



AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA DE *WETLANDS* NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO
DE ATERRO

Karla Heloise Preussler

Tese de doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil, COPPE, da Universidade Federal do Rio de Janeiro, como parte dos requisitos necessários à obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil.

Orientador: Cláudio Fernando Mahler

Rio de Janeiro

Julho de 2014

AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA DE WETLANDS NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO
DE ATERRO

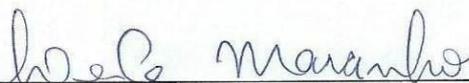
Karla Heloise Preussler

TESE SUBMETIDA AO CORPO DOCENTE DO INSTITUTO ALBERTO LUIZ
COIMBRA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA DE ENGENHARIA (COPPE) DA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO COMO PARTE DOS REQUISITOS
NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR EM CIÊNCIAS EM
ENGENHARIA CIVIL.

Examinada por:



Prof. Cláudio Fernando Mahler, D.Sc.



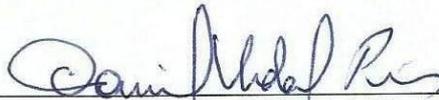
Profa. Leila Teresinha Maranhão, D.Sc.



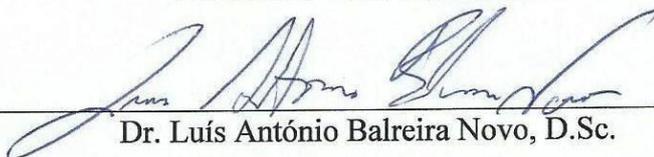
Profa. Marcia Walquiria de Carvalho Dezotti, D.Sc.



Profa. Marcia Marques Gomes, Ph.D.



Dr. Daniel Vidal Pérez, D.Sc.



Dr. Luís António Balreira Novo, D.Sc.

RIO DE JANEIRO, RJ – BRASIL

JULHO DE 2014

Preussler, Karla Heloise

Avaliação de um sistema de wetlands no tratamento de
lixiviado de aterro/ Karla Heloise Preussler. – Rio de
Janeiro: UFRJ/COPPE, 2014.

XV, 119 p.: il.; 29,7 cm.

Orientador: Cláudio Fernando Mahler

Tese (doutorado) – UFRJ/ COPPE/ Programa de
Engenharia Civil, 2014.

Referências Bibliográficas: p. 100-120.

1. Fitorremediação. 2. Lixiviado. 3. *Wetlands*. I.
Mahler, Cláudio Fernando. II. Universidade Federal do
Rio de Janeiro, COPPE, Programa de Engenharia Civil.
III. Título.

Dedico aos meus queridos pais,
Carlos Henrique Preussler (*in memorium*)
e Deisi Noeli Preussler,
Aos meus irmãos Junior e Carol,
A Luiza, Guilherme, Rafael e João
que encantam nossas vidas
e a Ricardo Weigert

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço a Deus, pela minha vida e por sempre zelar sempre meus passos.

Ao Professor Cláudio Fernando Mahler pela orientação, ensinamentos e confiança no meu trabalho.

A Professora Leila Maranhão pela sua orientação, ensinamentos e amizade.

A Universidade Federal do Rio de Janeiro por me conceder a oportunidade de ingressar no Doutorado.

A Prefeitura Municipal de Curitiba pelo apoio técnico, financeiro e informações concedidas ao longo da pesquisa realizada, em especial a Eliane, Baiano e o Sr. Zé e toda sua equipe.

A Secretaria Municipal do Meio Ambiente de Curitiba pelo apoio técnico, financeiro e informações concedidas ao longo da pesquisa.

Ao CNPq pelo apoio com a bolsa de estudo.

A Daniel Perez da Embrapa Solos pela realização das análises de metais pesados.

A Luís Novo pelos ensinamentos estatísticos.

Ao professor Willian pelo apoio e informações relevantes concedidas para a realização da pesquisa.

A Universidade Positivo por todo apoio e confiança no meu trabalho.

A minha querida e maravilhosa família que sempre me apoiou. Obrigada pelo amor incondicional, pelo carinho, pela atenção que vocês sempre me deram. Pai, a saudade é muito grande... Mãe, obrigada pelo seu amor, aprendizado, pelo seu colo nos momentos difíceis, dedicação, pelo exemplo de vida e de luta, quero que saiba se cheguei até aqui, a senhora é a grande responsável. Seu carinho, seus conselhos, seu amor, sua amizade.

Junior, Kátia, Gui e Rafa, e Marcelo, Carol, Luiza e João obrigada por todo apoio, amor, incentivo durante esta caminhada. Vocês são muito especiais na minha vida!

A Ricardo Weigert, por todo amor, dedicação, paciência, conselhos, e por tornar minha vida muito mais feliz! Amo você!

As minhas primas Lary e Geana que sempre me apoiaram e me socorreram quando precisei.

A Carolina Flores por toda sua amizade e companheirismo desde que nos conhecemos.

A Michele pela sua amizade pelo ombro amigo sempre que precisei.

A Paloma, Aline, Talita pela amizade e companheirismo.

A Rosa pela sua amizade, apoio e pela sua imensa ajuda em todos os momentos que precisei.

A Mario, Mauricio, Francesco, Juliana e Ronaldo pela amizade e apoio.

As minhas amigas do coração Dayana, Luciana, Bianca e Tati pelo incentivo, torcida e pela grande amizade.

As minhas amigas que estão todos os dias ao meu lado, Alessandra e Mirieli pela grande amizade e por todo apoio que sempre me deram.

Aos biólogos Roni, Ana e Taís e aos futuros biólogos Bruno e Vanessa por toda dedicação pela pesquisa, pelas coletas no Aterro, pelas horas e horas de trabalho no laboratório.

E a todos que de alguma forma contribuíram e torceram pela conclusão da pesquisa, meu sincero obrigado.

“Nas quedas que o rio cria energia”

Hermógenes

Resumo da Tese apresentada à COPPE/UFRJ como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de Doutor em Ciências (D.Sc.)

AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA DE *WETLANDS* NO TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO

Karla Heloise Preussler

Julho/2014

Orientador: Cláudio Fernando Mahler

Programa: Engenharia Civil

Os tratamentos do lixiviado realizados em aterros sanitários, muitas vezes não são eficientes na remoção dos poluentes, não atingindo os padrões exigidos na legislação. Portanto, faz-se necessário um pós-tratamento para que a carga poluidora possa ser reduzida. Uma alternativa que tem se mostrado eficiente é a fitorremediação através de sistemas de *wetlands*. O Aterro Sanitário da Caximba utiliza um sistema de três *wetlands* para o pós-tratamento do lixiviado. Avaliou-se nesta pesquisa um sistema de *wetlands* no tratamento de lixiviado de aterro. Para tanto, realizou-se a identificação, levantamento da cobertura relativa, análise da estrutura anatômica das macrófitas, a avaliação da eficiência do pós-tratamento do lixiviado por meio dos parâmetros de DBO, DQO, NA, NT, P e a análise de teores de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb no lixiviado, sedimento e plantas. Foram encontradas três espécies com maior índice de cobertura: *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L. e *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc. Foi verificada expressiva redução da carga poluidora do lixiviado: 75% para DBO, 63% para DQO, 84% para NA, 89% para NT e 70% para P. Os resultados demonstram que as espécies estudadas apresentam estruturas anatômicas, como o aerênquima e alta densidade estomática que permitem seu desenvolvimento no lixiviado e sugerem que a remoção dos nutrientes e da matéria orgânica ocorreu pelas estratégias de fitoextração, fitoestimulação e rizodegradação.

Abstract of Thesis presented to COPPE/UFRJ as a partial fulfillment of the requirements for the degree of Doctor of Science (D.Sc.)

EVALUATION OF A WETLANDS SYSTEM FOR THE TREATMENT OF LEACHATE
IN LANDFILL

Karla Heloise Preussler

July/2014

Advisor: Cláudio Fernando Mahler

Department: Civil Engineering

The leachate treatments performed in the landfills are often not effective in the removal of pollutants, not reaching the required standards in the legislation. Therefore, a post-treatment is necessary so the pollutant load can be reduced. An alternative that has been shown to be effective in the removal of contaminants of the leachate is the phytoremediation using the *wetlands* system. From the perspective of phytoremediation, the Landfill of “Caximba” uses a system composed of three *wetlands* for the post-treatment of the leachate. The main goal of this study was to evaluate the efficiency of this system in the post-treatment of leachate. For this purpose, we performed the identification, the survey of the relative coverage, analysis of the anatomical structure of aquatic macrophytes, the evaluation of the leachate post-treatment effectiveness through the parameters of BOD, COD, AN, TN, P, and the analysis of Cu, Zn, Cr, Ni, Cd and Pb in the leachate, sediment and plants. In the survey of the vegetal coverage, it was found three species with the highest coverage: *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L. e *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc. It was observed a significant reduction of the pollution load of the leachate in the *wetlands* system, of 75% for BOD, 63% for COD, 84% for AN, 89% for TN, and 70% for P. The results show that these species have anatomical structures, such as aerenchyma that allows its development in the leachate and suggest that the removal of nutrients and organic matter are occurring by strategies of the phytoextraction, phytostimulation, and rhizodegradation.

ÍNDICE

Capítulo 1 - Introdução	16
1.1 IMPORTÂNCIA DO ESTUDO	16
1.2 OBJETIVOS.....	19
1.2.1 Objetivo geral	19
1.2.2 Objetivos específicos.....	19
1.3 ESTRUTURA DA TESE.....	19
Capítulo 2 - Revisão de Literatura.....	21
2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS.....	21
2.2 LIXIVIADO	22
2.2.1 Tratamento para o lixiviado.....	26
2.2.1.1 Tratamentos convencionais.....	26
2.2.1.2 Métodos alternativos.....	29
2.3 METAIS PESADOS.....	29
2.4 FITORREMEDIAÇÃO	32
2.4.1 Estratégias fitorremediadoras.....	34
2.5 WETLANDS	36
2.5.1 Tipos de tratamento por <i>wetlands</i>	39
2.5.2 Macrófitas.....	40
2.5.3 Funções da vegetação nos <i>wetlands</i>	41
2.5.4 O uso de <i>wetlands</i> no tratamento de efluentes.....	43
Capítulo 3 - Material e Métodos.....	47
3.1 ÁREA DE ESTUDO.....	47
3.1.1 Meio físico.....	49
3.1.1.1 Geomorfologia.....	49
3.1.1.2 Geologia.....	49
3.1.2 Uso e ocupação do solo.....	50
3.1.3 Influência Hidrológica do Aterro Sanitário da Caximba.....	50
3.1.4 Descrição do sistema do tratamento do lixiviado no Aterro.....	51
3.2 DESEMPENHO DE UM SISTEMA DE WETLANDS NO PÓS TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	55
3.2.1 Monitoramento das condições climáticas.....	55
3.2.2 Identificação e monitoramento sazonal da cobertura das macrófitas (fitossociologia).....	56
3.2.3 Análises químicas do lixiviado.....	56
3.2.4 Cálculo da eficiência do pós-tratamento do lixiviado.....	57
3.2.5 Análise do sedimento.....	58
3.2.5.1 Coleta, armazenamento e preparo das amostras.....	58
3.2.5.2 Ensaio de caracterização.....	58
3.2.5.3 Análise de metais pesados no sedimento.....	58
3.2.6 Coleta e análise de metais pesados nas plantas.....	58
3.2.7 Análises estatísticas.....	59
3.3 MACRÓFITAS AQUÁTICAS E O TRATAMENTO DO LIXIVIADO GERADO EM ATERRO SANITÁRIO.....	60

Capítulo 4 - Resultados e Discussões	63
4.1 DESEMPENHO DE UM SISTEMA DE <i>WETLANDS</i> NO PÓS TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO.....	63
4.1.1 Monitoramento das condições climáticas.....	67
4.1.2 Identificação e monitoramento sazonal da cobertura das macrófitas (fitossociologia)...	66
4.1.3 Análise químicas do lixiviado e eficiência do pós-tratamento.....	66
4.1.4 Caracterização e análise de metais pesados no sedimento.....	71
4.1.5 Análise de metais pesados nas plantas.....	73
4.2 MACRÓFITAS AQUÁTICAS E O TRATAMENTO DO LIXIVIADO GERADO EM ATERRO SANITÁRIO.....	83
4.2.1 Organização estrutural das macrófitas.....	87
4.2.2. Relação da organização estrutural com o pós-tratamento do lixiviado.....	92
Capítulo 5 - Conclusões e Sugestões para Futuras Pesquisas	98
REFERÊNCIAS	100

LISTA DE FIGURAS

<p>Figura 1 - Ortofoto do Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil. “Em vermelho” destaca-se a área de disposição dos resíduos e “em preto” os três <i>wetlands</i> (1°, 2° e 3°), entrada do lixiviado no 1° <i>wetland</i>; ▼ saída do lixiviado no 3° <i>wetland</i> para o Rio Iguaçu.....</p>	47
<p>Figura 2 - Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil.....</p>	48
<p>Figura 3 - Lançamento do lixiviado tratado do Aterro Sanitário da Caximba. A e B – Lixiviado tratado contaminando um córrego de águas límpidas que desaguava no Rio Iguaçu.....</p>	51
<p>Figura 4 - Primeiro <i>wetland</i>. A e B – Entrada do lixiviado tratado pelo Aterro. C e D – Macrófitas emergentes e flutuantes.....</p>	54
<p>Figura 5 - Segundo <i>wetland</i>. A – Espelho d’água. B - Presença de <i>Eichhornia crassipes</i>.....</p>	55
<p>Figura 6 - Terceiro <i>wetland</i>. A – Área coberta com <i>Eichhornia crassipes</i>. B – Saída do lixiviado tratado.....</p>	55
<p>Figura 7 - Variação sazonal da precipitação acumulada do dia (mm) do verão de 2011 a primavera de 2012 da área de estudo. Fonte: SIMEPAR, 2012.....</p>	63
<p>Figura 8 - Variação sazonal da temperatura do ar (°C), do verão de 2011 a primavera de 2012 da área de estudo. Fonte: SIMEPAR, 2012.....</p>	64
<p>Figura 9 - Variação sazonal da umidade relativa do ar (%) do verão de 2011 a primavera de 2012 da área de estudo. Fonte: SIMEPAR, 2012.....</p>	65
<p>Figura 10 - Variação sazonal da vazão de entrada e de saída (m^3h^{-1}) do sistema de <i>wetlands</i> do verão de 2011 a primavera de 2012 da área de estudo. Fonte: Frois e Andrade, 2013.....</p>	66
<p>Figura 11 - Análise granulométrica do sedimento nos três <i>wetlands</i> naturais que compõe o sistema de <i>wetlands</i> no Aterro Sanitário da Caximba.....</p>	72
<p>Figura 12 - Primeiro <i>wetland</i>. A – Janeiro de 2011 com a presença de <i>Pistia stratiotes</i> e <i>Echinochloa polystachya</i>. B - Primavera de 2011 com a formação de lodo devido à morte de <i>Pistia stratiotes</i>.....</p>	76
<p>Figura 13 - Segundo <i>wetland</i>. A – Verão de 2011 com a presença de <i>Eichhornia crassipes</i>. B – Outono de 2012 com a presença de <i>Eichhornia crassipes</i> demonstrando sinais de toxicidade.....</p>	78
<p>Figura 14- Macrófitas com maior área de cobertura nos <i>wetlands</i> do Aterro Sanitário da</p>	

Caximba, PR, Brasil. 21A – *Pistia stratiotes* L. (flutuante livre); 21B – *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc. (emergente); 21C – *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (flutuante livre). Fonte: Preussler et al. (2012).....87

Figura 15 - Organização estrutural das raízes das macrófitas com maior área de cobertura nos *wetlands* do Aterro Sanitário da Caximba, PR, Brasil. A, B e C – Aspecto geral da secção transversal da raiz de *Pistia stratiotes* L., *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc. e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, respectivamente. D, E e F – detalhe da região do cilindro central da raiz de *Pistis stratiotes*, *Echinochloa polystachya* e *Eichhornia crassipes*, respectivamente. AER – Aerênquima.....89

Figura 16 - Organização estrutural das folhas das macrófitas com maior área de cobertura nos *wetlands* do Aterro Sanitário da Caximba, PR, Brasil. A, B e C – Aspectos da folha de *Pistia stratiotes* D, E e F – Aspectos da folha de *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc. G, H e I – Aspectos da folha de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. AER – Aerênquima.....91

Figura 17 - Estimativa sazonal da produção de biomassa seca (ton) de *Echinochloa polystachya*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* no primeiro *wetland*.....96

