



**UNIVERSIDADE FEDERAL DA BAHIA**  
ESCOLA POLITÉCNICA  
MESTRADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL URBANA

**LUCIANO RICARDO GOMES SANDES**

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE SISTEMA COMBINADO DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO E *WETLANDS* CONSTRUÍDOS - ESTUDO DE CASO DO ATERRO SANITÁRIO DE VERA CRUZ-BA**

Salvador  
2008

**LUCIANO RICARDO GOMES SANDES**

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE SISTEMA COMBINADO DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO E *WETLANDS* CONSTRUÍDOS - ESTUDO DE CASO DO ATERRO SANITÁRIO DE VERA CRUZ-BA**

Dissertação submetida ao Mestrado de Engenharia Ambiental Urbana – MEAU, da Universidade Federal da Bahia, como requisito para obtenção do grau de Mestre.

Orientadora: Prof<sup>a</sup>. Dr<sup>a</sup>. Viviana Maria Zanta.

Salvador  
2008

## Biblioteca Central Reitor Macêdo Costa - UFBA

- S215 Sandes, Luciano Ricardo Gomes.  
Avaliação da eficiência de sistema combinado de lagoa de estabilização e *wetlands*  
construídos: estudo de caso do aterro sanitário de Vera Cruz - BA / Luciano Ricardo Gomes Sandes.  
- 2008.
- 80 f. : il.
- Inclui anexo.
- Orientador: Profª Dr.ª Viviana Maria Zanta.  
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal da Bahia, Escola Politécnica., 2008.
1. Saneamento. 2. Controle de poluição - Equipamento e acessórios. 3. Aterro sanitário - Estudo de casos - Vera Cruz (BA). 4. Terras inundáveis. 5. Recursos aquáticos. I. Zanta, Viviana Maria. II. Universidade Federal da Bahia, Escola de Engenharia. III. Título.

CDD - 628  
CDU - 628

## FOLHA DE APROVAÇÃO

**LUCIANO RICARDO GOMES SANDES**

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE SISTEMA COMBINADO DE LAGOA  
DE ESTABILIZAÇÃO E WETLANDS CONSTRUÍDOS – ESTUDO DE  
CASO DO ATERRO SANITÁRIO DE VERA CRUZ-BA**

Dissertação para obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental Urbana.

Salvador, 09 de abril de 2008

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Viviana Maria Zanta \_\_\_\_\_  
Universidade Federal da Bahia –UFBA

Prof. PhD. Lafayette Dantas Luz \_\_\_\_\_  
Universidade Federal da Bahia –UFBA

Prof. Dr. Silvio Roberto Magalhães Orrico \_\_\_\_\_  
Universidade Estadual de Feira de Santana - UEFS

“A dúvida é o preço da pureza e é inútil ter certeza.”

*Humberto Gessinger*

## AGRADECIMENTOS

Venho expressar a minha gratidão pela ajuda e incentivo recebido das seguintes pessoas e instituições:

Inicialmente a Deus pelo dom da paciência e sabedoria, que me permitiu chegar ao fim deste trabalho com a desenvoltura necessária;

Agradeço a minha companheira Thereza, que me concedeu o estímulo e incentivo além da oportunidade de realizar este trabalho;

Aos meus pais Luiz e Lucília que desde o início da minha vida me incentivaram a superar limites;

A todos os familiares e amigos que vibram com esta conquista;

Aos colegas do MEAU pelo incentivo, noites de estudo e dedicação além é claro das boas horas de companhia fraterna e amiga;

Ao professor e amigo Luiz Aníbal de Oliveira Santos que foi o grande incentivador da minha entrada no mundo da pesquisa;

A professora Viviana Maria Zanta por termos trabalhado junto nesta pesquisa sob sua orientação;

A Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia – CONDER pelo apoio e incentivo e, sobretudo pela intenção de inovar tecnologicamente;

A todos que de maneira direta ou indireta contribuíram para esta pesquisa, de tal forma que faço aqui o último pedido a todos, que sintam-se abraçados e reconhecidos por mim.

## RESUMO

Esta pesquisa avaliou a eficiência do tratamento de lixiviado de aterro sanitário de Vera Cruz, ilha de Itaparica – BA, em termos de redução de carga orgânica e nutriente. O sistema combinado de tratamento constituiu-se de lagoa facultativa seguida de sistemas úmidos construídos utilizando como agentes, macrófitas enraizadas, taboa (família da *Typhaceae*) e a pirí, gramínea (família da *Poaceae*). O período observado foi os seis meses iniciais de operação. Foram avaliados os parâmetros de Demanda Bioquímica de Oxigênio (D.B.O), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio e Fósforo. Obteve-se resultados de eficiência da ordem de 6,7 a 93,9 % para A DBO<sub>5</sub> e percentuais relativamente baixos para DQO. A remoção de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato ocorreram de forma mais significativa do que a DQO, com picos de eficiências de remoção da ordem de 80,9% para nitrogênio amoniacal. Na remoção de fósforo os resultados indicam que o processo mostrou-se ineficiente para o período estudado. Concluiu-se, portanto que com exceção do Fósforo, os resultados obtidos neste trabalho indicam que os *wetlands* construídos em combinação com lagoas facultativas apresentam bom potencial para assimilarem concentrações de substâncias orgânicas e nitrogênio em sistemas de tratamento de lixiviado de aterros sanitários.

**Palavras-chave:** Lixiviado. Aterro Sanitário. Resíduos Sólidos.

## ABSTRACT

This inquiry valued the efficiency of the treatment of lixiviado of sanitary landfill of *Vera Cruz*, island of *Itaparica* – *BA*, in terms of reduction of organic and nutritious load. The combined system of treatment was constituted of optional pond followed by wet built systems using like agents, aquatic vegetables taken root, *taboa* (family of the Typhaceae) and the *pirí*, gramineous (family of the Poaceae). The observed period was six initial months of operation. There were valued the parameters of Biochemical Demand of Oxygen (D.B.O), Chemical Demand of Oxygen (DQO), Nitrogen and phosphorus. It obtained resulted from efficiency of the order from 6,7 to 93,9 % for a DBO5 and relatively low percentages for DQO. The removal of nitrogen amoniacal, nitrito and nitrate they took place in the form more significant than the DQO, with peaks of efficiency of removal of the order of 80,9 % for nitrogen amoniacal. In the removal of phosphorus the results indicate what the process showed inefficiently for the studied period. One concluded, so that with the exception of the phosphorus, the results obtained in this work indicate that the wetlands built in combination with optional ponds present good potential to assimilate concentrations of organic substances and nitrogen in systems of treatment of lixiviado of sanitary landfills.

**Keywords:** Leachate. Sanitary landfill. Solid Waste.



## LISTA DE FIGURAS

- Figura 01** - Balanço de água com seus componentes e direção para tratamento do lixiviado gerado em *wetland*. 44
- Figura 02** - (a) Vista lagoa Facultativa ETE - AS Vera Cruz; (b) Início da construção dos *wetlands* ETE - AS Vera Cruz. 51
- Figura 03** - (c) Conferência nas dimensões do *wetland* ETE - AS Vera Cruz; (d) Início da implantação dos genótipos. 51
- Figura 04** - (e) Fase inicial com fluxo de lixiviado para fixação da vegetação; (f) Fase posterior após 30 dias de operação. 52
- Figura 05** - (g) Evolução do crescimento da vegetação dos *wetlands* após 02 meses de operação; (h) Vista da evolução do crescimento da vegetação dos *wetlands* após 02 meses de operação. 52
- Figura 06** - (i) Saída da Lagoa facultativa para os *wetlands*; (j) Detalhe da caixa de passagem construída entre a lagoa facultativa e os *wetlands*. 53
- Figura 07** - (l) Detalhe do sistema de saída de lixiviado para o *wetland*; (m) Saída de efluente para descarte no corpo receptor após *wetlands*. 53
- Figura 08** - Pontos de Monitoramento ( $P_n$ ) da ETE - AS Vera Cruz. 55
- Figura 09** - (n) Coleta de amostras para campanha de monitoramento – saída da lagoa facultativa para os *wetlands*; (o) Coleta de amostras para campanha de monitoramento – saída do *wetland* 01 para o *wetland* 02; (p) Medida linear do comprimento das folhas das taboas plantadas nos *wetlands* construídos. 57
- Figura 10** - (q) Vista da evolução do crescimento da vegetação nos *wetlands* após 05 meses de operação com tendência de predomínio da *Typha sp.* (r) Evolução do

crescimento da vegetação nos *wetlands* após 15 meses de operação com predominância, quase que total da *Typha sp.* 58

**Figura 11** - Variação de DBO<sub>5</sub> na entrada e saída do sistema de *wetlands* ao longo do tempo de observação no aterro sanitário de Vera Cruz – Ba. 61

**Figura 12** - Variação de DQO na entrada e saída do sistema de *wetlands* ao longo do tempo de observação no aterro sanitário de Vera Cruz – Ba. 63

**Figura 13** - Variação de FÓSFORO TOTAL na entrada e saída do sistema de *wetlands* ao longo do tempo de observação no aterro sanitário de Vera Cruz – Ba. 65

**Figura 14** - Variação de NITROGÊNIO AMONÍACAL na entrada e saída do sistema de *wetlands* ao longo do tempo de observação no aterro sanitário de Vera Cruz – Ba 68

**Figura 15** - Variação de NITRITO na entrada e saída do sistema de *wetlands* ao longo do tempo de observação no aterro sanitário de Vera Cruz – Ba. 69

**Figura 16** - Variação de NITRATO na entrada e saída do sistema de *wetlands* ao longo do tempo de observação no aterro sanitário de Vera Cruz – Ba. 70

**Figura 17** - Variação de pH na entrada e saída do sistema de *wetlands* ao longo do tempo de observação no aterro sanitário de Vera Cruz – Ba. 73

**Figura 18** - Projeto de Wetlands Construídos na ETE – AS ITAPARICA 89

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 01</b> - Eficiência de remoção de poluentes em <i>wetlands</i>	31
<b>Tabela 02</b> - Porcentagem de fósforo nos tecidos de plantas usadas em <i>wetlands</i>	39
<b>Tabela 03</b> - Concentração de fósforo (mg/L) em diversas alturas numa <i>wetland</i> em solo saturado	42
<b>Tabela 04</b> - Concentração de nitrogênio (mg/L) de lixiviados de RSU's	46
<b>Tabela 05</b> - Concentração de ânions (mg/L) em lixiviados de RSU's	46
<b>Tabela 06</b> - Concentração típica de vários constituintes de lixiviados de RSU's	47
<b>Tabela 07</b> - Concentração de metais em lixiviados de RSU's	47
<b>Tabela 08</b> - Parâmetros físico químicos do lixiviado coletado nos pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4 no sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Vera Cruz (Instante t=0) Amostra de Monitoramento – Maio/05	56
<b>Tabela 09</b> - Percentual de remoção de DBO <sub>5</sub> nos <i>wetlands</i>	61
<b>Tabela 10</b> - Percentual de remoção de DQO	63
<b>Tabela 11</b> - Percentual de remoção de Fósforo	66
<b>Tabela 12</b> - Percentual de remoção de Nitrogênio Amoniacal	69
<b>Tabela 13</b> - Percentual de remoção de Nitrito	70
<b>Tabela 14</b> - Percentual de remoção de Nitrato	71
<b>Tabela 15</b> - Parâmetros físico químicos do lixiviado coletado nos pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4 no sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Vera Cruz (Instante t=0) Amostra de Monitoramento – Maio/05	83
<b>Tabela 16</b> - Parâmetros físico químicos do lixiviado coletado nos pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4 no sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Vera Cruz (Instante t=1). Amostra de Monitoramento – Junho/05	84

**Tabela 17** - Parâmetros físico químicos do lixiviado coletado nos pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4 no sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Vera Cruz (Instante t=2) Amostra de Monitoramento – Julho/05 85

**Tabela 18** - Parâmetros físico químicos do lixiviado coletado nos pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4 no sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Vera Cruz (Instante t=3). Amostra de Monitoramento – Agosto/05 86

**Tabela 19** - Parâmetros físico químicos do lixiviado coletado nos pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4 no sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Vera Cruz (Instante t=4). Amostra de Monitoramento – Setembro/05 87

**Tabela 20** - Parâmetros físico químicos do lixiviado coletado nos pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4 no sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Vera Cruz (Instante t=5). Amostra de Monitoramento – Outubro/05 88

**LISTA DE SIGLA**

<b>Al</b>	Alumínio
<b>Al(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>H<sub>2</sub>O</b>	Variscite
<b>Al<sub>3</sub>(OH)<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> 5H<sub>2</sub>O</b>	Wavellit
<b>AS Vera Cruz</b>	Aterro Sanitário de Vera Cruz
<b>CaCO<sub>3</sub></b>	Carbonato de cálcio
<b>COT</b>	Carbono orgânico total
<b>CONDER</b>	Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia
<b>Ca<sub>5</sub>(Cl F)(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub></b>	Apatita
<b>Ca<sub>5</sub>(OH)(PO<sub>4</sub>)<sub>3</sub></b>	Hidroxilapatita
<b>cm</b>	Centímetro
<b>DBO</b>	Demanda Bioquímica de Oxigênio
<b>DQO</b>	Demanda Química de Oxigênio
<b>ETE's</b>	Estações de Tratamento de Efluentes
<b>EUA</b>	Estados Unidos da Américas
<b>Fe</b>	Ferro
<b>Fe(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>H<sub>2</sub>O</b>	Strengite
<b>Fe<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>8H<sub>2</sub>O</b>	Vivianite
<b>FeOH<sub>3</sub></b>	Hidróxido férrico
<b>km<sup>2</sup></b>	Quilometro quadrado
<b>LABDEA</b>	Laboratório do Departamento de Engenharia Ambiental
<b>m</b>	Metro
<b>M<sub>1</sub></b>	Massa do poluente na entrada do <i>wetland</i>

<b>M<sub>2</sub></b>	Massa do poluente na saída do <i>wetland</i>
<b>mg/L</b>	Miligramas por litro
<b>N</b>	Nitrogênio
<b>NA</b>	Não aplicável
<b>N<sub>2</sub></b>	Nitrogênio gasoso
<b>N<sub>2</sub>O</b>	Óxido nítrico
<b>NH<sub>3</sub></b>	Amônia
<b>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	Sais de amônio
<b>NO<sub>2</sub><sup>-</sup></b>	Nitrito
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b>	Nitrato
<b>P</b>	Fósforo
<b>PE</b>	Pernambuco
<b>pH</b>	Concentração de íons de Hidrogênio
<b>P.V.C</b>	Poli cloreto de vinila
<b>RAFA</b>	Reator anaeróbio de fluxo ascendente
<b>RJ</b>	Rio de Janeiro
<b>RMS</b>	Região Metropolitana de Salvador
<b>RSU's</b>	Resíduos sólidos urbanos
<b>RSS</b>	Resíduos dos serviços de saúde
<b>SD</b>	Sem detecção
<b>SEPLANTEC</b>	Secretaria Planejamento Ciência e Tecnologia do Governo do Estado da Bahia
<b>WFH</b>	<i>Wetland</i> de fluxo horizontal
<b>WFV</b>	<i>Wetland</i> de fluxo vertical

## SUMÁRIO

<b>RESUMO</b>	VII
<b>ABSTRACT</b>	VIII
<b>LISTA DE FIGURAS</b>	IX
<b>LISTA DE TABELAS</b>	XI
<b>LISTA DE SIGLAS</b>	XIII
<b>SUMÁRIO</b>	XV
<b>1 INTRODUÇÃO</b>	<b>17</b>
<b>2 OBJETIVOS</b>	<b>22</b>
2.1 OBJETIVO GERAL	22
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	22
<b>3 FUNDAMENTOS BÁSICOS</b>	<b>23</b>
3.1 BREVE HISTÓRICO DO USO DOS WETLANDS	23
3.2 CARACTERÍSTICAS DOS WETLANDS	25
3.2.1 Mecanismos de Remoção de Nitrogênio em <i>Wetlands</i>	33
3.2.2 Mecanismos de Remoção de Fósforo em <i>Wetlands</i>	35
3.3 CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO	40
<b>4 METODOLOGIA</b>	<b>46</b>
4.1 IDENTIFICAÇÃO DO OBJETO DE ESTUDO	46
4.1.1 O sistema de tratamento de lixiviados do aterro sanitário de Vera Cruz – Ba.	46
4.2 OBSERVAÇÃO EXPERIMENTAL	52
4.2.1 Coleta de amostras e análises realizadas	52
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b>	<b>57</b>
5.1 ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES NO SISTEMA COMBINADO DE TRATAMENTO DO AS DE VERA CRUZ.	58
5.2 EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA BIODEGRADÁVEL - DBO	58

5.3	EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE DQO	60
5.4	EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE FÓSFORO	63
5.5	EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL, NITRITOS E NITRATOS	65
5.6	COMPORTAMENTO DO PH	69
5.7	OBSERVAÇÃO VISUAL DO ASPECTO FÍSICO DAS ESPÉCIES VEGETAIS EMPREGADAS	72
<b>6</b>	<b>CONCLUSÃO</b>	<b>74</b>
	<b>REFERÊNCIAS</b>	<b>76</b>
	<b>ANEXOS</b>	<b>80</b>



# 1 INTRODUÇÃO

O crescimento urbano, a industrialização e a decorrente elevação dos patamares de consumo vêm provocando o aumento da geração de poluentes no planeta, principalmente, daqueles que representam impactos diretos e indiretos nos recursos hídricos.

