o projeto e operação do mesmo. Sistemas construídos de alagados para tratamento secundário podem não ser um lugar agradável para circulação de pessoas, e os visitantes podem apreciar melhor da periferia por muitas razões.

Esgotos parcialmente tratados em uma *wetland* construído para tratamento secundário, a despeito da provada efetividade deste processo ecológico para tratamento, apresenta essencialmente os mesmos riscos para a saúde humana que sistemas de

lagoas. O risco do contato com o corpo e possível transmissão de doenças é igual em áreas alagadas de fluxo superficial e sistemas de tratamento por lagoas de estabilização. Essa importância é diferente para a interação humana com sistemas alagados para polimento, onde o esgoto afluyente já encontrou requerimentos tais que foram estabelecidos pelos órgãos regulatórios. Bem menos riscos oferecem as áreas alagadas de fluxo subsuperficial, pois não há como entrar em contato direto com o esgoto fluyente.

Em áreas alagadas construídas recebendo efluente primário, a exposição humana ao esgoto é de maior importância na entrada do sistema, onde o afluyente alcançou apenas o tratamento primário. Menor quantidade de problemas à exposição humana é garantido na saída, onde o esgoto já foi tratado com uma qualidade de tratamento secundário ou melhor. Portanto, as considerações quanto ao gerenciamento, devem incluir a conscientização e a exposição do público quanto a ameaça à saúde (Knight, 1997). Para tratar efetivamente estes problemas, cercamento, avisos e outros controles devem ser considerados no local do projeto, bem como no design e operação do sistema.

Outro fator que pode gerar um impacto ambiental, é a possibilidade de introdução de uma espécie exótica ao local. Em sistemas de alagados, os vegetais implantados no leito são geralmente espécies diferentes à região. Mesmo diante de um manejo planejado, a polinização natural do meio pode levar espécies estranhas ao ecossistema vizinho e ocasionar, talvez, impactos não desejáveis (USEPA, 1999).

Áreas alagadas artificiais, como as naturais, invariavelmente atraem animais silvestres, um fator que deve ser considerado no projeto e monitoramento de um sistema construído. Como componente de uma comunidade ecológica, animais em geral realizam funções ecológicas vitais em alagados artificiais. Funções específicas no desenvolvimento e operação de um alagado artificial entretanto, não estão bem pesquisadas. A experiência tem mostrado que muitos animais são elementos benéficos em áreas alagadas construídas, mas muitas outras são espécies incômodas (USEPA, 1999 e Merz, 2000). Atenção própria deve ser gasta para as funções principais e secundárias que animais silvestres podem desempenhar auxiliando no sucesso de um sistema artificial de alagados .

O controle do acesso desses animais é altamente específica do local; como resultado, medidas de controle devem ser baseadas na localização geográfica, espécies indesejáveis, design do alagado construído e níveis preferenciais de gerenciamento. Métodos de controle são aplicados ao longo de todo o planejamento, construção e operação do projeto de uma área alagada construída (USEPA, 1999).

Existe também preocupações com relação ao surgimento de mosquitos em sistemas de alagados construídos. Tal problema é apenas considerado em sistemas do tipo fluxo superficial. Neste tipo de tratamento a existência de um ambiente aquático ao ar livre pode levar a formação de um sítio propício a instalação de mosquitos, e o controle desses vetores deve ser considerado durante o seu funcionamento.

Quanto aos sistemas de fluxo subsuperficial ou zona de raízes, devido ao escoamento do esgoto não estar ao ar livre no leito, não há ocorrência desses episódios, salvo que ocorra afloramento do esgoto por conta de uma operação errada do tratamento.

3.5.4 – Aplicação Local (On-site) de Sistemas de *Wetlands* Construídos e no Polimento de Efluentes

Sistemas locais de *wetlands* construídos podem também ser aplicados ao tratamento e disposição de esgotos em propriedades individuais, onde eles são gerados. Sistemas locais geralmente utilizam a mesma tecnologia que os sistemas de *wetlands* de fluxo subsuperficial municipais, e eles também acompanham as vantagens dos sistemas municipais de custo efetividade e baixos requerimentos de manutenção. Entretanto, alagados construídos locais são tipicamente distinguidos pela descarga do efluente final para o solo ou redes de águas pluviais ao invés de águas superficiais. Quase sempre sistemas locais de *wetlands* construídos tratam efluentes de tanques sépticos, ou efluentes primários em sistemas de fluxo subsuperficial de pequena escala para disposição no solo.

Áreas alagadas construídas on-site também diferem dos sistemas municipais na escala. Um sistema de *wetland* local típico, ocupa somente poucos metros quadrados. Sistemas de *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial municipais podem servir centenas de residências, propriedades comerciais e industriais, enquanto um sistema local serve uma simples casa ou algumas residências em um ramal.

Estudos aplicados e pesquisas experimentais de sistemas locais de alagados têm mostrado performance adequada de tratamento para muitos constituintes do esgoto, incluindo DBO, SST, e coliformes fecais, com variações na performance para remoção de nitrogênio amoniacal (Solano et al., 2004; Kaseva, 2004; Hench et al., 2003; Neralla et al., 2000).

Áreas alagadas construídas para polimento têm sido utilizadas também para remover traços de metais, incluindo cádmio, cromo ferro, chumbo, manganês, selênio e

zinco e até radionuclídeos em uma variedade de situações (USDA, 1996). O mecanismo principal na remoção de metais de águas residuárias parece ser a sedimentação. A assimilação pela planta via raízes resulta na deposição de metais na biomassa vegetal e requer a retirada das plantas para remover parcialmente os metais do sistema. Em alguns casos, entretanto, as concentrações de metal efluente excedem os níveis afluentes, aparentemente devido à evaporação do esgoto.

Sistemas de macrófitas flutuantes aparecem somente como tratamento parcial, geralmente no polimento, fornecido por outros processos de alagados e requer componentes mecanizados para obter a performance de tratamento intencionada. Grandes sistemas de lentilha d'água e aguapé utilizam meios mecânicos para remover as macrófitas flutuantes. Em ambos sistemas, após a remoção das plantas, é freqüente a necessidade adicional de maquinários para secagem, disposição e outros manuseios de resíduos (Zirschky & Reed, 1988 citados em USEPA, 1999).

3.5.5 – Mecanismos de Remoção e Performance de *Wetlands* Construídos

Áreas alagadas construídas são sistemas altamente complexos que separam e transformam contaminantes por mecanismos físicos, químicos e biológicos que podem ocorrer simultaneamente ou seqüencialmente enquanto o esgoto flui através do sistema. Qualitativamente os processos são conhecidos, mas somente em uns poucos casos eles têm sido adequadamente medidos para fornecer uma determinação mais quantitativa. Os mecanismos predominantes e suas seqüências de reação são dependentes dos parâmetros de entrada externa ao sistema, das interações internas, e das características do alagado artificial. Os parâmetros de entrada externa mais freqüentemente de interesse incluem a qualidade e quantidade do esgoto e o ciclo hidrológico do sistema.

Características típicas de esgotos municipais mais freqüentemente tratados nas áreas alagadas construídas são descritas no quadro 7. Este quadro mostra que a característica do esgoto depende do pré-tratamento e pode conter frações de partículas sólidas e solúveis de constituintes orgânicos e inorgânicos nas formas reduzidas ou oxidadas.

Os dois principais mecanismos que trabalham na maioria dos sistemas de tratamento são separações sólido-líquido e transformações dos constituintes. Separações típicas incluem sedimentação gravitacional, filtração, absorção, adsorção, troca iônica, arraste por ar ou dessorção e percolação. Transformações podem ser químicas incluindo reações de oxi-redução, floculação, reações ácido-base, precipitação, ou uma série de

reações bioquímicas ocorrendo sob condições aeróbias, anóxicas ou anaeróbias. Ambas as separações e transformações podem levar a remoção dos contaminantes, mas freqüentemente somente resultam na retenção deles no sistema alagado por um período de tempo (USEPA, 1999).

Quadro 7: Concentração dos principais constituintes em afluentes típicos a *wetlands* construídos.

Constituinte	Efluente de Tanque Séptico (mg/L)	Efluente Primário (mg/L)	Efluente de Lagoa Facultativa (mg/L)
DBO	129 – 147	40 – 200	11 – 35
DBO solúvel	100 – 118	35 – 160	7 – 17
DQO	310 – 344	90 – 400	60 – 100
SST	44 – 54	55 – 230	20 – 80
SSV	32 – 39	45 – 180	25 – 65
N _{Total}	41 – 49	20 – 85	8 – 22
NH ₄ ⁺	28 – 34	15 – 40	0,6 – 16
NO ₃ ⁻	0 – 0,9	0	0,1 – 0,8
P _{Total}	12 – 14	4 – 15	3 – 4
Orto-P	10 – 12	3 – 10	2 – 3
Coliformes termotolerantes (log UFC/100ml)	5,4 – 6,0	5,0 – 7,0	0,8 – 5,6

Fonte: Adaptado de USEPA, 1999.

Existem muitas mudanças na composição dos contaminantes que os levam a alcançar os objetivos do tratamento, tais como as transformações bioquímicas de compostos orgânicos transformando-os em gases como CO₂, N₂ e CH₄. Uma transformação bioquímica, porém, pode produzir biomassa ou ácidos orgânicos que podem não ser objetivos do tratamento se estes materiais escaparem no efluente. No caso da biomassa, ela pode escapar como sólidos suspensos voláteis, ou pode passar por uma reação bacteriológica posterior, a qual pode resultar na infiltração de compostos solúveis de carbono de volta à coluna d'água (Merz, 2000).

3.5.5.1 – Mecanismos de Separação e Transformação de Sólidos Suspensos

O *Standard Methods* (APHA, 1998) define sólidos suspensos (SS) como aqueles sólidos retidos sobre um filtro de vidro padrão que tipicamente tem uma abertura de 1,2 µm. Na prática as medidas reportadas para sólidos suspensos totais (SST) podem incluir partículas com tamanho variando de maiores que 100 µm a cerca de 1 µm. Sólidos

dissolvidos, ou solúveis, estariam incluídos portanto como sólidos coloidais menores que 1 μm e moléculas em solução. Um método clássico de classificação de sólidos pelo tamanho incluiria os seguintes:

Sólidos sedimentáveis	> 100 μm
Sólidos supracoloidais	1 – 100 μm
Sólidos coloidais	10^{-3} – 1 μm
Sólidos dissolvidos	< 10^{-3} μm

Fonte: USEPA (1999)

Sólidos suspensos também são classificados como voláteis ou fixos, também baseados no método de análise. O *Standard Methods* (1998) define sólido suspenso volátil (SSV) como aquele que entra em ignição a 550 °C. A intenção do método é distinguir entre sólidos orgânicos, os voláteis, e os inorgânicos, os fixos.

Esgotos afluente à uma área alagada construída podem conter quantidades significantes de sólidos suspensos (quadro 7). A composição desses sólidos, entretanto, é relativamente diferente. Tanques sépticos e efluentes primários normalmente contêm sólidos coloidais e supracoloidais de densidade neutra emanando de restos alimentares, material fecal, e resíduos de papel. Sólidos de efluentes de lagoas de estabilização são predominantemente células algais. Todos os três efluentes contêm altas cargas de matéria orgânica. Altas frações de sedimentáveis não são inesperadas para amostras de esgoto bruto ou para efluentes de lagoas de estabilização contendo células algais. É importante notar a associação de matéria orgânica e fósforo com as várias frações de sólidos (USEPA, 1999 e Merz, 2000).

Em áreas alagadas, sólidos suspensos são produzidos e removidos por processos naturais. Os principais mecanismos na remoção de sólidos suspensos em zona de raízes são a floculação/sedimentação e a filtração/intercepção de partículas coloidais e supracoloidais. A produção destes sólidos dentro de alagados ocorre devido a morte de invertebrados, fragmentação de detritos de plantas, produção de micróbios dentro da coluna d'água ou anexados ao leito e a superfície de plantas, e a formação de precipitados químicos como sulfetos de ferro (Merz, 2000).

Estes sistemas são relativamente efetivos na remoção de SS por conta da relativa baixa velocidade do fluxo e alta área superficial no leito do sistema. *Wetlands* de fluxo subsuperficial agem como filtros de pedra horizontal e desta forma fornecem

oportunidade para separação de SS por sedimentação gravitacional, filtração e captura física, e adsorção sobre o biofilme aderido às pedras e ao sistema de raízes. O entupimento do filtro formado pelo meio tem sido de grande preocupação, especialmente com altas cargas de SS. A acumulação de sólidos recalcitrantes ou lentamente degradáveis podem eventualmente levar ao aumento da perda de carga em todo o leito mas principalmente na região próximo à entrada do afluente do sistema.

A contribuição de processos biológicos internos para o SS efluente é provavelmente similar a aquele encontrado em sistemas de alagados de fluxo superficial, embora a contribuição algal deva ser negligenciada. A ressuspensão de sólidos separados não é provável desde que as velocidades do fluxo não sejam aumentadas. Concentrações naturais (background) para sistemas de zona de raízes não foram ainda definitivamente documentadas com informação confiável.

3.5.5.2 – Mecanismos de Separação e Transformação da Matéria Orgânica

A matéria orgânica presente nos esgotos tem sido mensurada por diversos caminhos ao longo dos anos. Por conta da fração orgânica dos esgotos ser usualmente complexa e a concentração de componentes individuais relativamente baixa, as análises são freqüentemente realizadas sobre uma quantidade agregada de matéria orgânica que compreende constituintes orgânicos com características comuns. Métodos para carbono orgânico total (COT) e sólidos voláteis medem a quantidade total de matéria orgânica presente. A matéria orgânica quimicamente oxidável é freqüentemente medida como demanda química de oxigênio (DQO), expressa em unidades de oxigênio, e a matéria orgânica biodegradável é determinada pela demanda bioquímica de oxigênio (DBO).

Todos estes métodos têm lugar na determinação dos níveis de poluentes na água, mas nenhum fornecerá informações sobre moléculas orgânicas específicas ou seus decaimentos nos processos de tratamento. Como resultado, qualquer modelo qualitativo ou quantitativo tentando expressar o mecanismo da matéria orgânica em um sistema, é um modelo empírico baseado na observação de parâmetros de interesse. Em áreas alagadas, reações físicas, químicas e biológicas transformarão e/ou separarão a matéria orgânica, levando-a a diferentes espécies de moléculas orgânicas. Desta forma a DBO (ou DQO, ou COT) do afluente ao sistema alagado não mede os mesmos constituintes orgânicos que aparecem no efluente.

Atualmente, muitas agências reguladoras estabelecem descargas limites permissíveis de esgotos baseadas nos valores de DBO; desta forma, muitos dos dados

disponíveis são expressos como este parâmetro. A mensuração deste parâmetro é conduzida por um período de cinco dias e em uma temperatura de 20 °C, um procedimento não muito prático.

A DBO pode ser usada para estimar aproximadamente o requerimento de oxigênio para sistemas aeróbios se a taxa de demanda exercida é conhecida. Como complicador do uso deste parâmetro, a análise de DBO pode ou não incluir a demanda de nitrogênio por oxigênio, a qual pode ser separada ou simultaneamente expressa com a demanda carbonácea de oxigênio. Conseqüentemente, a DBO primária afluente pode medir a matéria orgânica carbonácea, enquanto o efluente do sistema de alagado construído pode incluir matéria orgânica carbonácea e nitrogenada (amônia) dependendo do sistema. O quadro 7 apresenta valores típicos de DBO total e solúvel para efluentes primários e de tanques sépticos bem como de efluentes de lagoas de estabilização. Valores de DQO e SSV (sólidos suspensos voláteis) também são fornecidos. Não existe uma regra simples para relacionar valores de DBO e DQO para esgotos a medida que existem diferenças entre frações biodegradáveis e quimicamente oxidáveis.

Sistemas de tratamento por *wetlands* de fluxo subsuperficial agem como bioreatores de filme fixo, como os filtros biológicos. Como foi descrito, a função das plantas no leito é controversa. A presença de uma estrutura de raízes forneceria superfície adicional para anexação do biofilme. As macrófitas podem também contribuir com algum oxigênio para o leito de pedras como foi descrito anteriormente na seção 3.5.2. Entretanto, tem sido descoberto que a penetração das raízes no leito é apenas parcial, e existe uma quantidade significativa de fluxo sob a zona de raízes. Além do que, a transferência de oxigênio pela planta é incerta para uma significativa parte do ano devido ao envelhecimento e morte da planta (USEPA, 1999).