Figura 18 - Estimativa sazonal da produção de biomassa seca (ton) de *Echinochloa polystachya*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* no segundo *wetland*.....96

Figura 19 - Estimativa sazonal da produção de biomassa seca (ton) de *Echinochloa polystachya*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* no terceiro *wetland*.....97

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Quantidade de resíduos dispostos no Aterro Sanitário da Caximba.....	48
Tabela 2 - Médias sazonais dos dados meteorológicos dos anos de 2011 e 2012 da área de estudo.....	63
Tabela 3 - Valores médios das vazões (m^3h^{-1}) do sistema de <i>wetlands</i> do Aterro Sanitário da Caximba, para os anos de 2011 e 2012. Fonte: Frois e Andrade, 2013.....	65
Tabela 4 - Perfil fitossociológico sazonal do sistema de <i>wetlands</i> empregado no pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário. VC= valor de cobertura e CR= cobertura relativa.....	67
Tabela 5 - Média±desvio-padrão e eficiência de remoção (%) sazonal para DBO, DQO, NA, NT e P no sistema de <i>wetlands</i> empregado no pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário. EF1 – Eficiência de remoção proposta por Kadlec e Knight (1996) e EF2 - Eficiência de remoção proposta por Randerson <i>et al.</i> (2012).....	68
Tabela 6 – Concentração média (mg/L) de Cu, Cr, Zn, Ni, Pb e Cd no lixiviado na entrada e saída do sistema de <i>wetlands</i> no ano de 2011 e 2012 nas quatro estações do ano.....	69
Tabela 7 - Concentração média de Cu, Cr, Zn, Ni, Pb e Cd no lixiviado na entrada e saída do sistema de <i>wetlands</i> no ano de 2011 e 2012.....	70
Tabela 8 - Composição do sedimento no sistema de <i>wetlands</i> do Aterro Sanitário da Caximba.....	70
Tabela 9 - Concentração média ($\mu g/g$) de Cu, Cr, Zn, Ni, Pb e Cd no sedimento do sistema de <i>wetlands</i> no ano de 2011 e 2012 nas quatro estações do ano.....	71
Tabela 10 - Concentração média ($\mu g/g$) de Cu, Cr, Zn, Ni, Pb e Cd na raiz e parte aérea de <i>Echinochloa polystachya</i> e <i>Eichhornia crassipes</i> nas quatro estações no ano de 2011.....	73
Tabela 11 - Concentração média ($\mu g/g$) de Cu, Cr, Zn, Ni, Pb e Cd na raiz e parte aérea de <i>Echinochloa polystachya</i> e <i>Eichhornia crassipes</i> nas quatro estações no ano de 2012.....	74
Tabela 12 - Relação da macrófitas encontradas no sistema de <i>wetlands</i> para pós-tratamento de lixiviado do Aterro Sanitário da Caximba, PR, Brasil, com suas respectivas formas biológicas.....	83
Tabela 13 - Comparação entre as principais características anatômicas das raízes de <i>Pistia stratiotes</i> L., <i>Echinochloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc. e <i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms.....	88
Tabela 14 - Comparação entre as principais características anatômicas das folhas de <i>Pistia</i>	

stratiotes L., *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc. e *Eichhornia crassipes* (Mart.)
Solms.....91

Capítulo 1 – Introdução

1.1 A IMPORTÂNCIA DO ESTUDO

O tratamento adequado dos Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) e seus subprodutos são temas recorrentes do manejo ambiental em áreas urbanas. Deve-se ressaltar, entretanto, que os temas relacionados aos RSU são abordados em diferentes áreas do conhecimento humano e sob diferentes aspectos. Enfim, o tema RSU é multidisciplinar. Nesse estudo, ênfase é dada ao tratamento do lixiviado a partir da utilização de plantas e biota associada, num processo denominado de fitorremediação, levando-se em consideração as características físicas, químicas e biológicas do lixiviado, assim como do ambiente no qual ele é lançado, com intuito de minimizar a carga poluidora do lixiviado e seus efeitos deletérios ao ambiente.

A forma de destinação final e o tratamento inadequado dos RSU podem causar a poluição do solo, água e ar, comprometendo assim, a qualidade dos ecossistemas e, conseqüentemente, a saúde humana. No Brasil, 57,6% da produção dos RSU são destinados em aterros sanitários (ABRELPE, 2010). Apesar de largamente utilizada, essa forma de disposição acarreta em uma intensa produção de gás metano e CO₂, gases de efeito estufa, que contribuem no aquecimento global; e de lixiviado, o qual pode percolar ou escoar no solo atingindo os corpos hídricos, entrar em contato direto com os organismos vivos, ou indiretamente pela cadeia trófica. Desse modo, os subprodutos provenientes das atividades nos aterros sanitários requerem uma atenção especial para seus tratamentos.

O lixiviado é o produto da degradação dos RSU somado à percolação da água de chuva. As características físicas e químicas do lixiviado e seu volume produzido estão relacionados, principalmente, à quantidade e natureza dos resíduos depositados; à geologia, geomorfologia e condições meteorológicas do local onde são dispostos os resíduos; à qualidade e quantidade de recicláveis e aos hábitos da população que contribui com a produção dos RSU. Esses fatores combinados fornecem ao lixiviado características que, em geral, se refletem em grandes concentrações de demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos totais e voláteis, nitrogênio amoniacal, orgânico e kjeldahl total, fosfato e metais pesados.

Diante desse fato e com a finalidade de evitar ou mitigar a poluição ambiental, o lixiviado deve passar por um sistema de tratamento anteriormente à sua disposição final no

ambiente natural. O tratamento deve promover a redução da carga poluidora do lixiviado para níveis demonstrados cientificamente como sendo ambientalmente seguros, os quais devem ser confrontados com as especificidades ambientais regionais.

A contínua inflexibilidade da destinação final dos RSU no Brasil e o envelhecimento dos aterros sanitários, com maior volume de lixiviado estabilizado, no entanto, fazem com que os tratamentos utilizados atualmente em diversos aterros sanitários sejam pouco eficientes na depuração do lixiviado, para alcançar níveis de purificação aceitáveis para o seu lançamento no ambiente natural. Isto implica na necessidade de busca de novas alternativas de tratamento.

O desenvolvimento de sistemas de tratamento alternativos, eficientes e com custos operacionais reduzidos é um desafio enfrentado por gestores ambientais de aterros sanitários. Isso ocorre uma vez que muitos aterros possuem um sistema de tratamento ineficaz tecnicamente, escassez de recursos financeiros e de funcionários, limitação de espaço físico, além da falta de fiscalização e regulamentação ambiental. Somados, estes fatores dificultam a reformulação completa ou parcial do sistema de tratamento. A fitorremediação vem se apresentando muito promissora para este fim, pois, dentre outras vantagens, engloba eficiência, simplicidade e baixo custo.

A fitorremediação é uma técnica de tratamento que utiliza um sistema de plantas e biota associada para o tratamento da água, do solo e ar contaminados. Inúmeros trabalhos demonstraram a eficiência do uso das técnicas da fitorremediação no tratamento do lixiviado (JONES et al., 2006; ZANESLY et al., 2006; BULC 2006; NAGENDRAN et al., 2006; NIVALA et al., 2007; JUSTIN e ZUPANCIN, 2009; ZHANG et al., 2010, SOUZA et al., 2013). Estas técnicas se beneficiam do uso de *wetlands* naturais e construídas, para promoverem o tratamento do lixiviado.

Os *wetlands* são áreas constantemente ou sazonalmente inundadas, que desenvolvem vegetação tipicamente adaptada para a vida em condições de solos saturados e que contribuem para a melhoria da qualidade da água. Estes sistemas são conhecidos por banhados, várzeas de rios e pântanos, os quais são colonizados por macrófitas aquáticas. A utilização desses no pós-tratamento de lixiviado em aterros pode se constituir em uma prática sustentável de tratamento, pois, durante o crescimento e desenvolvimento das macrófitas, os poluentes são removidos e a biomassa produzida, pode, posteriormente, ser utilizada na geração de energia. A eficiência na remoção da carga poluidora orgânica e inorgânica nesses sistemas tem estrita relação com a quantidade de nutrientes bio-disponíveis, taxa de produção primária,

capacidade de sobrevivência das plantas às condições ambientais impostas, ciclo de vida das plantas e suas estratégias para degradação, remoção ou imobilização dos poluentes.

Durante o crescimento e desenvolvimento das macrófitas, os poluentes são degradados ou removidos do *wetland* e incorporados na biomassa produzida. Desconsiderando a existência de fatores limitantes de crescimento, tais como luz, temperatura, presença de compostos tóxicos, a produção de biomassa das plantas presentes normalmente é alta, favorecendo a retirada dos poluentes do lixiviado de maneira efetiva. A eficiência na remoção, porém, tem estreita relação com o manejo da biomassa, uma vez que as plantas devem ser coletadas anteriormente ao término do seu ciclo de vida. De outra forma, a biomassa se degradará e os poluentes retornarão ao ambiente, tornando-se novamente disponíveis.

Dentro da perspectiva do uso da fitorremediação como alternativa à complementação do tratamento do lixiviado, o Aterro Sanitário da Caximba passou a utilizar um sistema composto por três *wetlands* para o pós-tratamento do lixiviado. Anteriormente às atividades relacionadas a este trabalho de pesquisa, o lixiviado saía diretamente do tratamento adotado pelo aterro e era disposto no ambiente natural fora dos padrões aceitáveis para lançamento de efluentes em corpos hídricos de acordo com a resolução CONAMA 357/2005. O principal corpo hídrico receptor do lixiviado é o Rio Iguaçu, um dos principais rios do Estado do Paraná.

O aterro sanitário da Caximba localiza-se na cidade de Curitiba, PR, Brasil, e está desativado desde outubro de 2010. Entre 1981 e 2010 o aterro recebeu uma média de 2.400 toneladas diárias de RSU. Atualmente, as atividades desenvolvidas no aterro são de manutenção e de monitoramento. Após a sua desativação, um dos principais passivos ambientais do aterro é a produção do lixiviado numa vazão média estimada de $24 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$.

Pelo exposto, entende-se que a realização do presente estudo permitiu a obtenção de informações condizentes com a realidade, tanto no que se refere aos componentes abióticos quanto bióticos do sistema proposto de *wetlands*. Desta forma, foi possível indicar quais são as espécies vegetais mais adequadas para o tratamento dos poluentes presentes no lixiviado, bem como as estratégias utilizadas pelas mesmas no pós-tratamento do lixiviado. Além disso, espera-se que a experiência resultante dessa pesquisa possa ser multiplicada em outros aterros sanitários e na recuperação de áreas cobertas por aterros controlados e lixões.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

Avaliar um sistema de *wetlands* no tratamento de lixiviado de aterro.

1.2.2 Objetivos específicos

- Realizar o levantamento das espécies com ocorrência natural nos *wetlands*.
- Avaliar a eficiência das plantas presentes nos *wetlands* no pós-tratamento do lixiviado utilizando como parâmetros as características físicas e químicas do lixiviado.
- Avaliar os teores de metais pesados no lixiviado, sedimento e biomassa das plantas.
- Acompanhar o crescimento e desenvolvimento das macrófitas presentes nos *wetlands* naturais antes e após o recebimento do lixiviado.
- Demonstrar a relação da estrutura organizacional das macrófitas presentes nos *wetlands* com a eficiência de tratamento do lixiviado.
- Identificar as estratégias utilizadas pelas plantas na técnica de fitorremediação do lixiviado.

1.3 ESTRUTURA DA TESE

O presente estudo está organizado em cinco capítulos:

- Capítulo 1- Este capítulo aborda a importância e relevância da pesquisa, o objetivo geral e objetivos específicos.
- Capítulo 2 – Neste capítulo é abordada a revisão de literatura contemplando os seguintes temas e subtemas: *i)* Resíduos Sólidos Urbanos; *ii)* Lixiviado; Tratamento do lixiviado; *iii)* Metais pesados *iv)* Fitorremediação; Estratégias fitorremediadoras; *v)* *Wetlands*; Tipos de tratamento por *wetlands*; Macrófitas; Funções da vegetação nos *wetlands*; O uso de *wetlands* no tratamento de efluentes.
- Capítulo 3 – Este capítulo aborda o material e métodos, contemplando a área de estudo e a metodologia aplicada nesta pesquisa.
- Capítulo 4 – Este capítulo aborda os resultados obtidos no decorrer de dois anos de pesquisa e a respectiva discussão.

- Capítulo 5 – Neste capítulo são apresentadas as conclusões da pesquisa e recomendações para futuros trabalhos.

Capítulo 2 – Revisão de Literatura

2.1 RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS

Resíduos sólidos urbanos (RSU) são resíduos nos estados sólido e semissólido, que resultam de atividades de origem industrial, doméstica, hospitalar, comercial, agrícola, de serviços e de varrição. Ficam incluídos nesta definição os lodos provenientes de sistemas de tratamento de água, aqueles gerados em equipamentos e instalações de controle de poluição, bem como determinados líquidos cujas particularidades tornem inviável o seu lançamento na rede pública de esgotos ou corpos de água, ou exijam para isso soluções técnicas e economicamente inviáveis em face à melhor tecnologia disponível (NBR, 2004).

Os resíduos sólidos representam um sério problema ambiental e global, tanto em países desenvolvidos quanto em países em desenvolvimento. O aumento da população mundial e o contínuo crescimento industrial e comercial, em muitos países, têm sido acompanhados por um rápido aumento da produção de resíduos sólidos municipais e industriais, ou seja, a geração contínua dos RSU cresce tanto em termos per capita como global (RENOU et al., 2008).

Os métodos de disposição dos RSU incluem lixão, aterro controlado, aterro sanitário, incineração, compostagem e digestão anaeróbia. O aterro sanitário municipal é, porém, o método mais comum de disposição dos resíduos, devido ao processo que é de simples disposição e à viabilidade econômica (DAVIS; CORNWELL, 2008; RENOUE et al., 2008).

Estudos comparativos entre os vários métodos de destinação dos RSU (aterros, compostagem, incineração, entre outros) têm demonstrado que o mais viável, em termos de custos de exploração e de capital, é a disposição em aterro. Além de suas vantagens econômicas, a disposição em aterro minimiza impactos ambientais e outros inconvenientes, e permite a decomposição dos resíduos sob condições controladas até a transformação em material inerte e estabilizado (RENOUE et al., 2008).

Métodos impróprios de eliminação dos RSU nos lixões resultam na poluição dos solos e dos corpos hídricos devido ao lixiviado, líquido perigoso produzido nos aterros, como resultado da interação da umidade com os resíduos sólidos (TATSI; ZOUBOULIS, 2002; SANPHOTI et al., 2006; OMAN; JUNESTEDT, 2008; LIN et al., 2008; SUNIL et al., 2009; YANG et al., 2013).

2.2 LIXIVIADO

O lixiviado é um líquido de coloração escura, gerado pela degradação dos resíduos em aterros sanitários, controlados e lixões a céu aberto. Origina-se da umidade natural do lixo, aumentando no período chuvoso, da água de constituição da matéria orgânica que escorre durante o processo de decomposição e das bactérias existentes no lixo, que expõem enzimas que dissolvem a matéria orgânica com formação de líquido (BERTAZZOLI; PELEGRINI, 2002; SERAFIM et al., 2003; JONES et al., 2006).

Lixiviados de aterro sanitário são classificados como águas residuais problemáticas e representam uma importante fonte de poluição para o meio ambiente devido à sua alta carga orgânica e toxicidade (KJELDTSEN et al., 2002) e para a saúde humana (OMAN; JUNESTEDT, 2008). A composição do lixiviado inclui grandes quantidades de contaminantes orgânicos e inorgânicos, como amônia, hidrocarbonetos em suspensão, alta concentração de sólidos suspensos, metais pesados, sais inorgânicos, nitrogênio, fenol e fósforo (UYGUR; KARGI, 2004; MARNIE et al., 2005; JONES et al., 2006; RENOUE et al., 2008; FOUL et al., 2009; AZIZ et al., 2009).

A composição média do lixiviado de um aterro sanitário, no Brasil, varia com pH entre 4,5-9,0; sólidos totais entre 2.000-6.000 mg/L; DBO entre 20-57.000 mg/L; DQO 140-152.000 mg/L; nitrogênio amoniacal entre 14-2.200 mg/L, Cd entre 0,0001-0,4 µg/L; Cu entre 0,005-10 µg/L; Pb entre 0,001-5 µg/L; Zn entre 0,03-1.000 µg/L e Ni entre 0,015-13 µg/L (DE MORAIS; PERALTA-ZAMOSA, 2005).