Trabalhos desenvolvidos por diversos pesquisadores, e citados por Philippi e Sezerino (2004), indicam a reutilização de efluentes e concepções em sistemas fechados, com a minimização ou até mesmo inexistência de geração de efluentes, tendo como finalidade principal a gestão sustentável dos recursos hídricos.

É também da ordem do dia para diversas organizações internacionais a ênfase para os processos de tratamento de esgotos, que priorizem o baixo consumo energético e a fácil operação e manutenção.

Entre as técnicas de tratamento usualmente empregadas, muitas vezes de forma combinada, pode-se mencionar: lagoas anaeróbias, aeróbias e facultativas, nanofiltração, lodos ativados e mais recentemente áreas úmidas ou *wetlands* construídos.

Os sistemas biológicos convencionais de tratamento de efluentes utilizam a mesma demanda energética utilizados pelos *wetlands* naturais no tratamento de cada metro cúbico de efluente. Os *wetlands* naturais utilizam fontes de energia diferentes, a exemplo das energias renováveis como radiação solar, energia cinética dos ventos, energia química das águas, da superfície da água e do subsolo e ainda

aproveitam o potencial de energia contida na biomassa e no solo (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

De acordo com Salati Jr. *et al.*, 1999, o *wetland*, termo de origem inglesa, traduzido como terra úmida, caracteriza-se por designar diversos ecossistemas naturais, que ficam parcialmente ou completamente inundados durante um determinado período do ano, independentes de serem naturais ou construídos. Estes sistemas de transição entre ambientes terrestres e aquáticos abrigam inúmeros processos e agentes como animais, plantas, solo e luz solar que interagem com o recebimento, doação e reciclagem de nutrientes e matéria orgânica de forma continuada (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Tais características e propriedades destes ecossistemas sofrem variações dependendo da localização e morfologia geológica dos solos em que são construídos.

A utilização de sistemas de *wetlands* construídos de escoamento sub-superficial de fluxo vertical, seguido de fluxo horizontal, serve para promover a remoção de nitrogênio através da nitrificação seguido da desnitrificação. (SERAFIM, 2003).

A utilização de *wetlands* construídos como tratamento complementar na remoção de nutrientes vem sendo estudada desde a década de 80, por inúmeros grupos de pesquisa no intuito de desenvolver formas e arranjos para promover a depuração da matéria carbonácea, além de polimento ou remoção de nutrientes (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

De acordo com Souza *et al.*, (2004), os *wetlands* construídos são sistemas artificialmente projetados, que utilizam plantas aquáticas do tipo macrófitas em substratos construídos com areia, cascalhos ou outro material inerte, sendo

neste ambiente o local de proliferação de biofilme, que agregam populações variadas de microrganismos, os quais por meio de processos biológicos, químicos e físicos, tratam águas residuárias.

O Nordeste do Brasil apresenta uma irradiação solar constante por quase todo o ano, o que favorece o processo fotossintético das macrófitas possibilitando desta forma a utilização de *wetlands* como tecnologia no tratamento de esgotos domésticos. Estudos realizados por Sousa *et al.*, 2001 e Sousa *et al.*, 2003 indicam resultados satisfatórios sobre a aplicabilidade de sistemas de *wetlands* construídos com fluxos sub-superficiais no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.

Por sua vez, os trabalhos realizados por Ceballos *et al.*, (2000) e Meira, (2002) sobre *wetlands* vegetados construídos apresentaram bom rendimento para o tratamento de água superficial poluída. Utilizaram como base três sistemas de *wetlands* operados com efluentes advindos de reator tipo RAFA (reator anaeróbio de fluxo ascendente), para remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo), de organismos patogênicos e de matéria carbonácea remanescente, durante três anos de monitoramento.

De acordo com os estudos de Philippi e Sezerino (2004), os sistemas de *wetlands* têm demonstrado grande utilidade para purificação de água em diversas situações, sendo necessária uma caracterização dos componentes dos efluentes que se deseja tratar.

*Wetlands* construídos vem sendo cada vez mais utilizado como alternativa no tratamento de águas residuárias em diversos países desenvolvidos, particularmente em países europeus, a exemplo da Suécia, Noruega, Dinamarca, Inglaterra entre outros.

O lixiviado de aterros sanitários pode se constituir em um dos grandes poluidores do solo, das águas subterrâneas e superficiais . Este efluente é formado pela soma do teor de umidade natural dos resíduos, acrescida da umidade devido a infiltração e absorção da água de chuva, mais uma parcela agregada pela ação de microrganismos, enzimas, produtos solubilizados, dissolvidos, resultado da degradação da matéria orgânica presente nos resíduos sólidos (ZANTA *et al.*, 2006).

A composição do lixiviado está condicionada a uma série de fatores e sua composição química é variável, dependendo muito dos tipos de resíduos que são depositados no aterro sanitário.

Em alguns aterros sanitários, a má operação gerada pela falta de compactação e recobrimento dos resíduos promove a geração de uma grande quantidade de lixiviado a ser tratado, o que implica em sistemas de tratamento com altos tempos de residência e com grande desperdício de áreas e energia para construção de Estações de Tratamento de Efluentes (ETE's).

Para o tratamento de esgotos domésticos e efluentes industriais, existem alguns estudos que relatam a eficiência dos *wetlands* na remoção de poluentes.

Nos trabalhos existentes na literatura é utilizada a técnica de *wetlands* com a função de pós-tratamento tendo como uma fase inicial lagoas de estabilização, a exemplo dos trabalhos de Philippi e Sezerino, (2004). Cabe destacar, que estes autores citam que esta técnica apresenta grande potencial de aplicação devido ao baixo custo de implantação, simplicidade operacional e baixo grau de mecanização, pois nestes ambientes a alta diversidade biológica e a lenta infiltração no solo promovem uma excelente depuração de nutrientes e remoção de sólidos em suspensão.

Ferreira *et al*, (2006) relatam que a avaliação dos *wetlands* para o tratamento de lixiviados de aterros sanitários de RSU's ainda não é amplamente explorada implicando na insuficiência de dados literários sobre o assunto.

Portanto, buscou-se com este trabalho obter maiores informações a respeito da aplicação desta técnica no tratamento de lixiviado de aterro sanitários já que se observou a existência de poucos relatos na literatura pertinente.

## 2 OBJETIVOS

Os objetivos da presente pesquisa são:

### 2.1 OBJETIVO GERAL

- Avaliar a eficiência do tratamento de lixiviado de aterro sanitário em termos de redução de concentrações orgânicas e nutrientes em sistemas úmidos construídos (*wetlands*) que atuam como pós - tratamento de uma lagoa facultativa. Para esta pesquisa foi utilizado macrófitas enraizadas, mais especificamente taboa (*Typha sp.* família da *Typhaceae*) e a pirí (Gramínea família da *Poaceae*) cuja espécie não foi identificada.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Determinar o desempenho de tratamento na remoção da concentração de parâmetros físico-químicos, tais como, DBO, DQO, Nitrogênio, e Fósforo no lixiviado estudado;
- Analisar os resultados obtidos quanto à remoção de concentração de DBO e DQO e nutrientes, em relação aos fatores operacionais existentes no sistema de tratamento de lixiviados utilizado como objeto de estudo.

### 3 FUNDAMENTOS BÁSICOS

#### 3.1 BREVE HISTÓRICO DO USO DOS *WETLANDS*

Os *wetlands* são definidos como áreas úmidas ou alagados, que possuem um ecossistema próprio, e que passam boa parte ou toda parte do tempo em regime submerso com água a pouca profundidade (MITSCH e GOSSELINK, 1993).

Nos últimos 30 anos foi observado o interesse real pela mudança de comportamento frente à utilização dos *wetlands*, e após 20 anos de pesquisa ocorre à implantação do primeiro *wetland* construído em Othfresen, na Alemanha, para o tratamento de águas residuárias domésticas.

O tratamento em *wetlands* se inicia na Europa nos idos de 1960 sendo utilizado para redução dos efluentes orgânicos industriais (MULAMOOTTIL *et al.*, 1998). Na América do Norte as experiências se iniciam em 1975 (KADLEC *et al.*, 1986).

Segundo McBean (1995) o potencial de expansão do uso de *wetlands* construídos para o tratamento de lixiviado de RSU's ocorre no meio da década de 70 com o conhecimento de casos de degradação ambiental causada pela migração do lixiviado. O autor ressalta ainda que o lixiviado de aterro sanitário apresenta variações na suas características qualitativas e quantitativas.

Os *wetlands* com leitos de junco (*Scirpus californicus*) foram utilizados desde a década de 60 na Europa para redução de compostos orgânicos de

efluentes industriais. O tratamento de lixiviado em *wetlands* tem sido muito empregado nos Estados Unidos desde 1989 e com desempenho satisfatório nos estados americanos de Mississippi, Indiana, Pensilvânia e oeste da Virgínia (MULAMOOTTIL *et al.*, 1998).

Existem cerca de 1.000 sistemas de *wetlands* na América do Norte e um número comparável na Europa. Segundo Mulamoottil *et al.*, (1998) estes são usados para o tratamento de vários tipos de efluentes incluindo micro drenagem, águas urbanas e de agricultura, lixiviados de RSU's e vários efluentes industriais.

Os *wetlands* construídos possuem características similares aos naturais e são ainda ecossistemas que geralmente aceitam o tratamento de vários tipos de águas residuárias conforme mencionado acima. Não obstante, no Brasil, África, Ásia e Austrália cresce rapidamente o número de *wetlands* construídos para tratamento de efluentes (KADLEC e KNIGHT *apud* ANJOS, 2003).

Valentim, (2003) na sua tese de doutorado reuniu 18 trabalhos e artigos brasileiros que foram sumarizados em um quadro com o intuito de demonstrar o potencial de uso desta tecnologia para tratamento de efluentes. Nesta sumarização o autor reuniu apenas uma publicação sobre tratamento de lixiviado de RSU's, indicando a escassez de trabalhos que estudem o uso de *wetlands* no tratamento de lixiviado de aterros sanitários. Este único trabalho é de Campos *et al.*, (2002) que utilizou *Typha sp.* (taboa) e uma espécie de gramínea para tratamento de chorume (lixiviado) do aterro sanitário do município de Piraí-RJ. Este trabalho teve como um dos seus autores o professor João Ferreira que também é citado como referência bibliográfica nesta dissertação.

A pouca utilização de *wetlands* construídos no tratamento do lixiviado de RSU's, não é só exclusividade do Brasil. Nos Estados Unidos foi executado de forma



bem sucedida em alguns poucos locais, a exemplo de Ithaca (NY), que opera desde 1989 utilizando *wetlands* de fluxo sub-superficial e Escambia County (FL), que desde 1990 opera, com sucesso, *wetlands* de fluxo superficial (MULAMOOTTIL *et al.*, 1998).

O uso de *wetlands* construídos tem se demonstrado promissor para o tratamento de um grande número de compostos orgânicos e principalmente para os subprodutos do lixiviado de aterros sanitários de RSU's (MULAMOOTTIL *et al.*, 1998).

Segundo Kadlec e Knight (1996), os *wetlands* são eco-tecnologias emergentes com potencial para tratar o lixiviado de aterros sanitários de RSU's.

### 3.2 CARACTERÍSTICAS DOS *WETLANDS*

Os *wetlands* naturais propiciam os processos de autodepuração por estarem inundadas constante ou sazonalmente em suas áreas de alagamento. Possuem uma vegetação adaptada à vida em áreas embrejadas, possuindo grande importância ecológica e auxiliando na melhoria ou manutenção de bons padrões de qualidade da água.

Entre os representantes de áreas alagadas estão as várzeas de rios, pântanos, brejos e estuários com características férteis e produtivos que apresentam grande diversidade biológica. Trata-se de um ecossistema equilibrado, com a reciclagem de nutrientes através da interação entre água, vegetais e solo, obtida através de processos biogeoquímicos (D'AMBRÓSIO, 2007).

Segundo D'ambrósio, (2007) 6% da superfície sólida do planeta é ocupada por *wetlands* naturais. Estes estão cada vez mais sendo drenados ou aterrados para expansão urbana ou para insumos necessários a esta expansão a exemplo de represas, depósitos de lixo ou lançamento de outros poluentes.

O uso de *wetlands* construídos visa, sobretudo, propiciar a conservação dos *wetlands* naturais otimizando os resultados para o tratamento de poluentes como a matéria orgânica, reciclando nutrientes e melhorando a qualidade do efluente a ser tratado (MARQUES, 1999).

Para melhoria da qualidade da água os *wetlands* naturais desempenham um papel muito importante. Mas para o tratamento de efluentes agressivos este potencial vem sendo cada vez mais estudado. Segundo Anjos (2003), estudando um *wetland* natural em Santo Amaro, na Bahia, este apresentou eficiência de 100% para retenção de cobre e zinco, 82% de retenção para chumbo e 73% para cádmio quando utilizado como medida de controle da contaminação presente em uma pilha de escória abandonada e impregnada por metais pesados.

O uso de *wetlands* construídos para o tratamento secundário e terciário de águas residuárias está ocorrendo em vários locais pelo mundo (SALATI JR *et al.*, 1999), pois são de fácil construção operação e manutenção. Os elementos básicos de um *wetland* são o substrato, as macrófitas aquáticas, biofilme microbiano, a distribuição da água no leito drenante.

Como substratos podem ser usados resíduos de mineração como areia, *silte*, cascalho, brita ou outro material inerte. No substrato os espaços vazios permitem o escoamento do lixiviado ou da água poluída, de acordo com sua permeabilidade. Constitui aliado às raízes das macrófitas aquáticas, local ideal para a remoção de nutrientes e para agregação da população de microrganismos para

por meio físico, químico e biológico promoverem o tratamento do efluente. (SOUSA *et al.*, 2000; SOUSA *et al.*, 2003 *apud* SOUZA *et al.*, 2004).

As macrófitas aquáticas utilizadas no sistema de *wetlands* construídos podem ser as espécies vegetais emergentes ou flutuantes, que se caracterizam por fácil propagação e crescimento rápido com alta capacidade de absorção de poluentes associada à tolerância a ambiente rico em nutrientes, além de fácil manejo. As espécies vegetais mais comuns são as dos gêneros *Typha*, *Juncos*, *Scirpus*, *Carex* e *Phragmites*. (JOLY, 1991 *apud* DÁMBROSIO, 2007).

O mecanismo dos vegetais é de incorporar o ar pelas folhas transferindo-o aos rizomas e raízes. A transferência de ar aumenta a degradação aeróbia dos compostos orgânicos pela presença do oxigênio (BRIX, 1997).

O oxigênio passa das raízes ao substrato, que pode apresentar-se em condições de anaerobiose por estar submerso.

Para estes tipos de *wetland* são construídos canais longos e estreitos onde a água escoar pela superfície do solo cultivado com plantas emergentes.

De acordo com Philippi e Sezerino (2004), as macrófitas aquáticas auxiliam no tratamento terciário para remoção de nutrientes, sendo o fósforo e o nitrogênio incorporados à biomassa das plantas.

De forma sucinta a ação dessas plantas dentro desse sistema depurador pode ser descrita como sendo o transporte de oxigênio para a rizosfera, a absorção de nutrientes e metais pelas plantas, a adsorção de partículas pelo sistema radicular das plantas e o transporte de oxigênio para a rizosfera.

Dentre os aspectos positivos de implantação deste elemento, pode-se destacar o baixo custo de implantação, a alta produção de biomassa que pode ser

utilizada na produção de ração animal, e a alta eficiência de melhoria dos parâmetros que caracterizam os recursos hídricos (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

É na rizosfera, raízes e substrato que o filme biológico se apresenta sendo este formado da composição de bactérias, protozoários, micrometazoários e outros microrganismos, que funcionam como decompositores da matéria orgânica presente em frações de sais inorgânicos disponibilizando desta forma estes nutrientes para as espécies plantadas (MARQUES, 1999).

Na distribuição da água residuária pelo leito deve se buscar a simplicidade de manutenção e operação. As estruturas de entrada e saída da água de alimentação podem ser trincheiras cheias de pedras para facilitar a distribuição do afluente por todo o leito, diminuir o impacto da correnteza sobre o biofilme e garantir a máxima assimilação de poluentes.

Para o fluxo de líquidos nos *wetlands* devem ser tubos de P.V.C., e que também tenham a função de controlar o nível de água no meio.