A matéria orgânica particulada é removida em sistemas de zona de raízes por mecanismos similares ao da separação de sólidos em leitos de pedras horizontal com o mesmo tamanho médio. Os sólidos separados do esgoto afluente e os resíduos de plantas passam por decomposição muito parecida a que ocorre nos alagados de fluxo superficial. A hidrólise irá gerar compostos solúveis que mais provavelmente serão absorvidos nas superfícies do biofilme anexados ao meio, às raízes das plantas, e aos resíduos das plantas acumulados na superfície do leito ou dentro dos interstícios do meio. Fontes de oxigênio em um tratamento por zona de raízes são limitadas à alguma pouca quantidade pela aeração da superfície e pelo transporte das plantas até o meio. Os resíduos que acumulam na superfície do leito inibirá ou diminuirá bastante a transporte

de oxigênio via aeração. É possível que algum metabolismo aeróbio ocorra nestes leitos, mas o mecanismo biológico predominante é provável que seja facultativo/anaeróbio (USEPA, 1999). Típicos valores de OD em sistemas de zona de raízes são baixos (<0,1 mg/l). Em sistemas de zona de raízes onde o potencial redox foi medido, valores eram relativamente baixos, indicando forte condição redutora (Stottmeister et al., 2003; Lienard, 1987 citado em USEPA, 1999). Desta forma a via metabólica preferida é provavelmente a anaeróbia.

A remoção de DBO do sistema via anaeróbia seria metanogênica, redução de sulfato, ou desnitrificação, todos rendendo gases como produtos finais. Estas reações são dependentes da temperatura e portanto tornam-se lentas nos meses frios. Algum entupimento do leito pode ocorrer devido a acumulação de sólidos lentamente degradáveis e recalcitrantes. Sistemas com baixas cargas de aplicação podem exibir algumas condições aeróbias, especialmente próximo à saída do efluente do processo. A DBO residual efluente de sistemas de tratamento por zona de raízes é provavelmente diferente daquela dos sistemas de alagados de fluxo superficial porque há menos material das plantas na coluna d'água (USEPA, 1999).

3.5.5.3 – Mecanismos de Separação e Transformação de Nitrogênio

Em águas e esgotos, as formas de nitrogênio de maior interesse são, em ordem decrescente de estado de oxidação, nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), nitrogênio orgânico (geralmente na forma de R-NH_2 , onde R pode ser qualquer molécula orgânica), e amônia (NH_3). Todas as formas de nitrogênio incluindo nitrogênio gasoso (N_2), são bioquimicamente inter-convertível e são componentes do ciclo do nitrogênio. Analiticamente, nitrogênio orgânico e amônia podem ser determinados juntos, e são chamados “nitrogênio total Kjeldahl” (NTK). Nitrogênio orgânico nos esgotos incluem proteínas, peptídeos, ácidos nucleicos, e uréia e podem ser encontrados nas formas particulada e solúvel. As outras espécies de nitrogênio são solúveis em água. Nitrogênio amoniacal pode ser encontrado na forma não ionizada, NH_3 , e na forma ionizada, NH_4^+ , dependendo da temperatura e do pH da água. Nos sistemas de alagados a forma ionizada é predominante. Na temperatura de 25 °C e um pH igual a 7.0, o percentual de amônia não ionizada é aproximadamente 0,6 % (USEPA, 1999; Merz, 2000; Tanner et al., 2002).

A determinação da concentração das formas de nitrogênio presentes na água, pode fornecer informações sobre o estágio de degradação em que se encontra o esgoto

em um processo de tratamento. Isto porque formas reduzidas que se encontram em despejos domésticos, como nitrogênio orgânico e amoniacal, vão sendo oxidados quando na presença de O_2 dissolvido na água, formando nitritos e nitratos (von Sperling, 1996b).

A descarga de nitrogênio em fontes de águas superficiais e subterrâneas é importante por uma série de razões. A acumulação excessiva de nitrogênio em águas superficiais pode levar a um desequilíbrio ecológico que pode causar um crescimento em excesso de algas, levando à degradação da qualidade da água (eutrofização). Altas concentrações de espécies de amônia não ionizada são tóxicas aos peixes e outras formas de vida aquática. Nitrato e nitrito constituem um problema de saúde pública, principalmente relacionado à meta-hemoglobinemia (síndrome do bebê azul) e carcinogênese (USEPA, 1999 e von Sperling, 1996b). Nitrogênio amoniacal pode consumir oxigênio dissolvido em águas naturais pelas reações de nitrificação biológica. Como resultado, a descarga permitida pode ser tomada como controle para todas e quaisquer espécies de nitrogênio. Mais frequentemente, amônia ou nitrogênio total são os poluentes alvo especificados dependendo dos cursos d'água receptores. Concentrações típicas de espécies de nitrogênio encontradas em efluentes primário, de tanque séptico e de lagoas de estabilização são mostrados no quadro 7. Deve ser notado que enquanto os efluentes primário e sépticos contêm nitrogênio orgânico e amônia, o efluente do tratamento por lagoas pode conter formas reduzidas ou oxidadas dependendo da carga aplicada e da época do ano. Nitrogênio orgânico nas lagoas estariam principalmente associados com as células algais (von Sperling, 1996b). É importante notar também que quando se avalia a performance de áreas alagadas relativa ao nitrogênio, tanto a determinação de nitrogênio total quanto a de suas espécies são importantes. Balanços de massa devem ser conduzidos sobre todas as espécies de nitrogênio, não somente uma ou duas formas, para gerar dados significativos.

Nos *wetlands* as transformações de nitrogênio ocorre por cinco processos biológicos principais: amonificação, nitrificação, desnitrificação, fixação de nitrogênio gasoso atmosférico (N_2) e a assimilação por microrganismos e plantas, sendo a nitrificação-desnitrificação apontada como o principal mecanismo na remoção do nitrogênio do meio líquido (Kadlec & Knight, 1996 e Tanner et al., 2002).

Como descrito na seção 3.5.5.2, sistemas de áreas alagadas construídas incorporam reações biológicas anaeróbias no biofilme fixado ao meio. O nitrogênio orgânico ao passar dentro do leito sofrerá amonificação. O lançamento de amônia no meio pode torná-la disponível para assimilação pela planta dependendo da localização

das raízes das mesmas. O fluxo abaixo das raízes das plantas carregará a amônia à jusante. A assimilação pela planta de nitrogênio é baixo comparado à carga típica de nitrogênio que entra em uma zona de raízes, e também como descrito anteriormente, a retirada de nitrogênio através da assimilação pelas plantas, requer a colheita das mesmas e não é efetiva durante o envelhecimento e morte da planta.

As fontes de oxigênio em um sistema *wetland* são poucas, e é bem provável que não existirá oxigênio suficiente para promover a nitrificação completa. Qualquer nitrificação que ocorra será encontrada na zona das raízes adjacentes aos rizomas ou próximo à superfície do leito onde a transferência de oxigênio por aeração pode ocorrer. Se a nitrificação ocorrer, ocorrerá a jusante de onde a demanda de oxigênio é mais baixa, ou seja, mais para o final do sistema.

Sistemas de *wetlands* construídos convencionais mostram-se bem apropriados para desnitrificação de afluentes nitrificados, pois estes leitos geralmente são anaeróbios. Entretanto, eles requerem uma fonte de carbono orgânico que pode ser de resíduos de plantas em decomposição dentro do leito ou produtos decompostos aerobiamente da biomassa de plantas na superfície do leito, a qual pode também percolar para dentro das zonas anaeróbias durante um evento chuvoso. O abastecimento de carbono através das plantas é sazonal, ele seria mais alto durante o ciclo de envelhecimento e morte das plantas. Baixas temperaturas, entre 10-15 °C, tornam o processo mais lento nos meses frios (Mitsch et al., 2000).

3.5.5.4 – Mecanismos de Separação e Transformação de Fósforo

Fósforo ocorre em águas naturais e esgotos principalmente como fosfatos. Eles são classificados como ortofosfatos, fosfatos condensados (piro-, meta- e poli-), e fosfatos ligados a compostos orgânicos. Eles podem estar em solução ou na forma particulada. Fosfatos orgânicos são formados principalmente por processos biológicos e são encontrados no esgoto bruto em restos de alimentos, em materiais fecais e nas biotas vivas e mortas de esgotos tratados, como algas e bactérias de tratamento por lagoas. O fósforo inorgânico encontrado nos esgotos vem freqüentemente de várias formas de produtos de limpeza individual e doméstica. Águas de chuva carregam formas inorgânicas de fósforo de fertilizantes para dentro da rede mista de esgotos. A classificação de fósforo é baseada na variedade de métodos analíticos. As concentrações típicas de fosfatos em esgotos afluentes á sistemas de alagados é apresentado na quadro

7. Munch et al. (1980) indicam que 80% do fosfato estão divididas quase igualmente entre as formas coloidais e supra-coloidais.

Fósforo é um dos mais importantes elementos nos ecossistemas. Com frequência ele é o principal elemento limitante em sistemas de água doce. Como não existem componentes gasosos importantes no ciclo biogeoquímico, o fósforo tende a mover-se para os sedimentos do fundo de sistemas naturais e tornar-se escasso no ecossistema terrestre. De fato, é o acréscimo de fosfatos e biomassa nos sedimentos que é o principal mecanismo para remoção de fósforo nos ambientes alagados.

O carregamento de fosfatos para estes sistemas é geralmente grande relativo ao que pode ser assimilado pela planta. A simples retirada das plantas do sistema antes de seu envelhecimento e morte não fornece uma remoção significativa. Alguns minerais associados ao meio, podem fornecer remoção temporária por meio de mecanismos de precipitação/troca iônica/sorção, mas estes efeitos seriam de curto prazo e dependente da origem (tipo) do material granular (Merz, 2000 e Drizo, 1997). Os fosfatos solúveis podem ser sorvidos no biofilme formado nas pedras e raízes das plantas ou nos sedimentos. Há uma troca constante entre os fosfatos solúveis dos sedimentos e os fosfatos da coluna d'água por processo de difusão e sorção/dessorção. Estes fosfatos solúveis podem ser precipitados como fosfatos insolúveis de cálcio, férrico, e de alumínio ou adsorvidos em partículas de argila, de turfas orgânicas, e óxidos e hidróxidos férrico e de alumínio (USEPA, 1999 e Merz, 2000).

Fosfatos podem ser relançados (dessorvidos) dos complexos metálicos na coluna d'água dependendo do potencial redox do sedimento. Sob condições anóxicas, por exemplo, os compostos férricos são reduzidos a compostos mais solúveis ferrosos, e o fosfato volta à coluna d'água. Os fosfatos férrico e de alumínio também podem ser ressolubilizados por hidrólise sob condições anóxicas através de troca de ânions. A liberação de fosfatos de sais insolúveis também ocorrerá se o pH diminuir como resultado da formação biológica de ácidos orgânicos, nitratos, ou sulfatos (USEPA, 1999). Com o passar do tempo, entretanto, uma fração significativa de fosfatos inicialmente removidos se tornarão presos aos sedimentos e não voltarão ao sistema. No início da operação de um sistema de alagados construído, a remoção de fósforo será bem alta devido às reações iniciais com o leito e o solo do sistema. Todavia, este mecanismo de remoção é finito e desaparece depois de um período que varia principalmente em função das características do material do leito, como pedras, cascalhos e tipos de solo (USEPA, 1999 e Drizo et al., 1997).

Fosfatos orgânicos dissolvidos e fosfatos orgânico e inorgânico insolúveis não estão usualmente disponíveis às plantas até serem transformados a forma solúvel inorgânica. Estas transformações acontecem na coluna d'água por meio de microrganismos em suspensão e no biofilme aderido ao meio suporte e às raízes das plantas. O mecanismo de assimilação de fosfatos por microrganismos é de ciclagem rápida para as formas solúveis e insolúveis. A ciclagem ao longo dos processos de crescimento, morte e decomposição retorna muito do fosfato de volta à coluna d'água (USEPA, 1999 e Merz, 2000).

Alguns fosfatos são perdidos no processo devido à deposição de novos sedimentos formados a longo prazo. A assimilação pelas plantas ocorre através do sistema de raízes. O ciclo de assimilação e lançamento é similar ao dos microrganismos, mas estas reações operam numa escala de tempo bem maior, de meses a anos. A assimilação ocorre durante a fase de crescimento da planta e o lançamento ocorre durante o envelhecimento e morte no fim do verão e durante o outono, seguido pela decomposição dos húmus vegetais. Novamente, alguns fosfatos são perdidos através dos processos de estabilização dentro dos sedimentos (USEPA, 1999 e Merz, 2000).

3.5.5.5 – Mecanismos de Separação e Transformação de Patógenos

Os patógenos transportados em meio aquático que incluem helmintos, protozoários, fungos, bactérias e vírus, são de grande importância na determinação da qualidade da água. Como a rotina de exames para todos esses organismos patogênicos não é recomendada por causa do custo e do baixo número de um patógeno específico presente num dado tempo qualquer, os organismos indicadores são usados. O mais comum indicador do nível de contaminação microbiológica da água é o grupo coliforme. Hoje, o teste de coliformes termotolerantes é considerado melhor indicador de contaminação fecal humana do que os outros do grupo coliforme. Mesmo assim, o teste de coliforme termotolerantes não é específico e pode produzir resultados de falso positivo para contaminação humana, pois estes organismos são excretados por um bom número de animais de sangue quente, incluindo aqueles residentes em áreas alagadas, além de serem encontrados em solos, plantas ou outras matrizes ambientais que não tenham sido contaminada por material fecal (CONAMA, 2005). O quadro 7 mostra faixas típicas de organismos indicadores em afluentes típicos ao tratamento em áreas alagadas construídas.

A separação de patógenos (e indicadores) da coluna d'água não significa que eles não estarão viáveis mais tarde. Eles podem ser lançados da matriz a qual estavam fixados e tornar-se-ão disponíveis novamente na coluna d'água como agentes infecciosos. A remoção verdadeira de patógenos somente é obtido quando eles morrem (USEPA, 1999).

A remoção de patógenos (e indicadores) em áreas alagadas parece estar relacionada com a remoção de sólidos em suspensão (SS) e o tempo de detenção hidráulica. Patógenos que entram nos sistemas alagados podem estar incorporados dentro de SS ou podem ser encontrados em suspensão no esgoto afluente. Aqueles associados com o SS serão separados da coluna d'água pelos mesmos mecanismos discutidos para SS (sedimentação, interceptação, e sorção). Uma vez separados, os organismos viáveis podem ser relançados da matriz sólida e serem retidos dentro do biofilme ou dos sedimentos intersticial, ou eles podem ser readmitidos dentro da coluna d'água. Indiferente de suas localizações, eles devem competir com o consórcio de organismos ao redor deles. Como organismos intestinais, eles normalmente irão requerer um substrato rico e altas temperaturas para competição favorável. Muitos não sobreviverão nesta competição. Eles também serão destruídos por predação ou, se estiverem próximos à superfície da água, por radiação UV (USEPA, 1999; Perkins & Hunter, 2000 e Thurston et al., 2001).

Deve-se ressaltar que muitos patógenos são mais sensíveis ao ambiente alagado do que os indicadores, mas alguns vírus e protozoários (esporos) podem ser mais resistentes. Desta forma, se faz necessário uma avaliação microbiológica mais abrangente ao se analisar o risco oferecido por efluentes de *wetlands* construídos.

Outro ponto significativo é que organismos indicadores e talvez patógenos podem ser gerados dentro de sistemas de alagados. Desta forma níveis naturais de indicadores serão encontrados mesmo em ecossistemas naturais (Thurston et al., 2001). Estes níveis naturais são variáveis por estação e outros parâmetros operacionais do sistema. Deve ser notado que em geral estes organismos indicadores não são de fontes humanas. Todavia, é improvável que sistemas de alagados construídos encontrem níveis permissíveis de coliformes fecais efluentes. Portanto, agentes reguladores podem requerer a desinfecção do efluente do sistema de alagados antes da descarga.