Aproximadamente 100 compostos foram previamente identificados nos lixiviados dos aterros (OMAM; HYNNING, 1993; OMAM, 1993, 1999; GADE et al., 1996; JENSEN; CHRISTENSEN, 1997; ROBINSON et al., 1997; KJELDTSEN; CHRISTOPHERSEN, 1999; OMAM et al., 1999; CHRISTENSEN et al., 2001; OMAN; JUNESTEDT, 2008). Muitos dos compostos não são perigosos para a saúde e para a natureza, como os ácidos voláteis e os compostos húmicos e fúlvicos, mas alguns perigosos foram detectados, incluindo os compostos aromáticos e halogenados, fenóis, pesticidas, metais pesados, e amônia, e que devem ter um impacto significativo sobre futuras avaliações de risco ambiental nos aterros e o desenvolvimento de métodos de tratamento do lixiviado (OMAN; JUNESTEDT, 2008).

A característica do lixiviado geralmente pode ser representada por parâmetros básicos como DQO, DBO, relação DBO/DQO, pH, sólidos suspensos, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total kjeldahl e metais pesados (JONES et al., 2006; RENOUE et al., 2008). A

matéria orgânica dissolvida encontrada no lixiviado é o parâmetro principal de uma variedade de produtos de degradação orgânica e é expressa como DBO, DQO ou carbono orgânico total, incluindo metano, ácidos graxos e muitos compostos refratários, como compostos húmicos e fúlvicos (CHRISTENSEN et al., 2001).

A matéria orgânica nitrogenada, encontrada em abundância nos aterros sanitários, é rapidamente biodegradada sendo convertida pelas bactérias heterotróficas em amônia na forma livre (NH_3) e na forma ionizada (NH_4^+) por meio do processo de amonificação. As bactérias heterotróficas, presentes no chorume em grande quantidade, utilizam o nitrogênio amoniacal para síntese em condições aeróbias e anaeróbias e o nitrogênio, na forma de nitrato, comoceptor de elétrons em condições anaeróbias (VON SPERLING, 2005).

Nos lixiviados dos aterros os metais pesados estão frequentemente associados ao material particulado (WOJCIECHOWSKA; WAARA, 2011; OMAN; JUNESTEDT, 2008). Além disso, sabe-se que alguns resíduos industriais e efluentes são genotóxicos e sua genotoxicidade está predominantemente associada com o material particulado (CLAXTON et al., 1998; WHITE et al., 1996; WHITE; RASMUSSEN, 1997). Assim, o lançamento de lixiviado em um *wetland* pode resultar na incorporação de muitas substâncias tóxicas, incluindo compostos genotóxicos em sedimentos de fundo que causam um risco subsequente para os organismos bentônicos (WHITE et al., 1998). Estes compostos também podem ser reintroduzidos na coluna de água por meio da ressuspensão ou transferência trófica (CHEN; WHITE, 2004; PENG et al., 2009).

Devido ao alto pH que prevalece no lixiviado, os metais pesados apresentam-se insolúveis. Todavia, a presença de compostos naturais e sintéticos, como substâncias húmicas podem aumentar a solubilidade e a mobilidade em algumas situações. Além disso, o material coloidal no lixiviado também pode conter uma significativa concentração de metais (JONES et al., 2006).

A remoção de material orgânico com base na DQO, DBO e de amônia nos lixiviados é o pré-requisito usual antes da descarga do lixiviado em corpos receptores. Análises de toxicidade também são requeridas usando diferentes organismos, como, *Vibrio fisheri*, *Daphnia similis*, *Artemia salina* (RENOU et al., 2008), pois cloretos e amônia em altas concentrações são tóxicos para os organismos aquáticos de água doce e salgada (OMAN; JUNESTEDT, 2008).

A composição do lixiviado de aterro varia muito dependendo da idade do aterro. Em aterros jovens, que contem grandes quantidades de matéria orgânica biodegradável, ocorre

uma rápida fermentação anaeróbia, o que resulta na formação de ácidos graxos voláteis (AGV). A fase inicial da vida de um aterro sanitário é chamada de fase acidogênica, em que ocorre a liberação de grandes quantidades de AGV, com até 95% de conteúdo orgânico. A fase metanogênica ocorre quando o aterro amadurece. Desta forma, micro-organismos metanogênicos se desenvolvem nos resíduos, e os AGV são convertidos em biogás (CH_4 , CO_2). Nesta fase, a fração orgânica do chorume torna-se refratária, composta principalmente por ácidos húmicos e fúlvicos (SERAFIM et al., 2003; RENOUE et al., 2008).

Segundo levantamento realizado por Renou et al. (2008), a composição dos lixiviados provenientes de diferentes aterros sanitários mostra uma grande variação. Os dados mostram que a idade do aterro e, portanto, o grau de estabilização de resíduos sólidos tem um efeito significativo na sua composição. Valores de DQO variam de 70.900 mg/L em amostras de chorume obtidas da Região Metropolitana Thessaloniki (Grécia) a 100 mg/L com amostra de um aterro de mais de 10 anos, próximo à Marselha (França). Com poucas exceções, o pH dos lixiviados encontram-se na faixa de 5,8 - 8,5, devido à atividade biológica no interior das células do aterro.

Pelo exposto, a composição do chorume pode variar amplamente dentro das sucessivas fases aeróbia, acetogênica, metanogênica e da evolução da decomposição do lixo. De acordo com a idade do aterro, diferentes tipos de chorume podem ser gerados, existindo uma relação entre a idade do aterro e a composição da matéria orgânica, o que permite selecionar o critério para a escolha do processo para o tratamento do lixiviado. A decomposição dos resíduos em aterros engloba três fases e dura em média 15 anos até sua estabilização final, e continua a gerar chorume por, aproximadamente, 50 anos mesmo após sua desativação (CAMPOS et al., 2002; RENOUE et al., 2008).

De acordo com Renou et al. (2008), os aterros podem ser classificados de acordo com a composição do lixiviado em:

- Aterro jovem, com menos de 5 anos de vida útil: pH 6,5; DQO > 10.000, DBO/DQO > 0,3, compostos orgânicos com 80% de AGV, concentração baixa a média de metais pesados e alta biodegradabilidade.
- Aterro intermediário, entre 5 – 10 anos de vida útil: pH entre 6,5 – 7,5; DQO entre 4.000 – 10.000, DBO/DQO entre 0,1 – 0,3, compostos orgânicos entre 5 - 30% de AGV, ácidos húmicos e fúlvicos e média biodegradabilidade.

- Aterro velho, com mais de 10 anos de vida útil: pH > 7,5; DQO < 4.000, DBO/DQO < 0,1, compostos orgânicos com ácidos húmicos e fúlvicos, baixa concentração de metais pesados e baixa biodegradabilidade.

A relação de DBO/DQO varia em torno de 0,7 - 0,04, a qual diminui rapidamente com o envelhecimento dos aterros, isto é, devido à liberação das grandes moléculas orgânicas recalcitrantes dos RSU. Desta forma, o lixiviado de aterro antigo é caracterizado pela sua baixa relação de DBO/DQO e alta concentração de nitrogênio amoniacal (RENOU et al., 2008). Kjeldsen et al. (2002) relatam que o nitrogênio amoniacal é o principal poluente a longo prazo no lixiviado e não diminui com a idade do aterros sanitários. Kulikowska e Klimiuk (2008), porém, na avaliação da composição do lixiviado num aterro sanitário na Polônia, concluíram que os principais poluentes foram a matéria orgânica e o nitrogênio amoniacal, e que a carga destes poluentes diminuiu ao longo do tempo. Além disso, caracterizaram o aterro na fase metanogênica, com alto pH (7,84), baixa concentração de DQO (< 2000 mg/L), baixa razão de DBO/DQO (<0,4) e baixa concentração de metais pesados. Os autores afirmam ainda que a idade do aterro tem um efeito significativo na composição do lixiviado.

A composição do lixiviado geralmente muda de um aterro para o outro em função da qualidade e características dos RSU (TORRES et al., 1997; KJELSDEN et al., 2002; ROBINSON, 2007). Além da variação da composição do lixiviado, a quantidade de lixiviado pode variar em relação das condições meteorológicas do local (umidade, precipitação, evaporação, temperatura e ventos); geologia e geomorfologia (escoamento superficial e/ou infiltração subterrânea, grau de compactação e capacidade do solo reter umidade); condições de operação do aterro (conformação e cobertura das células, grau de compactação dos resíduos, tipo de equipamento, recirculação do percolado); idade e natureza dos resíduos sólidos (tipo, umidade, nível de matéria orgânica, características); topografia (área de perfil do aterro), qualidade e quantidade de recicláveis e hábitos da população.

Pelo exposto, a qualidade do lixiviado lançado no ambiente natural, pode acarretar em sério risco ambiental, causar poluição dos ecossistemas e, conseqüentemente, o processo de bioacumulação e biomagnificação dos contaminantes, principalmente dos metais pesados na biota. Baixas concentrações de compostos perigosos encontrados nos lixividos não eliminam os riscos ambientais, mesmo em pequenas quantidades, e os efeitos negativos são muitas vezes causados por efeitos sinérgicos e múltiplos (OMAN; JUNESTEDT, 2008).

Todas estas informações anteriores alertam para a necessidade de tratamento do lixiviado de aterros se não for tratado de forma segura pode ser uma fonte potencial de contaminação dos solos e das águas subterrâneas e de superfície, como pode infiltrar-se em solos e subsolos, causando poluição de águas receptoras (TATSI; ZOUBOULIS, 2002; SANPHOTI et al., 2006; OMAN; JUNESTEDT, 2008; LIN et al., 2008; YALCUK; UGURLU, 2009; YANG et al., 2013).

2.2.1 Tratamento para o lixiviado

O lixiviado de aterro necessita de tratamento antes de ser lançado no ambiente, pois contém várias substâncias perigosas e, desta forma, pode comprometer seriamente a qualidade das águas superficiais e subterrâneas próximas ao aterro. Os processos de tratamento do lixiviado surgiram a partir de processos de tratamento de águas residuárias (PELEGRINI, 2006; VYZAMAL, 2007; RENOUE et al., 2008; BUITRAGO et al., 2013). Pacheco (2004) relata que não há método que atue isoladamente no seu tratamento, uma vez que este possui compostos inorgânicos e elevada carga orgânica. Os principais métodos de tratamento são os processos convencionais, ou seja, biológicos, físicos, químicos; novos tratamentos com uso de membranas e métodos alternativos.

2.2.1.1 Tratamentos convencionais

Os tratamentos convencionais adotados para o lixiviado são classificados em três grupos: *i*) Transferência do lixiviado: reciclagem e tratamento combinado com o esgoto doméstico; *ii*) Biodegradação: processos aeróbios e anaeróbios e *iii*) Métodos físicos e químicos: oxidação química, adsorção, precipitação química, coagulação/floculação, sedimentação e flotação. Os novos tratamentos do lixiviado incluem o uso de membranas como a osmose reversa, microfiltração, ultrafiltração e nanofiltração (RENOUE et al., 2008).

a) Transferência do lixiviado

O tratamento do lixiviado com o esgoto doméstico em uma estação de tratamento de esgoto municipal é de fácil manutenção e de custos operacionais baixos. Esta opção, entretanto, tem sido questionada devido à presença, no lixiviado, de compostos inibidores orgânicos de baixa biodegradabilidade, como os metais pesados que podem reduzir a eficiência do tratamento e o aumento da concentração no efluente (RENOUE et al., 2008).

Como exemplo dessa forma de tratamento pode ser citado o trabalho de Diamadopolos et al. (1997) que avaliaram um tratamento combinado com esgoto e lixiviado, na proporção 9/1, utilizando uma sequência de reatores e obtiveram uma remoção de aproximadamente 95% de DBO e 50% do nitrogênio no final de um ciclo diário.

Outra forma de tratamento, a reciclagem do lixiviado, foi amplamente utilizada na década passada (VYZAMAL, 2007). Bae et al. (1998) observaram uma redução na produção de metano e na concentração de DQO quando 30% do volume do lixiviado foi recirculado. Ledakowicz e Kaczorek (2004) observaram que o lixiviado recirculado inibiu a atividade metanogênica, causando altas concentrações de ácidos orgânicos ($\text{pH} < 5$).

b) Biodegradação

Dentre os tipos de tratamento, os biológicos são os mais utilizados, não apenas para o tratamento do lixiviado como para os demais tipos de efluentes. Tratam grandes volumes, transformando compostos tóxicos em gás carbônico, metano e água, e com custos relativamente baixos. Podem ser divididos em processos aeróbios, anaeróbios e facultativos. Esse processo é aplicado principalmente para a remoção da matéria orgânica presente dos efluentes, usualmente medida na forma de DBO, DQO ou carbono orgânico total (PACHECO, 2004).

Os processos aeróbios são fundamentados na utilização do oxigênio comoceptor de elétrons, gerando como produto de degradação, gás carbônico e água (STROOT et al., 2001). Este tratamento permite parcial remoção da biodegradabilidade de poluentes orgânicos e a nitrificação do nitrogênio amoniacal. Processos biológicos baseiam-se no crescimento da biomassa suspensa, tais como, lagoas aeradas, processos de lodos ativados, reatores em bateladas sequenciais (SBR), e filtros biológicos (BAE et al., 1999; LIN; CHANG, 2000).

Processos de lodos ativados são amplamente aplicados para o tratamento de água residuária doméstica ou para o co-tratamento do lixiviado e esgoto. Nas últimas décadas, no entanto, este método tem se demonstrado inadequado para o manejo do tratamento do lixiviado, pois necessita de um longo tempo de aeração, grande demanda de energia e excesso de produção de lodo (VYZAMAL, 2007).

Devido aos principais problemas da grande quantidade de lodo e de sua inadequada separação em sistemas convencionais aeróbios, um número de processos aeróbios inovadores, chamados de sistemas de crescimento de biomassa, que utilizam biofilmes, têm sido desenvolvidos. Estes sistemas apresentam uma vantagem por não sofrer perda da biomassa

ativada e pela redução do nitrogênio. A nitrificação também é menos afetada pelas baixas temperaturas do que em sistemas de crescimento de massa suspensas, e pela inibição devido ao alto conteúdo de nitrogênio (RENOU et al., 2008).

Os processos anaeróbios ocorrem com os micro-organismos que se proliferam na ausência de oxigênio, empregando como aceptor de elétrons algumas formas de carbono, nitrogênio e enxofre, que leva à geração de gás carbônico, metano, amônia e gás sulfídrico (IM et al., 2001). Stroot et al. (2001), entretanto, citam que uma das formas de tratamento biológico para o lixiviado é o sistema combinado anaeróbio-aeróbio, que aumenta significativamente a eficiência do processo de tratamento, o que permite a redução da área ocupada pelas estações de tratamento e o tempo de residência.

O sistema de reatores em bateladas sequencial (SBR) é apropriado para processos de nitrificação e desnitrificação porque promove um regime operacional compatível com a nitrificação e oxidação do carbono orgânico (RENOU et al., 2008). Lo (1996) observou 99% de remoção do nitrogênio amoniacal durante o tratamento anaeróbio do lixiviado em SBR com 20 a 40 dias de residência. De acordo com Renou et al. (2008), a grande flexibilidade do processo de SBR é particularmente importante quando for considerado o tratamento de lixiviado, o qual tem um grande grau de variabilidade na sua quantidade e composição.

Nos processos facultativos ocorre a degradação aeróbia e anaeróbia do efluente por meio do uso de lagoas, em que a troca gasosa superficial faz com que os processos sejam predominantemente aeróbios. Nas partes mais profundas não há troca de gases, o que favorece a criação de bactérias e outros micro-organismos de natureza anaeróbia (VON SPERLING, 2005). As espécies xenobióticas e recalcitrantes, contudo, passam pelo tratamento, persistindo, desta forma, o problema ambiental (METCALF, 1995).

c) Métodos físicos e químicos

Processos físicos e químicos incluem a redução de sólidos suspensos, partículas coloidais, material flotante, cor e compostos tóxicos por flotação, coagulação/floculação, adsorção e oxidação química. Estes processos utilizados no tratamento de lixiviado são usados em adição a linha de tratamento (pré-tratamento ou purificação final) ou para tratar um poluente específico (RENOU et al., 2008).

Os processos físicos promovem a depuração do efluente, entretanto, às substâncias não são totalmente degradadas, apenas transferidas de uma fase para outra e alguns dos processos possuem custo elevado quando associados à alta tecnologia (PACHECO, 2004). Os processos

físicos de tratamento são baseados em processos de separação de fases (sedimentação, decantação, filtração, centrifugação e flotação), transição de fases (destilação, evaporação e cristalização), e transferência de fases (extração por solventes e adsorção) (RODRIGUES, 2001).