Na formação do biofilme uma população de bactérias heterótrofas, que são geralmente habitantes destas águas naturais se prolifera no substrato, promovendo a autodepuração dessa água. A degradação biológica dos poluentes orgânicos encontrados em *wetlands* artificiais tem em seu substrato e raízes o elemento mais importante para degradação destes (HAGENDORF *et al.*, 2000).

Estes ecossistemas apresentam a combinação de vários fatores tais como alta sucção de líquidos pelas plantas, alta capacidade de criação de sedimentos com fenômenos de adsorção entre a superfície e as plantas, interface aeróbia-anaeróbia e atividade de sua população microbiológica (URBANIC-BERCICI, 1994).

Projetos de *wetlands* devem ser executados de forma a manter uma quantidade de água adequada que permita o estabelecimento da vegetação escolhida. Porém, mesmo com regimes hidráulicos intermitentes num *wetland* construído para tratamento, o uso de vegetação resistente aos períodos de seca se faz necessário para auto-sustentabilidade do sistema. Os períodos que estão inundados definem as populações animais e vegetais nos *wetlands*. (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Segundo Ferreira e Anjos, (2003), está entre as propriedades dos *wetlands* a sedimentação e filtração de sólidos, absorção de matéria orgânica e nutriente, adsorção e oxidação de metais, simultaneidade na digestão aeróbia e anaeróbia de compostos orgânicos transformando estes em produtos menos danosos ao meio ambiente inclusive com nutrientes essenciais para biota dos *wetlands*.

O tipo de fluxo hidráulico interno de *wetland* também é importante na eficiência no tratamento de efluentes, sendo estes divididos em dois tipos:

- *Wetland* de fluxo horizontal (WFH) ou Superficial – Quando é o fluxo que percorre vagarosamente a superfície do solo e flui no sentido horizontal da entrada até a saída do *wetland*, passando pelas zonas aeróbias e anaeróbias.
- *Wetland* de fluxo vertical (WFV) ou Sub-superficial - Quando o fluxo é distribuído intermitentemente percorrendo uma tubulação dentro do *wetland*, próxima do solo, perfurada e tamponada na sua extremidade, o que obriga o efluente a deslocar-se no sentido vertical (de baixo para cima) após a sua entrada no *wetland*.

No *wetland* construído com fluxo horizontal, as plantas têm duas funções, uma é o fornecimento de oxigênio e a outra o aumento na condutividade hidráulica. Neste processo pode-se verificar uma ótima remoção do nitrogênio e fósforo. Já o fluxo vertical, pode ser utilizado quando houver necessidade da condutividade hidráulica e promoção de um maior contato com o substrato para crescimento do biofilme, o que gera o aumento do potencial de degradação dos poluentes implicando ainda na possibilidade de redução de áreas para implantação deste tipo de tratamento (FERREIRA e ANJOS, 2003).

Ainda em relação ao tipo de fluxo, o do tipo horizontal é o mais indicado para períodos iniciais de remoção de sólidos em suspensão, DBO e bactérias, enquanto o de fluxo vertical é mais eficiente na complementação da nitrificação por apresentar maior incremento de oxigênio para o substrato (ECOCELL, 1999).

A eficiência de remoção varia de efluente para efluente. A Tabela 01 apresenta parâmetros de remoção médios obtidos em sistemas de tratamento existentes nos EUA e na Europa, para efluentes domésticos.

**Tabela 01** – Eficiência de remoção de poluentes em *wetlands*.

Parâmetro	Remoção (%)
DQO	80-98%
DBO <sub>5</sub>	80-98%
Sólidos Suspensos Totais	90-98%
Nitrogênio Total	60-90%
Fósforo Total	60-90%
Coliformes Totais	99,9%
Coliformes Fecais	99,9%

Fonte: Adaptado ECOCELL, 1999, *apud* Water Environment Federation.

Autores como Robinson, (1993) Kadlec e Knight, (1996) Maurice *et al.*, (2001) referenciam o *wetland* como um dos componentes eficientes para tratamento de lixiviado de RSU's, visando, sobretudo obter um efluente de qualidade melhor,

pois esta tecnologia permite mesmo em *wetlands* artificiais com plantas aquáticas como taboa, junco, aguapé, etc., purificar o efluente através de processos físicos, químicos e biológicos.

No trabalho apresentado por Ferreira e Anjos, (2003) os autores relacionam, tendo como base os trabalhos de Metcalf e Eddy (1991), Mulamootil *et al.*, (1998), os mecanismos de tratamento de *wetlands* que transformam e transferem os poluentes para o solo, plantas, água e ar.

De acordo com Ferreira e Anjos, (2003, p. 3), os mecanismos que envolvem o tratamento de efluentes em *wetlands* são:

1. Sólidos em Suspensão: Nos sistemas superficiais, os sólidos são removidos em parte por sedimentação e em parte por filtração por meio da vegetação. Em sistemas sub-superficiais a remoção ocorre principalmente pela filtração no solo ou no substrato utilizado.
2. Matéria Orgânica: A remoção ocorre por degradação biológica. Os microrganismos responsáveis pela degradação se encontram associados ao lodo ou filme que são desenvolvidos na superfície das partículas sólidas e na região das raízes da vegetação. Os mecanismos de degradação são oxidação e digestão anaeróbia.
3. Nitrogênio: A transformação e remoção de nitrogênio em sistemas naturais envolvem um sistema complexo de processos e reações. O nitrogênio amoniacal, geralmente presente em altas concentrações em lixiviado, pode ser removido por volatilização (<10%), ou adsorvido temporariamente por meio de nitrificação biológica, sob condições aeróbias. Para alcançar remoção real de nitrogênio, a vegetação "morta" deve ser removida do sistema, para evitar a volta do nitrogênio ao sistema como nitrogênio orgânico.
4. Fósforo: O fósforo, que geralmente ocorre como ortofosfato, é adsorvido por argilominerais e certas frações orgânicas de solo. A precipitação química com cálcio (em pH neutro ou alcalino) e ferro ou alumínio (em pH ácido) ocorre em menor taxa do que a adsorção. O fósforo é firmemente adsorvido e é resistente à lixiviação.
5. Metais Pesados: A remoção de metais pesados se dá principalmente por sorção e em menor proporção, por captura pela raiz da planta. A capacidade de retenção para a maioria dos metais pelo solo e sedimentos é geralmente muita alta, especialmente a pH acima de 6,5. Em menor pH e em condições anaeróbias, alguns metais são solúveis e podem ficar presentes em solução. Eficiências mais baixas de remoção são esperadas para sistemas de *wetlands* superficiais devido ao limitado contato da água com o solo e sedimentos e das condições anaeróbias nos sedimentos.

Os principais fatores de influência no desempenho de *wetlands* estão associados ao solo ou sedimento, o regime hidrológico e a vegetação. A interação entre estes componentes influencia diretamente a eficiência do *wetland* na remoção de contaminantes (ECOCELL, 1999).

A taboa (*Typha sp.*) já é uma planta com grande vocação no tratamento de efluentes, e em particular o efluente gerado em aterros sanitários de RSU's (FERREIRA e ANJOS, 2003; VALENTIM, 2003, MAURICE *et al.*, 2001; KADLEC *et al.*, 1997). Estas plantas sofreram uma adaptação morfológica para se desenvolverem em sedimentos inundados em decorrência dos grandes volumes de espaços internos capazes de transportar oxigênio para o sistema radicular.

A DBO e a DQO são poluentes que merecem muita atenção em lixiviados de RSU's, uma vez que representam diminuição de oxigênio presente nas águas. Para águas residuárias domésticas cerca de 90% da eliminação da DQO ocorre em um período de 07 dias de detenção em *wetlands* de fluxo superficial. A redução de nutrientes, compostos de fósforo e nitrogênio, requer um tempo maior de retenção do substrato em *wetlands*. Para eliminar os nutrientes em cerca de 90% é necessária uma retenção de 14 dias em *wetlands* de fluxo superficial (KADLEC e KNIGHT, 1996).

A vegetação de *wetlands* pode ser a mais variada possível conforme já foi descrito. A vegetação é a principal responsável pela reciclagem de sais minerais, além de remover metais pesados e compostos orgânicos. Os mecanismos incluem oxidação e digestão anaeróbia (MULAMOOTTIL *et al.*, 1998).

Segundo Philippi e Sezerino, (2004) o papel da vegetação nos *wetlands* construídos é de tolerar os ambientes saturados, apresentar boa adaptabilidade e potencial de crescimento, promover boas condições para o processo físico de



filtração, promoção de área disponível para aderência de microrganismos nas raízes, melhorar a condição para sedimentação dos sólidos presentes, evitar que os ventos movimentem a massa líquida impedindo a re-suspensão de sólidos depositados e principalmente a retirada de nutrientes para aporte nutricional das plantas.

### 3.2.1 Mecanismos de Remoção de Nitrogênio em *Wetlands*

A eficiência de *wetlands* para remoção e controle de compostos de nitrogênio é muito importante, para evitar o processo de eutrofização em corpos d'água que afetam a concentração de oxigênio presente na água, além de serem tóxicos para os vertebrados e invertebrados aquáticos.

Para as plantas estes compostos, em concentrações adequadas, tem um papel benéfico para o seu desenvolvimento e adaptação ao meio. As plantas utilizam enzimas redutoras para converter o nitrogênio oxidado a formas mais simples, porém na presença de nitrogênio amoniacal a produção destas enzimas diminui, com relevância para ambientes com altas concentrações de amônia e nitrato uma vez que as plantas podem ser inibidas e o nitrato não ser assimilado (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Estes compostos apresentam uma variedade de formas orgânicas e inorgânicas e podem formar compostos com várias valências que se oxidam variando de -3 a +5, uma vez que o nitrogênio tem em sua última camada três posições de elétrons disponíveis (LAUTENSCHLAGER, 2001).

A principal forma de nutriente para os vegetais são os nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ), que podem ser obtidos por bactérias fixadoras de nitrogênio e das descargas elétricas que ocorrem na atmosfera. Neste ciclo ocorrem quatro mecanismos importantes:

1. Fixação do nitrogênio: ocorre por meio dos chamados organismos simbióticos de vida livre e fotossintético. Entre os organismos, destaca-se a espécie *Rhizobium* em associação simbiótica (mutualismo) com raízes das plantas. A importância desses organismos está em ser uma alternativa ecológica ao uso dos fertilizantes nitrogenados sintéticos. A fixação mais importante é feita pela via biológica, sendo que os organismos simbióticos produzem cem vezes mais que os organismos de vida livre;
2. Amonificação: o nitrogênio fixado é rapidamente dissolvido na água do solo e fica disponível para as plantas na forma de nitrato. Essas plantas transformam os nitratos em grandes moléculas que contêm nitrogênio e outras moléculas orgânicas nitrogenadas. Esse nitrogênio orgânico entra na cadeia alimentar dos consumidores primários, secundários e assim sucessivamente. As bactérias atuam sobre a eliminação destes consumidores, produzindo gás amônia ( $\text{NH}_3$ ) e sais de amônio ( $\text{NH}_4^+$ );
3. Nitrificação:  $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4^+$  são convertidos a nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) e posteriormente a nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ) por um grupo de bactérias quimiossintetizantes. A passagem da amônia para nitrito é feita pelas nitrossomonas, e a passagem a nitratos pelas nitrobacters. Esse processo de nitrificação ocorre aerobiamente;
4. Desnitrificação: através da ação das bactérias pseudomonas, a partir do nitrato, ocorre o retorno ao nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ). Esse fenômeno é anaeróbio e ocorre nos solos pouco aerados e/ou submersos.

As mais importantes formas do nitrogênio presentes em *wetlands* são amônio ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), óxido nítrico ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e gás nitrogênio ( $\text{N}_2$ ). O nitrogênio pode ainda estar presente em *wetlands* com outras formas orgânicas a exemplo de purinas, uréia, aminoácidos, aminas e pirimidinas (LAUTENSCHLAGER, 2001).

Nos *wetlands* os detritos, o solo e tecidos biológicos apresentam predominância do nitrogênio orgânico solúvel ou insolúvel (KADLEC e KNIGHT, 1996).

O ciclo do nitrogênio é complexo e é no presente momento um desafio para engenharia sanitária e ambiental o seu melhor entendimento (LAUTENSCHLAGER, 2001).

### 3.2.2 Mecanismos de Remoção de Fósforo em *Wetlands*

O Fósforo é um elemento necessário para o crescimento das plantas uma vez que entre as necessidades básicas está a proporção entre os nutrientes carbono, nitrogênio e fósforo e que geralmente é tida como sendo 106 C: 16N: 1P . O fósforo em *wetlands* é tido como um ciclo biogeoquímico complexo (LAUTENSCHLAGER, 2001).

Reddy e D'Angelo (1994) *apud* Lautenschlager (2001), afirmam que o fosfato pode ser precipitado em vários cátions como; apatita ( $\text{Ca}_5(\text{Cl F})(\text{PO}_4)_3$ ), Hidroxilapatita ( $\text{Ca}_5(\text{OH})(\text{PO}_4)_3$ ), Variscite ( $\text{Al}(\text{PO}_4)2\text{H}_2\text{O}$ ), Strengite ( $\text{Fe}(\text{PO}_4)2\text{H}_2\text{O}$ ), Vivianite ( $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_28\text{H}_2\text{O}$  e Wavellit ( $\text{Al}_3(\text{OH})_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ) e que estes são encontrados em *wetlands*.

O fósforo pode ainda co-precipitar com outros minerais como hidróxido férrico ( $\text{FeOH}_3$ ) e carbonato de cálcio ( $\text{CaCO}_3$ ). Segundo Reddy e D'Angelo (1994) *apud* Lautenschlager (2001), pode ocorrer precipitação de fósforo de duas maneiras:

- Em solos ácidos, o fósforo pode ser fixado através de alumínio e ferro, quando estes estão disponíveis;
- Em solos alcalinos, o fósforo pode ser fixado por cálcio e magnésio, quando estes estão disponíveis.

Para fósforo nas plantas os valores da porcentagem para folhas vivas são da ordem 0,04% a 0,41% com média de 0,18% e desvio de 0,11% (LAUTENSCHLAGER, 2001).

A sedimentação e filtração dos sólidos, a absorção de materiais orgânicos e nutrientes pelas plantas, a adsorção de metais no solo e nas plantas e a degradação aeróbia e anaeróbia dos compostos orgânicos são capazes de transformar muitos poluentes em produtos menos danosos e em nutrientes essenciais a serem utilizados pela biota (KADLEC e KNIGHT, 1996).

As elevadas temperaturas locais promovem uma aceleração na absorção de nutrientes pela vegetação e nas reações de nitrificação, desnitrificação e volatilização da amônia livre (MCEHLUM, 1998), processos que ocorrem no interior dos *wetlands*, o que potencializa sua eficiência no tratamento do lixiviado.

Nos *Wetlands* construídos, os mecanismos de retenção do fósforo contidos nas águas residuárias incluem processos físicos, químicos e biológicos, envolvendo fenômenos de precipitação, sedimentação e, principalmente, absorção (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

O percentual de fósforo em plantas é dado pela relação entre a massa de fósforo total e a massa das folhas secas. A Tabela 02 apresenta o percentual de fósforo observado em tecido de plantas oriundas de diversos *wetlands*.

**Tabela 02** – Porcentagem de fósforo nos tecidos de plantas usadas em *wetlands*.

Planta	Estado Trófico da Água na <i>wetland</i>	Folha Viva (%)	Folha Morta (%)	Detrito (%)	Referência
<b>Cladium jamaicense</b>	Oligotrófico	0,04	0,02	0,02	Davis (1990)
<b>C. jamaicense</b>	Eutrófico	0,08	0,04	0,12	Davis (1990)
<b>Typha domingensis</b>	Oligotrófico	0,14	0,05	0,02	Toth (1990), Davis (1990)
<b>T. domingensis</b>	Eutrófico	0,20	0,07	0,16	Toth (1990), Davis (1990)
<b>Eleocharis sp.</b>	Oligotrófico	0,18	0,08		Walker <i>et al.</i> (1988)
<b>Eleocharis sp.</b>	Eutrófico	0,26	0,14		Walker <i>et al.</i> (1988)
<b>Panicum spp.</b>	Oligotrófico	0,13	0,07		Walker <i>et al.</i> (1988)
<b>Panicum spp.</b>	Eutrófico	0,16			Walker <i>et al.</i> (1988)
<b>Sagittaria sp.</b>	Oligotrófico	0,40	0,10		Walker <i>et al.</i> (1988)
<b>Sagittaria sp.</b>	Eutrófico	0,41	0,20		Walker <i>et al.</i> (1988)
<b>Utricularia spp.</b>	Oligotrófico	0,11			Walker <i>et al.</i> (1988)
<b>Utricularia spp.</b>	Eutrófico	0,16			Walker <i>et al.</i> (1988)
<b>Salix spp.</b>	Oligotrófico	0,12		0,10	Chamie, (1976)
<b>Betula pumila</b>	Oligotrófico	0,12		0,08	Chamie, (1976)

Fonte: (KADLEC e KNIGHT, 1996 *apud* ANJOS 2003).