3.5.6 – Considerações sobre a Modelagem de *Wetlands* Construídos

A modelagem de operações e processos de tratamento de esgotos tem sido de grande interesse para engenheiros ambientais. O interesse origina-se principalmente de uma necessidade de quantificar a performance do processo e o desejo de otimizar o desenho e operação do tratamento. A modelagem de muitos dos processos de tratamento usados hoje encontrou sucesso apenas em parte principalmente por causa da ausência de rigor em muitos modelos. Isto é devido à enorme complexidade dos mecanismos de reação que podem tomar lugar dentro de muitos destes sistemas e com a dificuldade em caracterizar os constituintes do esgoto. Sistemas de alagados artificiais caem nesta categoria de sistemas altamente complexos nos quais uma multiplicidade de reações ocorrem, mesmo nos mais simples sistemas. Adsorção, sedimentação, floculação, catálise biológica, precipitação, troca iônica, e processos difusivos são apenas um pouco dos mecanismos funcionais importantes que podem controlar a remoção de um dado constituinte. Além do mais, estes mecanismos são dependentes de um número de variáveis físicas, químicas e biológicas dentro do sistema, como temperatura, potencial redox, pH, densidade das plantas, e outras (USEPA, 1999 e Merz, 2000).

É aparente que em um sistema altamente complexo tal como uma área alagada construída, a quantificação de todos os mecanismos que controlam taxas específicas parece improvável. A natureza transiente das características do esgoto afluente e a ausência de controle substancial sobre o processo indubitavelmente resultará em freqüentes mudanças sobre os mecanismos controladores de taxas dos processos.

Em função dessa multiplicidade de parâmetros existentes e de suas características transientes, não se deve haver uma rigidez quanto ao desenho de um sistema alagado, como foi apontado por Rousseau et al., 2004. O autor analisou diferentes modelos matemáticos utilizados em projetos de *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial e seus estudos demonstraram que o prognóstico quanto a áreas superficiais requeridas são altamente variáveis e que esta variabilidade não existe somente entre modelos diferentes, mas, devido a incerteza dos parâmetros, também dentro da mesma categoria de modelo.

Sistemas de tratamento de esgotos através de áreas alagadas estão ganhando importância como uma alternativa efetiva e de baixo custo de instalação e manutenção no tratamento de efluentes sépticos em pequenas vilas (Hench et al., 2003; Neralla et al., 2000; Solano et al., 2004). Tais sistemas têm certas vantagens sobre sistemas de tratamento convencional: eles podem ser estabelecidos no mesmo lugar onde os esgotos

são gerados (on-site); podem ser mantidos por pessoas relativamente sem treinamento e têm relativamente baixo requerimento de energia (Solano et al., 2004).

O potencial para reuso de águas efluentes de *wetlands* construídos também foi reconhecida, e suas aplicações incluem irrigação de culturas vegetais, de pastos, de bosques, de campos de golfe, de parques e restauração de *wetlands* naturais (Greenway & Simpson, 1996; Merz, 2000).

Considerando tanto aspectos econômicos, quanto ambientais, o uso de sistemas *wetlands* agrega principalmente as seguintes vantagens (Campos et al., 2002; USEPA, 2004):

- Baixo custo de implantação, manutenção (desnecessária utilização de produtos químicos) e consumo de energia elétrica;
- Simplicidade de instalação e operação;
- Habilidade de tratar diferentes níveis de poluição através de suas várias formas operacionais (espécies de plantas aquáticas, tipos de substratos, direcionamento do fluxo, dimensão e número de etapas depurativas);
- Criação de um ambiente mais harmonioso, de menos impacto visual;
- Baixa produção de lodo; e
- A produção de biomassa pode ser utilizada como ração animal, na geração de energia e como biofertilizantes (reciclagem de nutrientes).

O sistema de tratamento por *wetlands* construídos é, por conseguinte, o caminho natural de estudos de tecnologias simples e de baixos custos para tratamento de efluentes com objetivo de proteção dos corpos receptores e de reuso de água para fins não potáveis.

4 - METODOLOGIA

Esta pesquisa buscou explorar e acumular conhecimentos pouco estudados na região do Rio de Janeiro para cidades de pequeno porte quanto ao tratamento de esgotos e da mesma forma procura propor uma solução de problema concreto de reutilização de água para fins não potáveis e lançamento seguro de águas residuárias tratadas em corpos receptores.

Experimentalmente o trabalho foi conduzido no Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável (CEADS), Vila Dois Rios, Ilha Grande, Angra dos Reis, onde já encontra-se operando desde 1997 um sistema de tratamento dos esgotos gerados no centro.

A avaliação do tratamento compreendeu um período de seis meses (outubro/2004 à março/2005), que é a época mais quente e com maior pluviosidade durante o ano, com uma periodicidade quinzenal para a coleta de amostras de esgoto. Porém, devido a períodos de recesso no CEADS, e principalmente a falta de laboratórios para realizar determinadas análises físico-químicas, o cronograma inicial de amostragem não pode ser cumprido.

4.1 - Descrição da Área de Estudo

Os processos de degradação da qualidade das águas que vêm ocorrendo sabidamente em todo o Mundo, também começam a se tornar um problema para a região da Ilha Grande. Esta região localizada na porção sudoeste do Rio de Janeiro, possui uma área de 193 Km², é um dos maiores recursos turísticos do estado devido a sua beleza natural, com locais de mata atlântica, restingas, manguezais, praias paradisíacas e também por aspectos históricos como o antigo Instituto Penal Cândido Mendes entre outros fatos marcantes (UFRRJ, 1993).

Com isto, a região através do turismo possui um de seus maiores potenciais de desenvolvimento econômico, sendo portanto, de grande interesse para a população e para o poder público a preservação destes recursos, tanto através do saneamento quanto de outras atividades de gestão e uso sustentado. Não se pode esquecer também que esta região é um dos remanescentes de mata atlântica ainda preservados no nosso país e que no caso do Estado do Rio de Janeiro vem a ser o maior. Estas florestas possuem biodiversidade excepcionalmente alta, e nelas habitam espécies de flora e fauna que desapareceram em outros lugares e, que agora, são endêmicas da região.

A importância da Ilha Grande para a preservação e a pesquisa ambiental já resultou na criação de quatro unidades de preservação na região. A Reserva Biológica da Praia do Sul, no lado oceânico da ilha; o Parque Estadual da Ilha Grande; o Parque Marinho do Aventureiro e a Área de Proteção Ambiental de Tamoios.

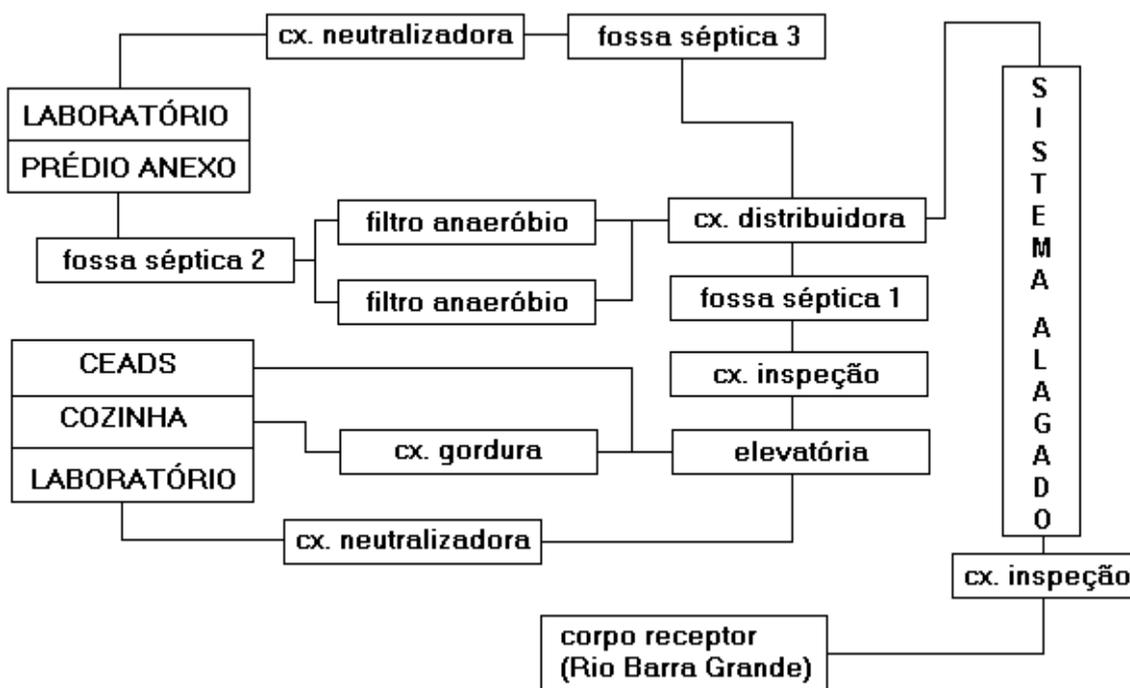
Na Ilha Grande, a maioria das residências não dispõe de um sistema de coleta e tratamento de esgotos adequados. Parte da Vila do Abraão, onde residem a grande maioria dos moradores da ilha, está servida com uma rede de coleta e tratamento de esgotos, a única de toda a ilha. A outra parte da vila e os povoados restantes, possuem apenas sistemas de fossas sépticas com posterior infiltração no solo ou descarte direto nos muitos córregos da região. Vale ressaltar que a maioria dessas fossas não recebe a devida manutenção periódica, servindo como simples caixas de passagem dos esgotos brutos.

O Centro de Estudos Ambientais e Desenvolvimento Sustentável, CEADS, localizado na Vila Dois Rios, se constitui em um bom exemplo na região. No centro são realizadas atividades de ensino, pesquisa e extensão e atualmente são desenvolvidos projetos nas áreas de antropologia, botânica, ecologia, educação ambiental, educação em saúde, engenharia de pesca, farmacologia, geociências, nutrição, oceanografia, sociologia e zoologia, entre outras especialidades.

O CEADS em Dois Rios, cujas as coordenadas são: latitude 23° 11' S e longitude 44° 11' 35'' W, está situado na parte oceânica da Ilha Grande, cercado de montanhas cobertas de densa Mata Atlântica. Por este motivo, a vila possui pluviosidade maior do que o lado continental da ilha, 2400 mm contra 2240 mm de média de chuvas anuais. A temperatura média é de 22,5 °C, variando de 38 °C no verão a 16 °C no inverno (UFRRJ, 1993 e Fernandes, 2001).

O centro possui um sistema de tratamento de esgotos implantado mas que encontra-se operando sem o necessário monitoramento a fim de que se mantenha o efluente final de acordo com os parâmetros de qualidade requeridos para descarte no Rio Barra Grande.

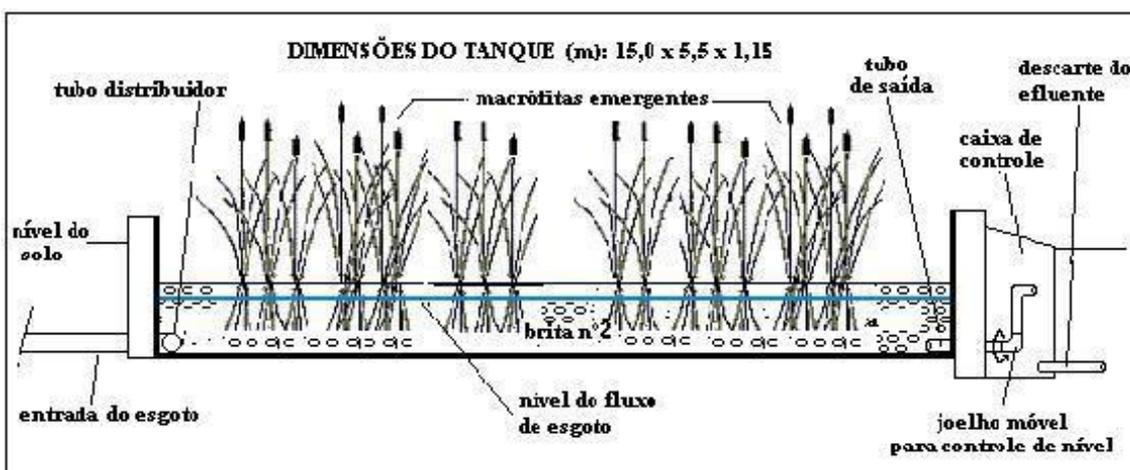
O Sistema é basicamente composto por três processos: fossa séptica, filtro anaeróbio e uma área alagada construída, e foi projetado para atender uma população de 60 pessoas entre funcionários e visitantes. Um fluxograma representando os elementos do sistema de tratamento é mostrado na figura 10.



Fonte: Adaptado da planta original.

Figura 10: Fluxograma representando os elementos do sistema de tratamento de esgotos do CEADS.

O sistema alagado, a parte final do tratamento, possuía as seguintes dimensões em metros no projeto inicial: 15,0 x 5,50 x 1,00 (comprimento x largura x profundidade). Após um longo período sem manutenção, a altura do leito foi reduzida para aproximadamente 0,50 metros, sendo que o tratamento efetivo ocorre somente do nível do líquido para baixo (figura 11). Essa diferença gira em torno de 10 cm, o que resulta em um volume efetivo de tratamento do leito $V_e = 33 \text{ m}^3$.



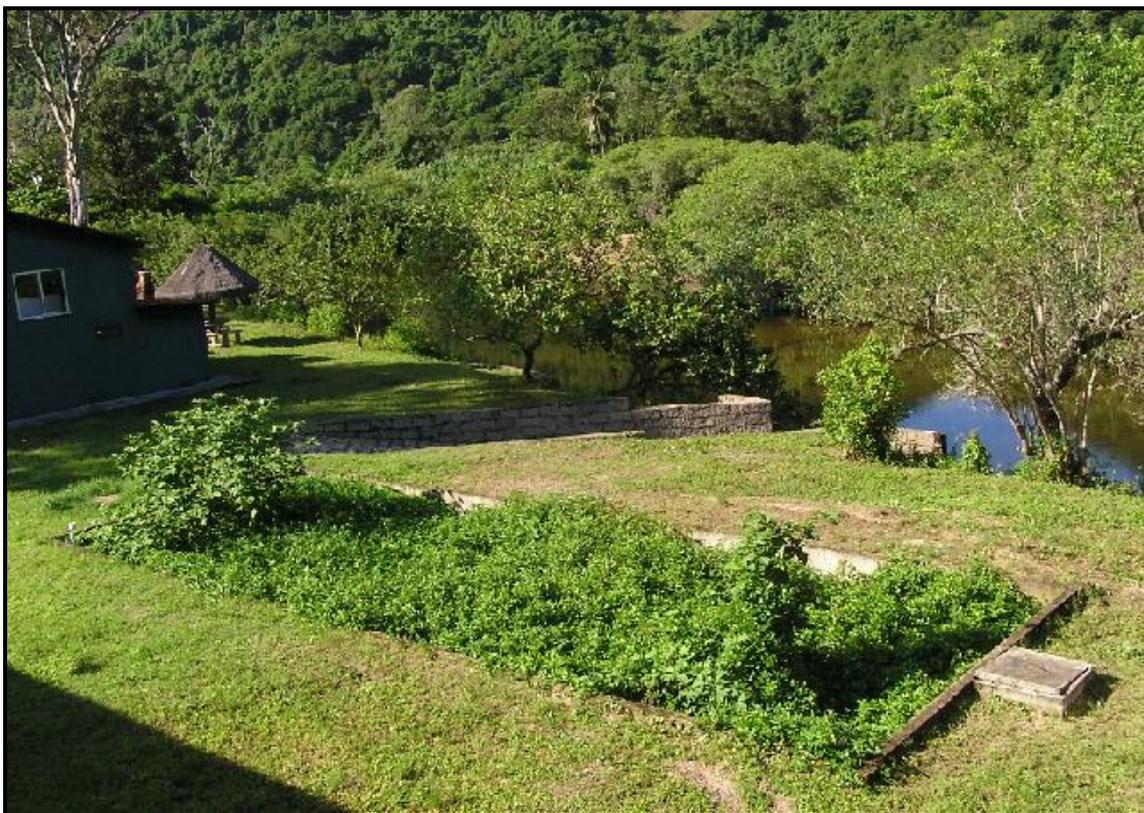
Fonte: Adaptado da planta original.

Figura 11: Desenho em perfil do sistema *wetland* de fluxo subsuperficial do CEADS.

O material de enchimento do leito é composto de brita nº 2, que de acordo com especificações da área de construção civil (CEHOP, 2005), possui um volume médio igual à esfera de diâmetro entre 1,9 cm e 2,5 cm. Para efeito de cálculos, adotou-se um diâmetro médio $d_p = 2,2$ cm.

Os dispositivos de entrada e saída dos esgotos no sistema alagado estão dispostos no fundo do leito. Dois tubos PVC perfurados são utilizados para distribuir e drenar todo o esgoto ao longo da largura do tanque.