Os processos químicos constituem, basicamente, a cloração e processos oxidativos avançados e estão sempre associados a outros tipos de tratamentos físicos e biológicos (PACHECO, 2004). Entre os novos processos de tratamento do lixiviado com uso de membranas, estão a nanofiltração, osmose reversa, ultrafiltração e microfiltração (RENOU et al., 2008).

2.2.1.2 Métodos alternativos

Existem tecnologias alternativas para o tratamento do lixiviado de baixo custo de construção e operação (YALCUK; UGURLU, 2009). Entre os processos alternativos para o tratamento do lixiviado pode ser citada a fitorremediação, um processo que ocorre em *wetlands* naturais ou construídos (CUNNINGHAM et al., 1996; BRIX, 1997; JONES et al., 2006) e os sistemas de recirculação do lixiviado (PACHECO, 2004; VYZAMAL, 2007). Esses processos se destacam por serem de simples implantação e por não necessitarem de uma tecnologia complexa de tratamento (CUNNINGHAM et al., 1996; PACHECO, 2004; JONES et al., 2006).

A fitorremediação, incluindo *wetlands*, por si só ou em combinação com outras técnicas tem sido utilizada com sucesso para remover contaminantes de interesse, tais como o nitrogênio e a matéria orgânica (CUNNINGHAM et al., 1996; THORNEBY et al., 2006, BUITRAGO et al., 2013). Estes métodos também podem reduzir os poluentes e elementos orgânicos persistentes, incluindo os metais pesados (RUTHERFORD et al., 2000; THORNEBY et al., 2006; BULC, 2006; KROPFELOVA et al., 2009; KADLEC; WALLACE, 2008; KADLEC, ZMARTHIE, 2010). Desta forma, a fitorremediação, processo que ocorre nos *wetlands*, mostra-se uma alternativa promissora para o pós-tratamento do lixiviado.

2.3 METAIS PESADOS

Metal pesado é um termo aplicado para o grupo de metalóides e metais que apresentam densidade maior que $6\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$, os quais são comumente utilizados na indústria e associados a problemas de contaminação ambiental (ALLOWAY, 1993). Duffus (2002) relata que o conceito metal pesado tem sido usado em várias publicações e legislações como um grupo de metais e semimetais associados com contaminações e potencial toxicidade e ecotoxicidade.

Os metais, que ocorrem naturalmente no meio ambiente, são essenciais ao crescimento e desenvolvimento da biota, porém, quando presentes em altas concentrações podem se tornar tóxicos e desencadear vários problemas ambientais, retardando ou inibindo o processo biológico aeróbio e anaeróbio, podem ainda acarretar problemas de persistência e bioacumulação (ALLOWAY 1993; SEMA, 1998; JONES et al., 2006; AZEVEDO; CHASIN, 2003). Além disso, os metais pesados podem entrar na cadeia alimentar, acumular-se no solo, alterar a atividade microbiana, causar fitotoxicidade e contaminar os corpos hídricos. Desta forma, os metais constituem um grande risco para a saúde dos seres humanos e animais, pois podem acarretar distúrbios em seus processos metabólicos (ALLOWAY, 1993).

Os metais pesados podem ser introduzidos no meio ambiente por meio de descargas de efluentes industriais, mineração, esgoto, aplicação de pesticidas e herbicidas, chorume e utilização de combustíveis fósseis (ALLOWAY, 1993; AZEVEDO; CHASIN, 2003).

Os metais pesados encontrados no chorume provêm da decomposição de alguns resíduos dispostos nos aterros sanitários, sendo que os plásticos constituem a principal fonte de Cd e Ni; o Pb e o Cu estão presentes nos metais ferrosos; o papel e pigmentos são fontes de Pb, Zn e Hg (CHRISTENSEN et al., 2001; OMAN; JUNESTEDT, 2008).

Devido ao alto pH que prevalece no lixiviado, os metais pesados apresentam-se insolúveis. Todavia, a presença de compostos naturais e sintéticos, como substâncias húmicas podem aumentar a solubilidade e a mobilidade em algumas situações. Além disso, o material coloidal no lixiviado também pode conter um significativo volume de metais (JONES et al., 2006).

Estimativas sugerem que o metal livre constitui 10% da concentração total de metais no lixiviado e o restante fica complexado aos compostos orgânicos e coloidais. Somam-se ainda a este fator, condições redutoras do lixiviado que podem estimular a alteração do estado iônico dos metais, aumentando sua solubilidade (HALIM et al., 2004; LI et al., 2004; SIERRA-ALVAREZ et al., 2005).

Os metais pesados em grande concentração merecem atenção, principalmente por não serem biodegradáveis, permanecendo por longos períodos no ambiente, principalmente nos sedimentos. Aumenta-se cada vez mais o número de pesquisas sobre os metais presentes em sedimentos, uma vez que, esses sedimentos, podem agir como um compartimento aquático ativo que desempenha um papel fundamental na redistribuição desses elementos à biota aquática (COTTA et al., 2006).

Os sedimentos são importantes na avaliação do nível de contaminação dos ecossistemas aquáticos, devido à sua capacidade de acumular e transportar elementos e por serem possíveis fontes de contaminação, uma vez que podem liberar os contaminantes (MOZETO, 1996; JESUS et al., 2004). Tais elementos são geralmente liberados do sedimento devido às alterações nas condições ambientais (pH, potencial redox, ação microbiana, entre outras), o que pode contaminar a água, alterando sua qualidade, e outros sistemas ambientais, levando à bioacumulação e transferência na cadeia trófica (HOROWITZ, 1991; COTTA et al., 2006).

As interações que ocorrem no solo são dependentes do pH, que interfere diretamente na mobilidade dos metais. Sob condições de pH ácido, os cátions têm maior mobilidade, enquanto os ânions ficam sorvidos na superfície dos minerais. Os metais estão mais disponíveis para as plantas nessa condição. O contrário ocorre quando o pH do solo é básico, os ânions ficam disponíveis e os cátions ficam sorvidos, o que faz decrescer a biodisponibilidade do metal para as plantas. Esta decresce com o aumento do pH, da capacidade de troca catiônica, aumento do teor de matéria orgânica, do potencial redox e dos níveis de fosfato (HENRY, 2000).

O estudo da contaminação nos sedimentos serve para avaliar o índice de poluição dos ecossistemas aquáticos, uma vez que as partículas em suspensão na água, ao longo do tempo, tendem a se depositar, formando os sedimentos (FERGRISSON, 1991). Por outro lado, os materiais depositados no fundo dos corpos hídricos têm a possibilidade de voltar a se incorporar na fase líquida por meio de processos biogeoquímicos que ocorrem na natureza. Perturbações causadas por corrente de fundo, dragagem, atividades de micro-organismos, pH, salinidade, temperatura e anoxicidade, podem ocasionar a liberação de compostos dos sedimentos de fundo (HOROWITZ, 1991).

As principais características de alguns metais são apresentadas a seguir (AZEVEDO; CHASIN, 2003):

O Cd possui densidade de $8,6 \text{ g.cm}^{-3}$, sendo utilizado em indústrias de galvanoplastia, na fabricação de baterias, em tubos de televisão, lâmpadas fluorescentes, como pigmento e estabilizador de plásticos polivinílicos. As águas não poluídas contêm menos do que $1 \text{ }\mu\text{g/L}$ de Cd, e no caso de contaminação das águas superficiais, esta se dá por descarga de resíduos industriais, lixiviação de aterro sanitário, ou de solos que recebem lodo de esgoto. As principais vias de exposição ao Cd são os alimentos, a água para consumo humano, ar, cigarros e exposição industrial.

O Pb possui densidade de $11,34 \text{ g.cm}^{-3}$, sendo utilizado na fabricação de baterias, gasolina, em pigmentos, munição e soldas. O teor de Pb em rios e lagos encontra-se na faixa de 1 a $10 \text{ }\mu\text{g/L}$, porém valores maiores têm sido registrados decorrentes da contaminação de atividades industriais. As principais vias de exposição ao Pb são a água para consumo humano, alimentos, ar e cigarros.

O Cr possui densidade de $7,9 \text{ g.cm}^{-3}$, sendo usado na fabricação de ligas metálicas, maquinário, indústria têxtil, fotográfica e de vidros. Os níveis de Cr na água, geralmente, são baixos ($9,7 \text{ }\mu\text{g/L}$), embora níveis maiores já tenham sido relatados como consequência do lançamento nos rios de resíduos contendo este metal. As principais vias de exposição ao Cr são os alimentos, a água para consumo humano, ar e cigarros.

O Ni possui densidade de $8,9 \text{ g.cm}^{-3}$, sendo utilizado na produção de ligas, na indústria de galvanoplastia, na fabricação de baterias juntamente com o Cd (baterias Ni-Cd), em componentes eletrônicos, produtos de petróleo, pigmento e como catalisadores para hidrogenação de gorduras. Problemas significantes de contaminação de águas com Ni estão associados com a descarga de efluentes industriais contendo altos níveis deste metal. Normalmente os níveis de Ni nas águas superficiais variam entre 5 a $20 \text{ }\mu\text{g/L}$. As principais vias de exposição ao Ni são água para consumo humano, alimentos, ar, exposição industrial e cigarros.

O Zn possui densidade de $7,14 \text{ g.cm}^{-3}$ sendo empregado na galvanização de produtos de ferro, utilizado em baterias, fertilizantes, lâmpadas, televisores e aros de rodas, na pintura, plásticos, borrachas, em alguns cosméticos e produtos farmacêuticos.

2.4 FITORREMEDIAÇÃO

Dentre os vários processos biológicos existentes que promovem a recuperação de solo, água e ar contaminados e a capacidade de autossustentação de um sistema destaca-se a fitorremediação. Essa técnica consiste na descontaminação da água e solo, utilizando como agentes de despoluição as plantas e sua microbiota associada (CUNNINGHAM et al., 1996; BRIX, 1997; ANDRADE et al., 2007).

A fitorremediação é vantajosa pelo baixo custo e por isso pode ser aplicada em grandes áreas, sendo eficiente tanto para poluentes orgânicos como inorgânicos. Esses poluentes podem ser direcionados para outras partes das plantas, não se concentrando apenas no sistema de raízes (CUNNINGHAM et al., 1996; ARAUJO, 2000; JONES et al., 2006; ANDRADE et al., 2007). Esta técnica além de ser utilizada sozinha, pode ser utilizada associada às outras tecnologias tradicionais e o fator mais relevante, é que consiste numa alternativa socialmente e ambientalmente satisfatória para a restauração ambiental de áreas contaminadas (CUNNINGHAM et al., 1996; SUSARLA et al., 2002).

As plantas possuem muitas características que resultam num alto potencial para a fitorremediação. Custos de energia e despesas são reduzidos e os recursos naturais são conservados porque as plantas utilizam a energia solar e são adaptadas a uma variedade de condições ambientais sendo capazes de modificar as condições do ambiente. Algumas plantas crescem bem em solos pobres em nutrientes e possuem mecanismos úteis para remover e transformar os contaminantes que se assemelham com certos nutrientes (SUSARLA et al. 2002). No caso das macrófitas, uma das principais vantagens da utilização da fitorremediação é possibilidade de reciclagem da biomassa produzida, por exemplo, na utilização das plantas coletadas no processo de compostagem, pois possuem uma grande concentração de nitrogênio e fósforo (ARAUJO, 2000).

De acordo com Jones et al. (2006), o processo de fitorremediação utiliza o potencial natural do sistema solo-plantas para desintoxicar, degradar e inativar elementos potencialmente tóxicos presentes no lixiviado. Essencialmente, envolve uma combinação de processos, sendo:

- i)* A absorção foliar de nutrientes gasosos lançados a partir da aplicação do lixiviado e sua utilização na composição da biomassa vegetal (exemplo: NH_3);
- ii)* A absorção foliar de nutrientes solúveis e metais a partir da aplicação do lixiviado e seu uso para o crescimento (exemplo: Zn) ou a sua fixação nas folhas;
- iii)* A absorção foliar de compostos orgânicos voláteis e compostos solúveis do lixiviado (exemplo: hidrocarbonetos) e sua subsequente desintoxicação ou sequestro;

iv) O aumento da evaporação da água do lixiviado durante e após a irrigação, reduzindo o volume do efluente.

vi) Absorção pela raiz de nutrientes inorgânicos e outros metais que podem ser seqüestrados, utilizados no crescimento ou transportados para a parte aérea;

vii) A absorção de compostos orgânicos que podem ser sequestrados, degradados e utilizados no crescimento ou transportados para as raízes;

viii) Estimulação dos micro-organismos na rizosfera que reduzem a carga de DBO dos efluentes, degradação dos poluentes orgânicos por meio da rizodegradação. As raízes também promovem o desenvolvimento de microsítios que favorecem específicas transformações químicas do solo;

iv) A sorção e degradação (biótica e abiótica) de compostos orgânicos presentes no lixiviado;

x) A melhoria da estrutura do solo pelas raízes das plantas, o que aumenta a infiltração do lixiviado no solo e reduz o risco de escoamento superficial. As raízes também proporcionam uma melhor aeração do solo o que promove uma biodegradação mais eficiente de compostos orgânicos.

Susarla et al. (2002) relatam os mecanismos das plantas na remediação de substâncias químicas em áreas contaminadas: *i)* modificação das propriedades químicas e físicas dos solos contaminados; *ii)* liberação dos exsudatos pelas raízes que podem ser uma fonte de nutrientes para os micro-organismos; *iii)* aumento da aeração pela liberação de oxigênio diretamente das zonas de raízes, o qual pode estimular a atividade microbológica nos solos, assim como o aumento da porosidade das zonas superiores dos solos; *iv)* interceptação e retardamento dos movimentos das substâncias químicas; *v)* fatores que afetam o co-metabolismo microbológico e transformação enzimática pelas plantas das substâncias químicas recalcitrantes; *vi)* e diminuição da migração vertical e lateral dos poluentes das águas do lençol freático pela extração da água disponível e a reversão do gradiente hidráulico.

2.4.1 Estratégias fitorremediadoras

A fitorremediação pode ser classificada de acordo com o método empregado, com a natureza química do poluente ou com a propriedade do mesmo. As estratégias fitorremediadoras são a fitoextração, fitoestabilização, fitoestimulação, fitovolatilização e fitodegradação (CUNNINGHAM et al., 1996; ANDRADE et al., 2007)

Na fitoextração ocorre a absorção de nutrientes pelas raízes que são armazenados e transportados para as partes aéreas. Esta estratégia é muito utilizada para remediação de ambientes em que a contaminação é por metais pesados, com o uso de plantas hiperacumuladoras, que podem acumular metais em níveis até cem vezes superiores a uma planta comum (ANDRADE et al., 2007) e por nitrogênio e fósforo (CUNNINGHAM et al., 1996; YALCUK; UGURLU, 2009; ZHANG et al., 2010; LETO et al., 2013; PREUSSLER et al. 2012 a e b; BIALOWIEC et al., 2012; PIWPUAN et al., 2013; JAMPEETONG et al., 2013). Plantas hiperacumuladoras conseguem concentrar a partir de 100 ppm de Cd; 1.000 ppm de Co, Cr, Cu, Pb e 10.000 ppm de Ni e Zn (LASAT, 2000 e 2002).

Na fitoestabilização, os poluentes são incorporados à lignina vegetal ou ao húmus, causando precipitação de metais e posterior aprisionamento na matriz, sendo empregada em quase sua totalidade para contaminantes inorgânicos (ANDRADE et al., 2007).

Na fitoestimulação, as raízes em crescimento promovem o desenvolvimento de micro-organismos, que utilizam metabólitos liberados pela planta como fonte de energia, sendo esta estratégia mais utilizada para contaminantes orgânicos, organometálicos e metais (CUNNINGHAM et al., 1996; ANDRADE et al., 2007). As raízes das plantas exsudam substâncias como açúcares, aminoácidos, ácidos orgânicos, ácidos graxos, esteróides, hormônios, nucleotídeos e enzimas que atuam na degradação de poluentes (HINCHMAN, 1998). O tipo de exsudato influi na interação com os micro-organismos, assim plantas com a capacidade de produzir enzimas degradadoras podem ser selecionadas e aperfeiçoadas fisiologicamente para o uso na fitorremediação (FLATHMAN; LANZA, 1998). No caso das plantas aquáticas, o perifiton encontra nas plantas aquáticas abrigos e condições para seu crescimento abundante, onde, segundo Romitelli (1983) atua na degradação, assimilação e remoção de poluentes.