Analisando a Tabela 02 observa-se que o estado da água, quando modificado de oligotrófico para eutrófico, gera o aumento pronunciado da percentagem de fósforo nas plantas. Observa-se também que o percentual de fósforo presente nas folhas mortas é menor do que nas folhas vivas.

A retirada do Fósforo pela biota de um *wetland* é basicamente para o seu crescimento, incorporando o mesmo nos seus tecidos. Esta retirada é executada por

bactérias, fungos, algas e micro invertebrados e é muito rápida, pois estes crescem e se multiplicam em altas taxas (LAUTENSCHLAGER, 2001).

Sendo o fósforo um nutriente, a presença do mesmo em *wetlands* proporciona o crescimento das plantas e aumento da biomassa e detritos (restos de substâncias), além de microrganismos.

A quantidade de fósforo efetivamente retirada pelas plantas é geralmente maior que a quantidade removida pelo *wetland* para o seu crescimento (KADLEC e KNIGHT, 1996).

Segundo observações de Kadlec e Hammer (1985), a biomassa presente em um *wetland* permanece relativamente constante durante todo o ano.

Nos Estados Unidos, para macrófitas em *wetlands*, foi observado por Mitsch e Gosselink (1993) que a troca de material vivo acima do solo se dava de uma a duas vezes ao ano, Para regiões quentes como a Flórida, a rotatividade de material vivo foi de 3 a 6 vezes ao ano (KADLEC e KNIGHT, 1996 *apud* LAUTENSCHLAGER, 2001).

Mais dois fenômenos são importantes para entendimento do ciclo do fósforo em *wetlands*; a sedimentação e a sorção.

O solo de *wetlands* tem uma capacidade adsorvedora de fósforo embora esta possua limite de saturação e desta forma tornam-se incapazes de retê-lo por sorção. O fósforo é armazenado entre a água existente nos vazios do solo, dentro da parte sólida, bem como sobre a superfície da parte sólida (LAUTENSCHLAGER, 2001).

O fósforo presente nos poros do solo e dissolvido na água pode ser encontrado como: fósforo solúvel reativo, fósforo orgânico dissolvido, fósforo dissolvido total e fósforo como ortofosfato (KADLEC e KNIGHT, 1996).

A Tabela 03 apresenta as quantidades de fósforo encontradas num solo de um *wetland* de acordo com a sua profundidade. Observa-se que ocorre uma redução acentuada de fósforo nos primeiros 30 cm, pois esta corresponde à zona das raízes (KADLEC e KNIGHT, 1996 *apud* LAUTENSCHLAGER, 2001).

A primeira coluna representa a deposição de fósforo ocorrida durante 25 anos.

**Tabela 03** – Concentração de fósforo (mg/L) em diversas alturas numa *wetland* em solo saturado.

Compartimento do solo	Tipo Composto	Altura (cm)			
		0-10	10-20	20-30	30- 36,5
Água dos poros	Fósforo reativo solúvel	0,62	0,24	0,07	0,00
Superfície das partículas sólidas	Fósforo inorgânico sorvido	0,82	0,29	0,20	0,01
Superfície das partículas sólidas	Fósforo orgânico sorvido	0,63	0,13	0,08	0,10
Superfície das partículas sólidas	Total de fósforo sorvido	1,45	0,42	0,28	0,12
Dentro das partículas sólidas	Fe + Al	9,97	1,87	1,23	0,36
Dentro das partículas sólidas	Ca	15,02	2,36	0,63	0,18
Dentro das partículas sólidas	Inorgânico total	26,37	4,39	1,96	0,61
Dentro das partículas sólidas	Fúlvico/Húmico	16,96	5,63	3,87	1,64
Dentro das partículas sólidas	Fósforo orgânico residual	30,79	11,26	6,66	3,81
Dentro das partículas sólidas	Total de fósforo orgânico	47,75	16,89	10,54	5,45
Dentro das partículas sólidas	Total	74,12	21,28	12,50	6,06
<b>TOTAL</b>		<b>76,19</b>	<b>21,94</b>	<b>12,84</b>	<b>6,19</b>

Fonte: (REDDY *et al.*, 1997 *apud* LAUTENSCHLAGER, 2001).

Verifica-se por estes dados que a concentração diminui ao longo dos 30 cm de profundidade. Esta análise é congruente com as observações de Kadlec e Knight, (1996) que relata que solos de *wetlands* frequentemente apresentam grande redução de fósforo ao longo dos primeiros 30 cm porque esta é a zona de raízes das macrófitas.

As raízes captam nutrientes e outras substâncias do efluente, incorporando ar pelas folhas e transferindo estes para os rizomas e raízes através do aerênquima (tecido respiratório). Por sua vez o oxigênio passa das raízes para o

substrato que se apresenta em condições anaeróbias, o que propicia desta forma a degradação aeróbia de compostos orgânicos no local (BRIX, 1997).

Embora tenham sido comentados acima os mecanismos de retirada do fósforo em *wetlands*, autores como Philippi e Sezerino (2004), relatam que até o momento nenhum método é satisfatório para avaliação desta produtividade uma vez que existem vários grupos ecológicos de macrófitas o que não permitiria a aplicação de um mesmo método indiscriminadamente.

Lautenschlager, (2001) na tentativa de formular a sua modelação matemática sobre a eficiência de remoção de nutrientes, observa que tal formulação apresenta dificuldade de ser modelada, pois em alguns momentos a remoção medida apresenta valores negativos que estão associados com a liberação de nutrientes.

### 3.3 CARACTERÍSTICAS DO LIXIVIADO

Como mencionado anteriormente o lixiviado de RSU's apresenta características quantitativas e qualitativas que influenciam sobremaneira o seu tratamento em ETE's para este fim.

Os lixiviados de aterros são líquidos escuros e turvos, de odor desagradável, que apresentam, em sua composição, altos teores de compostos orgânicos e inorgânicos, nas suas formas dissolvida e coloidal, liberados no processo de decomposição dos RSU's. O lixiviado gerado das reações bioquímicas



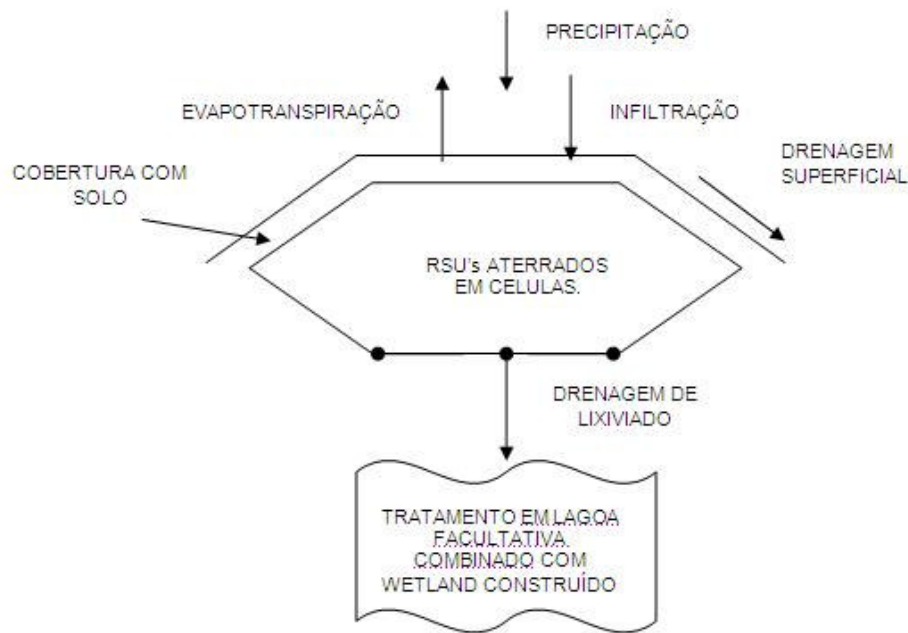
é caracterizado pela alta concentração de contaminantes orgânicos e inorgânicos (MULAMOOTTIL *et al.*, 1998).

Para a formação do lixiviados contribui também a água de chuva que entra pela face superior do aterro, provocando a lavagem do material aterrado, aumentando assim o volume do lixiviados e, conseqüentemente, diminuindo a concentração de muitos íons no meio.

Processos químicos e biológicos ocorrem durante a infiltração da água percolada na massa de resíduos. Os produtos são de combinação complexa e convertem o material sólido em matéria líquida e gasosa (MULAMOOTTIL *et al.*, 1998). Parcela significativa desta água que percola na massa de resíduos aterrada é perdida em vapor d'água sendo expelida conjuntamente com os gases gerados pela decomposição da fração orgânica.

O lixiviado, via de regra, gerado em aterros de resíduos sólidos urbanos contém significativas concentrações de cloretos, sulfatos, sódio, potássio e cálcio e em alguns casos baixas concentrações de metais pesados como cádmio, cobre, cromo, chumbo, ferro, manganês, níquel e zinco (TCHOBANOGLIOUS *et al.*, 1993).

No processo de balanço hídrico de lixiviado gerado, deve ser considerada a precipitação, a infiltração nos RSU's, a drenagem superficial e a evapotranspiração por vegetação da cobertura. A Figura 01 apresenta modelo esquemático dos mecanismos deste balanço.



**Figura 01** – Balanço de água com seus componentes e direção para tratamento do lixiviado gerado em *wetland*.

Fonte: Adaptado de Mulamoottil, *et al* (1998).

Uma seqüência de fases determina a decomposição dos resíduos sólidos. Estas fases envolvem basicamente a decomposição aeróbia, anaeróbia e facultativa (McBEAN, 1995). McBean cita ainda que estas fases são subdivididas e distribuídas da seguinte maneira:

- FASE 1 – Fase da hidrólise ou acidificação envolve decomposição aeróbia com período curto de alguns meses e utiliza o oxigênio superficial e subsuperficial.
- FASE 2 – Fase de fermentação ácida é caracterizada pelo início das atividades anaeróbias e facultativas. É caracterizada pela alta DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) valores em torno de 10.000 mg/L. Esta fase pode levar anos ou décadas. Outra característica comum desta fase são os valores ácidos do lixiviado, pH tipicamente entre 5 e 6, com presença de odor e altas concentrações de amônia com intervalos de 500 a 1000 mg/L. Esta característica agressiva do lixiviado contribui para dissolução de outros

componentes dos resíduos a exemplo de altos níveis de ferro, manganês, zinco, cálcio, e magnésio presentes no efluente final.

- FASE 3 – Nesta fase o pH é caracterizado por ser alcalino a neutro, redução do potencial redox e baixa concentrações de ácidos graxos voláteis. É a fase de queda dos valores de DBO e DQO (Demanda Química de Oxigênio).
- FASES 4 E 5 – Ocorre a finalização da degradação da matéria orgânica presente no aterro sanitário.

As Tabelas 04 a 07 apresentam valores típicos de concentração de componentes produzidos em lixiviados de aterros sanitários.

**Tabela 04** – Concentração de Nitrogênio (mg/L) de Lixiviados de RSU's.

Parâmetro	Lixiviado 1 – 2 anos	Lixiviado 10 anos
<b>Amônia (NH<sub>3</sub>)</b>	1000-2000	500-1000
<b>N orgânico</b>	500-1000	10-50
<b>Nitrato (NO<sub>3</sub>)</b>	0	0-10

Fonte: Adaptado de Mulamoottil *et al* (1998).

A Tabela 04 apresenta valores para concentrações de nitrogênio que variam de acordo com a idade do lixiviado. Observa-se o decréscimo para todas as formas de nitrogênio, exceto para o parâmetro nitrato que no lixiviado novo apresenta valores nulos e concentrações passíveis de aumento após 10 anos.

As concentrações de íons apresentados na Tabela 05 decaem ao longo de 4 anos em média, exceto para as concentrações do bicarbonato que apresentam variações discretas.

**Tabela 05** – Concentração de Ânions (mg/L) em Lixiviados de RSU's.

Ânions	Lixiviado 1 – 2 anos	Lixiviado 4 - 5 anos
<b>Cloretos</b>	1000-3000	500-2000
<b>Bicarbonato</b>	1000-3000	1000-2000
<b>Sulfato</b>	500-1000	50-500
<b>Fosfato</b>	50-100	10-50

Fonte: Adaptado de Mulamoottil *et al* (1998).

O declínio na concentração de cloretos em lixiviados observado na Tabela 06 pode ser fruto de reações ocorrentes com o transporte e os processos de sorção que decaem com o tempo.

**Tabela 06** – Concentração típica de vários constituintes de lixiviados de RSU's.

PARÂMETROS	CONCENTRAÇÃO (mg/L)		
	Lixiviado 01 ano	Lixiviado 05 anos	Lixiviado 15 anos
<b>DBO</b>	20000	2000	50
<b>N Kjeldahl Total</b>	2000	400	70
<b>Amônia –N</b>	1500	350	60
<b>Sólidos Dissolvidos (SDT)</b>	20000	5000	2000
<b>Cloretos</b>	2000	1500	500
<b>Sulfatos</b>	1000	400	50
<b>Fosfato</b>	150	50	-
<b>Cálcio</b>	2500	900	300
<b>Sódio e Potássio</b>	2000	700	100
<b>Ferro e Magnésio</b>	700	600	100
<b>Alumínio e Zinco</b>	150	50	-

Fonte: Adaptado de Mulamootil *et al* (1998).

As concentrações de compostos orgânicos decrescem rapidamente com a idade dos resíduos e é indicado pelo decaimento do carbono orgânico total (COT). Estes decréscimos são incrementados pelos processos de biodegradação dos compostos orgânicos pelos microrganismos existentes no meio. Não obstante as características do lixiviado são influenciadas pelo tipo de decomposição dos resíduos, se aeróbia ou anaeróbia, pH e tipo de microrganismos (RASIT, 2006).

**Tabela 07** – Concentração de Metais em Lixiviados de RSU's.

<b>METAL</b>	<b>CONCENTRAÇÃO (mg/L)</b>	
	<b>Lixiviado 02 anos</b>	<b>Lixiviado 10 anos</b>
<b>Ferro (Fe)</b>	500-1000	100-500
<b>Cálcio (Ca)</b>	500-1000	100-500
<b>Magnésio (Mg)</b>	135	74-927
<b>Manganês (Mn)</b>	3,7	0,03 - 79
<b>Arsênico (As)</b>	0,0135	0,0002 – 0,98
<b>Cádmio (Cd)</b>	0,0135	0,0007 – 0,15
<b>Cromo (Cr)</b>	0,06	0,005 – 1,9
<b>Cobre (Cu)</b>	0,054	0,003 – 2,8
<b>Mercúrio (Hg)</b>	0,006	0,0001 – 0,009
<b>Níquel (Ni)</b>	0,17	0,02 – 2,23
<b>Chumbo (Pb)</b>	0,063	0,005 – 1,6
<b>Zinco (Zn)</b>	0,68	0,03 - 350

Fonte: Adaptado de Mulamoottil *et al* (1998).

## 4 METODOLOGIA

Esta pesquisa foi realizada com base na observação em condições não controladas, em escala real de um sistema de pós-tratamento formado por dois *wetlands* em série combinados com uma lagoa facultativa que os antecede e que já existia no local objeto desta pesquisa.

Este sistema foi monitorado por seis meses de operação quanto ao comportamento das concentrações de nutrientes, nitrogênio, fósforo, e de concentrações de matéria orgânica medida em termos de DQO e DBO.

Na seqüência detalham-se cada etapa desenvolvida neste trabalho.

### 4.1 IDENTIFICAÇÃO DO OBJETO DE ESTUDO

#### 4.1.1 O sistema de tratamento de lixiviados do aterro sanitário de Vera Cruz – Ba.

O Aterro Sanitário Compartilhado pelos municípios de Itaparica e Vera Cruz localizado no município de Vera Cruz será denominado neste trabalho de Aterro Sanitário de Vera Cruz. Este empreendimento dista aproximadamente 3,0 Km da estrada BA-001 que contém em sua malha rodoviária um acesso ligando a

referida estrada ao povoado de Baiacu. Ambos os municípios pertencem à Região Metropolitana de Salvador (RMS) e situam-se na Ilha de Itaparica .

Este aterro sanitário foi implantado em 1996 pela atual Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia (CONDER) vinculada na época a Secretaria Planejamento Ciência e Tecnologia do Governo do Estado da Bahia (SEPLANTEC).

Foi concebido como um aterro do tipo convencional, com sistema de portaria e vigilância, balança de pesagem dos resíduos, pátio para resíduos dos serviços de saúde (RSS), bacia de disposição de RSU's, sistema de drenagem de lixiviados e de gases, além de uma única lagoa facultativa, para o tratamento do lixiviado gerado. Neste mesmo ano o aterro sanitário foi pré-operado pela CONDER, que realizou o treinamento da equipe da prefeitura e depois repassou este aterro ao município para que o mesmo pudesse executar a sua operação, sendo ainda doado os equipamentos para execução das atividades de recebimento e disposição adequada dos RSU's.