O sistema de alagados do CEADS encontra-se colonizado por diversas espécies de macrófitas emergentes. Visualmente é possível identificar cerca de cinco espécies de plantas, mas apenas duas são colocadas como predominantes e foram identificadas apenas por seus gêneros devido à ausência da floração específica. Uma é predominante na primeira metade do alagado, a *Commelinacea*, e a segunda predomina na metade final do sistema, *Asteracea* (Esteves, 2004). A figura 12 mostra o sistema *wetland* do CEADS.



Fonte: Gentilmente cedida por Márcia Franco.

Figura 12: Vista do *wetland* construído do CEADS com o Rio Barra Grande ao fundo.

A vazão afluyente à área alagada não foi possível ser medida diretamente pois a caixa de distribuição anterior ao sistema alagado não possui nenhum vertedor, sendo a tubulação submersa ao nível de esgoto da caixa. Foi feito então uma estimativa com base em dados da literatura para volume de esgotos produzidos por pessoa e por atividade exercida (ABNT/NBR-7229, 1982). De acordo com o quadro 8, resolveu-se enquadrar as atividades realizadas no centro, como de escola em regime de internato, e foi adotado então um volume de esgoto produzido por pessoa por dia de 150 litros. De posse desse dado juntamente com volume útil do leito, foi possível estimar o tempo de residência ou tempo de detenção hidráulica do sistema alagado.

Quadro 8: Produção de esgoto por atividade e usuário.

Atividade/usuário	Unidade	Esgoto (litros/dia)
Residência (urbana)	pessoa	150
Residência (popular ou rural)	pessoa	120
Apartamento	pessoa	200
Escola (internato)	pessoa	150
Escola (externato)	pessoa	50
Hotel (sem cozinha e lavanderia)	pessoa	120
Hospital	leito	250
Alojamento (provisório)	pessoa	80
Fábrica (em geral)	pessoa	70
Escritório e edifício público	pessoa	50
Restaurante ou similar	refeição	25
Cinema, teatro e templo	lugar	2

Fonte: ABNT/NBR 7229, 1982.

Já a vazão de saída, pode ser medida experimentalmente através da cronometragem do tempo gasto para encher um recipiente de um litro e meio de volume. As vazões medidas pontualmente em vários períodos do dia, foram usadas para calcular uma vazão diária média efluente.

4.2 – Amostragem e Análises

Devido a problemas de reforma no prédio do laboratório do Departamento de Saneamento e Saúde Ambiental, houve a impossibilidade de realização das análises no mesmo, buscou-se então parcerias com outras instituições nas análises laboratoriais programadas para este estudo. Foram realizadas análises nos seguintes locais: Aqualab

Química Serviços LTDA; Laboratório de Engenharia Sanitária do Departamento de Engenharia Sanitária e Meio Ambiente da UERJ; Laboratório do Departamento de Pesquisa e Pós-Graduação em Geografia da UFRJ; laboratório da FEEMA e Laboratório de Esquistossomose do Departamento de Ciências Biológicas da ENSP.

Os parâmetros foram monitorados para a entrada (caixa de distribuição) e saída (caixa de inspeção) do sistema de alagados. As amostras coletadas, com exceção do dia 21/02/2005 que se realizou às 14 horas, todas no período entre 6 e 7 da manhã, foram acondicionadas em frascos estéreis de polietileno e mantidas em baixas temperaturas (banho de gelo) até os laboratórios onde se realizaram as análises. Todas as análises laboratoriais seguiram os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998) com exceção da análise para ovos de helmintos, que se encontra descrito em Ayres & Mara (1996).

4.2.1 - Análises Físico-químicas

As amostras líquidas foram analisadas quanto à temperatura, pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica, cloretos (Cl^-), sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos voláteis (SSV), turbidez, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) e fósforo total (P_{Total}).

4.2.2 - Análises Microbiológicas

Os parâmetros microbiológicos analisados foram quanto a coliformes totais (CT) e *Escherichia Coli* (EC). Esses procedimentos foram gentilmente realizados nos laboratórios da Aqualab Química Serviços LTDA. A técnica empregada foi a da Membrana Filtrante com meio de cultura específico.

Também foram realizadas análises para detecção de ovos de helmintos através do Método de Bailenger Modificado (Ayres & Mara, 1996), no Laboratório de Esquistossomose do Departamento de Ciências Biológicas da ENSP.

Simplificadamente, o procedimento de análise consiste de quatro etapas básicas: 1ª. Sedimentação das amostras; 2ª. Concentração do sedimento por centrifugação; 3ª. Tratamento do sedimento por: solução tampão de acetato-ácido acético de pH = 4,5; extração de gorduras com acetato de etila e ressuspensão final em solução de sulfato de zinco; e 4ª. Contagem de ovos em um volume conhecido.

5 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

O cronograma inicial de amostragem previa a coleta de amostras de esgoto no CEADS em dez datas diferentes com intervalo de quinze dias. No entanto, não foi conseguido cumprir esse planejamento devido aos problemas anteriormente já colocados. Os dias de amostragem, as condições meteorológicas no momento da coleta e os valores de todos os parâmetros analisados neste estudo são fornecidos no anexo desta dissertação. A discussão que se segue é feita em cima dos principais parâmetros analisados.

5.1 – Estimativa do Volume do Sistema de *Wetland* Construído

O volume útil V_U , é a diferença entre o volume efetivo de tratamento do leito (V_E) e o volume ocupado pelo enchimento, que neste caso é o leito de pedras. Uma aproximação foi feita com base nos procedimentos utilizados por Mannarino (2003) Para obter V_U , multiplica-se V_E pelo percentual de volume de vazio entre um cubo de aresta igual ao diâmetro médio esférico para as pedras de 2,2 cm e um arranjo perfeito das mesmas (admitido para facilitar os cálculos). Então,

$$V_U = V_E \left(\frac{V_c - \frac{4}{3} \pi r^3}{V_c} \right) \quad \therefore \quad V_U = 33 [(0,022)^3 - 4/3 \pi (0,011)^3] / (0,022)^3 \quad \therefore$$

$$V_U = 15,72 \text{ m}^3.$$

Fica evidente, que esse volume útil (V_U) calculado não leva em consideração o volume ocupado pelos sedimentos que se depositam no alagado ao longo do tempo de funcionamento, bem como o volume ocupado pelas raízes das plantas que se desenvolveram no tanque. Uma aproximação foi feita com base nos estudos realizados por Manios et al. (2003), onde um leito plantado tinha tempo de residência 82 % menor que um leito sem plantas. Usando esta aproximação, teremos:

$$V = V_U \times 82 \% \quad \therefore \quad V = 15,72 \times 0,82 \quad \therefore \quad V = 12,9 \text{ m}^3.$$

5.2 – Estimativa das Vazões Afluente e Efluente

Uma colocação muito importante sobre o sistema de tratamento de esgotos implementado no CEADS se refere a frequência de pessoas no centro. Mesmo tendo sido projetado para a capacidade máxima de ocupantes no centro (sessenta pessoas), dificilmente este número é atendido, sendo uma média de ocupação no mês de janeiro de 2005 por exemplo, de quatorze pessoas por dia, contando com um vigia, uma cozinheira e duas serventes. Este fato tem forte influência no volume de esgotos que entra no sistema wetland, mas devido a alta taxa de evapotranspiração do tratamento com plantas, a quantidade de esgoto saindo medida sempre foi pouca e mais ou menos estabilizada, conforme constatado visualmente, em todos os períodos de amostragem.

Com base nos dados da literatura (NBR 7229/ABNT, 1982) e no número de pessoas que ocupavam o CEADS foi calculada vazão média diária de entrada ao sistema de alagados em uma das datas de amostragem do esgoto.

Aqui é demonstrado como foi feito a estimativa do volume médio diário de esgoto entrando no sistema para o mês de janeiro, e o monitoramento feito no dia 04/03/2005 para a vazão de saída.

Entrada:

A média diária de ocupantes no centro no mês de janeiro foi de 14 pessoas, valor este utilizado como típico para todo o período estudado. Segundo dados do quadro 8, o volume médio de esgotos produzido diariamente por uma pessoa nas condições colocadas na seção 4.1 é de 150 litros por dia, o que resulta em uma vazão média de esgotos afluente (Q_A) ao sistema de wetland por dia de:

$$150 \text{ L/hab.dia} \times 14 \text{ hab.} = 2100 \text{ L/dia} \times 1 \text{ dia}/1440 \text{ min.} \therefore$$

$$Q_A = 1,458 \text{ L/min.}$$

Saída:

A tabela 1 mostra os dias, horários, tempo gasto para encher o volume de 1,5 litro e a respectiva vazão efluente média, Q_E . O valor médio durante o período do monitoramento foi de $Q_E = 0,288 \text{ L/min.}$, conforme mostra a tabela 1.

Tabela 1: Resultados do monitoramento da vazão efluente ao sistema wetland.

Dia	Horário	Tempo (s)	Volume (L)	Vazão (L/min.)
04/mar	07:16	201	1,5	0,448
	09:00	255	1,5	0,353
	10:30	306	1,5	0,294
	14:00	136	1,5	0,662
	16:55	343	1,5	0,262
	18:30	306	1,5	0,294
	21:25	310	1,5	0,290
05/mar	00:55	320	1,5	0,281
	07:35	237	1,5	0,380
	09:55	1200	1,5	0,075
	14:05	1445	1,5	0,062
	17:00	1500	1,5	0,060
				Média = 0,288

Para efeito de cálculos adotou-se a vazão de entrada, Q_A e de saída, Q_E , como típicas para todo o período de monitoramento.

5.3 – Estimativa do Tempo de Detenção Hidráulica (TDH)

O tempo de detenção hidráulica é uma variável de projeto das mais importantes. Todos os parâmetros analisados neste trabalho sofrem influência desta variável, e como na maioria dos sistemas de tratamento de esgotos atuais, têm maior eficiência na melhoria dos parâmetros de qualidade, quanto maior o TDH do processo.

O cálculo do TDH para o sistema *wetland* do CEADS, utiliza-se a vazão afluente e o volume do reator:

$$TDH = \frac{V}{Q_A}$$

$$TDH = \frac{12,9 \text{ m}^3}{1,458 \text{ L/min.} \times 1440 \text{ min/dia} \times 1 \text{ m}^3/1000 \text{ L}} \quad \therefore \quad TDH = 6,15 \text{ dias}$$

Deve ser ressaltado que devido aos fenômenos de evapotranspiração e precipitação de chuvas, inerentes a este tipo de tratamento e que contribuem no balanço hídrico do sistema não estarem sendo monitorados, o TDH calculado deve variar bastante em função das condições climáticas hora em vigor.

5.4 – Temperatura e pH

O comportamento da temperatura do esgoto na entrada e saída do sistema de *wetland* é dependente de alguns fatores. O afluente ao sistema vem de uma fossa séptica e deve se esperar mais influência dos processos de usos da água no centro e da decomposição anaeróbia na fossa do que das condições ambientais externas. O contrário é esperado para o efluente do *wetland*, já que o sistema é aberto à atmosfera e exposto às mudanças climáticas que ocorrem no ambiente. O resfriamento durante o período noturno faz com que a temperatura seja mais baixa na saída, ao mesmo tempo em que os usos de água no centro, como banhos, preparo de alimentos e limpeza das dependências, tornam a temperatura de entrada maior. Salvo os primeiros períodos de amostragens (13/10/04, 27/10/2004 e 16/11/2004), todas as medidas de temperatura revelaram esse comportamento (figura 13).

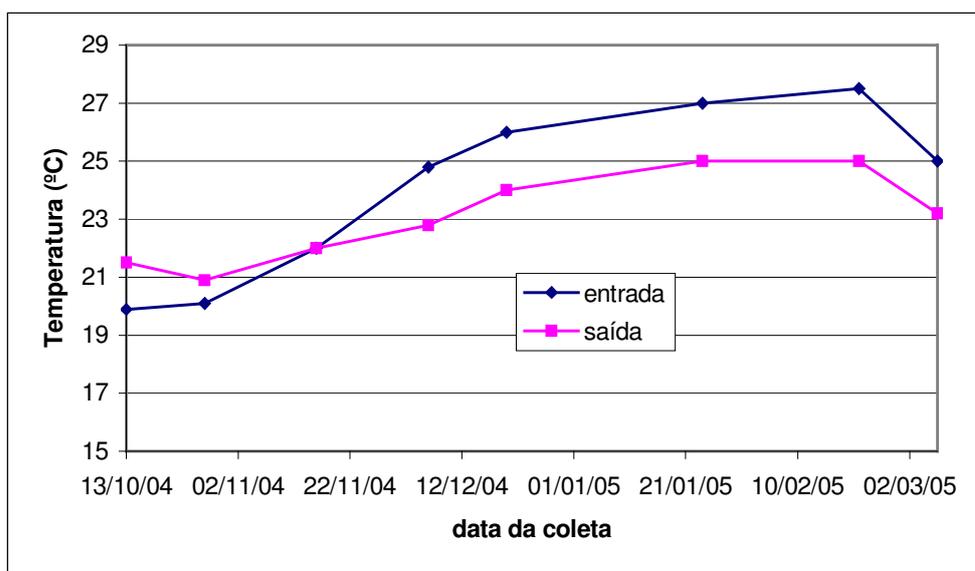


Figura 13: Variação da temperatura de entrada e saída ao *wetland* ao longo do período de amostragem.

Com relação ao pH, os *wetlands* de fluxo subsuperficial tendem a neutralizá-lo durante a passagem do fluxo pelo leito, mas esse mecanismo ainda não é claro. Sistemas *wetlands* quando recebem efluentes de lagoas de estabilização em faixa de pH alcalina, levam-no à neutralidade (Gschlöbl et al., 1998) e no pós-tratamento de efluentes sépticos e primários, onde a produção de ácidos orgânicos torna o pH do meio ácido, o esgoto também é neutralizado em torno da faixa 7.0 – 7.4 (Kadlec et al., 1997; Kaseva, 2003). Este último explica o caso estudado nesta dissertação. O afluente ao sistema *wetland*, vindo de uma fossa séptica, tem seu pH variando numa faixa ácida e que após

a passagem pelo tratamento no tanque com vegetais plantados varia numa faixa mais neutra, como pode ser melhor observado na figura 14.

Tanto a temperatura quanto o pH efluente, estiveram sempre dentro da faixa requerida pela resolução CONAMA n° 357 para lançamento em corpos d'água doce e salobra como é mostrado no quadro 4.

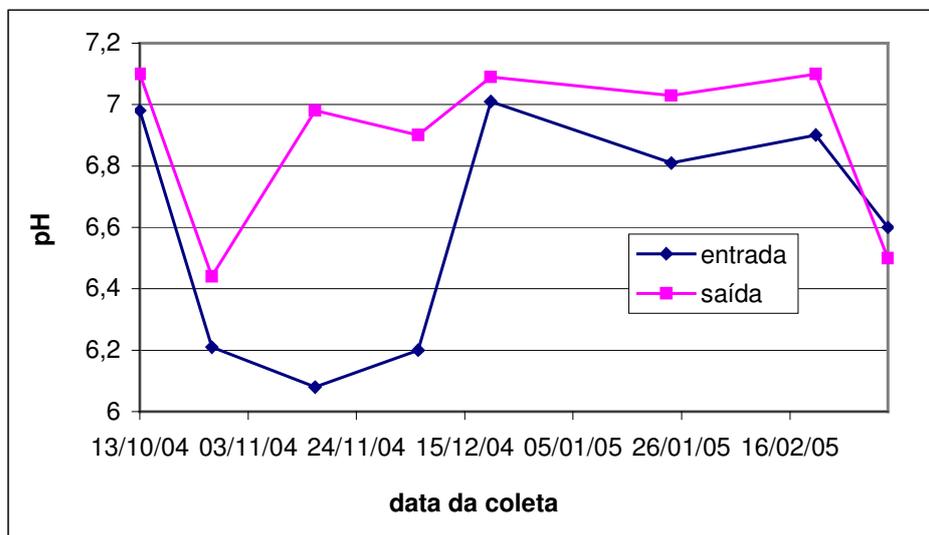


Figura 14: Valores de pH para o afluente e o efluente do *wetland* ao longo do período de amostragem.

5.5 – Oxigênio Dissolvido e Condutividade Elétrica

A variação da concentração de oxigênio dissolvido (OD) durante a passagem do esgoto pelo tratamento na zona de raízes pode revelar importantes características deste tipo de tratamento. A nitrificação da amônia e oxidação da matéria orgânica é altamente dependente da entrada de oxigênio no ambiente alagado. Muitos sistemas *wetlands* tratando esgotos a nível secundário, têm reportado o aumento na concentração de OD durante a passagem do esgoto pelo tratamento (Hench et al., 2003; Kaseva, 2004 e Kadlec et al., 1997).