Na fitovolatilização, íons de metais pesados são adsorvidos, convertidos em formas anóxicas e liberados na atmosfera. Esta estratégia pode ocorrer por meio da biodegradação na rizosfera ou após a passagem através da estrutura da própria planta. Este processo pode ser utilizado na remediação de mercúrio, selênio, poluentes orgânicos e no controle hidráulico de plumas de contaminação (CUNNINGHAM et al., 1996; ANDRADE et al., 2007).

Na fitodegradação ou fitotransformação os contaminantes são degradados dentro das células vegetais por meio de enzimas. Esta estratégia é empregada principalmente na remediação de compostos orgânicos (ANDRADE et al., 2007).

A rizofiltração é a técnica que emprega plantas terrestres para absorver, concentrar e/ou precipitar os contaminantes de um meio aquoso, particularmente metais pesados ou elementos radiativos, através do seu sistema radicular (CUNNINGHAM et al., 1996).

Apesar do conhecimento dos mecanismos das plantas no processo de fitorremediação, a maioria das pesquisas é conduzida em laboratórios sob condições controladas por um curto período de tempo. Desta forma, são necessárias pesquisas de campo por um período maior para um melhor entendimento do processo de fitorremediação, pois um fator limitante é o fato de que não existe um modelo específico, ou seja, cada pesquisa que utilize o processo de fitorremediação deve ser tratada de forma diferenciada (SUSARLA et al., 2002).

A alternativa da fitorremediação para o tratamento de efluentes pode ocorrer em *wetlands* naturais, tendo como papel principal a melhoria da qualidade da água (CUNNINGHAM et al., 1996; BRIX, 1997) e se caracteriza como alternativa de tratamento que viabiliza a redução do impacto ambiental dos resíduos sólidos (URBANIC-BERCIC, 1994).

2.5 WETLANDS

Os *wetlands* são frequentemente zonas de transição entre o planalto (sistemas terrestres) e o sistema aquático. Podem ser também encontrados em baixos topográficos (depressões) e em elevações topográficas. Em todos os casos, o princípio é que os *wetlands* são inundados o suficiente para excluir espécies de plantas que não podem crescer em solos saturados e para alterar as propriedades do solo devido às alterações químicas, físicas e biológicas que ocorrem durante a inundação (KADLEC; WALLACE, 2008).

Wetlands naturais são definidos como áreas inundadas ou saturadas por água de superfície ou água do lençol freático numa frequência ou duração suficiente para suportar a inundação e que sob circunstâncias normais sustentam a prevalência da vegetação tipicamente adaptada para a vida em condições de solos saturados (MISTSCH; GOSSELINK, 2000; KADLEC; WALLACE, 2008).

Historicamente, os *wetlands* foram chamados de brejos, pântanos e alagados e estão entre os ecossistemas mais férteis e produtivos do mundo, apresentando enorme diversidade biológica. Neles a água, os vegetais e o solo formam um ecossistema equilibrado, com a reciclagem de nutrientes, obtida através de processos químicos, físicos e biológicos (URBANIC-BERCIC, 1994; D'AMBRÓSIO, 2010; KADLEC; WALLACE, 2008). Desta

forma, os *wetlands* podem agir como fontes, sumidouros ou transformadores de nutrientes e carbono, com valor ecológico inestimável quanto à melhoria da qualidade da água (MISTSCH; GOSSELINK, 2000, COSTA, 2004).

Os *wetlands* possuem propriedades que os tornam únicos entre os principais ecossistemas da Terra. Essas propriedades incluem alta produtividade das plantas presentes, existência de grandes superfícies de adsorção do solo e nas plantas, presença de regiões aeróbias e anaeróbias, população de micro-organismos ativos e abundância da água. Estes sistemas são frequentemente habitados pelas plantas e um grande número de animais, incluindo mamíferos, aves, répteis, anfíbios e peixes que são incomuns em outros ecossistemas (URBANIC-BERCIC, 1994; KADLEC; WALLACE, 2008). Conforme exposto acima, essas propriedades são capazes de transformar muitos poluentes em produtos menos danosos e em nutrientes essenciais a serem utilizados pela biota (KADLEC, 1995; COSTA, 2004; KADLEC; WALLACE, 2008).

Essas propriedades dos *wetlands* permitem seu uso disseminado para o melhoramento da qualidade da água. Os mais importantes processos de purificação em sistemas de *wetlands* são, como em sistemas de tratamento de águas residuárias convencionais, baseados em processos físicos e microbiológicos (BRIX, 1997). Desta forma, o estudo de *wetlands* é importante devido ao seu papel na ciclagem de nutrientes, sedimentação, filtração e controle de erosão (QIN; MITSCH, 2009).

Baseado na observação dos *wetlands* naturais surgiu então, os *wetlands* construídos, que são ecossistemas artificiais que simulam a capacidade dos *wetlands* naturais para remover os poluentes dos efluentes dentro de uma forma mais controlada ambientalmente, sendo uma construção objetiva e barata para o controle e melhoria da qualidade de água (KLADEC; KNIGHT, 1996; VYMAZAL, 2007, YALCUK; UGURLU, 2009).

Em comparação com tecnologias convencionais de tratamento de efluentes, os *wetlands* construídos possuem várias vantagens: menor custo de construção e operação, fácil manutenção, eficiência e benefícios ecológicos (POTTER; KARANTHANASIS, 2001; ISLAM et al., 2009; TRANG et al., 2010). Portanto, os *wetlands* construídos estão se tornando uma tecnologia popular e eficaz na gestão de águas residuárias em muitas partes do mundo (FAROOQI et al., 2007; O'LUANAIGH et al., 2010) pois são capazes de tolerar uma variabilidade nas taxas de carregamento e a qualidade das águas residuais (TRUONG et al., 2011). E o desempenho desses sistemas pode ser afetado por fatores como o design dos *wetlands*, características da carga hidráulica, tipo de vegetação, diversidade dos micro-

organismos, tipo de substrato, pelas concentrações de poluentes e efeitos do ambiente local (JING et al., 2002; TRANG et al., 2010).

Os *wetlands* construídos têm sido empregados no tratamento de águas residuais urbanas a partir de pequenas comunidades e de vários tipos de efluentes industriais (CIRELLI et al., 2006; VYMAZAL, 2007; KADLEC; WALLACE, 2008; ZHANG et al., 2009; BARBERA et al., 2009; TOSCANO et al., 2009; VYMAZAL; KROPFELOVA, 2011; ARROYO et al., 2013).

Wetlands têm recebido atenção crescente, devido às suas significativas funções do ecossistema de abastecimento de água, regulação do clima, conservação da biodiversidade e degradação de contaminantes (HAMMER, 1989; COSTANZA et al., 1989; COSTANZA et al., 1998; MITSCH; GOSSELINK, 2000; HASLAM, 2003; CHEN et al., 2009). Tanto para *wetlands* naturais como construídos (COSTANZA et al., 1998; EPA, 1999; LINDER, 1994; CHEN et al., 2008; CHEN et al., 2009; CARVALHO et al., 2009; CHEN et al., 2011), o transporte de contaminantes é caracterizado pela dispersão ambiental, sendo de fundamental importância para a avaliação dos riscos ambientais, a restauração ecológica e para a engenharia de tratamento de águas residuárias (MURPHY et al., 2007; CHEN et al., 2008; NEPH; GHISALBERTI, 2008; CHEN et al., 2010; ZENG; CHEN, 2011; CHEN et al., 2011; ZENG et al., 2011).

Pesquisas demonstram que a configuração e a natureza do *wetland* afeta o seu desempenho (GARCIA et al., 2004; HIJOSA-VALSERO et al., 2012; VYMAZAL, 2007). Em geral, os parâmetros físicos e químicos (temperatura, pH, oxigênio dissolvido, potencial redox), e a presença de plantas influenciam na remoção de poluentes (HIJOSA-VALSERO et al., 2012), porque muitos processos de remoção biológica como a degradação microbiana, absorção pelas plantas, biofilme (BALSER et al., 2002; BOON, 2006; REDDY; DELAUNE, 2008) e processos de remoção abióticos, como a fotodegradação, adsorção e degradação química são controlados por estes parâmetros (VYMAZAL, 2007). Sabe-se que os parâmetros físicos e químicos nos *wetlands* sofrem mudanças espaciais e temporais (IMFELD et al., 2009), numa escala diária e mensal afetando e modificando o processo de remoção da matéria orgânica (WIESSNER et al., 2005).

Os processos de nitrificação e desnitrificação são geralmente a via mais importante de remoção de nitrogênio em *wetlands* (VYMAZAL et al., 1998; POE et al., 2003). As bactérias desnitrificantes requerem carbono orgânico como fonte de energia durante a conversão de nitrato (NO_3^-) em formas gasosas (N_2 , N_2O) de nitrogênio (CLEMENT et al., 2002; MARTIN

et al., 1999). A taxa de desnitrificação muitas vezes pode tornar-se limitada pela disponibilidade de carbono orgânico, particularmente quando as águas residuais apresentam alta concentração de nitrato, baixa concentração de DBO e carbono (BAYLEY et al., 2003).

A literatura sobre o uso de *wetlands* é muito grande, mas a maioria dos estudos tende a dar maior ênfase aos aspectos de engenharia do sistema e limitam o papel das espécies vegetais. No entanto, espécies vegetais contribuem significativamente para o processo de depuração natural de águas residuais, mesmo sob condições de carga elevada de poluentes, através da interação das plantas com o substrato e micro-organismos (LETO et al., 2013).

2.5.1 Tipos de tratamento por *wetlands*

Os *wetlands* construídos são sistemas artificiais projetados que simulam as características dos ecossistemas de *wetlands* naturais. Os tipos de *wetlands* utilizados nos tratamentos de efluentes são: *i) Wetlands* de fluxo superficial (FS); *ii) Wetlands* de fluxo subsuperficial horizontal (FSSH) e *iii) Wetlands* de fluxo subsuperficial vertical (FSSV) (KADLEC; WALLACE, 2008).

i) Wetlands de fluxo superficial (FS) - *wetlands* com área de água livre que são similares aos *wetlands* naturais. Estes sistemas podem estar constituídos por macrófitas flutuantes, submersas e emergentes.

ii) Wetlands de fluxo subsuperficial horizontal (FSSH) - geralmente empregam um leito de cascalho plantado com macrófitas. A água é mantida abaixo da superfície do leito e flui horizontalmente a partir da entrada para a saída do sistema.

iii) Wetlands de fluxo subsuperficial vertical (FSSV) - a água é distribuída em toda a superfície do leito de areia ou cascalho plantado com macrófitas. A água é tratada pela infiltração por meio da zona das raízes das macrófitas.

A eficiência de tratamento por meio dos *wetlands* varia muito em relação ao ambiente de crescimento das macrófitas por isso, os critérios de seleção das plantas devem levar em consideração a facilidade de propagação, o potencial de crescimento, a capacidade de se desenvolver em condições de substrato saturado, resistência e competitividade em relação às espécies de plantas daninhas, e a capacidade de adaptação as diferentes alturas da lâmina d'água (BORIN, 2003).

2.5.2 Macrófitas

Macrófitas são plantas aquáticas, vasculares, herbáceas que se desenvolvem na água, em solos cobertos por água ou em solos saturados (ESTEVEES, 1998). São classificadas de acordo com o habitat em que vivem em cinco grupos de macrófitas aquáticas (FOX, 1996; WETZEL, 2001):

1. Macrófitas emergentes: crescem na água ou solos submersos, onde o lençol freático é até 0,5 m abaixo da superfície do solo e onde o sedimento é coberto com cerca de 1,5 m de água (exemplo: *Acorus calamus*, *Carex rostrata*, *Phragmites australis*, *Scirpus lacustres*, *Typha latifolia*, *Echinochloa polystachya*).
2. Macrófitas flutuantes enraizadas: apresentam folhas flutuantes e são enraizadas no substrato numa profundidade com água de aproximadamente 0,5 a 3 m e possuem folhas ligeiramente aéreas (exemplo: *Nymphaea odorata*, *Nuphar luteo*).
3. Macrófitas livremente flutuantes: não são enraizadas no substrato e flutuam livremente na água (exemplo: *Lemna minor*, *Spirodella polyrhiza*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes*).
4. Macrófitas submersas: ocorrem em todas as profundidades dentro da zona fótica (exemplo: *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*).
5. Macrófitas anfíbias: são capazes de viver tanto em área alagada como fora da água.

Vyzamal (2013) em revisão sobre macrófitas emergentes utilizadas em *wetlands*, constatou em 643 trabalhos científicos desenvolvidos em 43 países, o registro de 150 espécies de macrófitas, sendo os gêneros mais utilizados: *Typha*, *Scircus*, *Phragmites*, *Juncus* e *Eleocharis*. No que se referem às espécies, as mais utilizadas foram: *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Thypha angustifolia*, *Juncus effusus*, *Scirpus lacustres*, *Scipurs californicus* e *Phalaris arundinaceae*. A espécie mais frequentemente utilizada na Europa e Ásia foi *P. australis*, na América do Norte *T. latifolia*, na África *Cyperus papyrus*, na América Central e do Sul *P. australis* e na Oceania *T. domingensis*.

A United States Fish e Wildlife Service registrou 6.700 espécies de macrófitas nos Estados Unidos. Godfrey e Wooten (1981) listam mais de 1.900 espécies de macrófitas, sendo 739 monocotiledôneas e 1.162 dicotiledôneas no sudeste dos Estados Unidos.

As espécies vegetais realizam uma série de processos biológicos, químicos e físicos dentro de um sistema de *wetland* e contribuem significativamente para a purificação de águas residuárias (YALCUK; UGURLU, 2009; LETO et al., 2013). Por isso, uma compreensão

básica das necessidades de crescimento e das características das macrófitas é essencial para o sucesso do projeto de tratamento, pois as espécies de macrófitas anuais sobrevivem por apenas uma estação de crescimento e devem ser restabelecida anualmente a partir de sementes. Porém, espécies perenes vivem por mais de um ano e normalmente se propagam a cada ano a partir de sistemas de raízes, caules e ramos (KADLEC; WALLACE, 2008).

Espécies pertencentes aos gêneros *Lemna*, *Phragmites*, *Typha*, *Pistia*, *Eichhornia*, *Salix* e *Populus*, são as mais estudadas e empregadas, mundialmente, no tratamento de diferentes tipos de efluentes (ZHU; SIKORA, 1995; POMPEO, 2003; COLEMAN et al., 2001; BRAGATO et al., 2006).

2.5.3 Funções da vegetação nos *wetlands*

As macrófitas que crescem nos *wetlands* possuem várias funções relacionadas com o processo do tratamento dos efluentes e as mais importantes são relacionadas às propriedades do tecido vegetal, a redução da velocidade do vento que auxilia na sedimentação dos sólidos suspensos e impede a ressuspensão (PETTECREW; KALFF, 1992; BRIX, 1994; BRIX, 1997; VYMAZAL; KROPFELORA, 2008), ao efeito de filtração (BRIX, 1997; VYMAZAL, 2011); por proporcionar um meio para a fixação de micro-organismos (CHAPPEL; GOULDER, 1994; VYMAZAL; KROPFELORA, 2008), na liberação de oxigênio por meio das raízes e absorção de nutrientes pelas plantas (BRIX, 1994; BRIX, 1997; WEIS; WEIS, 2004; LEE; SCHOLZ, 2007; VYMAZAL; KROPFELORA, 2008; LETO et al., 2013).

A parte aérea das macrófitas que estão submersas na coluna de água fornece uma grande área superficial para biofilmes e os tecidos das plantas são colonizados por densas comunidades de algas fotossintéticas, assim como por bactérias e protozoários (GUMBRICHT, 1993; BRIX, 1997; CHAPPELL; GOULDER, 1994). Do mesmo modo, as raízes e rizomas que estão enterradas nos sedimentos dos *wetlands*, fornecem um substrato para o crescimento dos micro-organismos. Desta maneira, biofilmes estão presentes acima e abaixo dos tecidos das macrófitas e são responsáveis pela maior parte do processamento microbiano que ocorre nestes sistemas (BRIX, 1997).

A comunidade bacteriana consiste de micro-organismos autóctones, que apresentam características adaptativas, pois são capazes de possuir atividade metabólica, sobreviver e crescer, participando do processo de purificação das águas, e alóctone incluindo patógenos

que entram no sistema por meio das águas residuais, e que geralmente não sobrevivem (VYMAZAL, 2005; TRUU et al., 2009).