No final do ano de 2005 foi executada pela CONDER uma intervenção visando à recuperação física e ambiental do aterro sanitário da Ilha de Itaparica degradado ao longo do tempo pela sua má operação.

Esta intervenção também contemplou a construção de duas unidades de *wetlands* com macrófitas enraizadas a jusante da lagoa facultativa existente na ETE-AS Vera Cruz. Estes dois *wetlands* experimentais são interligados em série constituindo-se no pós-tratamento dos lixiviados produzidos.

Estas duas áreas úmidas foram executadas com vegetação predominante de taboa (*Typha sp.*) e de uma outra espécie de gramínea que tem a denominação

regional de Pirí não identificada conforme mencionado anteriormente. Ambas as espécies foram retiradas de áreas vizinhas ao aterro sanitário de Vera Cruz.

Para a implantação dos *wetlands* com iguais dimensões foi utilizada uma área próxima à lagoa facultativa para desta forma inserir as modificações necessárias para adaptação ao experimento proposto.

O fluxo de lixiviado ocorre a partir da lagoa facultativa para os *wetlands* e destes para um riacho que passa próximo a área do aterro sanitário, sendo este o corpo receptor.

Como citado anteriormente o fluxo hidráulico dos *wetlands* construídos é do tipo superficial, ou seja, ocorre percolação por entre o meio filtrante, por entre os caules e raízes da vegetação. As dimensões das unidades são de 8,95m x 2,50m x 0,50m, conforme projeto em Anexo G (Figura 18).

Foi previsto também um desnível do efluente na entrada e saída dos *wetlands*, a fim de promover pequenas aerações no lixiviado lançado, conforme ilustra as Figuras 06 (l) e 07 (m). O sistema de fluxo horizontal tem sua entrada ao nível do solo e sua cota de saída a cerca de 50 cm acima da base inferior das unidades, para formação da lâmina d'água necessária aos processos de depuração do lixiviado.

Na primeira parte do sistema, a entrada do lixiviado é de fluxo horizontal na porção inicial (zona de entrada) e posteriormente percola vagarosamente pelo material filtrante até a porção final que tem fluxo vertical. Essa percolação tende a seguir na horizontal e é provocada pela disposição da tubulação com geratriz inferior apoiada no fundo do *wetland*. As Figuras 02 a 07 mostram o início da implantação dos *wetlands* e sua forma de operação.





(a)



(b)

**Figura 02** - (a) Vista lagoa Facultativa ETE - AS Vera Cruz; (b) Início da construção dos *wetlands* ETE - AS Vera Cruz.



(c)



(d)

**Figura 03** - (c) Conferência nas dimensões do *wetland* ETE - AS Vera Cruz; (d) Início da implantação dos genótipos.



(e)



(f)

**Figura 04** - (e) Fase inicial com fluxo de lixiviado para fixação da vegetação; (f) Fase posterior após 30 dias de operação.



(g)



(h)

**Figura 05** - (g) Evolução do crescimento da vegetação dos *wetlands* após 02 meses de operação; (h) Vista da evolução do crescimento da vegetação dos *wetlands* após 02 meses de operação.

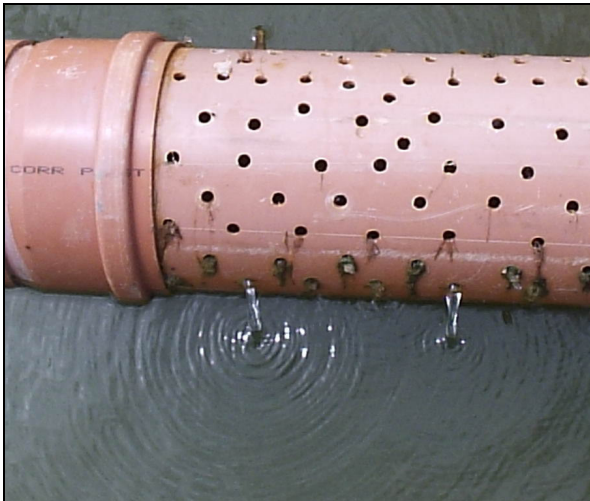


(i)



(j)

**Figura 06** - (i) Saída da Lagoa facultativa para os *wetlands*; (j) Detalhe da caixa de passagem construída entre a lagoa facultativa e os *wetlands*.



(l)



(m)

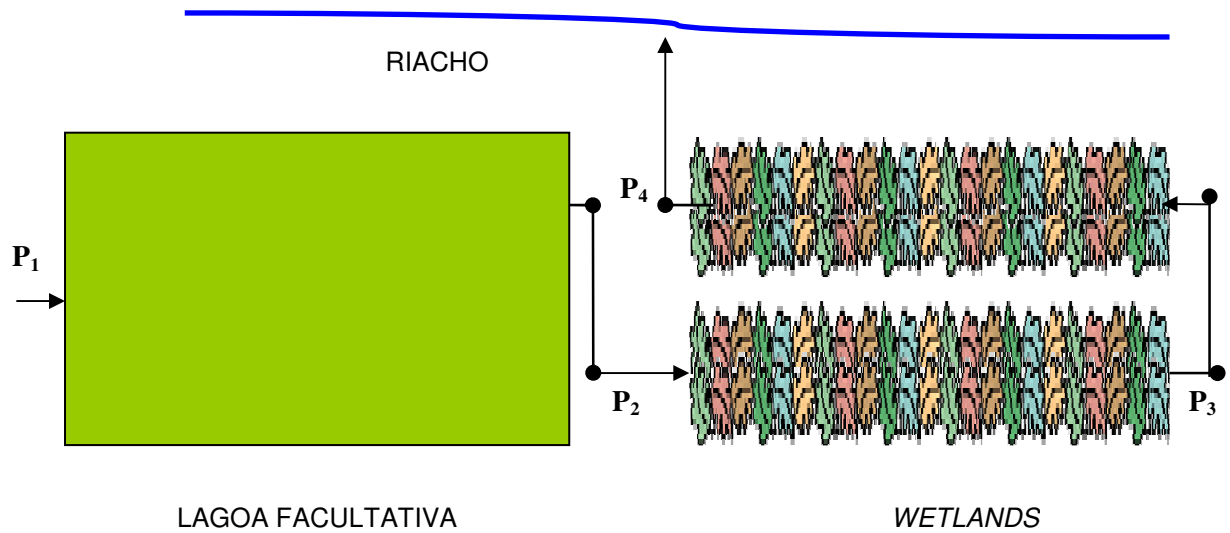
**Figura 07** - (l) Detalhe do sistema de saída de lixiviado para o *wetland*; (m) Saída de efluente para descarte no corpo receptor após *wetlands*.

## 4.2 OBSERVAÇÃO EXPERIMENTAL

### 4.2.1 Coleta de amostras e análises realizadas

O plano de amostragem e determinações de parâmetros físicos e químicos compreendeu a realização de campanhas de monitoramento mensais pelo período de seis meses, após a implantação do sistema de *wetlands* devido a limitações de recursos financeiros disponíveis para a pesquisa.

As amostras foram coletadas nos pontos P1 - entrada do lixiviado na lagoa facultativa; P2 – saída da lagoa facultativa e entrada no primeiro *wetland*; P3 - entrada no segundo *wetland*, P4 - saída do segundo *wetland*. Os pontos de coleta são apresentados na Figura 08. Ressalta-se que o ponto P2 foi monitorado a partir da saída da própria lagoa que logo após era encaminhada para um anteparo que direciona o fluxo para uma tubulação em direção aos *wetlands* conforme apresenta a Figura 07 (i).



**Figura 08** - Pontos de Monitoramento ( $P_n$ ) da ETE - AS Vera Cruz.

Para caracterização inicial da amostra de lixiviado afluyente ao sistema de tratamento analisou-se o conteúdo de matéria orgânica em termos de DBO e DQO, Ferro, Fósforo Total, Manganês, N. Amoniacal, Nitrito, Nitrato, Alcalinidade Total, pH, Sólidos Dissolvidos, Sólidos Totais, Sólidos Voláteis e Turbidez conforme Tabela 08.

Para acompanhamento da eficiência do sistema durante o experimento foram realizadas determinações de DBO, DQO para avaliação da carga orgânica e o teor de nutrientes por meio dos parâmetros nitrogênio e fósforo.

**Tabela 08** - Parâmetros físico químicos do lixiviado coletado nos pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4 no sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Vera Cruz (Instante t=0) Amostra de Monitoramento – Maio/05.

<b>Parâmetros</b>	<b>Ponto 1</b>	<b>Ponto 2</b>	<b>Ponto 3</b>	<b>Ponto 4</b>
<b>DBO (mg/L)</b>	83	40	30	28
<b>DQO (mg/L)</b>	297	243	163	142
<b>Fósforo Total (mg /L)</b>	2,34	0,43	0,43	0,43
<b>N. Amoniacal (mg/L)</b>	84,1	6,48	3,52	1,24
<b>N. Nitrito (mg/L)</b>	0,04	<ldm	<ldm	<ldm
<b>N. Nitrato (mg/L)</b>	0,05	0,01	<ldm	<ldm
<b>pH</b>	7,48	8,97	8,98	9,48
<b>Parâmetros para caracterização geral do lixiviado gerado no aterro sanitário de Vera Cruz - Ba</b>				
<b>Ferro Total (mg/L)</b>	15,7	-	-	-
<b>Manganês (mg/L)</b>	1,60	-	-	-
<b>Alcalinidade Total (mg/L)</b>	869	-	-	-
<b>Sólidos Dissolvidos (mg/L)</b>	1508	-	-	-
<b>Sólidos Totais (mg/L)</b>	1640	-	-	-
<b>Sólidos Voláteis (mg/L)</b>	470	-	-	-
<b>Turbidez (NTU)</b>	90	-	-	-

Todas as amostras foram analisadas pelo Laboratório do Departamento de Engenharia Ambiental (LABDEA) da Universidade Federal da Bahia – Escola Politécnica, segundo o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (SMEWW)* (APHA, 1995).

Os parâmetros utilizados foram selecionados com base nos objetivos deste trabalho e usando como referências trabalhos encontrados na literatura e presentes na referência bibliográfica desta dissertação a exemplo de Ferreira *et al.*, (2006). Na análise da eficiência de remoção dos parâmetros físico-químicos mencionados, observaram-se variações de concentração inicial e final em amostras coletadas na entrada e saída da lagoa facultativa e em cada um dos *wetlands*.

Uma limitação deste trabalho foi não ter sido estimada a vazão ao longo do tempo de observação, impedindo, assim a análise da carga de entrada e saída

em cada unidade do sistema de tratamento, uma vez que a vazão foi variável com o tempo.

Devido a esta limitação adotou-se que no instante da coleta da amostra a vazão de entrada era a mesma de saída, desconsiderando a influência da evaporação ou até mesmo de assimilação pelas plantas.



(n)



(o)



(p)

**Figura 09** - (n) Coleta de amostras para campanha de monitoramento – saída da lagoa facultativa para os *wetlands*; (o) Coleta de amostras para campanha de monitoramento – saída do *wetland* 01 para o *wetland* 02; (p) Medida linear do comprimento das folhas das taboas plantadas nos *wetlands* construídos.



(q)



(r)

**Figura 10** - (q) Vista da evolução do crescimento da vegetação nos *wetlands* após 05 meses de operação com tendência de predomínio da *Typha sp.* (r) Evolução do crescimento da vegetação nos *wetlands* após 15 meses de operação com predominância, quase que total da *Typha sp.*



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das análises de parâmetros físico químicos realizados nas amostras coletados no período de maio a outubro de 2005 são apresentados em anexos e analisados neste capítulo.

Chama-se a atenção que durante o período de observação foi constatado a entrada de fluxo de lixiviado oriundo da lagoa facultativa para os *wetlands* somente nos meses de maio, junho, julho e agosto devido ao período de chuvas. Portanto, não houve coleta de amostras nos meses de setembro e outubro por não haver fluxo na entrada do sistema de *wetlands*. Nesses meses observou-se pequenos índices pluviométricos e altas temperaturas. No monitoramento destes parâmetros alguns registros apresentaram valores de eficiência de remoção negativa ou sem detecção (SD), ocasionado pelo limite de detecção do método estabelecido pelo Standard Methods for the Examination and wastewater - SMEWW. O LDM – Limite de Detecção do Método é na verdade a mais baixa concentração da substância em exame que pode ser detectada com certo limite de confiabilidade utilizando um procedimento experimental. A existência de SD ou LDM pode ser simplesmente interpretada como eficiência de remoção, pois estas concentrações muito baixas informam que a concentração de entrada foi superior a de saída quando o efluente em questão é submetido a um tratamento.

## 5.1 ANÁLISE DA EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES NO SISTEMA COMBINADO DE TRATAMENTO DO AS DE VERA CRUZ.

A grande maioria das pesquisas em sistemas de tratamento de afluentes orgânicos utiliza preferencialmente a DBO<sub>5</sub> como medida indireta do carbono presente no efluente a ser tratado (KADLEC e KNIGHT, 1996).

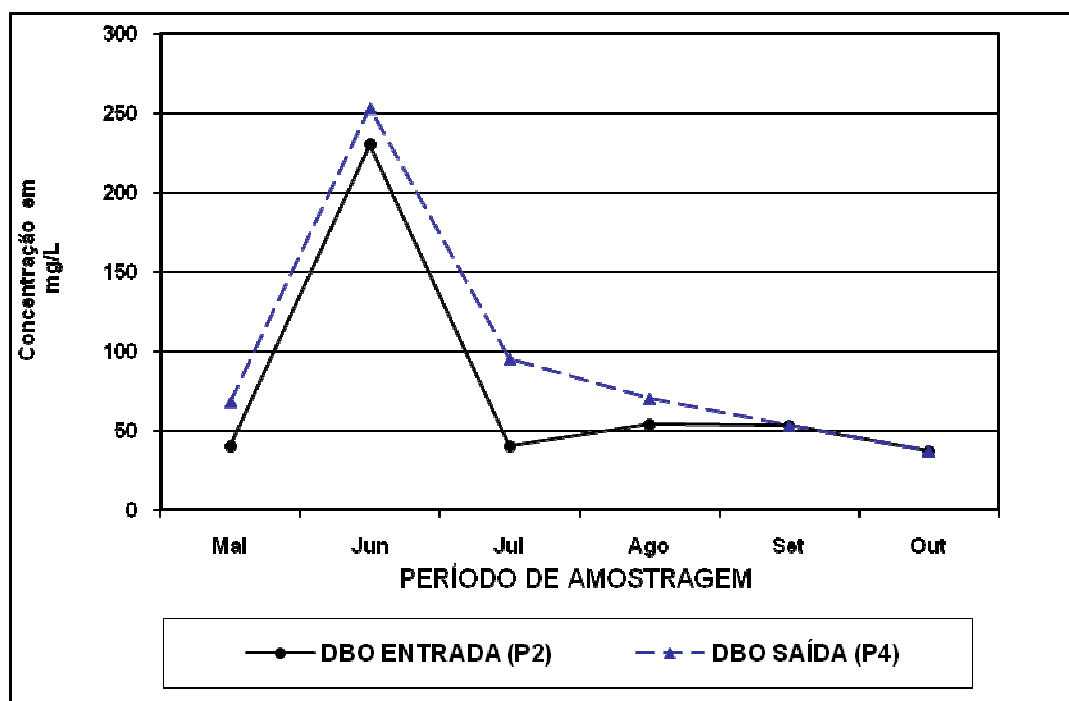
Foram analisadas as concentrações de matéria orgânica em termos de DBO e DQO e as concentrações de Nitrogênio Total, Nitrato e Nitrito, bem como de Fósforo Total e pH. As concentrações foram determinadas em vários pontos do sistema conforme descrito na metodologia.

As Figuras de 01 a 07 apresentam as variações temporais dos parâmetros analisados nos pontos de entrada (P2) e saída (P4) do sistema em série dos *wetlands*.

A seguir são apresentadas tabelas, gráficos e comentários sobre os resultados obtidos.

## 5.2 EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA BIODEGRADÁVEL - DBO

A Figura 11 apresenta a variação de concentração de DBO, nos *wetlands*, enquanto a Tabela 09 indica o percentual de remoção nas mesmas unidades.



**Figura 11** – Variação de DBO<sub>5</sub> na entrada e saída do sistema de *wetlands* ao longo do tempo de observação no aterro sanitário de Vera Cruz – Ba.

**Tabela 09** - Percentual de remoção de DBO<sub>5</sub>.

Parâmetros/Mês	% Remoção na lagoa	% Remoção no <i>wetland</i> 1	% Remoção no <i>wetland</i> 2	% Remoção <i>wetlands</i> 1 e 2	% Remoção global (lagoa + <i>wetlands</i> )
DBO (mg/L)/Mai	51,8	25,0	6,7	73,3	66,3
DBO (mg/L)/Jun	Negativa	93,9	Negativa	Negativa	11,5
DBO (mg/L)/Jul	Negativa	32,5	Negativa	Negativa	Negativa
DBO (mg/L)/Ago	Negativa	59,3	27,3	54,0	44,8
DBO (mg/L)/Set	13,1	SD	NC	NC	NC
DBO (mg/L)/Out	19,6	SD	NC	NC	NC

Legenda: SD - em detecção; NC - não coletado por falta de efluente.