Ao contrário dos *wetlands* de fluxo superficial, onde ocorre a difusão de O₂ da atmosfera na superfície da água exposta, nos subsuperficiais este fenômeno é limitado pelo isolamento do fluxo de esgotos da superfície. O fornecimento de oxigênio a sistemas alagados de fluxo subsuperficial é atribuído principalmente ao transporte do gás pela planta ao seu sistema de raízes e à rizosfera através de seu tecido formado por arênquimas (Lawson, 1985 citado por Reed & Brown, 1992; Pride et al., 1990 e Stottmeister et al., 2003).

Parece ser razoável admitir que este último processo explique o aumento da concentração de OD no efluente do *wetland* construído do CEADS em comparação com as concentrações na entrada, pois os vegetais estão vistosos e em grande densidade no alagado. Os valores de OD mostrados na figura 15 foram obtidos a 25 °C.

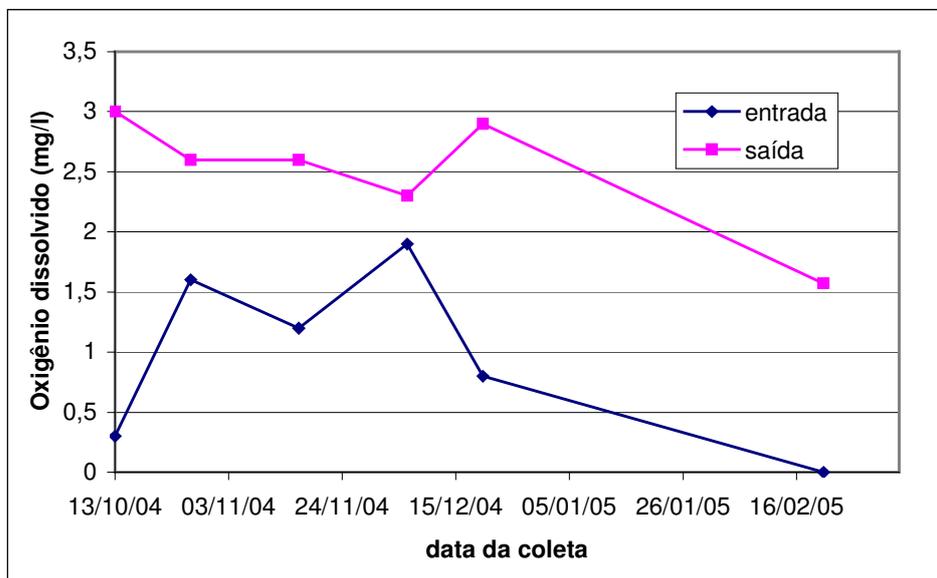


Figura 15: Concentrações de entrada e saída de OD no *wetland* construído.

A condutividade elétrica está diretamente relacionada com presença de sólidos dissolvidos (SD) presentes nos esgotos. Este parâmetro, SD, não teve sua concentração monitorada durante esse estudo. No entanto, foi medido em determinadas situações as concentrações de cloreto (Cl⁻), que se constitui de um íon presente em boa parte de sais inorgânicos presentes em esgotos domésticos que influenciam na condutividade.

Hench et al. (2003) e Kadlec et al.(1997) reportaram um aumento nos valores de saída da condutividade elétrica frente os valores de entrada, e relacionaram tal efeito a influência da evapotranspiração que concentraria o efluente do sistema. Por outro lado, as chuvas podem reduzir a condutividade e a concentração de cloretos, mas seus efeitos se pronunciam em menor intensidade que a evapotranspiração, visto que a vazão média de saída Q_E , é bem menor que a de entrada Q_A . Tal fato nos leva a crer que as plantas possam estar assimilando sais dissolvidos e os incorporando às suas biomassas.

Neste trabalho os valores da condutividade elétrica ora diminuíram ora aumentaram ao passar no tratamento pelo *wetland* construído assim como as concentrações de cloretos. Não foi possível, até mesmo pelo baixo número de amostras analisadas para cloretos, relacionar estes dois fatores. Os valores de condutividade elétrica estão plotados na figura 16.

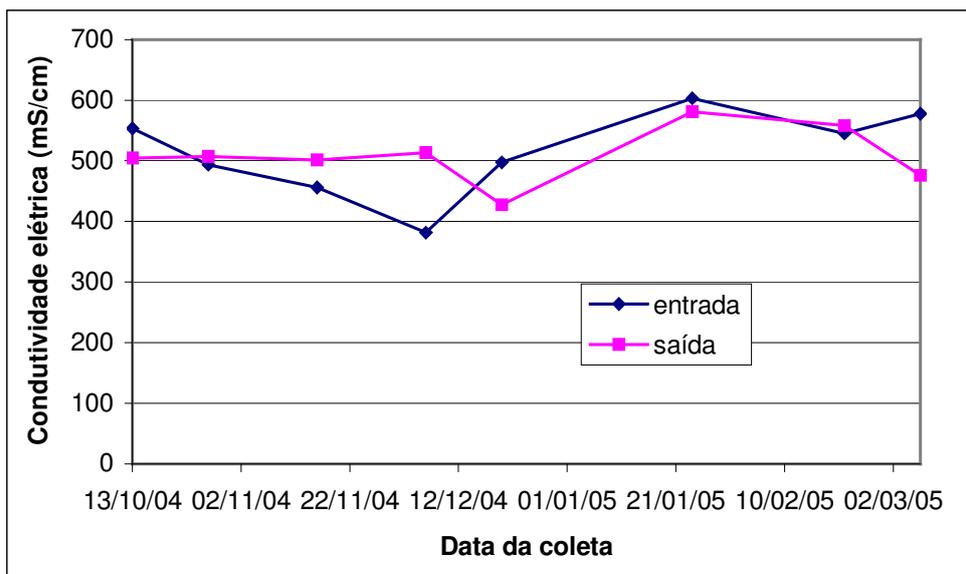


Figura 16: Valores de condutividade elétrica no afluente e efluente do *wetland* construído.

5.6 – Sólidos Suspensos Totais, Voláteis e Turbidez

Como explicado na seção 3.5.6.1, sistemas de tratamento por *wetlands* construídos são bastante efetivos na remoção de sólidos em suspensão (SS) e muitos estudos têm comprovado tal eficiência (Pride et al., 1990; Green & Upton, 1994; Kadlec et al., 1997; Gschlöbl et al., 1998; Neralla et al., 2000; Carleton et al., 2001; Campos et al., 2002; Al-Omari & Fayyad, 2003; Hench et al., 2003; Mannarino, 2003; Solano et al., 2004).

Esse sucesso é devido principalmente aos processos físicos que retêm desde colóides a partículas milimétricas contidas em esgotos primários. O meio suporte de pedras torna-se mais efetivo com o desenvolvimento do sistema de raízes das plantas no processo de filtração do esgoto. Após retidos na matriz porosa, a parte orgânica dos sólidos em suspensão (SSV) sofre a ação de microrganismos e se torna solúvel, e como é reportado na literatura (quadro 7), a maior parte dos SS que entram no alagado tratando efluente séptico ou primário são voláteis. Isto também é observado nos resultados deste estudo (tabelas 8, 9 e 10). O desenvolvimento das raízes no meio também estabilizam o leito evitando a formação de caminhos preferenciais de fluxo que afetariam muito a eficiência do tratamento.

As poucas análises de SS durante o período do estudo, não permitiriam uma conclusão sobre a eficiência do tratamento na retirada de sólidos. Contudo, von Sperling (1996b) e Jordão & Pessoa (1995) relacionam diretamente SS com turbidez, este último parâmetro monitorado durante todo o trabalho. Pode ser observado nas tabelas 8, 9 e 10, a relação entre os parâmetros SS e turbidez. Os resultados deste estudo vêm demonstrar a grande eficiência de *wetlands* construídos na retenção de sólidos suspensos contidos nos esgotos através da observação dos valores de turbidez (figura 17).

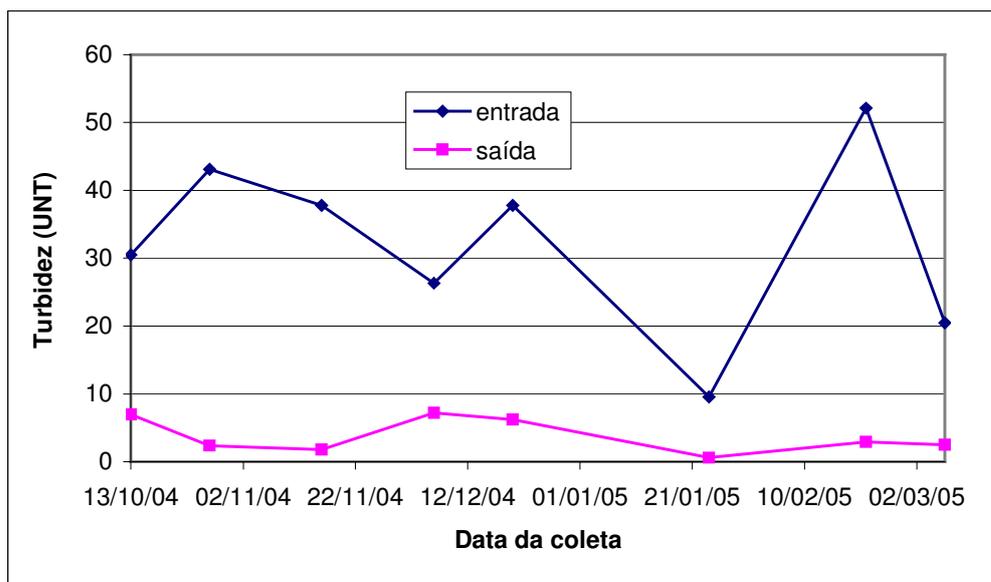


Figura 17: Valores de entrada e saída para turbidez no sistema *wetland*.

5.7 – Demanda Química e Bioquímica de Oxigênio

A matéria orgânica que entra em um sistema *wetland* vindo de um tratamento primário encontra-se sob duas formas como é mostrado no quadro 7: solúvel e particulada. Os mecanismos que agem na remoção da matéria orgânica particulada nos *wetlands* são os mesmos já discutidos para SSV, ou seja, processos físicos de retenção dos sólidos pelo tamanho e posterior degradação tornando-os solúveis.

Merz (2000) descreve que a matéria orgânica que entra em um sistema *wetland* tratando esgotos domésticos vai desde a prontamente biodegradável, tais como resíduos alimentares e fecais que geralmente possuem uma razão tal de C:N:P (carbono: nitrogênio: fósforo) que a tornam acessível a decomposição biológica, até à altamente refratária, composta de material vegetal em decomposição.

O comportamento da matéria orgânica no sistema *wetland* estudado neste trabalho pode estar seguindo a tendência descrita por Merz (2000). Apesar do esgoto gerado no CEADS ser tipicamente doméstico, a ausência de uma programação retirada das plantas mais velhas e mortas, lançam no meio uma matéria orgânica de qualidade menos prontamente biodegradável e que pode ser representada pela alta fração orgânica dos sólidos em suspensão na saída do tratamento, os SSV, como pode ser visto nas tabelas 8, 9 e 10.

A análise por qual caminho a matéria orgânica solúvel é degradada em um sistema de alagados é altamente dependente da disponibilidade de oxigênio no meio. Alguns trabalhos reportam que condições predominantemente aeróbias devido a disponibilidade de O₂ no leito que ocorrem junto as raízes e suas vizinhanças, favorecem uma significativa redução da DBO pelos microrganismos (Al-Omari & Fayyad, 2003; Solano et al., 2004; Pride et al., 1990; Reed & Brown, 1992 e Triphati & Upadhyay, 2003) e que a DQO é removida por processos preferencialmente físicos (Solano et al., 2004).

Estes argumentos acima parecem explicar o caminho da matéria orgânica no sistema de *wetland* construído do CEADS: a DQO sendo removida por processos físicos, e por não depender fortemente do fornecimento de O₂, mantém uma concentração de saída estável (entre 89 e 25,1 mg/L em 7 análises); já a DBO, mesmo tendo sido analisada em poucas amostragens mostra valores mais dispersos na saída (entre 4 e 78,5 mg/l em 4 análises) e que pode estar relacionado com o abastecimento insuficiente de oxigênio, o qual parece não suprir toda a demanda do tratamento, para a nitrificação, como é colocado na seção 5.8, e para degradação da matéria carbonácea biodegradável em certos momentos, como é colocado aqui (figura 18).

No que diz respeito ao cumprimento dos limites estabelecidos pela agência reguladora, FEEMA, para lançamento de efluentes de origem não industrial, a exigência é relacionada a eficiência mínima de remoção de matéria orgânica ou concentração máxima permitida de DBO no efluente final.

De acordo com os critérios estabelecidos pela FEEMA na DZ-215.R-03, e mostrados no quadro 5, a contribuição de matéria orgânica uma pessoa por dia é igual a 0,054 Kg DBO. Utilizando a média de ocupantes diária do CEADS admitida como típica para todo o período de monitoramento de 14 pessoas, chegamos ao valor de carga orgânica bruta produzida pelo centro que é de 0,756 Kg DBO/dia.

A este valor de carga orgânica bruta é condicionado, como colocado no quadro 5, ou eficiência mínima de remoção de 30 %, ou uma concentração máxima de DBO de

180 mg/L para o descarte do efluente final. Ambas exigências são obedecidas pelo tratamento de esgotos realizado no CEADS: a eficiência de remoção é de 66,7 %; e a concentração de DBO no efluente do *wetland* descartado no Rio Barra Grande é de 31 mg/L, sendo estes valores médios de todo o tempo de realização deste estudo.

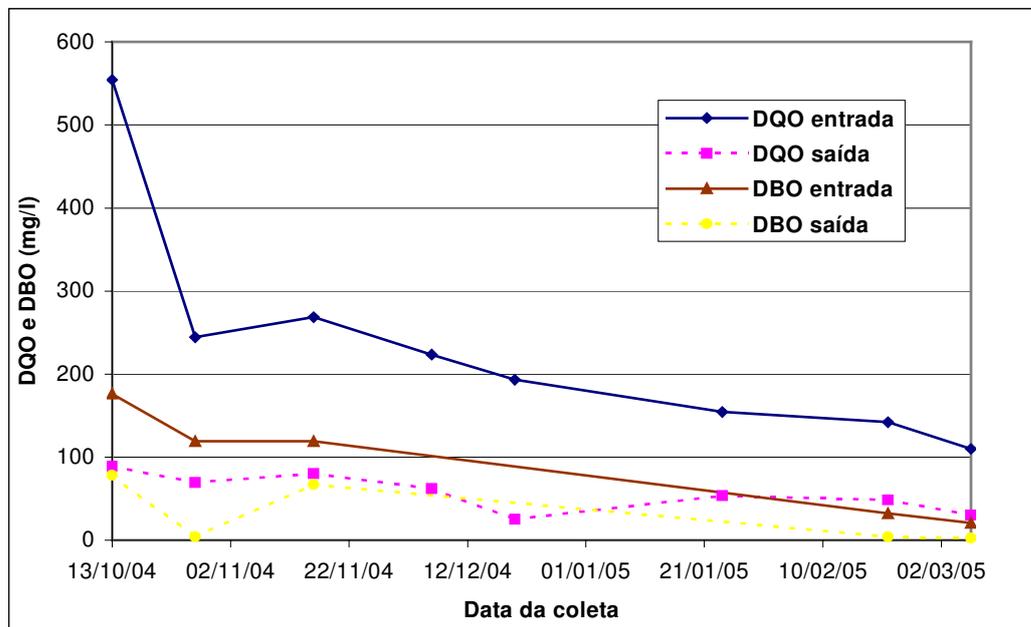


Figura 18: Concentrações de entrada e saída para DQO e DBO no *wetland* construído.

5.8 – Nitrogênio Total Kjeldahl, Amoniacal e Nitrato

Como foi colocado na seção 3.5.5.3, as formas de nitrogênio contidas nos esgotos fornecem informações sobre o nível de degradação que se encontram os esgotos. Efluentes de fossa séptica indicam um maior percentual de nitrogênio na forma amoniacal e orgânica (quadro 7) característicos de esgotos frescos.