As macrófitas requerem nutrientes para o seu crescimento e reprodução, os quais são capturados por meio dos seus sistemas de raízes, de folhas e hastes emersas. Desta forma, são muito produtivas e considerável volume de nutriente pode ser destinado na biomassa (BRIX, 1997; KADLEC; WALLACE, 2008), porém se as macrófitas não forem coletadas, a maioria dos nutrientes que foram incorporados dentro dos tecidos das mesmas retornará para a água por processos de decomposição (KADLEC; KNIGHT, 1995).

Stottmeister et al. (2003) afirmam que o crescimento das raízes das macrófitas influencia uma série de características hidráulicas no substrato. Pettecrew e Kalff (1992), Somes et al. (1996) afirmam que o uso de plantas em um *wetland* diminui o fluxo das águas residuárias. Haslam (2003) e Brix (1994) destacam a influência das plantas sobre o isolamento da radiação na primavera, o que resulta em redução do crescimento de algas e menores temperaturas no sistema.

Também tem sido documentado que a vegetação libera oxigênio na rizosfera, influenciando os ciclos bioquímicos (BARKO et al., 1991; SORREL; BOON, 1994; MOORE et al., 1994), e o potencial redox que é fundamental na remoção de nitrogênio e na atividade microbiana (KANTAWANICHKUL et al., 2009; BIALOWIEC et al., 2012).

As macrófitas liberam oxigênio por meio do aerênquima, tecido que reserva oxigênio, para a rizosfera (ARMSTRONG, 1978; BRIX, 1994; CUNNINGHAM et al., 1996; BRIX 1997; PREUSSLER et al., 2007; SOUZA et al., 2013). Esta liberação de oxigênio é conhecida por perda radial de oxigênio (ROL) (LAI et al., 2011; LAI et al., 2012), sendo de fundamental importância na degradação aeróbia dos nutrientes (BRIX, 1994; CUNNINGHAM et al., 1996; BRIX 1997; PREUSSLER et al., 2007; KADLEC; WALLACE, 2008; SOUZA et al., 2013).

Mulanoottil et al. (1998) destacam a utilização de *Thypha* sp. em *wetlands* por sua estrutura interna ser formada por tecidos que contém amplos espaços intercelulares, através dos quais acontece transporte de oxigênio da atmosfera para as folhas e destas para as raízes e rizomas. Parte do oxigênio pode ainda sair do sistema radicular para a área em torno da rizosfera criando condições para decomposição aeróbia da matéria orgânica, bem como para crescimento de bactérias nitrificantes.

Apesar do fato de existirem estudos sobre o papel que as plantas desempenham na fitorremediação, ainda é difícil determinar até que ponto este papel é significativo na eficiência

do tratamento, pois são poucos os estudos que relatam uma completa explanação dos mecanismos individuais realizados pelas plantas (LETO et al., 2013). Portanto, se faz necessários estudos que relacionem as características morfoanatômicas das macrófitas com a eficiência tratamento (PREUSSLER et al., 2007).

A literatura mostra que relativamente poucos estudos têm sido realizados comparando espécies de plantas utilizadas em *wetlands* construídos (CALHEIROS et al., 2007; EL HAMOURI et al., 2007; ABOU-ELELA; HELLAL, 2012), apesar da grande biodiversidade das macrófitas. Alguns trabalhos demonstram o número ótimo de diferentes espécies de plantas para empregar no sistema de *wetland* (COLEMAM et al., 2001; KARATHANASIS et al., 2003; FRASER et al., 2004; CALHEIROS et al., 2007).

Karathanasis et al. (2003), Fraser et al. (2004) demonstram que um sistema com várias espécies vegetais é mais eficaz na remoção de poluentes do que uma única espécie. Knight (1997) relata que é preferível um sistema de *wetland* com várias espécies, pois a diversidade destas garante maior eficiência de purificação, considerando as mudanças nas condições ambientais e na composição das águas residuárias. Coleman et al. (2001) observam que, num *wetland* que emprega várias espécies, é de fundamental importância conhecer os níveis de competição entre as espécies, a fim de evitar a dominância de uma espécie em particular. Calheiros et al. (2007) afirmam que a diversidade de espécies permite identificar diferenças entre as espécies, em termos de maior ou menor crescimento e capacidade de purificação.

2.5.4 O uso de *wetlands* no tratamento de efluentes

Mannarino et al. (2006) estudaram o uso de *wetlands* construídos para o tratamento de lixiviados em sistemas implantados no Aterro Metropolitano de Gramacho e no Aterro Sanitário de Piraí. Concluíram que o *wetland* plantado com *Typha* sp. apresentou eficiência de remoção de 41% para DQO, 57% para DBO e 51% para NA, considerando as significativas variações de vazão afluente e das taxas de aplicação de poluentes no mesmo. Maine et al. (2007) relatam que *Typha domingensis* é uma espécie muito bem adaptada em termos de crescimento e propagação no tratamento de água residuária com alto valor de pH, condutividade e metais pesados. Além disso, produz alta biomassa, a qual pode ser utilizada na produção de composto.

Alguns autores apontam que pode ocorrer uma diferença na eficiência de tratamento do efluente em relação à espécie de macrófita utilizada no sistema de *wetland*. Bachand e Horne (2000) relatam maior eficiência na remoção de nitrogênio pela *Typha* sp. (565 mg N

m^2d^{-1}) em relação a *Scirpus* sp. ($261 \text{ mg N m}^{-2}\text{d}^{-1}$) num *wetland* construído na Califórnia. Bojcevska e Tonderski (2007) revelam uma maior remoção de nitrogênio amoniacal em um *wetland* construído com *Cyperus papyrus* em relação a um *wetland* construído com *Echinochloa pyramidalis*.

Preussler et al. (2008) avaliaram um sistema de um *wetland* natural na cidade litorânea de Guaratuba, PR, Brasil, no pós-tratamento do lixiviado e concluíram que o sistema foi eficiente na remoção dos poluentes, apresentando média de eficiência para DBO de 85%, DQO de 81%, 83% de NA, 77% de nitrogênio kjeldahl e fosfato de 100%.

Yalcuk e Ugurlu (2009) estudaram o tratamento do lixiviado por meio de *wetlands* construídos com fluxo horizontal e vertical, ambos plantados com *Typha latifolia*. Concluíram que a eficiência de remoção do NA foi maior no *wetland* de fluxo vertical, apresentando média de eficiência de remoção de 62% e em termos de DQO foi maior no *wetland* com fluxo horizontal apresentando média de eficiência de remoção de 36%.

Hijosa-Valsero et al. (2012) avaliaram sete tipos de mesocosmos, durante um período de 39 meses sob as mesmas condições ambientais, na remoção da matéria orgânica e nutrientes das águas residuárias urbanas. Os mesocosmos diferiam em relação à presença de plantas, ao tipo da espécie escolhida (*Typha angustifolia* ou *Phragmites australis*), ao tipo do fluxo e a presença ou ausência de um leito de cascalho. Os resultados revelaram que a remoção da eficiência do tratamento diminuiu com o envelhecimento do sistema, que os sistemas plantados foram mais eficientes do que os sistemas não plantados, que a eficiência de tratamento foi marcada pela sazonalidade e por fim que a presença de plantas foi benéfica tanto no inverno quanto no verão, especialmente na redução de nutrientes.

Leto et al. (2013) compararam duas macrófitas emergentes, *Cyperus alternifolius* e *Typha latifolia*, plantadas separadamente em sistemas de *wetlands* construídos com fluxo subsuperficial horizontal, na fitorremediação de águas residuárias. Os resultados revelaram que *T. latifolia* foi mais eficiente que *C. alternifolius*, tanto em termos de produção de biomassa quanto de absorção e armazenamento do NA e isso se deve à sua capacidade de adaptação ao meio. Estes resultados demonstram que o critério para a seleção de espécies é relevante, uma vez que cada espécie tem sua capacidade de adaptação no meio, garantindo assim, a máxima eficiência no tratamento de efluentes.

Peralta et al. (2013) pesquisaram o desenvolvimento das comunidades bacterianas de *wetlands* naturais e construídos. O estudo revelou que houve uma nítida associação entre a estrutura da comunidade bacteriana e as propriedades físicas e químicas do sedimento dos

wetlands. Os autores concluíram que as comunidades bacterianas desempenham um papel importante em muitos processos biogeoquímicos que sustentam as funções ecológicas destes sistemas.

Preussler et al. (2012a) pesquisaram a eficiência de um sistema composto por três *wetlands* no pós-tratamento do lixiviado no Aterro Sanitário da Caximba, PR, Brasil num período de três meses. Os resultados demonstraram que o sistema foi eficiente na remoção de poluentes, com eficiências médias de DBO de 92%, DQO de 91%, NA de 95% e NT de 97%. Relatam ainda, que a remoção de matéria orgânica e nutriente ocorreu por meio dos processos de rizodegradação e fitoextração, respectivamente. Além disso, os *wetlands* produziram grandes quantidades de biomassa vegetal, principalmente de *Eichhornia crassipes*, que apresentou a maior cobertura vegetal, tornando o uso desta espécie como uma potencial fonte alternativa de energia renovável em processos industriais. Após um ano de funcionamento do sistema de *wetlands*, Preussler et al. (2012b) revelaram que o sistema foi eficiente na remoção dos poluentes, apresentando eficiências médias de 84% para DBO, 74% para DQO, 86% para o NA, 91% para o NT e de 90% para o fosfato. As espécies de plantas observadas neste estudo foram promissoras para o tratamento de lixiviado apresentando as estratégias da fitoextração, fitoestimulação e rizodegradação.

Weerakoona et al. (2013) avaliaram o potencial de remoção de poluentes de água residuária em três *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial horizontal sob condições tropicais submetidas a diferentes taxas de carregamento hidráulico durante seis meses. Dois *wetlands* foram plantados com *Typha angustifolia*, e o terceiro foi o controle (sem plantas). Os resultados demonstraram que a eficiência de remoção nos *wetlands* plantados foi maior do que no *wetland* sem planta, apresentando eficiência de 80%, 44%, 96% e 96% em relação a DBO, sólidos suspensos totais, coliformes fecais, coliformes totais, respectivamente e o *wetland* sem plantas apresentou 70 %, 38%, 95% e 94% em relação à DBO, sólidos suspensos totais, coliformes fecais, coliformes totais, respectivamente.

Ansola et al. (2014) caracterizaram a composição da comunidade bacteriana de um *wetland* natural e de um construído e relatam que em geral, as comunidades bacterianas do *wetland* natural são mais diversificadas do que as do *wetland* construído. Os principais grupos filogenéticos encontrados foram Proteobacteria, Verrucomicrobia e Chloroflexi, sendo da Proteobacteria a maior parte da composição da comunidade. Os filos Verrucomicrobia e Chloroflexi foram mais abundantes no *wetland* natural, no entanto, o filo Proteobacteria foi mais abundante no *wetland* construído. A Análise do Principal Componente (PCA) revelou

que as comunidades bacterianas do solo foram agrupadas de acordo com um gradiente de inundação para áreas parcialmente inundadas, sem influência do tipo de *wetland*. Os autores afirmam que a distribuição das comunidades bacterianas esta provavelmente relacionada à concentração de oxigênio, porém fazem-se necessários mais estudos para determinar como a diversidade de bactérias pode responder as características da qualidade da água nos *wetlands*.

Comunidades microbianas do solo estão envolvidas em processos biogeoquímicos e suas atividades são cruciais para as funções ecológicas dos sistemas de *wetlands* (BALSER et al., 2002; BOON, 2006; REDDY; DELAUNE, 2008).

Os processos de nitrificação e desnitrificação são geralmente a via mais importante de remoção de nitrogênio em *wetlands* (VYMAZAL et al., 1998; POE et al., 2003). As bactérias desnitrificantes requerem carbono orgânico como fonte de energia durante a conversão de nitrato (NO_3^-) em formas gasosas (N_2 , N_2O) de nitrogênio (CLEMENT et al., 2002; MARTIN et al., 1999). A taxa de desnitrificação muitas vezes pode tornar-se limitada pela disponibilidade de carbono orgânico, particularmente quando as águas residuais apresentam alta concentração de nitrato, baixa concentração de DBO e carbono (BAYLEY et al., 2003).

Capítulo 3 – Material e Métodos

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo é o Aterro Sanitário da Caximba, localizado na cidade de Curitiba, PR, Brasil, localizado próximo às coordenadas 25°62'73,88"S e 49°33'42,38"W, entre o município de Araucária e Fazenda Rio Grande (Fig.1).

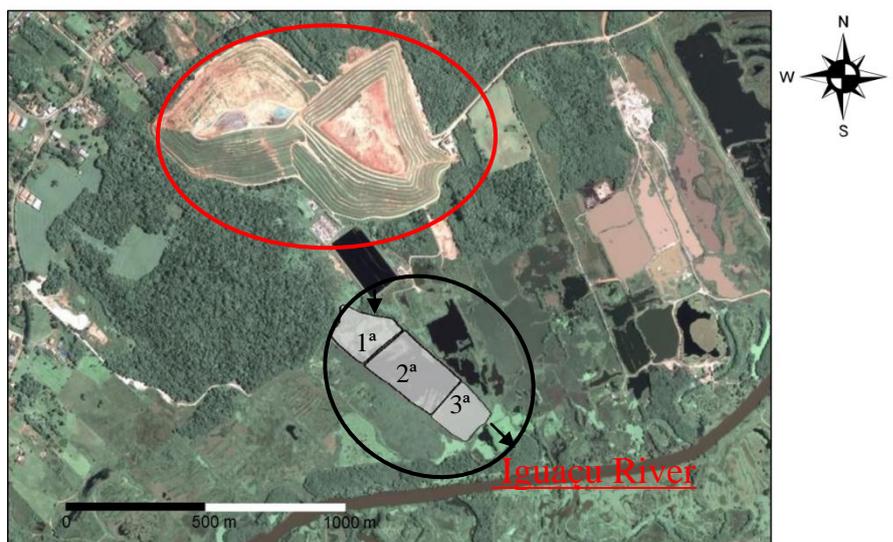


Figura 1 - Ortofoto do Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil. “Em vermelho” destaca-se a área de disposição dos resíduos e “em preto” os três *wetlands* (1º, 2º e 3º), ↓ entrada do lixiviado no 1º *wetland*; ↘ saída do lixiviado no 3º *wetland* para o Rio Iguaçu.

O Aterro Sanitário de Curitiba (Fig. 2) iniciou sua operação em 20 de novembro de 1989 para receber os resíduos da cidade de Curitiba, Almirante Tamandaré e São José dos Pinhais, após o esgotamento da vida útil do aterro controlado da Lamenha Pequena. Durante sua operação, outros municípios da Região Metropolitana de Curitiba passaram a dispor seus resíduos no Aterro Sanitário da Caximba. Antes de seu encerramento em 31/10/2010, além de Curitiba mais dezessete municípios dispunham seus RSU no Aterro: Almirante Tamandaré, Araucária, Campina Grande do Sul, Campo Largo, Campo Magro, Colombo, Contenda, Fazenda Rio Grande, Itaperuçu, Pinhais, Piraquara, São José dos Pinhais, Mandirituba, Quatro Barras, Bocaiúva do Sul, Quitandinha e Tunas do Paraná.



Figura 2 - Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil.

A área total do aterro é 1.123.119,18 m², incluindo as lagoas de tratamento do lixiviado (NETO et al., 2012) sendo a área para disposição de resíduos de 439.540 m². O aterro recebia em média 2.400 toneladas diárias de RSU. Atualmente o aterro está em fase de controle e revitalização ambiental. Abaixo segue a quantidade de resíduos dispostos ao longo da vida útil do aterro (Tab. 1).

Tabela 1 - Quantidade de resíduos dispostos no Aterro Sanitário da Caximba.

Maciço	Período de operação	Quantidade de resíduos aterrados (t)	Área aproximada da Base (m ²)
Fase I	Novembro de 1989 a outubro de 2002	6.346.486,10 t	237.000 m ²
	Julho a novembro de 2005	283.605,96 t	
	Abril de 2006 Fevereiro a agosto de 2010	52.809,78 t 443.076,91 t	
Fase II	Novembro de 2002 a abril de 2004	1.029.704,40 t	32.540 m ²
Fase III	Maio de 2004 a junho de 2005	757.819,86 t	170.000 m ²
	Dezembro de 2005 a março de 2006	235.379,09 t	
	Maio de 2006 a janeiro de 2010	2.860.378,22 t	
Total		12.009.260,32t	439.540 m²

3.1.1 Meio Físico

3.1.1.1 Geomorfologia

A área do Aterro Sanitário de Curitiba está inserida no domínio geomorfológico do Primeiro Planalto Paranaense ou Planalto de Curitiba, uma zona de alteração entre a Serra do Mar e a Escarpa de São Luiz do Purunã. Dominando a paisagem e o relevo, está a Bacia do Alto Iguaçu, apresentando ampla planície aluvionar interligada com as várzeas dos seus afluentes, constituídas de depósitos fluviais recentes, apresentando topografia notavelmente plana (SEMA, 2009).