Observa-se que os resultados encontrados no AS Vera Cruz para a diminuição da DBO<sub>5</sub> em cada um dos *wetlands* apresentaram percentuais de remoção que variaram de 6,7 a 93,9 %. Comparando os resultados obtidos com outros experimentos que utilizaram *wetlands* construídos nota-se que o comportamento foi dentro do esperado, a exemplo dos experimentos de Ferreira *et. al.*, (2001), executados no aterro sanitário de Pirai - RJ com a DBO<sub>5</sub> obtendo 45% de remoção. No do aterro sanitário de Gramacho - RJ observa-se variações de 13 a 79

% e apresentando também valores negativos para remoção de  $\text{DBO}_5$  a exemplo dos meses de junho e julho no AS de Vera Cruz embora tenha ocorrido o decréscimo deste parâmetro na maioria das ocorrências de remoção global.

Ferreira *et al.*, 2006, comenta ainda que no aterro sanitário de Muribeca - PE foi desenvolvido um sistema de tratamento com *wetlands* construídos e barreiras reativas vegetadas com taboa, e que os resultados deste experimento para  $\text{DBO}_5$  foram 47% menores que o da entrada, em média.

Ainda considerando o comportamento dos *wetlands* do AS de Vera Cruz comparando com os estudos realizados por Mulamoottil *et al.*, (1998) observa-se que houve decréscimos de 77,4% em *wetlands* construídos no aterro sanitário de Perdido localizado na Flórida o que corrobora com os percentuais alcançados nesta pesquisa.

### 5.3 EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE DQO

A Figura 12 apresenta a variação de concentração de DQO, nos *wetlands*, enquanto a Tabela 10 indica o percentual de remoção nas mesmas unidades.

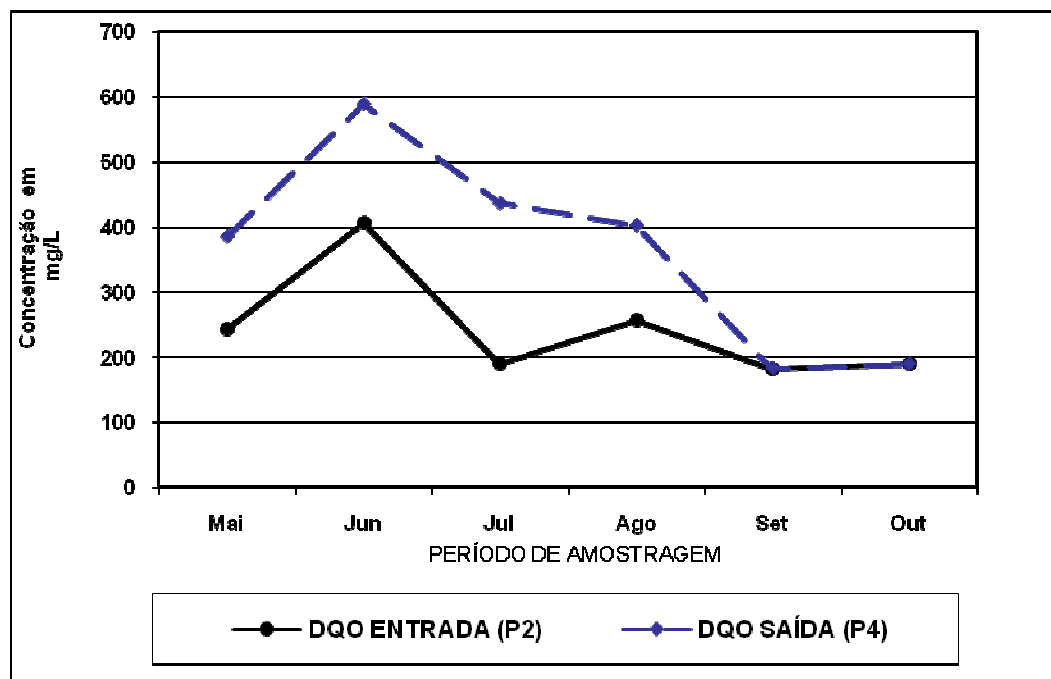


Figura 12 – Variação de DQO na entrada e saída do sistema de *wetlands* ao longo do tempo de observação no aterro sanitário de Vera Cruz – Ba.

Tabela 10 - Percentual de remoção de DQO.

Parâmetros/Mês	% Remoção na lagoa	% Remoção no <i>wetland</i> 1	% Remoção no <i>wetland</i> 2	% Remoção <i>wetlands</i> 1 e 2	% Remoção global (lagoa + <i>wetlands</i> )
DQO (mg/L)/Mai	18,2	32,9	12,9	60,9	52,2
DQO (mg/L)/Jun	Negativa	84,5	Negativa	Negativa	56,1
DQO (mg/L)/Jul	Negativa	15,3	Negativa	Negativa	Negativa
DQO (mg/L)/Ago	12,0	34,0	13,6	60,0	49,8
DQO (mg/L)/Set	43,1	SD	NC	NC	NC
DQO (mg/L)/Out	35,9	SD	NC	NC	NC

Legenda: SD - em detecção; NC - não coletado por falta de efluente.

O resultado encontrado no AS Vera Cruz para a remoção de DQO apresentou percentuais relativamente baixos de remoção com apenas uma ocorrência da ordem de 84% de remoção e nos demais casos eficiência negativa para o conjunto dos *wetlands*.

Os experimentos de Ferreira *et al.*, 2006, executados no aterro sanitário de Piraí-RJ com 37% de remoção e no aterro sanitário de Gramacho - RJ com variações de 12 a 78 % com ocorrências de valores negativos na remoção da DQO

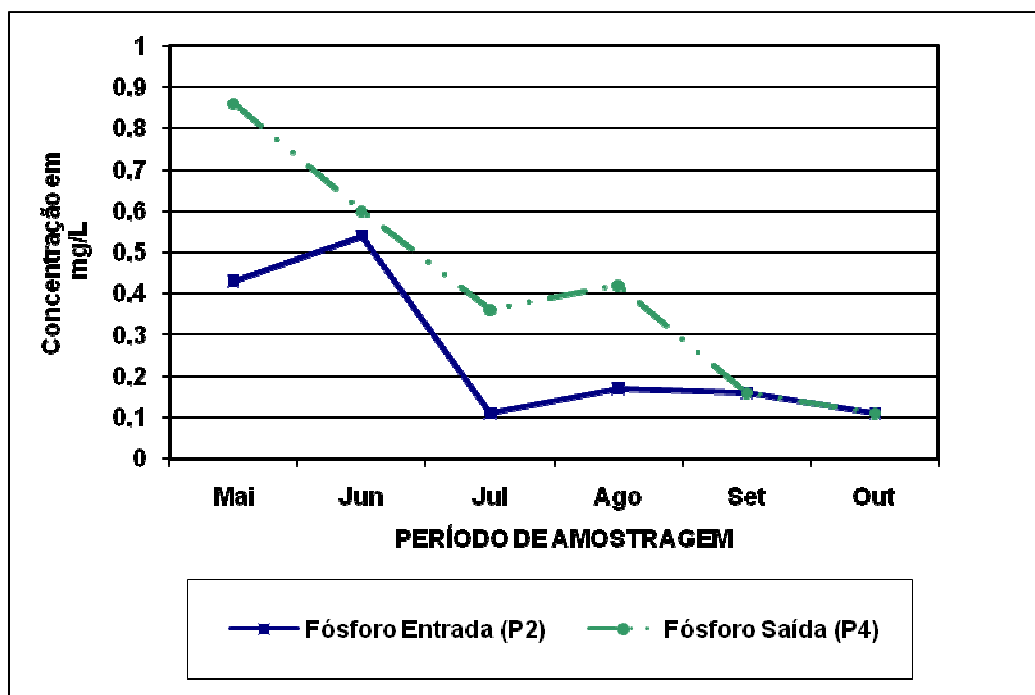
demonstram que este parâmetro oferece dificuldade para remoção. Parte desta dificuldade para remoção de DQO é entendida pelo autor como sendo devida a variação de características quali-quantitativa apresentada pelo lixiviado, muito comum em aterros sanitários. No entanto observando especificamente os *wetlands* em separado foram verificadas remoções nos meses de maio, junho, julho e agosto com variações nos percentuais de remoção de 15,3 a 84,5% no *wetland 1* (junho/05) e ainda pequenas remoções no *wetland 2* em maio e agosto. Esta condição não é exatamente uma surpresa quando se comparam estes resultados com o aterro sanitário de Muribeca - PE onde os *wetlands* construídos apresentaram redução de 23% em média (FERREIRA *et al.*, 2001).

Estudos realizados por Mulamoottil *et al.*, (1998) no aterro sanitário encerrado de Chunchula, Alabama demonstraram decréscimos de DQO na ordem 90% após tratamento em *wetlands* construídos. Ressalta-se que por ser um aterro encerrado e antigo este tende a apresentar um lixiviado com baixa carga orgânica.

O desempenho obtido pelos *wetlands* vegetados com taboa e pirí, implantados para pesquisas no AS Vera Cruz, apresentaram resultados dentro do esperado quando analisados separadamente, quanto à remoção de carga orgânica, principalmente analisando o comportamento do parâmetro no período de observação. Isto significa, como mostrado pela Figura 12 que a tendência ao longo do tempo é de redução deste parâmetro no período observado. No mês de julho, analisando o conjunto dos *wetlands*, as remoções de matéria orgânica em termo de DQO são negativas. Para os demais meses de maio, junho e agosto foram obtidos resultados satisfatórios para os percentuais de remoção de DQO conforme apresentado na tabela acima.

## 5.4 EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE FÓSFORO

A Figura 13 apresenta a variação de concentração de Fósforo, nos *wetlands*, enquanto a Tabela 11 indica o percentual de remoção nas mesmas unidades.



**Figura 13** – Variação de FÓSFORO TOTAL na entrada e saída do sistema de *wetlands* ao longo do tempo de observação no aterro sanitário de Vera Cruz – Ba.

**Tabela 11** - Percentual de remoção de Fósforo.

Parâmetros/Mês	% Remoção na lagoa	% Remoção no wetland 1	% Remoção no wetland 2	% Remoção wetlands 1 e 2	% Remoção global (lagoa + wetlands)
Fósforo Total (mg/L)/Mai	81,6	0,0	0,0	0,0	81,6
Fósforo Total (mg/L)/Jun	Negativa	88,9	0,0	88,9	84,2
Fósforo Total (mg/L)/Jul	60,7	Negativa	Negativa	0,0	10,7
Fósforo Total (mg/L)/Ago	50,0	Negativa	0,0	0,0	26,5
Fósforo Total (mg/L)/Set	Negativa	SD	NC	NC	NC
Fósforo Total (mg/L)/Out	Negativa	SD	NC	NC	NC

Legenda: SD - em detecção; NC - não coletado por falta de efluente.

Identificou-se apenas um único trabalho abordando o parâmetro fósforo em *wetlands* construídos integrantes de sistemas de tratamento dos lixiviados e foi no trabalho de Mulamoottil *et al.*, (1998). Este pesquisador em experimento realizado no aterro sanitário de Perdido, Flórida, obteve resultados para a remoção de fósforo da ordem de 81,8% após tratamento em *wetlands* construídos.

Para esgotos domésticos tratados em *wetlands* Philippi e Sezerino (2004), estudaram três diferentes processos, sendo observado uma remoção de fósforo entre 57% a 92%.

No AS Vera Cruz o resultado encontrado na remoção de fósforo em *wetlands* foi da ordem de 88,9% para o mês de junho, considerando-se apenas redução no *wetland* 1. OS demais resultados indicam que o processo mostrou-se ineficiente para o período estudado.

Segundo Mulamoottil *et al.*, (1998) o fósforo total apresenta uma grande variação na sua concentração em lixiviados de RSU's. O fósforo é quimicamente complexo e pode sofrer a influência de uma série de fatores em *wetlands*, dentre eles a sua alta dependência de reações de oxi-redução na água e no solo.

Excetuando a ocorrência de segundo mês, os demais pontos não obtiveram boa eficiência, pelo contrário, após entrada no sistema de tratamento combinado de lagoa facultativa com *wetlands* construídos, estes valores aumentaram resultando em eficiência negativa e apenas o mês de julho a remoção nos *wetlands* 1 e 2 foram significativas.

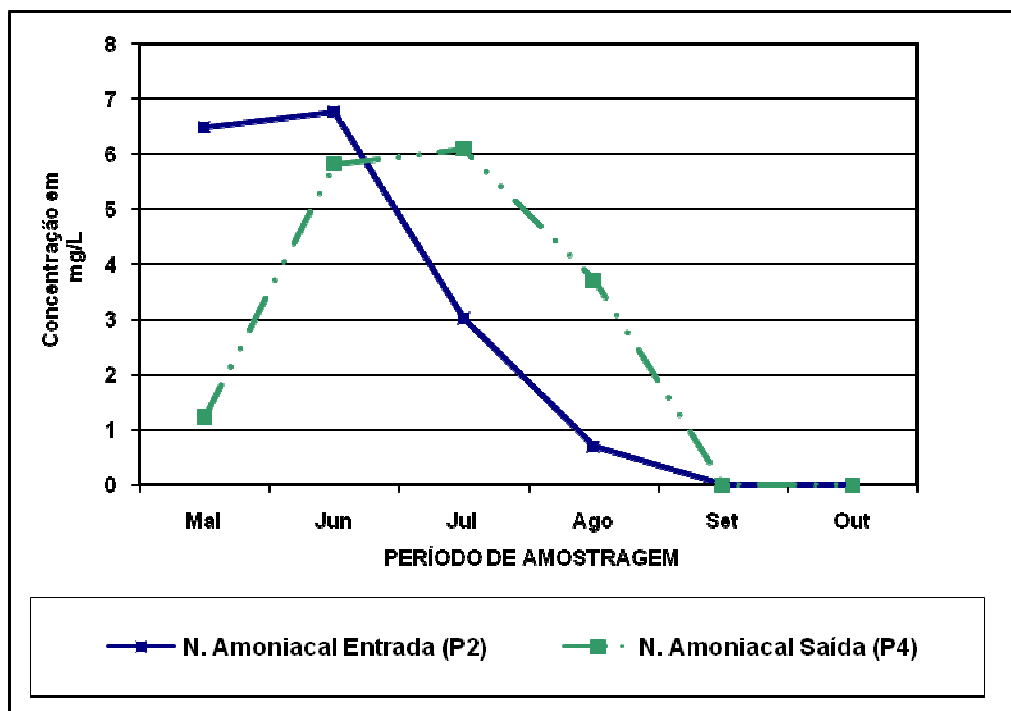
A reinserção de fósforo verificada pode ser devido à liberação pelas plantas ou por ainda está em fase de aclimação para o crescimento da população de microrganismos responsáveis pelos processos biológicos na retenção deste parâmetro.



Dentre os microrganismos que auxiliam no tratamento das águas residuárias, principalmente na recirculação de nutrientes estão os metazoários. Da mesma forma auxiliam no processo as bactérias *Acinetobacter*, *Pseudomonas* e *Moraxella* como organismos acumuladores de fósforo com performances de remoção e retenção deste nutriente. No tratamento de esgotos domésticos experimentados por Philippi e Sezerino, (2004) os resultados demonstraram eficiências de 78% a 100% para os primeiros oito meses de estudo e posteriormente registrada a ocorrência de um brusco decaimento nesta eficiência com percentuais abaixo de 10% de remoção do fósforo. Em outro estudo para tratamento de águas residuárias da suinocultura a eficiência de remoção foi da ordem de 23% (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

## 5.5 EFICIÊNCIA NA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO AMONÍACAL, NITRITOS E NITRATOS

As Figura 14, 15 e 16 apresentam a variação de concentração dos parâmetros Nitrogênio Amoniacal, Nitritos e Nitratos, nos *wetlands*, enquanto a Tabelas 12, 13 e 14 indica o percentual de remoção destes parâmetros nestas mesmas unidades.