No caso específico deste estudo, embora a maior parte do nitrogênio entrando no sistema *wetland* seja da forma orgânica e amoniacal, uma concentração de nitrato maior do que o esperado sai da fossa séptica para o alagado, variando de 2,70 a 8,95 mg/l. Este fato pode estar relacionado ao maior tempo que o esgoto passa na fossa séptica devido a sua capacidade ser maior do que a utilizada frequentemente, resultando conseqüentemente em uma concentração de nitratos característico de esgotos mais velhos.

Plantas tendem a acentuar a remoção de nitrogênio em *wetlands*: diretamente através da assimilação de NH_4^+ e NO_x ; e fornecendo O_2 para o processo de nitrificação – desnitrificação (Mc Bride & Tanner, 2000).

Tanner et al. (2002), consideram que a nitrificação, um processo aeróbio microbiano, é geralmente considerado o passo limitante para a remoção de nitrogênio em um sistema *wetland* de fluxo subsuperficial tratando esgotos orgânicos. Esse estudo reforça a importância das plantas na remoção de nitrogênio de águas servidas, que após um criterioso balanço de massa, reportou que a retirada pelas plantas variou de 24 – 40 %, e pela desnitrificação entre 60 – 84 %.

Parece claro, que embora haja uma disponibilidade de oxigênio no meio filtrante (figura 15), esta concentração não tem sido suficiente para promover taxas de nitrificação compatíveis com quantidade de NTK afluente ao sistema. De qualquer maneira, o NTK parece estar amonificando e sendo parcialmente nitrificado-desnitrificado, ou as concentrações de nitrato estariam maiores no efluente do que no esgoto afluente (figura 19). Por outro lado, como não é feita a remoção periódica das plantas no tratamento, a retirada de NO_3^- e NH_4^+ do esgoto através da assimilação pelas mesmas tem seu efeito anulado, não atingindo as taxas reportadas por Tanner et al. (2002), e levando a crer que a desnitrificação biológica seja responsável pela quase totalidade de nitrogênio removido do esgoto.

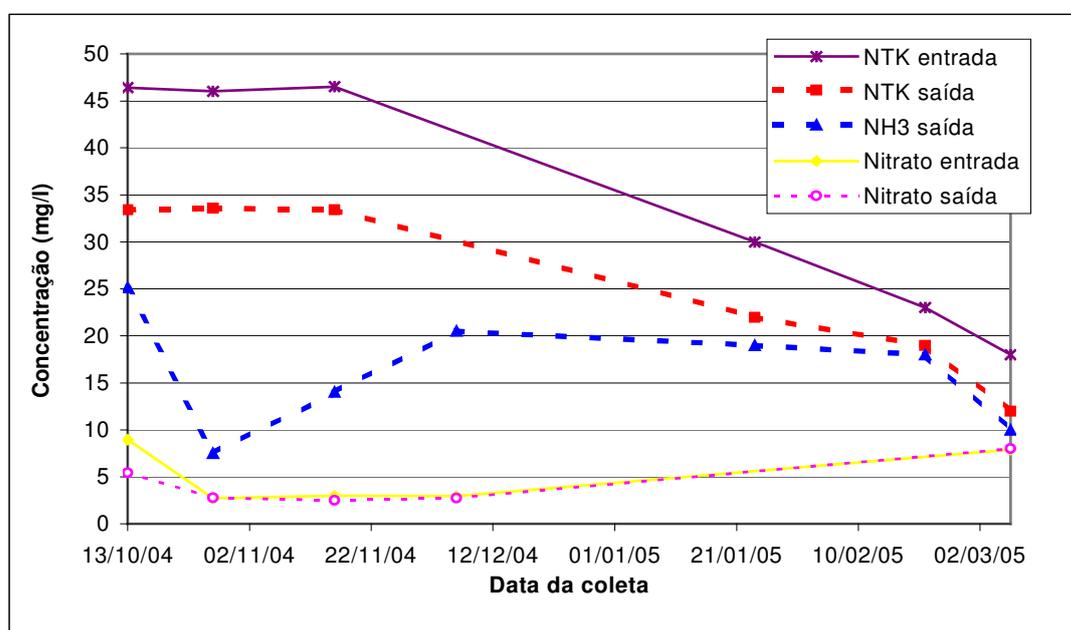


Figura 19: Concentrações das formas de nitrogênio na entrada e saída do sistema de *wetland* construído

Uma outra forma de remoção de nitrogênio dos esgotos seria a volatilização da amônia não-ionizada (NH_3) como também é descrito na seção 3.5.6.3. Todavia, na faixa de pH e temperatura que ocorre o tratamento (figuras 13 e 14) a forma de nitrogênio

amoniaco predominante é a ionizada (NH_4^+) que possui baixa pressão de vapor em solução e não é removida por evaporação.

Com relação ao cumprimento do padrão de lançamento e do padrão de qualidade estabelecido pelo CONAMA, existe uma dificuldade em se enquadrar as águas do Rio Barra Grande como foi colocado na seção 3.3. Em razão disso, deve-se levar em conta o efeito de diluição que sofre o efluente descartado no rio e os possíveis novos valores máximos admissíveis que não acarretarão prejuízos para os usos previstos no enquadramento do corpo d'água, como colocado pela resolução 357 (CONAMA, 2005).

Uma análise das concentrações de nitrato e nitrito na saída do tratamento do wetland e descartadas no corpo receptor, mostram que estas estariam abaixo das concentrações máximas permitidas para enquadramento de corpos d'água doce classe 1 e 2, mas acima dos valores para corpos d'água salobra classe 1 e 2. Já com respeito a concentração de nitrogênio amoniacal na saída do tratamento, não foi obedecida em nenhum momento a concentração máxima estabelecida para o enquadramento de águas doces e salobras nas classes 1 e 2.

5.9 – Fósforo Total

Conforme foi colocado na seção 3.5.5.4 e muitos estudos também têm relatado, a remoção de fósforo através da assimilação pelas plantas é baixo comparado as cargas usuais deste nutriente entrando em sistemas de alagados (Mitsch, et al., 2000; Greenway & Woolley, 1999; Drizo et al., 1997; Stottmeister et al., 2003 e Neralla et al., 2000).

A remoção de fósforo se deve principalmente a precipitação das formas solúveis com metais como ferro e alumínio principalmente (Ann et al., 2000 e Merz, 2000), e adsorção de partículas ao material constituinte do leito, como argila, silte, pedras, entre outros (Mitsch, et al., 2000; Greenway & Woolley, 1999; Drizo et al., 1997 e Merz, 2000). Por consequência, a capacidade de retenção e remoção de fósforo em um *wetland* construído é limitada e exaure após um certo tempo que varia em função principalmente, das características químicas do meio suporte. Este fato pode ser observado neste estudo através das concentrações afluente e efluente de fósforo. Os valores da saída indicam baixa remoção de fósforo total, sendo negativa em um determinado momento, como é mostrado na figura 20.

O sistema de *wetland* construído do CEADS se encontra operando desde 1998, e a sua capacidade de retenção de fósforo já se mostra esgotada. Todavia, a não retirada regular das plantas também contribui para um baixo rendimento desse processo.

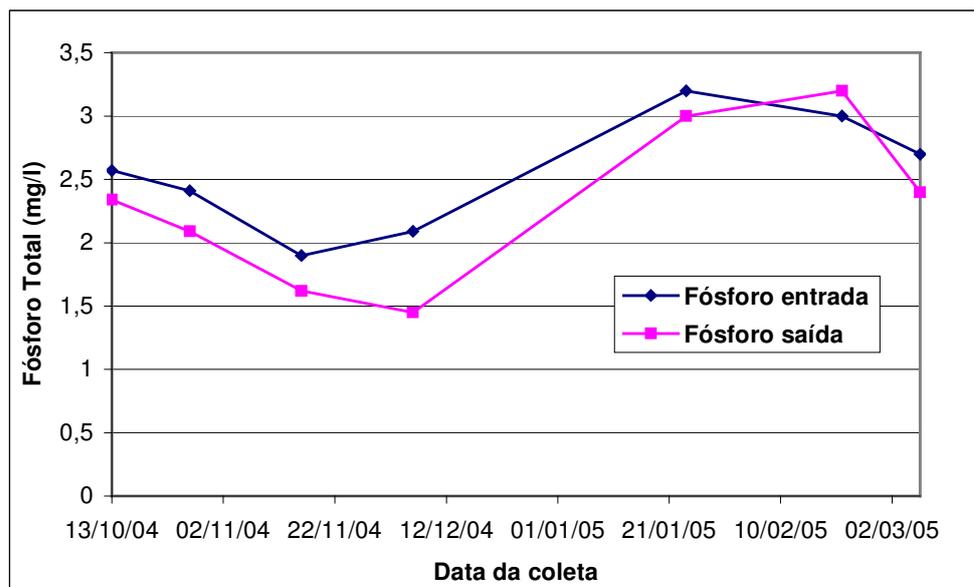


Figura 20: Concentrações de entrada e saída do sistema *wetland* para fósforo total

Como também foi colocado na seção anterior, 5.8, devido as características do corpo receptor dos despejos tratados do CEADS não possuir um enquadramento oficial, deve-se trabalhar com a hipótese de valores máximos permitidos de substâncias para lançamento e enquadramento maiores que os estipulados pelo CONAMA, observando é claro, possíveis comprometimentos dos usos da água do Rio Barra Grande após o despejo dos esgotos tratados do CEADS. Sem essa hipótese, fica notório que as concentrações efluentes de fósforo total ao sistema *wetland* estão bem acima dos valores admissíveis para corpos d'água doce e salobra das classes 1 e 2.

5.10 – Microrganismos Indicadores e Ovos de Helmintos

A remoção de patógenos em sistemas alagados, como discutido na seção 3.5.5.5, é realizada por dois caminhos principais: sedimentação e filtração para aqueles incorporados aos sólidos suspensos; e morte por predação e competição com outros microrganismos (Merz, 2000 e USEPA, 1999).

A maioria dos estudos sobre patógenos em *wetlands* foram realizadas sobre microrganismos indicadores, como coliformes totais e termotolerantes, e reportam uma melhoria insuficiente na remoção para requisitos de descarga em corpos naturais (Perkins & Hunter, 2000; Kaseva, 2004; Al-Omari & Fayyad, 2003; Solano et al., 2004; Hench et al., 2003 e Neralla et al., 2000).

De acordo com os mecanismos citados para a remoção de patógenos, duas características do sistema têm maior influência no sucesso desta operação: o tempo de detenção (TDH) e a condutividade hidráulica do meio suporte. Para calcular a condutividade hidráulica do leito, um estudo mais detalhado de suas características seria necessário, o qual não foi realizado aqui. Porém, devido às propriedades do meio filtrante já observadas e conhecidas, pode-se deduzir que o sistema de tratamento em questão possui uma boa fluidez dos esgotos, e por consequência, não retém partículas microscópicas como os microrganismos indicadores. Neste caso, o efeito mais forte na morte e inativação de microrganismos é relativo ao TDH, que para esse tratamento foi estimado em 6,15 dias. As remoções de microrganismos indicadores desse trabalho estão de acordo com outros citados pela literatura e são mostrados na figura 21.

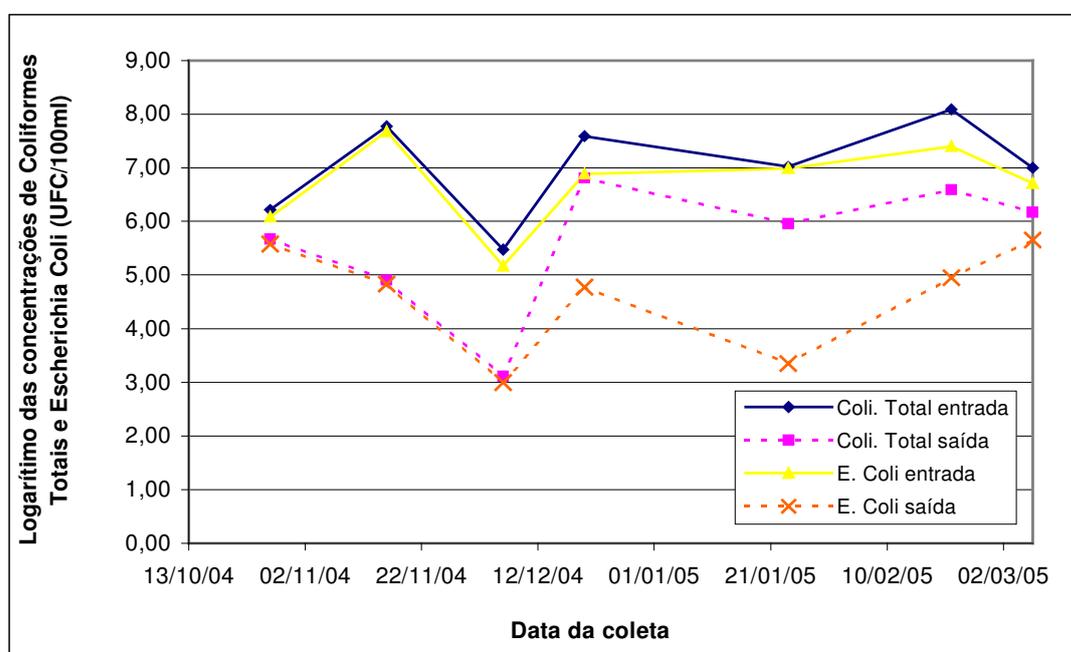


Figura 21: Logaritmo das concentrações de microrganismos indicadores na entrada e saída do *wetland*.

A análise de eficiência de tratamentos de esgotos por *wetlands* construídos na remoção de ovos de helmintos esbarra nos poucos estudos ainda disponíveis sobre o assunto. No entanto, Stotta et al. (1999) reportam ausência na concentração efluente de ovos de helmintos em um *wetland* construído mesmo com uma concentração artificial de 100 – 500 ovos/litro na entrada do sistema. Remoção total de ovos de helmintos também foi citada em Stotta et al. (1997) em um sistema *wetland* de fluxo subsuperficial. O autor também relatou boas remoções de cistos de protozoários e coliformes fecais.

Neste estudo, apesar de não ser detectado ovos de helmintos afluente em algumas datas de amostragem, o sistema de *wetland* do CEADS comprovou a eficiência deste tipo de tratamento na remoção dos mesmos. Em nenhuma amostragem foi achado ovos destes parasitas na saída do processo, como mostra as tabelas de 3 a 10 no anexo.

5.11 – Balanço de Massa e Remoção por Carga dos Principais Parâmetros

Uma significativa característica de sistemas de tratamento de esgotos por *wetlands* construídos e de forte influência na eficiência do processo, é a taxa de evapotranspiração exercida pelas plantas.

Com a grande perda líquida ocasionada pelo fenômeno da evapotranspiração, a concentração de alguns constituintes (parâmetros de qualidade) do esgoto pode até mesmo se ver aumentada (Kadlec et al., 1997). Para uma completa e verdadeira análise de resultados da eficiência de sistemas de alagados como *wetlands* construídos, faz-se necessário um balanço de massa por constituinte do esgoto.

Utilizando as vazões afluente e efluente ao *wetland* e os valores médios da concentração dos parâmetros analisados neste estudo, chega-se aos valores em carga de entrada e saída de cada parâmetro no sistema alagado. Os cálculos são mostrados na tabela 2, e conferem um aumento significativo de eficiência quando comparado à análise dos resultados feita em função somente da concentração como mostrado nos itens anteriores.

Tabela 2: Balanço de massa e eficiência do tratamento do sistema *wetland* do CEADS em função da carga por constituinte.

Parâmetro	Valor médio afluente (mg/L)	Vazão afluente (L/min)	Carga afluente (mg/min)	Valor médio efluente (mg/L)	Vazão efluente (L/min)	Carga efluente (mg/min)	Remoção percentual
DQO	236	1,458	344	57	0,288	16	95,35
DBO	93	1,458	136	31	0,288	9	93,38
NTK	38,4	1,458	56,0	28,3	0,288	8,2	85,38
NO ₃ ⁻	5,10	1,458	7,44	4,30	0,288	1,24	83,33
P _{Total}	2,60	1,458	3,79	2,30	0,288	0,66	82,59

6 – CONCLUSÕES

Através da análise dos resultados obtidos durante o período de amostragem deste trabalho, conjuntamente com vários estudos reportados da literatura, a técnica de *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial mostrou-se adequada ao tratamento de esgotos primários, particularmente de efluentes de fossa séptica como vem sendo realizado no CEADS, em Vila Dois Rios.