O domínio da Planície Aluvionar (área de várzea), apresenta topografia plana, com pequeno declive em direção aos rios, principalmente em direção ao Rio Iguaçu, com altitudes variando de 860-870 m s.n.m. A planície do Iguaçu, ao norte, apresenta-se praticamente toda degradada, devido à extração de areia aluvionar nestes locais (SEMA, 2009).

3.1.1.2 Geologia

O município de Curitiba está inserido na bacia do Rio Iguaçu e a área do Aterro Sanitário de Curitiba está posicionada no próprio vale do rio Iguaçu, à margem direita. No local caracteriza-se 2 litotipos distintos: Sedimentos inconsolidados recentes (Depósitos Aluvionares) e sedimentos provenientes da alteração de rochas antigas (Embasamento Cristalino) (SEMA, 2009). Os solos desenvolvidos dos sedimentos inconsolidados são de textura média a argilosa, com teores de argila variando de 300 a 700 g.kg⁻¹ (ZANELLO et al., 2009). Os sedimentos do Rio Iguaçu são constituídos predominantemente por argila e silte (MINEROPAR, 2004).

Depósitos Aluvionares - O vale do Rio Iguaçu apresenta-se localmente com larga planície aluvionar às suas margens e dos seus afluentes e em sequência à planície, surgem colinas suaves com altura máxima na ordem de 50 m. O substrato é caracterizado basicamente por sedimentos inconsolidados, depositados ao longo das drenagens, principalmente a do Rio Iguaçu, formados por intercalações de areias e argilas acinzentadas com alto teor de matéria orgânica. Subordinadamente a estes pacotes são observados bolsões de areias grosseiras esbranquiçadas de composição quartzosa. Estes depósitos inconsolidados estão presentes nas proximidades das lagoas de tratamento existentes à jusante do aterro sanitário, ao longo da Planície Aluvionar do Rio Iguaçu (SEMA, 2009).

Embasamento Cristalino - As rochas do Embasamento Cristalino compõem a superfície sobre a qual estão depositados os sedimentos aluvionares, bem como onde está

assentada a maior parte do Aterro Sanitário em questão. O substrato é formado por rochas migmatíticas pré-cambrianas, parte do escudo cristalino, representadas principalmente por gnaisses e xistos magnesianos Curitiba (SEMA, 2009).

3.1.2 Uso e ocupação do solo

O aterro de Curitiba é formado pelas Indicações fiscais: 89049003, 87301006, 87301005, 87301004, 87301003 e 87301001 (informações obtidas pelo Geoprocessamento), pertencentes à Área de Proteção Ambiental do Iguaçu – APA do Iguaçu (parte das Indicações/áreas) e estão localizadas em Zona de Média Restrição de Uso, de acordo com o Decreto Municipal 174/2008, onde segundo os artigos 7º: “Deverão ser tomadas medidas de controle efetivo dos efluentes sanitários e resíduos poluentes gerados, de acordo com as normas expedidas pelos órgãos competentes, bem como deverá ser assegurada a implantação de sistema de tratamento de efluentes sanitários aprovados pela Secretaria Municipal do Meio Ambiente - SMMA, para todas as edificações” e artigo 9º “Todas as atividades instaladas dentro da APA do Iguaçu, deverão estar adequadas quanto à emissão de efluentes líquidos aos padrões ambientais da legislação específica”.

Próximo ao Rio Iguaçu existem cavas resultantes da extração de areia à jusante do aterro Sanitário. A atividade de extração mineral ocorre principalmente nas áreas de várzea, que podem se constituir em grandes reservatórios de areia para construção civil, estes aluviões estão cada vez menos acessíveis à exploração comercial, devido às restrições ambientais, principalmente referente à proteção dos mananciais, e aos conflitos gerados pela urbanização.

Na região de Curitiba ocorrem quase que exclusivamente áreas de várzeas nos depósitos aluvionares do rio Iguaçu, onde a planície aluvionar estende-se da região leste da cidade de Curitiba, circundando a cidade pelo sul e a oeste.

Pelo fato do lençol freático nestas áreas de várzea, apresentar-se próximo à superfície, ou seja, aflorante ou sub-aflorante, a escavação realizada para exploração de areia, intercepta o lençol freático gerando verdadeiras lagoas nestas áreas de mineração.

3.1.3 Influência Hidrológica do Aterro Sanitário da Caximba

Até janeiro de 2011 a condução do efluente das lagoas de tratamento do Aterro Sanitário até o Rio Iguaçu era realizado pela sua saída das lagoas de tratamento por tubo de concreto com diâmetro de 40 cm até o local de descarga. A partir deste ponto o efluente era

conduzido por canal aberto o qual se encontrava com um córrego de águas límpidas (Fig. 3A e 3B), e com outras contribuições até chegar a um *wetland* natural, próximo do Rio Iguazu. Neste local, o efluente permanecia por tempo indeterminado, devido à capacidade de fluxo de escoamento no Rio, ou quando ocorriam cheias, o rio retornava, alagando as áreas cota acima. O volume do efluente que atualmente sai do sistema de tratamento do Aterro é de aproximadamente $24 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$, e a partir de fevereiro de 2011, este efluente passou a ser adicionado ao sistema hidrológico dos *wetlands* acrescido das águas superficiais de drenagem das áreas do Aterro Sanitário da Caximba.

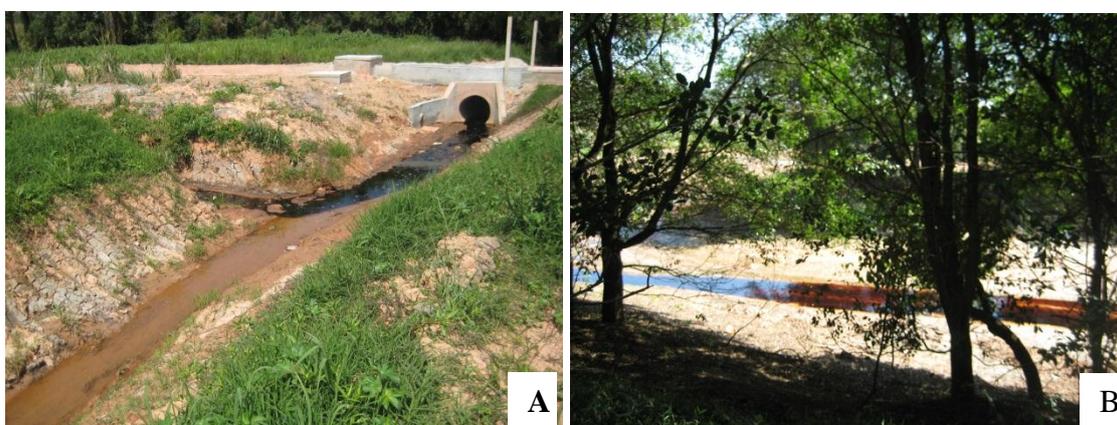


Figura 3 - Lançamento do lixiviado tratado do Aterro Sanitário da Caximba. A e B – Lixiviado tratado contaminando um córrego de águas límpidas que desaguava no Rio Iguazu.

3.1.4 Descrição do sistema do tratamento do lixiviado no Aterro

As lagoas de estabilização recebem o lixiviado proveniente das Fases II e III do Aterro (mais recentes) com uma vazão aproximada de $24 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$.

É composto por um desarenador e conjunto de quatro lagoas sendo uma primeira de equalização, seguida por duas lagoas aeradas em paralelo e por uma lagoa facultativa, conforme descrição dos componentes do sistema:

Desarenador

Construído em forma de canal duplo de 3,0 m com comportas e calha Parshall. O lixiviado chega ao desarenador em três linhas diferentes, uma para cada fase do aterro.

Lagoa de Equalização

A lagoa de equalização é impermeabilizada na base e possui volume de 1.500 m^3 . Recebe o lixiviado proveniente do sistema das Fases II e III do Aterro com uma vazão

aproximada de $24 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$. O tempo de detenção é de aproximadamente 2,6 dias. Possui um aerador de superfície que funciona como homogeneizador auxiliando a equalização do efluente.

Lagoas Aeradas Paralelas

Cada lagoa aerada possui volume de 6.750 m^3 e 9 aeradores mecânicos. O tempo de detenção é de aproximadamente 23 dias, conforme a vazão do efluente. A potência instalada é aproximadamente de $6,7 \text{ w/m}^3$.

Lagoa Facultativa

A lagoa facultativa é dividida em 4 chicanas, com volume total de 49.529 m^3 . O tempo de detenção é de aproximadamente 86 dias.

Tratamento nas Lagoas de Estabilização

O efluente captado pelo sistema de drenagem nas Fases II e III do aterro é encaminhado ao desarenador, passa pela calha Parshall à uma vazão média de $24 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$, sendo conduzido à Lagoa de Equalização. Esta lagoa possui um aerador que funciona como um misturador e sua finalidade é facilitar a homogeneização do efluente. Em seguida, o lixiviado é conduzido para as lagoas aeradas onde permanece por aproximadamente 23 dias. Em seguida passa para a lagoa facultativa cujo tempo de detenção é de aproximadamente 86 dias.

Após a saída da lagoa facultativa, o efluente tratado segue por canal aberto, se junta ao efluente tratado da ETE, passa por uma antiga cava de exploração mineral e é lançado no Rio Iguaçu.

Sistema da Estação de tratamento de efluentes (ETE)

A ETE é composta por uma estação de bombeamento e pela estação de tratamento propriamente dita. Os componentes do sistema são:

Estação de bombeamento

O sistema de bombeamento está situado próximo à lagoa de equalização, mas sem que ocorra mistura dos efluentes. Um pequeno tanque de acumulação abastece uma bomba e através de uma rede pressurizada conduz o efluente à estação de tratamento.

Estação de Tratamento

A ETE é composta por:

- 3 tanques de preparo de reagente (desativados);
- 2 decantadores primários (flocodecantadores);
- 3 reatores aeróbios, cada um com 150 m³;
- 2 aeradores submersíveis;
- 2 decantadores secundários.

Descritivo do tratamento na ETE

O efluente proveniente da Fase I (maciço mais antigo) é captado por bomba e encaminhado à Estação de Tratamento de Efluentes numa vazão de 6 m³h⁻¹. Na ETE o efluente passa por um tratamento físico-químico à base de oxidante (Dicloroisocianurato de sódio) e segue para o sistema de tratamento de Lodos Ativos e Decantadores Secundários. Após o tratamento o efluente se junta ao efluente tratado das lagoas de estabilização na lagoa facultativa, cujo tempo de detenção é de aproximadamente 86 dias. Após a saída da lagoa facultativa, o efluente tratado passa por uma antiga cava de exploração mineral e é lançado no Rio Iguaçu. Como o tratamento do lixiviado do Aterro não atende a legislação vigente no que diz respeito ao lançamento dos parâmetros físico-químicos do lixiviado, o aterro adotou um sistema composto por três *wetlands* naturais como o pós-tratamento do lixiviado.

Wetlands

Um sistema composto por três *wetlands* localizados no entorno do aterro é utilizado no pós-tratamento do lixiviado no Aterro da Caximba desde fevereiro de 2011. O primeiro, segundo e terceiro *wetland* têm aproximadamente 15.424 m², 35.724 m², e 19.993 m², respectivamente. O lixiviado passa sequencialmente pelos *wetlands* e após passar pelo terceiro é lançado em outros *wetlands* naturais que desembocam no Rio Iguaçu. Além do lixiviado os *wetlands* possuem seu próprio sistema hidrológico devido ao lençol freático aflorante, acrescido das águas superficiais de drenagem e precipitação. A base e as laterais dos *wetlands* são compostas por argila e areia, que ocorrem naturalmente na área. Em relação aos solos dos *wetlands*, estes se caracterizam por depósitos de areia ocorrendo em estratos mais ou menos horizontalizados, com intercalações locais de argilas. A espessura da camada de areia varia entre 1,3 m e 4,0 m.

Nos *wetlands* foram feitas algumas modificações físicas para evitar a contaminação do lixiviado para as áreas adjacentes e dar aporte a quantidade de lixiviado. As áreas foram

conformadas com desníveis para que o escoamento do efluente ocorra em fluxo contínuo. Os taludes foram reforçados para evitar que em época de cheias as águas do Rio Iguaçu retornem para os *wetlands*.

O primeiro *wetland* (Fig. 4) é caracterizado por apresentar a maior diversidade de macrófitas aquáticas e recebe o lixiviado que sai do tratamento do aterro, numa vazão média de $24 \text{ m}^3\text{h}^{-1}$. Apresenta uma área de aproximadamente 15.424 m^2 , com profundidade média de 1,6 m, volume de 17.969 m^3 e tempo de detenção hidráulica de aproximadamente 31 dias.

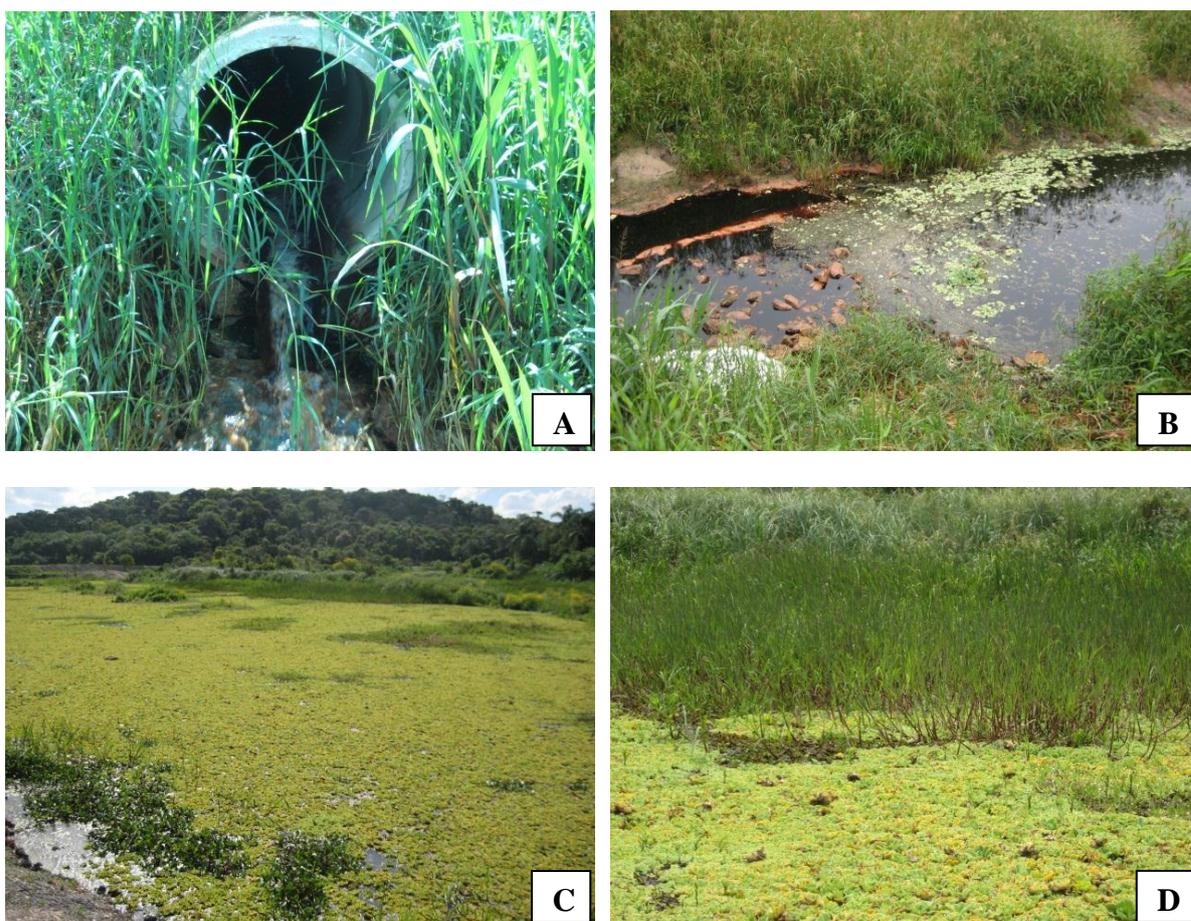


Figura 4 - Primeiro *wetland*. A e B – Entrada do lixiviado tratado pelo Aterro. C e D – Macrófitas emergentes e flutuantes.