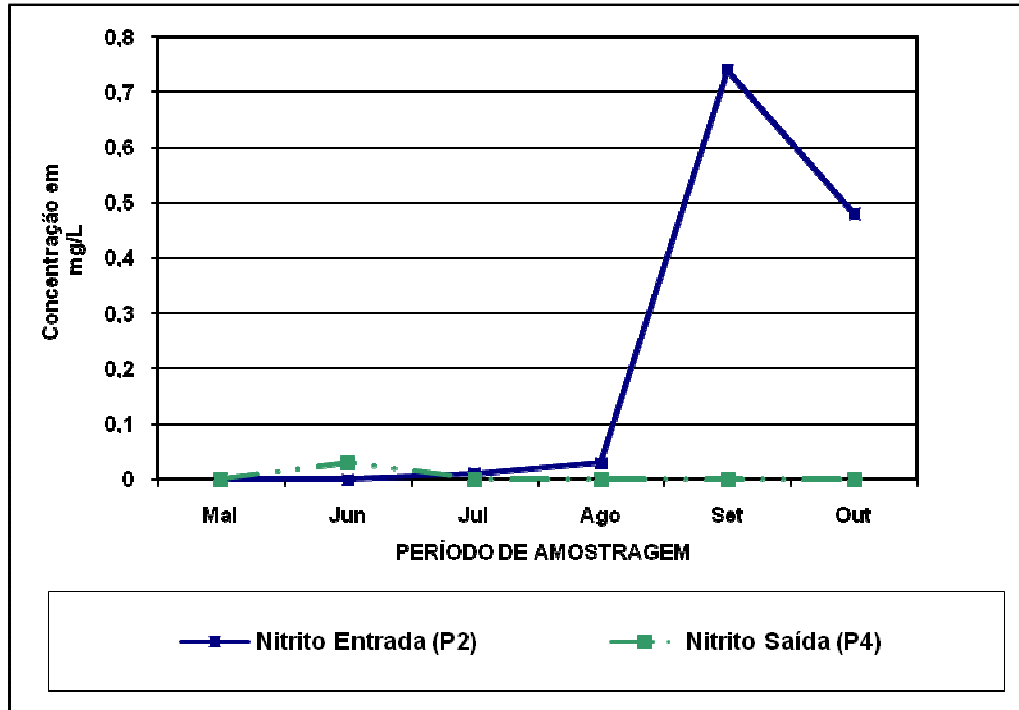


**Figura 14** – Variação de NITROGÊNIO AMONIACAL na entrada e saída do sistema de *wetlands* ao longo do tempo de observação no aterro sanitário de Vera Cruz – Ba.

**Tabela 12** - Percentual de remoção de Nitrogênio Amoniaco.

Parâmetros/Mês	% Remoção na lagoa	% Remoção no <i>wetland</i> 1	% Remoção no <i>wetland</i> 2	% Remoção <i>wetlands</i> 1 e 2	% Remoção global (lagoa + <i>wetlands</i> )
<b>N. Amoniacal (mg/L)/Mai</b>	92,3	45,7	64,8	80,9	98,5
<b>N. Amoniacal (mg/L)/Jun</b>	91,2	0,4	13,7	14,1	92,4
<b>N. Amoniacal (mg/L)/Jul</b>	96,3	Negativa	Negativa	Negativa	92,6
<b>N. Amoniacal (mg/L)/Ago</b>	99,7	Negativa	23,7	Negativa	98,5
<b>N. Amoniacal (mg/L)/Set</b>	SD	SD	NC	NC	NC
<b>N. Amoniacal (mg/L)/Out</b>	SD	SD	NC	NC	NC

Legenda: SD - sem detecção; NC - não coletado por falta de efluente.

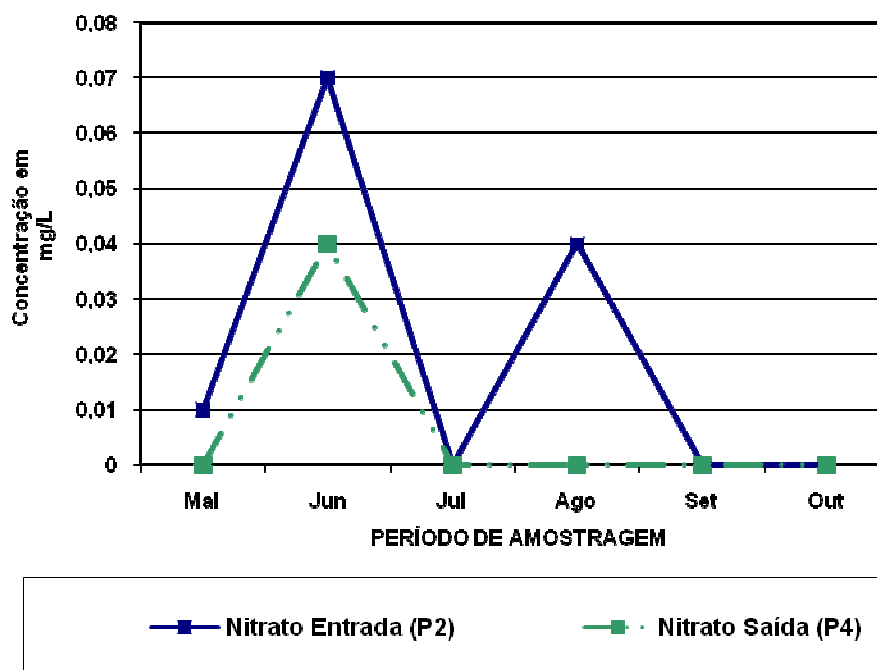


**Figura 15** – Variação de NITRITO na entrada e saída do sistema de *wetlands* ao longo do tempo de observação no aterro sanitário de Vera Cruz – Ba.

**Tabela 13** - Percentual de remoção de Nitrito.

Parâmetros/Mês	% Remoção na lagoa	% Remoção no <i>wetland</i> 1	% Remoção no <i>wetland</i> 2	% Remoção <i>wetlands</i> 1 e 2	% Remoção global (lagoa + <i>wetlands</i> )
Nitrito (mg/L)/Mai	SD	SD	SD	SD	SD
Nitrito (mg/L)/Jun	SD	SD	Negativa	SD	SD
Nitrito (mg/L)/Jul	98,2	0,0	SD	SD	SD
Nitrito (mg/L)/Ago	78,9	SD	SD	SD	SD
Nitrito (mg/L)/Set	SD	SD	NC	NC	NC
Nitrito (mg/L)/Out	SD	SD	NC	NC	NC

Legenda: SD - sem detecção; NC - não coletado por falta de efluente.



**Figura 16** – Variação de NITRATO na entrada e saída do sistema de *wetlands* ao longo do tempo de observação no aterro sanitário de Vera Cruz – Ba.

**Tabela 14** - Percentual de remoção de Nitrato.

Parâmetros/Mês	% Remoção na lagoa	% Remoção no <i>wetland</i> 1	% Remoção no <i>wetland</i> 2	% Remoção <i>wetlands</i> 1 e 2	% Remoção global (lagoa + <i>wetlands</i> )
Nitrato (mg/L)/Mai	80,0	SD	SD	SD	SD
Nitrato (mg/L)/Jun	41,7	42,9	0,0	SD	SD
Nitrato (mg/L)/Jul	SD	SD	SD	SD	SD
Nitrato (mg/L)/Ago	96,4	66,7	SD	SD	SD
Nitrato (mg/L)/Set	99,7	SD	NC	NC	NC
Nitrato (mg/L)/Out	Negativa	SD	NC	NC	NC

Legenda: SD - em detecção; NC - não coletado por falta de efluente.

Mas, quando se observa os *wetlands* isoladamente verifica-se uma remoção de 45,7% para nitrogênio amoniacal, e variações de 42,9 a 66,7 % para nitrato.

Na bibliografia pesquisada, os experimentos de Ferreira *et al.*, 2001, executados nos aterros sanitários de Pirai-RJ e Gramacho - RJ apresentaram variações para remoção de nitrogênio amoniacal de 79% e de 26 a 97%,

respectivamente, com o relato de cinco ocorrências negativas para Gramacho - RJ. O autor avaliou apenas o nitrogênio amoniacal por considerar este a parcela mais significativa em lixiviados de RSU's. Por sua vez Mulamoottil *et al.*, (1998) observou remoção de nitrogênio total da ordem de 61,3% no lixiviado após tratamento em *wetlands* construídos no aterro sanitário de Perdido, Flórida.

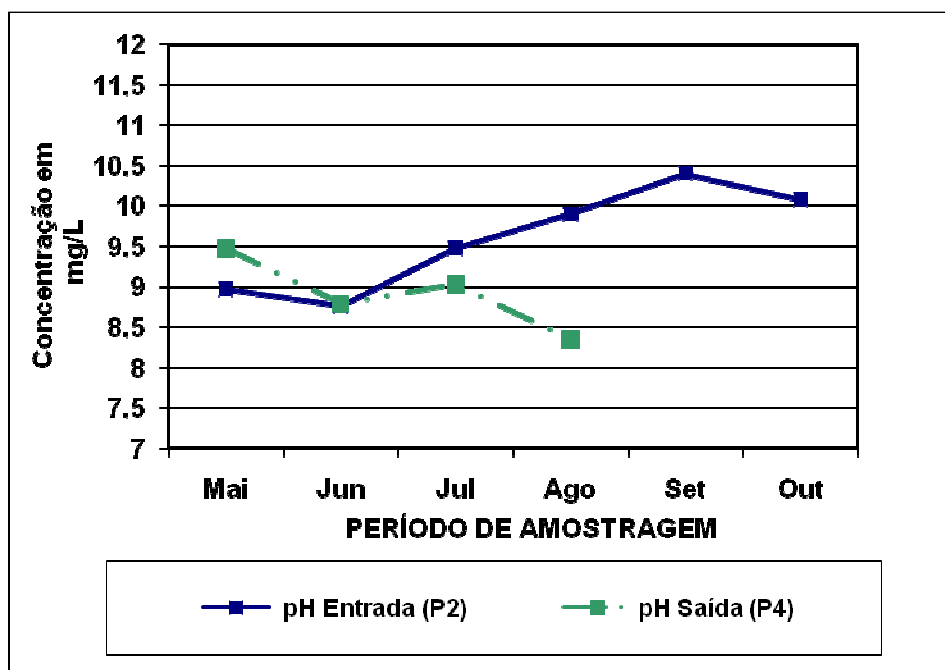
Assim na presente pesquisa os valores encontrados estão dentro das faixas de variação de remoção deste parâmetro encontrados na literatura e com a tendência do nitrogênio ter sido assimilado pelas plantas, embora a morte das mesmas possa ter devolvido uma parte ao sistema, a exemplo do que pode ter ocorrido com o fósforo.

Os trabalhos que reportam a remoção da série nitrogenada em *wetlands* construídos obtiveram 90% de remoção de nitrogênio amoniacal com atribuição desta redução pela oxidação da amônia em nitrato. No caso dos *wetlands* implantados nesta pesquisa a inundação se dá na maior parte do tempo, o que impede a entrada de oxigênio atmosférico na massa sólida e desta forma o ambiente se torna propício para eliminar o nitrogênio nitrificado (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

## 5.6 COMPORTAMENTO DO PH

O pH apresentou valores elevados, indicando a predominância do meio alcalino.. Philippi e Sezerino (2004), consideram o pH variando de 6,5 a 8,5 como faixa ótima para o processo de amonificação. Com o pH tendendo a alcalino o

processo de nitrificação foi favorecido. Os autores Philippi e Sezerino (2004), citam ainda que para desnitrificação ocorrer de forma completa o pH ótimo deverá está entre 7,0 e 8,0, sendo que neste processo a alcalinidade é produzida e tem como conseqüência o aumento do pH. Já para o fósforo, segundo mencionado por Philippi e Sezerino (2004) valores de pH maiores que 6, favorecem as reações de absorção pelas plantas.



**Figura 17** – Variação de pH na entrada e saída do sistema de *wetlands* ao longo do tempo de observação no aterro sanitário de Vera Cruz – Ba.

Analisando o trabalho de Ferreira *et al.*, (2001), os valores de pH para os aterros sanitários de Piraí e Gramacho - RJ variaram de em média de 6,4 a 7,3 e que também apresentaram picos máximos superiores 8,5. Estes valores demonstram tendência a alcalinidade assim como os registrados no sistema de *wetlands* do AS de Vera Cruz que teve picos de 9,5 e também mantendo o meio alcalino. Mulamoottil *et al.*, (1998) em estudos realizados no aterro sanitário de Chunchula, Alabama, mostram que houve variações no pH de 6,32 na entrada e

6,86 na saída e com bons resultados na remoção de poluentes orgânicos e nutrientes.

Correlacionando o nitrogênio e o fósforo com o pH o mesmo apresentou variações que podem ter influenciado substancialmente na ineficiência de remoção destes nutrientes. O pH apresentou valores de saída nos *wetlands* de alcalinidade alta, o que pode ter influenciado favoravelmente os processos de remoção de nitrogênio uma vez que, ocorreram várias análises sem detecção (SD) na saída dos *wetlands* e interpretados como o LDM, que como já mencionado, é mais baixa concentração de uma substância.

Não obstante o fósforo também é afetado pela alcalinidade do meio, uma vez que em meios básicos a remoção deste parâmetro fica bastante comprometida.

Além do pH do meio o solo local ajudará a fixar o fósforo quando ocorrer a presença de alumínio e ferro disponíveis no meio (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Desta forma o pH pode exercer o comportamento regulador nos processos de remoção de nutrientes. O pH básico detectado nesta pesquisa pode realmente ter dificultado a remoção de fósforo, uma vez que, para os níveis de pH a precipitação com fosfatos oriundos do alumínio e ferro, não são facilmente ocorrentes (ARIAS *et al.*, 2001 *apud* PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

## 5.7 OBSERVAÇÃO VISUAL DO ASPECTO FÍSICO DAS ESPÉCIES VEGETAIS EMPREGADAS

Como já mencionado anteriormente, a função das raízes dos vegetais é captar nutrientes e outras substâncias do afluyente que alimenta o *wetland*, incorporando ar pelas folhas, e transferindo-o aos rizomas e raízes através do aerênquima.

Comparando o desenvolvimento das macrófitas enraizadas, taboa (família da *Typhaceae*) e a pirí (família da *Poaceae*) observa-se que o crescimento da pirí nos *wetland* foi pequeno nos primeiros seis meses de operação. No segundo *wetland* as plantas da família *Poaceae* se desenvolveram chegando a 40 cm de altura, não encontrando na literatura o padrão deste tipo de gramínea. Porém após 15 meses de operação do sistema a família *Typhaceae* predominou nos dois *wetlands* conforme ilustra a Figura 10 (r).

O crescimento da taboa nos *wetlands* foi bastante acentuado, pois o comprimento linear dos seus limbos foliares chegou a variar de 103 a 110 cm (Figura 10 (p)). Segundo Bianco *et al.* (2003) em excelentes condições, os valores de comprimento das folhas de taboa do tipo *typha latifolia* (também da família da *Typhaceae*) variam de 38,5 a 194,0 cm com valores médios de 126,19 cm.

Sabe-se que o crescimento destas plantas está associado ao seu requerimento nutricional. As frações de nitrogênio e fósforo contidos no lixiviado são retiradas pelas plantas para a sua síntese metabólica.

Philippi e Sezerino, (2004) citam ainda que a capacidade de assimilação do nitrogênio pelas plantas empregadas em sistemas de *wetlands* varia na faixa de



200 a 2500 kg N/ ha.ano (0,05 a 0,68 g/m<sup>2</sup>. dia) demonstrando que estes não foram fatores limitantes para o crescimento das plantas, principalmente da taboa, que demonstra ser uma espécie com maior adaptabilidade ao lixiviado já que tornou-se a macrófita predominante nos *wetlands*.

## 6 CONCLUSÃO

O tratamento de lixiviados de resíduos sólidos urbanos representa um grande desafio principalmente considerando-se as características, a heterogeneidade e as diferentes idades dos resíduos dispostos no aterro. Estes aspectos influenciam a qualidade do lixiviado a ser tratado e, obviamente a resposta do sistema de tratamento. Assim sendo, para o lixiviado gerado no aterro sanitário de Vera Cruz tratado pelo sistema combinado de lagoa facultativa e wetlands em série pode-se concluir em relação aos parâmetros analisados que:

- A DBO<sub>5</sub> em cada um dos *wetlands* apresentou percentuais de remoção que variaram de 6,7 a 93,9 % sendo estes resultados semelhantes a outros experimentos que utilizaram *wetlands* construídos podendo-se dizer que este parâmetro teve o comportamento dentro do esperado. Já para DQO foi observado que este parâmetro oferece dificuldade para remoção biológica ou de assimilação pelas plantas.

- O fósforo apresentou baixa remoção no sistema de tratamento, principalmente nos *wetlands*, influenciado pelo período inicial de operação do sistema e ciclo de crescimento das espécies utilizadas e ainda sendo influenciado pelo pH que variou de ligeiramente neutro a básico nesta pesquisa;

- A remoção de nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato ocorreu de forma mais significativa com picos de eficiências de remoção da ordem de 80,9%, SD e SD respectivamente. Para o nitrato o primeiro *wetland* apresentou remoções de 42,9% para o mês de junho e de 66,7% para o mês de agosto garantindo uma boa eficiência na remoção deste nutriente. O parâmetro nitrito também demonstrou boa

tendência de remoção, principalmente considerando o número de SD apresentado durante o experimento após os *wetlands*;

- De modo geral as ocorrências de valores negativos de remoção para matéria orgânica e nutrientes observados podem ter sido causadas pela variação da vazão do lixiviado associada ou não a deposição de matéria orgânica pela biomassa, bem como liberação de nutrientes nos *wetlands*.