A viabilidade econômica também foi comprovada pelos custos comparados a outros sistemas de tratamento e disposição de esgotos como mostrado no quadro 5. Da mesma forma foi também observado a pouca necessidade de mão de obra especializada na manutenção do sistema wetland onde se realizou este estudo. Uma simples poda das plantas durante os seis meses de amostragem foi verificada. Este requisito de baixo investimento construtivo e de manutenção, assim como o requerimento da mais simples mão-de-obra, coloca o sistema de tratamento por *wetlands* construídos como técnica altamente viável às condições brasileiras, principalmente em localidades interioranas.

Quantidades significativas de matéria orgânica foram removidas durante o processo de tratamento, entre 44 e 88 % para DBO e entre 65 e 87 % para DQO. Esta remoção chega a 93,38 % para DBO e 95,35 % para DQO quando é levado em conta a perda de água do sistema, ou seja, em função da diferença de carga mássica na entrada e saída do *wetland*. A limpeza regular do leito de macrófitas poderia aumentar mais ainda esse rendimento, pois as plantas mortas não estariam relançando nutrientes na coluna d'água.

O tratamento não foi tão efetivo na remoção de microrganismos indicadores, não obtendo em nenhuma amostra efluente concentração de *Escherichia coli* menor que 10^3 UFC/100 mL. Todavia, o valor de turbidez no efluente final indica boa qualidade para desinfecção através de cloração e ultra violeta (Jordão & Pessoa, 1995). Porém, pelo efeito de diluição do efluente final em função das características do corpo receptor, o Rio Barra Grande, este processo não se faz necessário.

Por outro lado, houve remoção total para ovos de helmintos o que confirma a efetividade deste tipo de tratamento na retenção/inativação desses microrganismos devido principalmente a suas características de meio filtrante.

A remoção de fósforo é pequena quando é considerado apenas os valores de concentração, sendo negativa em certos períodos de amostragem. Este fato indica a saturação do material do leito, pedras e resíduos acumulados, já que este é o principal mecanismo na retenção dos compostos de fósforo, sendo a quantidade assimilada pelas

plantas pequena quando comparada com a carga de fósforo total afluente. No entanto, a remoção em função das cargas na entrada e saída do alagado, mostra-se bastante satisfatória, tendo como valor médio durante o período de estudo o percentual de 82,59.

Os dados apresentados mostraram que o abastecimento de oxigênio no leito ou tem sido insuficiente ou não bem distribuído. Isto pode ser concluído pela baixa remoção de nitrogênio amoniacal e Kjeldahl obtidas no processo, pois vários trabalhos reportam a nitrificação-desnitrificação como sendo a principal via de recuperação de nitrogênio dos esgotos em *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial (Mc Bride & Tanner, 2000; Tanner et al., 2002 e Bachand & Horne, 2000).

Embora esteja sendo encontrado concentrações razoáveis de oxigênio dissolvido no esgoto efluente ao wetland, que devido a dinâmica do processo deve estar sendo abastecido pelas plantas, este fornecimento pode estar sendo localizado na parte superior do leito, não atingindo parte do escoamento de esgoto próximo ao fundo do tanque, que desta forma será degradado mais lentamente por via anaeróbia, como descrito na seção 3.5.5.2.

Apesar da maioria dos trabalhos sobre a efetividade de plantas de alagados na remoção de contaminantes dos esgotos ser relatada como de menor importância (Stottmeister et al., 2003), a manutenção periódica com a retirada das mesmas colabora com a recuperação do esgoto no processo. No entanto, esta contribuição não se fez tão presente no CEADS durante o período de realização do trabalho. Tal fato nos leva a outro fator característico do sistema em estudo que contribui diminuindo sua eficiência: a altura do tanque em relação ao nível do solo é bem baixa, em torno de 12 cm, e isto ocasiona o carreamento de vários materiais, como restos vegetais e constituintes do solo ao redor para dentro do sistema de tratamento.

Um estudo maior sobre o balanço hídrico do tratamento por *wetlands* construídos do CEADS para quantificar as perdas líquidas do sistema por evapotranspiração das plantas, reportadas por Manarino (2003) como altíssimas taxas para condições de clima bastante parecidas com as locais, mostraria mais precisamente a efetividade deste tratamento. Considerando a carga total de contaminantes na entrada e saída do sistema *wetland*, ou seja a concentração vezes a vazão, as taxas de remoção são maiores do que as relatadas em função apenas da concentração, pelo simples fato do fluxo de entrada ser maior que o da saída, 1,458 L/min contra 0,288 L/min respectivamente.

Embora o efluente do sistema *wetland* não esteja cumprindo totalmente as normas regulatórias quanto aos limites máximos permitidos de alguns constituintes

lançados no rio, a análise sobre os efeitos de remoção de contaminantes por carga, bem como as características do Rio Barra Grande (observadas visualmente) e a vazão efluente do tratamento, permite inferir que o lançamento dos esgotos do CEADS não vem causando impactos negativos no corpo receptor.

7 – RECOMENDAÇÕES

As recomendações que surgem deste trabalho, estão relacionadas com as conclusões feitas no item anterior. A seguir, algumas medidas que poderiam melhorar a eficiência do sistema de tratamento por *wetlands* construídos, ou contribuiriam para um melhor entendimento de seu funcionamento.

1. Implantar um cronograma de manutenção no que diz respeito a poda e retirada de plantas velhas e outros resíduos vegetais que se depositam sobre o leito de tratamento;
2. Limpar regularmente as fossas sépticas anteriores ao sistema de *wetlands*, visto que esse tipo de tratamento em leitos de pedras não podem receber efluentes brutos, sob pena de comprometimento de sua vida útil;
3. Construir uma barreira física maior em torno do sistema *wetland*, que pode ser um muro de alvenaria complementando o já existente, ou uma espécie de cerca para evitar a entrada de animais indesejáveis e outros materiais levados pelo vento e pelas chuvas para dentro do tanque de plantas;
4. Implantar um dispositivo para que a alimentação dos esgotos seja feita superficialmente, a uma certa altura do leito de pedras para que o esgoto sofra aeração ao verter, aumentando o teor de oxigênio dissolvido e conseqüentemente as taxas de degradação de matéria orgânica e nitrificação. Este dispositivo também permitiria um maior controle sobre a distribuição do fluxo de esgotos ao longo da largura bem como a sua medição.
5. Realizar o mesmo monitoramento feito para este trabalho durante todo o ano, a fim de fazer comparações de eficiência nas diferentes estações, com diferentes temperaturas e índices pluviométricos, já que o tratamento por *wetlands* construídos tem grande interação com as condições climáticas.
6. Fazer uso da técnica de *wetlands* construídos em localidades onde não existe nem disposição adequada local nem rede coletora para esgotos ou até mesmo como unidade municipal de tratamento em cidades onde hajam áreas disponíveis.

8 - REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas), 1982. NBR 7229 – Norma para construção e instalação de fossas sépticas e de disposição de efluentes finais, Rio de Janeiro.

AL-OMARI, A. & FAYYAD, M., 2003. Treatment of domestic wastewater by subsurface flow constructed wetlands in Jordan. *Desalination*, **155**, 27 – 39.

ANN, Y., REDY, K. R. & DELFINO, J.J., 2000. Influence of chemical amendments on phosphorus immobilization in soils from a constructed wetland. *Ecological Engineering*, **14**, 157–167

APHA (American Public Health Association), 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 19^a Ed. New York, NY.

AYRES, R. M. & MARA, D. D., 1996. *Analysis of Wastewater for Use in Agriculture - A Laboratory Manual of Parasitological and Bacteriological Techniques*. Geneva: World Health Organization. 31 p.

BACHAND, P. A. M. & HORNE, A. J., 2000. Denitrification in constructed free-water surface wetlands: I. Very high nitrate removal rates in a macrocosm study. *Ecological Engineering*, **14**, 9 – 15.

BRISCOE, J., 1985. Evaluating water supply and other health programs: short-run vs long-run mortality effects. *Public Health*, **99**, (3), 142 –145.

BRISCOE, J., 1987. Abastecimiento de agua y servicios de saneamiento; su funcion en la revolucion de la supervivencia infantil. *Boletin de la Oficina Sanitaria Panamericana*, **103**, (4), 325 – 339.

CAMPOS, J.C., FERREIRA, J.A., MANNARINO, C.F., SILVA, H.R. & BORBA, S.M.P., 2002. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Piráí (RJ) utilizando wetlands. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, *Anais*, Vitória-ES: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.

CARLETON, J. N., GRIZZARD, T. J., GODREJ, A. N. & POST, H. E., 2001. Factores affecting the performance of stormwater treatment wetlands. *Water Research*, **35**, (6), 1552 – 1562.

CEHOP (Companhia Estadual de Habitação e Obras Públicas). Governo do Estado de Sergipe: <http://www.cehop.se.gov.br/orse/esp/ES00060.pdf>. Acessado em fevereiro de 2005.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), 2005. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Brasília-DF.

CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente), 2000. Resolução nº 274 de 29 de novembro de 2000. Brasília-DF.

CVJETANOVIC, B., 1986. Health effects and impact of water supply and sanitation. *World Health Statistics Quarterly*, **39**, 105-117.

CYNAMON, S. E., 1986. *Sistema não convencional de esgoto sanitário a custo reduzido, para pequenas coletividades e áreas periféricas*. 2ª ed., Fundação Oswaldo Cruz/ENSP, Rio de Janeiro. 52 p.

DENNY, P., 1997. Implementation of constructed wetlands in developing countries. *Water Science and Technology*, **35**,(5), 27-34.

DRIZO, A., FROST, C. A., SMITH, K. A. & GRACE, J., 1997. Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. *Water Science and Technology*, **35**, (5), 95–102.

ESREY, S. A., 1996. Water, waste and well-being: A multicountry study. *American Journal of Epidemiology*, **143**, 608-623.

ESTEVEES, R. L., 2004. Comunicação pessoal. E-mail: esteves@plugue.com.br

FARAHBAKSHAZAD, N. & MORRISON, G. M., 1998. Subsurface macrophyte systems in wastewater treatment. *Vatten*, **54**, 41-51.

FEACHEM, R. G., BRADLEY, D. J., GARELICK, H. & MARA, D. D., 1983. *Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. Chichester: John Wiley & Sons.

FEEMA (Fundação Estadual de Engenharia do Meio Ambiente), 2002. Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem não industrial - DZ-215.R-01. Publicada no D.O.E de 30 de dezembro de 2002.

FERNANDES, G. A., 2001. *Geologia do Terreno Oriental da Faixa Ribeira na Baía da Ilha Grande, Litoral Sul Fluminense, RJ*. Dissertação de Mestrado, Rio de Janeiro: Faculdade de Geologia – UERJ, 131 pp.

FUNASA (Fundação Nacional de Saúde), 1999. *Manual de Saneamento*, 3^a ed. Brasília, 374 pp. il.

FUNASA (Fundação Nacional de Saúde), 2002. *Atuação do Setor de Saúde em Saneamento*. Brasília, 48 pp.

GREEN, M. B. & UPTON, J., 1994. Constructed reed beds: A cost – effective way to polish wastewater effluents for small communities. *Water Environment Research*, **66**, (3), 188 – 192.

GREENWAY, M. & SIMPSON, J. S., 1996. Artificial wetlands for wastewater treatment, water re-use and wildlife in Queensland, Austrália. *Water Science and Technology*, **33**, 221-229.

GREENWAY, M. & WOOLLEY, A., 1999. Constructed wetlands in Queensland: Performance efficiency and nutrient bioaccumulation. *Ecological Engineering*, **12**, 39-55.

GSCHLÖBL, T., STEINMANN, C., SCHLEYPEN, P. & MELZER, A., 1998. Constructed wetlands for effluent polishing of lagoons. *Water Research*, **32**, (9), 2639 – 2645.

GUIMARÃES, D. C., 1996. *Saneamento e Municipalização – Assessoramento a Municípios de Pequeno Porte*. Dissertação de Mestrado, Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, 275 p.

HELLER, L., 1997. Saneamento e Saúde. Organização Pan-Americana de Saúde, Brasília.

HELLER, L., 1998. Relação entre saúde e saneamento na perspectiva do desenvolvimento. *Ciência & Saúde Coletiva*, **3** (2): 73-84.

HELLER, L. & MÖLLER, L. M., 1995. Saneamento e saúde pública. In: BARROS, R. T. V., CHERNICHARO, C. A. L., HELLER, L. & von SPERLING, M. (eds.) - *Manual de Saneamento e Proteção Ambiental para os Municípios, volume 2*. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 221 p.

HENCH, K. R., BISSONNETTE G.K., SEXSTONE A. J., COLEMAN, J. G., GARBUTT, K., & SKOUSEN, J.G., 2003. Fate of physical, chemical, and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water Research*, **37**, 921-927.

ISPN (Instituto Sociedade, População e Natureza), 1995. Demanda, Oferta e Necessidade dos Serviços de Saneamento. Série: *Modernização do Setor de Saneamento*, nº 4. Brasília: Instituto de Pesquisas Econômicas e Aplicadas.

IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2000. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico*. Rio de Janeiro.

JORDÃO, E. P. & PESSOA, C. A., 1995. *Tratamento de Esgotos Domésticos*. 3^a ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.

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

KADLEC, R.H., BURGOON, P. S. & HENDERSON, M. E., 1997. Integrated natural systems for treating potato processing wastewater. *Water Science and Technology*, **35**, (5), 263 – 270.

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

KNIGHT, R.L. 1997. Wildlife habitat and public use benefits of constructed wetlands. *Water Science & Technology*, **35**,(5), p. 35–43.

LAWSON, G. J., 1985. Cultivating reeds for root zone treatment of sewage. *Project Report 965*, Inst. Terrestrial Ecol., Cumbria, UK.

LIENARD, A. 1987. Domestic wastewater treatment in tanks with emergent hydrophytes: Latest results of a recent plant in France. *Water Science and Technology*, **19** (12):373–375.

LONERGAN, S. & VANSICKLE, T., 1991. Relationship between water quality and human health: A case study of the Linggi River Basin in Malaysia. *Social Science and Medicine*, **33**, (8), p. 937 – 946.

MANNARINO, C. F., 2003. Uso de *Wetland* Sub-Superficial no Tratamento de Efluente de Estação de Tratamento de Chorume Por Lodos Ativados. Dissertação de Mestrado: Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental – UERJ, Rio de Janeiro, 91 p.

MANIOS, T., STENTIFORD, E. I. & MILLNER, P., 2003. The removal of Chemical Oxygen Demand from primary-treated domestic wastewater in subsurface-flow reed beds using different substrates. *Water Environment Research*, **75** (4), 336 – 341.

MARA, D. D., 2003. Water, sanitation and hygiene for the health of developing nations. *Public Health*, **117**, 452-456.

MARTÍN, I. & FERNÁNDEZ, J., 1992. Nutrient dynamics and growth of a cattail crop (*Typha latifolia* L.) developed in an effluent with high eutrophic potential application to wastewater purification systems. *Bioresource Technology*, **42**, 7 – 12.

McBRIDE, G. B & TANNER, C. C., 2000. Modelling biofilm nitrogen transformations in constructed wetland mesocosms with fluctuating water levels. *Ecological Engineering*, **14**, 93 – 106

MERZ, S. K., 2000. *Guidelines for Using Free Water Surface Constructed Wetlands to Treat Municipal Sewage*. Department of Natural Resources, Queensland, Australy.

MITSCH, W. J., HORNE, A. J. & NAIRN, R. W., 2000. Nitrogen and phosphorus retention in wetlands – ecological approaches to solving excess nutrient problems. *Ecological Engineering*, **14**, p. 1 – 7.

MOTA, S., 1995. *Preservação e Conservação de Recursos Hídricos*. 2ª ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia sanitária e Ambiental.

MORAES, L. R. S., 1997. Avaliação do impacto sobre a saúde das ações de saneamento ambiental em áreas pauperizadas de Salvador - projeto AISAM. In: *Saneamento e Saude nos Países em Desenvolvimento*. Rio de Janeiro: CC&P Editores.

MUNCH, R., HWANG C. P. & LACKIE, T. H., 1980. Wastewater fractions add to total treatment picture. *Water Sewage Works*, **127**, p. 49–54.

NERALLA, S., WEAVER, R. W., LESIKAR, B. J. & PERSYN, R. A., 2000. Improvement of domestic wastewater quality by subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource Technology*, **75**, 19-25.

NOGUEIRA, S. F., 2003. *Balanço de Nutrientes e Avaliação de Parâmetros Biogeoquímicos em Áreas Alagadas Construídas para o Tratamento de Esgoto*. Dissertação de Mestrado, São Paulo: Centro de Energia Nuclear na Agricultura - Universidade de São Paulo, 137p. il..

PERKINS, J. & HUNTER, C., 2000. Removal of enteric bacteria in a surface flow constructed wetland in Yorkshire, England. *Water Research*, **34**, (6), p. 1941 – 1947.

PRIDE, R. E., NOHRSTEDT, J. S. & BENEFIELD, L. D., 1990. Utilization of created wetlands to upgrade small municipal wastewater treatment systems. *Water, Air, and Soil Pollution*, **50**, 371 – 385.

PNUD (Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento), 1997. *Relatório do Desenvolvimento Humano*, Brasília.

REED, S. C. & BROWN, D. S., 1992. Constructed wetland design – the first generation. *Water Environment Research*, **64**, (6), 776 – 781.

ROQUE, O.C.C., 1997. *Sistema Alternativos de Tratamento de Esgotos Aplicáveis às Condições Brasileiras*. Tese de Doutorado, Rio de Janeiro: Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, 153 p.

ROQUE, O.C.C., 2000. *Sistema de tratamento de esgotos por fossa séptica ativada e filtro anaeróbio moldado*. Mimeo. Governo do Estado do Acre: FUNASA. Acre.

ROQUE, O.C.C. & NASCENTES, A.L., 2002. Projeto UASB/filtro aeróbio de alta taxa. <http://www.ensp.fiocruz.br>, documentos disponíveis, Curso de Especialização em Engenharia de Saúde Pública. Acessado em março de 2004.

ROUSSEAU, D. P. L., VANROLLEGHEM, P. A., PAUW, N. D., 2004. Model – based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. *Water Research*, **38**, 1484 – 1493.

SOARES, S. R. A., BERNARDES, R. S. & NETTO, O. M. C., 2002. Relações entre saneamento, saúde pública e meio ambiente: elementos para a formulação de um modelo de planejamento em saneamento. *Cadernos de Saúde Pública*, **18** (6): 1713-1724.

SOLANO, M.L., SORIANO, P. & CIRIA, M.P., 2004. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. *Biosystems Engineering*, **87**, (1), 109-118.

STOTTA, R., JENKINSB, T., SHABANAC, M. & MAYB, E., 1997. A survey of the microbial quality of wastewaters in Ismailia, Egypt and the implications for wastewater reuse. *Water Science and Technology*, **35**, (11-12), p. 211-217.

STOTTA, R., JENKINSB, T., BAHGATC, M. & SHALABYC I., 1999. Capacity of constructed wetlands to remove parasite eggs from Wastewaters in Egypt. *Water Science and Technology*, **40**, (3), p. 117-123.

STOTTMEISTER, U., WIEßNER, A., KUSCHK, P., KAPPELMEYER, U., KÄSTNER, M., BEDERSKI, O., MÜLLER, R.A. & MOORMANN, H., 2003. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, **22**, p. 93 – 117.

TANNER, C. C., KADLEC, R. H., GIBBS, M. M., SUKIAS, J. P.S. & NGUYEN, M. L., 2002. Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands - influence of wastewater characteristics. *Ecological Engineering*, **18**, 499 – 520.

THURSTON, J. A., GERBA, C. P., FOSTER, K. E. & KARPISCAK, M. M., 2001. Fate of indicator microorganisms, *Giardia* and *Cryptosporidium* in subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, **35**, (6), p. 1547 – 1551.

TRIPHATI, B. D. & UPADHYAY, A. R., 2003. Dairy effluent polishing by aquatic macrophytes. *Water, Air, and Soil Pollution*, **143**, p. 377 – 385.

TUROLLA, F., 2002. Política de saneamento básico: Avanços recentes e opções futuras de políticas públicas. Texto para Discussão nº 922, Brasília: IPEA.

UFRRJ (Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro), 1993. *Plano Diretor do Parque Estadual da Ilha Grande*. 247 pp.

USDA (United States Department of Agriculture), 1996.. Interest increases in using plants for environmental remediation. Economic Research Service. *Industrial Uses*, **6**, 32-36.

USEPA (United States Environmental Protect Agency). A Handbook of Constructed Wetlands. Vol. 1. <http://www.epa.owow/wetlands/pdf/hand.pdf>. Acessado em março de 2004.

USEPA (United States Environmental Protect Agency), 1999. *Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewater*. EPA Report, 625/R-99/010. USEPA, Office of Research and Development, Cincinnati, Ohio.

van KAICK, T. S., 2002. *Estação de Tratamento de Esgotos por meio de Zona de Raízes: uma Proposta de Tecnologia Apropriada para Saneamento Básico no Litoral do Paraná*. Dissertação de Mestrado, Curitiba: Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, 116 pp.

von SPERLING, M., 1996a. Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias – tópicos de relevância. In: Seminário Internacional: “Tendências no Tratamento Simplificado de Águas Residuárias Domésticas e Industriais”, *Anais*, pp. 3-11. Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais.

von SPERLING, M., 1996b. *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos v.1*. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia sanitária e Ambiental – UFMG.

von SPERLING, M., COSTA, A. M. L. M. & CASTRO, A. A., 1995. Esgotos sanitários. In: BARROS, R. T. V., CHERNICHARO, C. A. L., HELLER, L. & von SPERLING, M. (eds.) - *Manual de Saneamento e Proteção Ambiental para os Municípios, volume 2*. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 221 p.

WAXLER, N. E., MORRISON, B. M., SIRISENA, W. M. & PINNADUWAGE, S., 1985. Infant mortality in Sri Lankan households: a casual model. *Social Science & Medicine*, **20** (4): 381-392.

WHO (World Health Organization), 2000. *Global Water Supply and Sanitation Assessment, Report*. WHO, Geneva, Suíça.

YOUNG, T.C., COLLINS, A.G. & THEIS, T.L., 2000. Subsurface flow wetland for wastewater treatment at Minoa, NY. Report to NYSERDA and USEPA, Clarkson University, NY.

ZIRSCHKY, J. & REED, S.C., 1988. The use of duckweed for wastewater treatment. *Journal of the Water Pollution Control Foundation*, **60**, p. 1253–1258.

ANEXO
RESULTADOS COMPLETOS DO PERÍODO DE MONITORAMENTO DO
WETLAND

Tabela 3: Resultados da amostragem do dia 13/10/2004

Parâmetros	Unidade	Afluente	Efluente	% Eficiência
Temperatura	°C	19,9	21,5	-
pH	-	6,98	7,10	-
Oxigênio dissolvido	mg/L	0,3	3,0	-
Condutividade elétrica	µS/cm	553,2	504,6	9
Nitrito (NO ₂ ⁻)	mg/L	0,0235	0,0225	4
Nitrato (NO ₃ ⁻)	mg/L	8,95	5,45	39
Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)	mg/L	46,4 (1)	33,4	28
Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺)	mg/L	66,3 (1)	25,1	62
Fósforo total (P _{Total})	mg/L	2,57	2,34	9
DBO	mg/L	176	78	56
DQO	mg/L	555	89	84
Turbidez	NTU	30,50	6,96	77
Cloretos	mg/L	-	-	-
Sólidos suspensos totais (SST)	mg/L	-	-	-
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	mg/L	-	-	-
Coliformes Totais	UFC/100mL	-	-	-
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100mL	-	-	-
Ovos de helmintos	Unidades/L	2	0	-

- Condições meteorológicas: Céu claro com poucas nuvens e temperatura ambiente de 21 °C.

(1): Por definição o NTK deve ser maior que o NH₄⁺. Essa não conformidade pode ser devido aos diferentes laboratórios em que foram feitas as análises e erros experimentais.

Tabela 4: Resultados da amostragem do dia 27/10/2004

Parâmetros	Unidade	Afluente	Efluente	% Eficiência
Temperatura	°C	20,1	20,9	-
PH	-	6,21	6,44	-
Oxigênio dissolvido	mg/L	1,6	2,6	-
Condutividade elétrica	µS/cm	493,6	507,3	-3
Nitrito (NO ₂ ⁻)	mg/L	0,0270	0,0220	19
Nitrato (NO ₃ ⁻)	mg/L	2,70	2,80	-4
Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)	mg/L	46,0	33,6	27
Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺)	mg/L	28,5	7,5	74
Fósforo total (P _{Total})	mg/L	2,41	2,09	13
DBO	mg/L	119	64	46
DQO	mg/L	244	69	72
Turbidez	NTU	43,10	2,38	94
Cloretos	mg/L	-	-	-
Sólidos suspensos totais (SST)	mg/L	-	-	-
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	mg/L	-	-	-
Coliformes Totais	UFC/100mL	1,65.10 ⁶	4,70.10 ⁵	72
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100mL	1,22.10 ⁶	3,80.10 ⁵	69
Ovos de helmintos	Unidades/L	0	0	-

- Condições meteorológicas: céu nublado com chuvas espessas e temperatura ambiente de 20 °C.

Tabela 5: Resultados da amostragem do dia 16/11/2004

Parâmetros	Unidade	Afluente	Efluente	% Eficiência
Temperatura	°C	22,0	22,0	-
PH	-	6,08	6,98	-
Oxigênio dissolvido	mg/L	1,2	2,6	-
Condutividade elétrica	µS/cm	456,3	501,3	-10
Nitrito (NO ₂ ⁻)	mg/L	0,0320	0,0150	53
Nitrato (NO ₃ ⁻)	mg/L	3,00	2,50	17
Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)	mg/L	46,5 (1)	33,4	28
Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺)	mg/L	52,5 (1)	14,0	73
Fósforo total (P _{Total})	mg/L	1,90	1,62	15
DBO	mg/L	119	67	44
DQO	mg/L	269	80	70
Turbidez	NTU	37,80	1,80	95
Cloretos	mg/L	-	-	-
Sólidos suspensos totais (SST)	mg/L	-	-	-
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	mg/L	-	-	-
Coliformes Totais	UFC/100mL	5,96.10 ⁷	8,10.10 ⁴	99,86
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100mL	4,78.10 ⁷	6,80.10 ⁴	99,86
Ovos de helmintos	Unidades/L	2	0	-

- Condições meteorológicas: céu claro a nublado sem chuvas e temperatura ambiente de 21 °C.

(1): Por definição o NTK deve ser maior que o NH₄⁺. Essa não conformidade pode ser devido aos diferentes laboratórios em que foram feitas as análises e erros experimentais.

Tabela 6: Resultados da amostragem do dia 06/12/2004

Parâmetros	Unidade	Afluente	Efluente	% Eficiência
Temperatura	°C	24,8	22,8	-
PH	-	6,20	6,90	-
Oxigênio dissolvido	mg/L	1,9	2,3	-
Condutividade elétrica	µS/cm	381,3	513,5	-35
Nitrito (NO ₂ ⁻)	mg/L	0,0280	0,0225	20
Nitrato (NO ₃ ⁻)	mg/L	2,95	2,75	7
Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)	mg/L	-	-	-
Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺)	mg/L	56,25	20,5	64
Fósforo total (P _{Total})	mg/L	2,09	1,45	31
DBO	mg/L	-	-	-
DQO	mg/L	223	62	72
Turbidez	NTU	26,30	7,20	73
Cloretos (Cl ⁻)	mg/L	-	-	-
Sólidos suspensos totais (SST)	mg/L	-	-	-
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	mg/L	-	-	-
Coliformes Totais	UFC/100mL	3,00.10 ⁵	1,30.10 ³	99,57
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100mL	1,50.10 ⁵	1,00.10 ³	99,33
Ovos de helmintos	Unidades/L	0	0	-

- Condições meteorológicas: céu claro e temperatura ambiente de 23 °C.

Tabela 7: Resultados da amostragem do dia 20/12/2004

Parâmetros	Unidade	Afluente	Efluente	% Eficiência
Temperatura	°C	26,0	24,0	-
PH	-	7,01	7,09	-
Oxigênio dissolvido	mg/L	0,8	2,9	-
Condutividade elétrica	µS/cm	497,6	427,3	14
Nitrito (NO ₂ ⁻)	mg/L	-	-	-
Nitrato (NO ₃ ⁻)	mg/L	-	-	-
Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)	mg/L	-	-	-
Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺)	mg/L	-	-	-
Fósforo total (P _{Total})	mg/L	-	-	-
DBO	mg/L	-	-	-
DQO	mg/L	193	25	87
Turbidez	NTU	37,80	6,22	84
Cloretos	mg/L	-	-	-
Sólidos suspensos totais (SST)	mg/L	-	-	-
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	mg/L	-	-	-
Coliformes Totais	UFC/100mL	3,90.10 ⁷	6,50.10 ⁶	83,33
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100mL	7,70.10 ⁶	6,00.10 ⁴	99,22
Ovos de helmintos	Unidades/L	0	0	-

- Condições meteorológicas: céu claro e temperatura ambiente de 22 °C.

Tabela 8: Resultados da amostragem do dia 24/01/2005

Parâmetros	Unidade	Afluente	Efluente	% Eficiência
Temperatura	°C	27,0	25,0	-
PH	-	6,81	7,03	-
Oxigênio dissolvido	mg/L	-	-	-
Condutividade elétrica	µS/cm	603,0	581,0	4
Nitrito (NO ₂ ⁻)	mg/L	0,0090	0,0090	0
Nitrato (NO ₃ ⁻)	mg/L	-	-	-
Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)	mg/L	30,0	22,0	27
Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺)	mg/L	22,0	19,0	14
Fósforo total (P _{Total})	mg/L	3,20	3,00	6
DBO	mg/L	-	-	-
DQO	mg/L	154	54	65
Turbidez	NTU	9,59	0,60	94
Cloretos	mg/L	49,07	44,57	9
Sólidos suspensos totais (SST)	mg/L	32,4	19,2	41
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	mg/L	25,6	14,8	42
Coliformes Totais	UFC/100mL	1,05.10 ⁷	9,10.10 ⁵	91,33
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100mL	9,80.10 ⁶	2,24.10 ³	99,98
Ovos de helmintos	Unidades/L	0	0	-

- Condições meteorológicas: céu claro a nublado e temperatura ambiente de 23 °C.

Tabela 9: Resultados da amostragem do dia 21/02/2005

Parâmetros	Unidade	Afluente	Efluente	% Eficiência
Temperatura	°C	27,5	25,0	-
PH	-	6,92	7,04	-
Oxigênio dissolvido	mg/L	0,0	1,5	-
Condutividade elétrica	µS/cm	545,0	558,0	-2
Nitrito (NO ₂ ⁻)	mg/L	0,0100	0,0090	10
Nitrato (NO ₃ ⁻)	mg/L	-	-	-
Nitrogênio total Kjeldahl (NKT)	mg/L	23,0	19,0	17
Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺)	mg/L	18,0	18,0	0
Fósforo total (P _{Total})	mg/L	3,00	3,20	-7
DBO	mg/L	32	4	88
DQO	mg/L	170	120	29
Turbidez	NTU	52,09	2,91	94
Cloretos	mg/L	47,66	45,65	4
Sólidos suspensos totais (SST)	mg/L	114,0	18,0	84
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	mg/L	90,0	17,2	81
Coliformes Totais	UFC/100mL	1,22.10 ⁸	3,90.10 ⁶	96,80
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100mL	2,50.10 ⁷	9,00.10 ⁴	99,64
Ovos de helmintos	Unidades/L	-	-	-

- Condições meteorológicas: céu claro e temperatura ambiente de 27 °C.

Tabela 10: Resultados da amostragem do dia 07/03/2005

Parâmetros	Unidade	Afluente	Efluente	% Eficiência
Temperatura	°C	25,0	23,2	-
PH	-	6,60	6,50	-
Oxigênio dissolvido	mg/L	-	-	-
Condutividade elétrica	µS/cm	578,0	476,0	18
Nitrito (NO ₂ ⁻)	mg/L	0,0200	0,0200	0
Nitrato (NO ₃ ⁻)	mg/L	7,90	8,00	-1
Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)	mg/L	18,0	12,0	33
Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺)	mg/L	13,0	10,0	23
Fósforo total (P _{Total})	mg/L	2,70	2,40	11
DBO	mg/L	14	4	71
DQO	mg/L	110	30	73
Turbidez	NTU	20,50	2,50	88
Cloretos	mg/L	-	-	-
Sólidos suspensos totais (SST)	mg/L	26,0	11,0	58
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	mg/L	10,0	6,0	40
Coliformes Totais	UFC/100mL	1,01.10 ⁷	1,48.10 ⁶	85,35
<i>Escherichia coli</i>	UFC/100mL	5,10.10 ⁶	4,50.10 ⁵	91,18
Ovos de helmintos	unidades/L	1	0	-

- Condições meteorológicas: céu claro e temperatura ambiente de 23 °C.