Considera-se também que devido ao fato do período de observação ter sido relativamente curto e abrangendo a fase inicial da operação dos *wetlands*, em escala real e em condições não controladas, não foi possível obter-se uma série extensa de dados. No entanto pode-se observar uma tendência inicial nos resultados de remoção da matéria orgânica e, em alguns momentos, de nitrogênio amoniacal e nitrato devido à presença dos *wetlands*.

Deste modo, os resultados fornecem indícios de que os *wetlands* podem ser utilizados como unidades de pós-tratamento se constituindo em uma solução simples para municípios de pequeno e médio porte por apresentarem baixo custo de execução e facilidade de aplicação, operação e manutenção.

Recomenda-se que trabalhos futuros tenham o cuidado de considerarem a determinação da vazão do lixiviado, índice pluviométrico, taxa de evaporação e a massa dos parâmetros de interesse. Outros aspectos a serem pesquisados são:

- Estudar os mecanismos de remoção do fósforo;
- Estudar a eficiência de remoção de metais, nível de assimilação de substâncias, como metais e nutrientes;
- Avaliar outros arranjos de *wetlands* (quantidade e posição);
- Avaliar o potencial de uso do efluente tratado em *wetlands* para fins de irrigação.

## REFERÊNCIAS

- ANJOS, José Ângelo Sebastião Araújo dos. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados**: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.
- APHA – American Public Health Association. **Standard Methods fot Examination of Water and Wastewater**. 19 ed. Washington: APHA-AWWA-WEF. 1995.
- APHA. AWWA. WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 15 ed. Washington, D.C.: American Public Health Association. American Water Works Association, Water Pollution Control Federation, 1995, 1134 p.
- \_\_\_\_\_. **Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater**. 20th ed. Washington D.C.: American Public Health Association, 1998. 1153p.
- BRIX, H. **Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?** Wat. Sci. Tech., v.35, n.5, 1997. p 11-17.
- CEBALLOS , B.S.O; MEIRA, C.M.B.S; SOUSA, J.T.de; KONIG, **Desempenho de um leito cultivado na melhoria da qualidade de um córrego poluído destinado a irrigação**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto Alegre-Brasil, 2000. p.1-6.
- CINTRA, F.H., HAMADA, J., FILHO, G.S.C. **Fatores que afetam a qualidade do chorume gerado em aterro controlado de resíduos sólidos urbanos**. In VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002, Vitória-ES. Anais do Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.
- CHRISTENSEN T.H., COSSU R. e STEGMANN R. **International Training Seminar**. Madrid. 1997.
- D'AMBROSIO, O. **Paraisos Artificiais**. Disponível em: <<http://www.unesp.br/jornal>> Acesso em: ABRIL 2007.
- DE BUSK, T. A.; WILLIAMS, L. D.; RYTHER, J. H. **Removal of nitrogen and phosphorus from waste water watermjacinth-based treatment systems**. Journal of Environmental Quality, v. 12, n. 2, p. 257-266, 1983.
- ECOCELL Consultoria Ambiental Ltda., **Sistema de Tratamento de Efluentes com Plantas Enraizadas**, Pelotas, RS., 1999.
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1998, 575p.
- FERREIRA, J.A.. ANJOS, L A. **Wetland**: Resultados no Tratamento do Chorume do Aterro Sanitário de Piraí – RJ. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville, SC, 2003.

FIÚZA, J. M. S., de Aguiar, C.B., Menezes, C.T., Santos, D.M.J.. **Monitoramento do Chorume do Aterro Centro de Salvador**. In: Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000, Porto Alegre. Anais do Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2000.

HAGENDORF, U.; DIEHL, Klaus; FEUERPFIL, I.; HUMMEL, A.; SZEWCZYK, R. **Retention of microbiological organisms in constructed wetlands**. Anais da 7th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Florida, 2000. p. 391-397.

IWA. **Constructed Wetlands for Pollution Control**; Processes, Design and Operation. Scientific and Technical Report No. 8. London, England: IWA Publishing. 2000, 156p.

JOLY, A. B. **Botânica: Introdução à taxionomia vegetal**. 10. ed. São Paulo: Companhia Editora Nacional, 1991.

KADLEC, R. H.; HAMMER, D. E. **Simplified computation of wetland vegetation cycles**. In: PRINCE H. H. and D'ITRI F.M. Coastal Wetlands. Michigan : Lewis Publishing, 1985. p 141-157.

KADLEC, R. H; KNIGHT, R., **Treatment Wetlands**. Boca Raton, Lewis Publishes, 1996.

KÖCHE JC. **A estrutura dos relatórios**. In: Köche JC. Fundamentos de metodologia científica: teoria da ciência e prática da pesquisa. 17 ed. Petrópolis (RJ): Vozes; 1997. p.137-51.

LAKATOS, Eva Maria e MARCONI, Marina de Andrade. **Fundamentos de metodologia científica**. 3ª ed. São Paulo: Atlas, 1991.

LAUTENSCHLAGER, S.R. **Modelagem do Desempenho de Wetlands Construídas**. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, 2001.

MARQUES, D. da M. **Terras Úmidas Construídas de Fluxo Subsuperficial**. In: CAMPOS, J. R. Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo. Rio de Janeiro: ABES/PROSAB, 1999. p. 409 - 435.

MAURICE, C., KYLEFORS, K., LAGERVIST, A. **Results from a Pilot Constructed wetland for Denitrification. Proceedings**, Sadinia – 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, V-II, p.303 -309,2001.

McBEAN, E.; ROVERS, F.A.; FARQUHAR, G.J., **Solid Waste Landfill Engineering and Design**. Prentice Hall PTR, New Jersey, 1995.

MCEHLUM, T. **Wetlands for Treatment of Landfill Leachates in Cold Climates**. In: Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates. MULAMOOTTIL, G.; McBEAN, E.A.; ROVERS, F. (Org.). Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998, p. 33 – 46.

MEIRA, C. M. S. et al. **Effect of Macrophytes Growth on Phosphorus, Ammonia, Organic and Bacteria Removals in Constructed wetland**. In: 8TH International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Nova Zelândia. v.1. 2002, p. 693-700.

METCALF e EDDY. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. Mc Graw Hill, 3 ed, 1991.

- MITSCHE, W.J. GOSELINK, J.G. Wetlands: **Van Nostrand Reinhold**, New York, 1993.
- MULAMOOTTIL G., McBEAN E. A., ROVERS F., **Constructed Wetlands for the Treatment of Landfill Leachates**, Boca Raton, Flórida: Lewis Publishers, 1998.
- PHILIPPI, L. S., SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias**: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis, Santa Catarina. 2004.
- RASIT, N.B. **Landfill Leachate Treatment Using Subsurface Flow Constructed Wetland Enhanced with Magnetic Field**. Dissertação (Mestrado da Faculdade de Engenharia Civil – Manejo Ambiental). University Technology Malásia, 2006.
- REBOUÇAS, A. da C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Água Doce no Brasil e no Mundo**. Águas Doces no Brasil - Capital Ecológico, Uso e Conservação. São Paulo: Escrituras, 1999. p. 2-11.
- REDDY, K.R.; D'ANGELO, E.M. **Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands**, Water Science Technology, London, v. 35, n. 5, p. 1 - 10, 1997.
- ROBINSON, H, D. **The Treatment of Landfill Leachates Using Reed Beel Systems**. Proceedings, Sardenia - 1993. fourth International Landfill Symposium. Cagliari Italy, VI, p. 907-921, 1993.
- SALATI JR., E.; SALATI, E. SALATI. **Wetland projects developed in Brazil**. Water Science Technology. Vol.40, nº3, 1999. p. 19-25.
- SERAFIM A.C., GUSSAKOV K.C., SILVA F, CONEGLIAN C.M.R., BRITO N.N., SOBRINHO G.D. **Chorume Impactos Ambientais e Possibilidades de Tratamento**. III Fórum de Estudos Contábeis, Rio Claro: Centro Superior de Educação Tecnológica, 2003.
- SEZERINO, Pablo Heleno. **Utilização de biofiltros com macrófitas (Vertical Constructed Wetlands) como pós-tratamento de Lagoas de Estabilização aplicadas aos dejetos suínos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2002, 123p.
- SOUSA, J. T. de, van HAANDEL, A.C. GUIMARÃES, A.V.A . **Post-treatment of anaerobic effluents in constructed wetland systems**. Water Science and Technology, v.44, n.4, p. 213-219, 2001.
- SOUSA, J. T. de, van HAANDEL, A.C . GUIMARÃES, A.V.A . **Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents**. Water Science and Technology, v.48, n.6, p. 295-299, 2003.
- SOUSA, J. T. de; van HAANDEL; LIMA E.P.C.; HENRIQUE, I.N.. **Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental vol.9 nº. 4, p 285-290, 2004.
- TANNER, C. C.; SUKIAS, J. p. s.; UPSDELL, M. P. **Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed wetlands**. Water Science and Technology, v. 40, n.3, p. 147-154, 1999.
- TCHOBANOGLOUS G., THFISEN, H VIGIL S.A., **Integrated Solid Waste Management - Engineering Principles and Management Issues**. IRWIN/McGRAW - HILL, 1993, USA.

URBANIC-BERCIC, O., **Investigation into the use of constructed reedbeds for municipal waste dump leachate treatment.** Water Science and Technology. 29, 1994 p. 289-294.

ZANTA, V.M., REGO, M.J. M, LANGE, C.L. e PESSIN, N. **Resíduos Sólidos, Saúde e Meio Ambiente** : Impactos associados aos lixiviados de Aterro Sanitário, In: Gerenciamento de Resíduos Sólidos Urbanos com ênfase na proteção de corpos d'água : Prevenção, Geração e Tratamento de Lixiviados de Aterros Sanitários. Rio de Janeiro: Abes, 2006 494p Projeto PROSAB.

## **ANEXOS**



## ANEXO - A

**Tabela 15** - Parâmetros físico químicos do lixiviado coletado nos pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4 no sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Vera Cruz (Instante t=0) Amostra de Monitoramento – Maio/05

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
<b>Alcalinidade Total (mg/L)</b>	869	-	-	-
<b>DBO (mg/L)</b>	83	40	30	28
<b>DQO (mg/L)</b>	297	243	163	142
<b>Ferro Total (mg/L)</b>	15,7	-	-	-
<b>Fósforo Total (mg /L)</b>	2,34	0,43	0,43	0,43
<b>Manganês (mg/L)</b>	1,60			
<b>N. Almoniacal (mg/L)</b>	84,1	6,48	3,52	1,24
<b>N. Nitrito (mg/L)</b>	0,04	<Idm	<Idm	<Idm
<b>N. Nitrato (mg/L)</b>	0,05	0,01	<Idm	<Idm
<b>pH</b>	7,48	8,97	8,98	9,48
<b>Sólidos Dissolvidos (mg/L)</b>	1508	-	-	-
<b>Sólidos Totais (mg/L)</b>	1640	-	-	-
<b>Sólidos Voláteis (mg/L)</b>	470	-	-	-
<b>Turbidez (NTU)</b>	90	-	-	-

Legenda:

**Ponto 1:** Amostra entrada da Lagoa Facultativa / . **Ponto 2:** Amostra do reservatório de equalização, da Lagoa Facultativa / Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Ponto 3:** Saída do 1º *Wetland*/ Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Ponto 4:** Saída do 2º *Wetland*/ Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Idm** – Limite de detecção do método.

## ANEXO - B

**Tabela 16** - Parâmetros físico químicos do lixiviado coletado nos pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4 no sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Vera Cruz (Instante t=1). Amostra de Monitoramento – Junho/05

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
<b>DBO (mg/l)</b>	26	230	14	23
<b>DQO (mg/l)</b>	185	406	62,8	81,2
<b>Fósforo Total (mg/l)</b>	0,38	0,54	0,06	0,06
<b>N. Amoniacal (mg/l)</b>	76,9	6,76	6,73	5,81
<b>N. Nitrito (mg/l)</b>	0,04	<ldm	0,02	0,03
<b>N. Nitrato (mg/l)</b>	0,12	0,07	0,04	0,04
<b>pH</b>	7,56	8,79	8,44	8,79

Legenda:

**Ponto 1:** Amostra entrada da Lagoa Facultativa / Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Ponto 2:** Amostra do reservatório de equalização, da Lagoa Facultativa / Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Ponto 3:** Saída do 1º *Wetland*/ Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Ponto 4:** Saída do 2º *Wetland*/ Aterro Sanitário / Vera Cruz. **ldm** – Limite de detecção do método.

## ANEXO – C

**Tabela 17** - Parâmetros físico químicos do lixiviado coletado nos pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4 no sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Vera Cruz (Instante t=2) Amostra de Monitoramento – Julho/05

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
<b>DBO (mg/l)</b>	20	40	27	55
<b>DQO (mg/l)</b>	136	189	160	247
<b>Fósforo Total (mg/l)</b>	0,28	0,11	0,24	0,25
<b>N. Amoniacal (mg/l)</b>	81,9	3,02	5,71	6,09
<b>N. Nitrito (mg/l)</b>	0,55	0,01	0,01	<ldm
<b>N. Nitrato (mg/l)</b>	1,44	<ldm	<ldm	<ldm
<b>pH</b>	7,86	9,48	8,64	9,03

Legenda:

**Ponto 1:** Amostra entrada da Lagoa Facultativa / Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Ponto 2:** Amostra do reservatório de equalização, da Lagoa Facultativa / Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Ponto 3:** Saída do 1º *Wetland*/ Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Ponto 4:** Saída do 2º *Wetland*/ Aterro Sanitário / Vera Cruz. **ldm** – Limite de detecção do método.

## ANEXO – D

**Tabela 18** - Parâmetros físico químicos do lixiviado coletado nos pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4 no sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Vera Cruz (Instante t=3). Amostra de Monitoramento – Agosto/05:

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
<b>DBO (mg/L)</b>	29	54	22	16
<b>DQO (mg/L)</b>	291	256	169	146
<b>Fósforo Total (mg/L)</b>	0,34	0,17	0,25	0,25
<b>N. Amoniacal (mg/L)</b>	254	0,69	4,86	3,71
<b>N. Nitrato (mg/L)</b>	0,19	0,04	<Idm	<Idm
<b>N. Nitrito (mg/L)</b>	0,83	0,03	0,01	<Idm
<b>pH</b>	7,73	9,90	8,27	8,35

Legenda:

**Ponto 1:** Amostra entrada da Lagoa Facultativa / Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Ponto 2:** Amostra do reservatório de equalização, da Lagoa Facultativa / Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Ponto 3:** Saída do 1º *Wetland*/ Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Ponto 4:** Saída do 2º *Wetland*/ Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Idm** – Limite de detecção do método.

## ANEXO – E

**Tabela 19** - Parâmetros físico químicos do lixiviado coletado nos pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4 no sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Vera Cruz (Instante t=4). Amostra de Monitoramento – Setembro/05

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
<b>DBO (mg/L)</b>	61	53	-	-
<b>DQO (mg/L)</b>	320	182	-	-
<b>Fósforo Total (mg/L)</b>	0,06	0,16	-	-
<b>N. Almoniacal (mg/L)</b>	0,23	ND	-	-
<b>N. Nitrato (mg/L)</b>	0,09	ND	-	-
<b>N. Nitrito (mg/L)</b>	221	0,74	-	-
<b>pH</b>	7,66	10,4	-	-

Legenda:

**Ponto 1:** Amostra entrada da Lagoa Facultativa / Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Ponto 2:** Amostra do reservatório de equalização, da Lagoa Facultativa / Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Ponto 3:** Saída do 1º *Wetland*/ Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Ponto 4:** Saída do 2º *Wetland*/ Aterro Sanitário / Vera Cruz. **ND** – Não detectado.

## ANEXO - F

**Tabela 20** - Parâmetros físico químicos do lixiviado coletado nos pontos de amostragem P1, P2, P3 e P4 no sistema de tratamento de lixiviado do aterro sanitário de Vera Cruz (Instante t=5). Amostra de Monitoramento – Outubro/05

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
<b>DBO (mg/L)</b>	46	37	-	-
<b>DQO (mg/L)</b>	295	189	-	-
<b>Fósforo Total (mg/L)</b>	0,07	0,11	-	-
<b>N. Amoniacal (mg/L)</b>	249	ND	-	-
<b>N. Nitrato (mg/L)</b>	0,28	ND	-	-
<b>N. Nitrito (mg/L)</b>	0,06	0,48	-	-
<b>pH</b>	7,83	10,08	-	-

Legenda:

**Ponto 1:** Amostra entrada da Lagoa Facultativa / Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Ponto 2:** Amostra do reservatório de equalização, da Lagoa Facultativa / Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Ponto 3:** Saída do 1º *Wetland*/ Aterro Sanitário / Vera Cruz. **Ponto 4:** Saída do 2º *Wetland*/ Aterro Sanitário / Vera Cruz. **ND** – Não detectado.

ANEXO – G