O segundo *wetland* (Fig. 5) é caracterizado por apresentar como espécie dominante *Eichhornia crassipes* e um grande espelho d'água. Apresenta uma área de aproximadamente 35.724 m^2 , com profundidade média de 1,3 m, volume de 47.870 m^3 , tempo de detenção hidráulica de aproximadamente 84 dias.

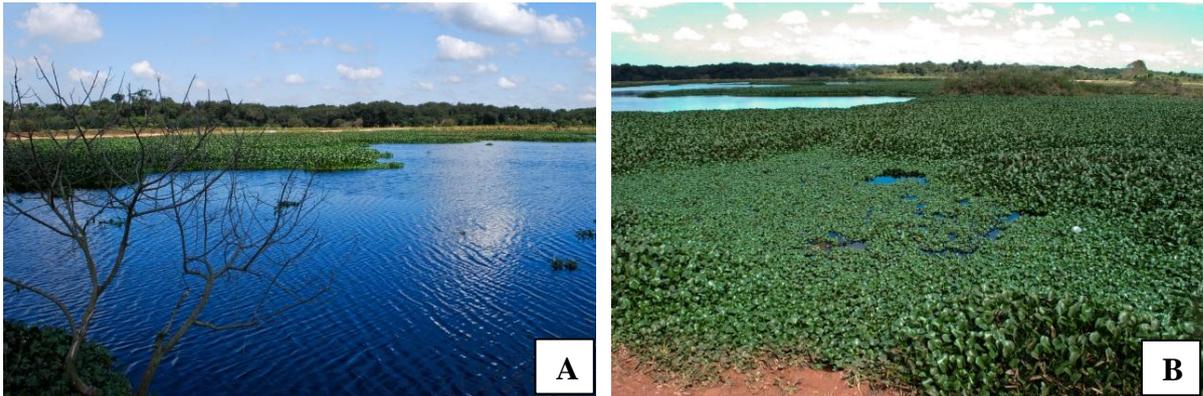


Figura 5 - Segundo *wetland*. A – Espelho d’água. B - Presença de *Eichhornia crassipes*.

O terceiro *wetland* (Fig. 6) é caracterizado por apresentar como espécie dominante *Eichhornia crassipes* e ser totalmente coberta pelas macrófitas. Apresenta uma área de aproximadamente 19.993 m², com profundidade média de 1 m, volume de 19.923 m³, tempo de detenção hidráulica de aproximadamente 35 dias. Neste *wetland* ocorre o ponto de lançamento do lixiviado para o Rio Iguazu.

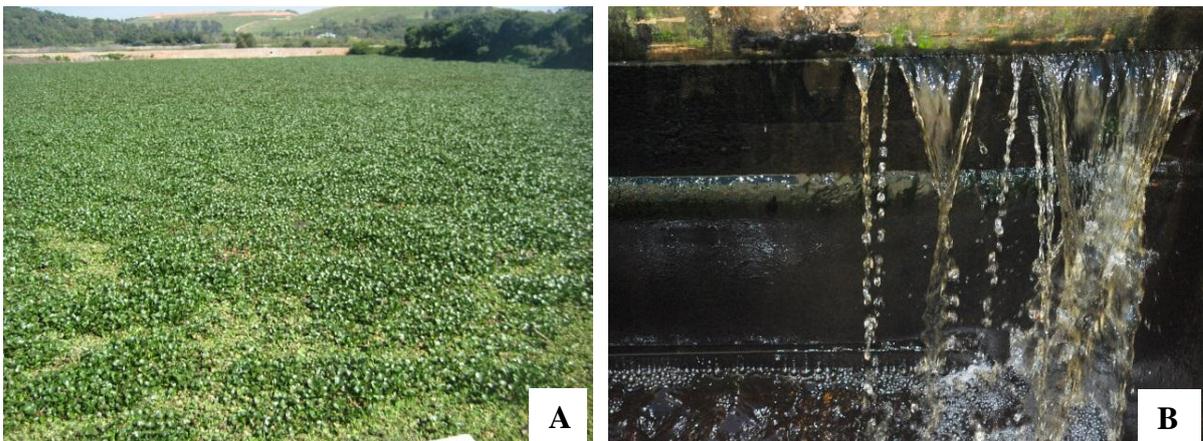


Figura 6 - Terceiro *wetland*. A – Área coberta com *Eichhornia crassipes*. B – Saída do lixiviado tratado.

3.2 DESEMPENHO DE UM SISTEMA DE WETLANDS NO PÓS TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

3.2.1 Monitoramento das condições climáticas

Para o acompanhamento das condições climáticas da área de estudo, a série temporal das variáveis meteorológicas de precipitação acumulada do dia (mm), temperatura do ar (°C) (máxima, média e mínima), umidade relativa do ar (%) e da radiação solar (Wm²) da cidade

de Curitiba/PR, foi cedida mensalmente pelo Sistema Meteorológico do Paraná (SIMEPAR). A série temporal das variáveis meteorológicas compreende o período entre janeiro de 2011 a dezembro de 2012.

3.2.2 Identificação e monitoramento sazonal da cobertura das macrófitas (fitossociologia)

O desenvolvimento das macrófitas nos três *wetlands* naturais foi acompanhado por meio de levantamento fitossociológico nas quatro estações do ano, no período de janeiro de 2011 a dezembro de 2012. Para o levantamento fitossociológico foram estabelecidos, em cada *wetland*, dois transectos transversais paralelos e permanentes. Sobre esses transectos foram estimadas dez vezes a cobertura visual de cada espécie em uma área de 1 m². O valor médio de cobertura das espécies foi definido utilizando a escala de Braun-Blanquet (1979), em que: grau de cobertura de 1 a 10 % da cobertura horizontal (grau médio 5%); de 10 a 25% (grau médio 17,5%); de 25 a 50% (grau médio 37,5%); de 50 a 75% (grau médio 62,5%); de 75 a 100% (grau médio 87,5%). Após a obtenção dos respectivos graus de cobertura, foram estimados os parâmetros fitossociológicos para cada espécie presente: VC: Valor de cobertura (%) e CR: cobertura relativa da espécie i (%):

$$VC = 100 * (AC / AT); \quad (1)$$

$$CR = 100 * (AC / \sum AC); \quad (2)$$

Em que:

VC: valor de cobertura da espécie i na parcela (%);

AC: área coberta pela espécie (m²);

AT: área total amostrada (20 m²);

CR: valor de cobertura relativa da espécie i (%).

3.2.3 Análises químicas do lixiviado

As coletas do lixiviado nos *wetlands* naturais foram realizadas mensalmente, em dois pontos: 1º) entrada do primeiro *wetland* e 2º) saída do terceiro *wetland*. As coletas foram realizadas no período de janeiro de 2011 a dezembro de 2012.

As análises de pH, oxigênio dissolvido (OD), alcalinidade, DBO, DQO, nitrogênio

amoniaco, nitrogênio total, nitrito, nitrato, fósforo total, e metais pesados (Cu, Cr, Pb, Zn, Ni, Cd) foram realizadas de acordo com o Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

3.2.4 Cálculo da eficiência do pós- tratamento do lixiviado

A eficiência do tratamento do lixiviado foi calculada por duas metodologias distintas, uma vez que, as grandes diferenças entre os valores de eficiência de remoção com base na concentração e cargas de massa, e a sua variabilidade ao longo do tempo pode estar relacionada às perdas de água.

1. Metodologia proposta por Kadlec e Knight (1996), que permite mensurar a percentagem de massa removida ($M_{r(\%)}$), sendo:

$$M_{r(\%)} = \frac{100(m_1 - m_2)}{m_1} \quad (3)$$

Em que:

m_1 é a massa do poluente da amostra na entrada do primeiro *wetland*;
 m_2 a massa do poluente da amostra na saída do terceiro *wetland*.

2. Metodologia proposta por Randerson et al. (2012) que permite mensurar a eficiência de remoção (Ef), sendo:

$$Ef (\%) = \frac{(C_{af} \times Q_{af}) - (C_{ef} \times Q_{ef})}{(C_{af} \times Q_{af})} \times 100 \quad (4)$$

Em que:

C_{af} é a concentração do afluente na entrada do primeiro *wetland* (mg/L);
 Q_{af} é a vazão do afluente na entrada do primeiro *wetland* (m^3h^{-1});
 C_{ef} é a concentração do efluente na saída do terceiro *wetland* (mg/L);
 Q_{ef} é a vazão do efluente na saída do terceiro *wetland* (m^3h^{-1}).

3.2.5 Análises do sedimento

3.2.5.1 Coleta, armazenamento e preparo das amostras

A coleta de sedimentos foi realizada em cada *wetland* com o auxílio de uma draga no período de dezembro de 2010 a janeiro de 2012, sempre no final das estações do outono, inverno, primavera e verão. A amostragem foi composta, ou seja, em cada ponto foram coletadas três amostras. O sedimento foi coletado, armazenado em sacos plásticos e mantidos sob refrigeração para posterior análise. As amostras pertencentes ao mesmo ponto foram misturadas, secas em estufa de circulação forçada de ar a 60°C por 12 horas, maceradas e peneiradas em malha de 32 tyler/mesh.

3.2.5.2 Ensaio de caracterização

Os ensaios de caracterização do sedimento foram realizados conforme análise granulométrica NBR 7181/84.

3.2.5.3 Análise de metais pesados no sedimento

Para a determinação de metais pesados (Ni, Cr, Zn, Pb, Cu e Cd) no sedimento, a abertura de amostras foi realizada segundo o Método 3050B (1998) utilizando-se da digestão ácida. As amostras foram feitas em triplicatas e analisadas quantitativamente no Espectrômetro de Emissão por Plasma com Detecção Ótica - ICP-OES, marca Perkin Elmer, modelo OPTIMA 3000, na EMBRAPA Solos do Rio de Janeiro.

3.2.6 Coleta e análise de metais pesados nas plantas

Para análise de metais pesados (Ni, Cr, Zn, Pb, Cu e Cd), as coletas das macrófitas *Echinochloa polystachia* e *Eicchornia crassipes* foram realizadas no período de dezembro de 2010 a janeiro de 2012, sempre no final das estações do outono, inverno, primavera e verão. Para cada uma das três espécies foram coletados seis indivíduos em cada *wetland* quando presentes.

Após a coleta, as amostras das folhas e raízes das macrófitas foram lavadas em água destilada, secas em estufa de circulação de ar forçada entre 65-70°C, trituradas, peneiradas em malhas de 1 mm e armazenadas em frascos de vidro (MALAVOLTA et al., 1997). A abertura das amostras foi realizada segundo metodologia apresentada por Sarruge e Haag (1974). Posteriormente, as amostras foram analisadas quantitativamente no Espectrômetro de Emissão por Plasma com Detecção Ótica - ICP-OES, marca Perkin Elmer, modelo OPTIMA 3000.

3.2.7 Análises estatísticas

Os dados dos teores de metais pesados no sedimento e lixiviado e os parâmetros físicos e químicos do lixiviado foram analisados a partir do Teste t de Student no Programa **Statistical** Package for Social Science for Windows (SPSS Statistics), versão 15.0. Considerou-se diferença significativa os dados com valores de $p < 0,05$. O teste foi aplicado com intuito de verificar:

1. Se as médias da concentração de DBO, DQO, NA, NT e P no lixiviado são equivalentes quando comparada a entrada e saída no sistema. Formalmente o teste foi aplicado para testar as seguintes hipóteses:

H₀= Não existe diferença significativa entre a concentração de DBO, DQO, NA, NT e P no lixiviado quando comparada a entrada e saída do lixiviado nos anos de 2011 e 2012.

H₁= Existe diferença significativa entre a concentração de DBO, DQO, NA, NT e P no lixiviado quando comparada a entrada e saída do lixiviado nos anos de 2011 e 2012.

2. Se as médias da concentração anual de Cu, Cr, Zn, Ni, Pb e Cd no lixiviado são equivalentes quando comparada a entrada e a saída do lixiviado os anos de 2011 e 2012. Formalmente o teste foi aplicado para testar as seguintes hipóteses:

H₀= Não existe diferença significativa entre a concentração de Cu, Cr, Zn, Ni, Pb e Cd quando comparada a entrada e saída do lixiviado nos anos de 2011 e 2012.

H₁= Existe diferença significativa entre a concentração de Cu, Cr, Zn, Ni, Pb e Cd quando comparada a entrada e saída do lixiviado nos anos de 2011 e 2012.

4. Se as médias da concentração de metais nas plantas são equivalentes quando comparada as espécies *Echinochloa polystachya* e *Eichhornia crassipes* nos anos de 2011 e 2012. Formalmente o teste foi aplicado para testar as seguintes hipóteses:

H₀= Não existe diferença significativa entre a concentração de metais pesados nas folhas e raízes quando comparadas as espécies *Echinochloa polystachya* e *Eichhornia crassipes* nos anos de 2011 e 2012.

H₁= Existe diferença significativa entre a concentração de metais pesados nas folhas e raízes quando comparadas as espécies *Echinochloa polystachya* e *Eichhornia crassipes* nos anos de 2011 e 2012.

Os teores de metais pesados no lixiviado e sedimento foram analisados a partir da Análise de Variância – ANOVA no programa SPSS Statistics. O objetivo da análise foi avaliar o efeito da *Sazonalidade* na concentração dos metais pesados. A normalidade dos dados foi analisada pelo Teste Kolmogorov-Smirnov e a homogeneidade dos dados foi verificada pelo teste Levenes. Para dados com variâncias homogêneas aplicou-se o Teste Tukey, e para dados com variâncias não homogêneas aplicou-se o Teste Dunnett's T3. Considerou-se diferença significativa os dados com valores de $p < 0,05$.

3.3 MACRÓFITAS AQUÁTICAS E O TRATAMENTO DO LIXIVIADO GERADO EM ATERRO SANITÁRIO

Anteriormente às análises de organização estrutural das macrófitas realizou-se um levantamento da vegetação presente nos *wetlands*. O levantamento florístico foi realizado por meio de expedições ao longo de um ano. As coletas foram feitas de forma aleatória abrangendo todas as comunidades locais presentes no entorno e dentro dos três *wetlands*. Todas as espécies férteis encontradas foram coletadas, herborizadas e identificadas por meio de literatura especializada (IRGANG; GALTAL JR., 1996; POTT; POTT, 2000; LORENZI, 2001) e comparação com a coleção do Herbário do Museu Botânico Municipal de Curitiba (MBM). A listagem das espécies seguiu a proposta de classificação das famílias reconhecidas pelo APG III (2009) e por Smith et al. (2006), para as Magnoliophyta e Pteridophyta, respectivamente. Para a identificação dos tipos de formas biológicas das hidrófitas coletadas utilizou-se a classificação sugerida por Irgang et al. (1984).

Após o levantamento florístico, as três espécies selecionadas para a avaliação da organização estrutural foram destacadas por Preussler et al. (2012) com a maior área de cobertura relativa no sistema de *wetlands*: *Echinochloa polystachya*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*, sendo que *E. polystachya* e *P. stratiotes* foram coletadas no primeiro *wetland* e *E. crassipes* no segundo *wetland*.

Os dados de eficiência de tratamento do lixiviado por meio dos *wetlands* também foram obtidos no estudo de Preussler et al. (2012).

Para análise da organização estrutural, de cada uma das espécies foram realizadas coletas aleatórias de seis indivíduos. De cada indivíduo foram selecionadas: amostras de folhas posicionadas a partir do terceiro nó caulinar e na região mediana das folhas, e amostras

das raízes posicionadas a partir de 3 cm do ápice das mesmas. As amostras foram fixadas, em campo, em FAA 70 (JOHANSEN, 1940) e, posteriormente, conservadas em etanol 70% (BERLYN; MIKSCHE, 1976).

As lâminas permanentes foram confeccionadas das amostras de folhas e raízes. Essas foram incluídas em metacrilatoaglicol (JB-4) adotando-se especificações do fabricante (Polysciences INC). O seccionamento foi realizado em micrótomo de rotação (Leica RM2125), com espessura de 7 μm , sendo as secções coradas com azul de toluidina 0,05%, em tampão fosfato 0,1 M (pH 6,8) conforme Feder e O'Brien (1968). As lâminas foram montadas com resina sintética (Entelan®). A análise das secções e as ilustrações foram realizadas em fotomicroscópio (Olympus-BX41) com captura de imagem pelo software Image Pro-Plus, sendo as escalas obtidas nas mesmas condições.

A determinação da biomassa foi efetuada coletando-se dez indivíduos de cada espécie no outono de 2011. Posteriormente, foram separados, de cada indivíduo, a parte aérea e o sistema de raízes. Em seguida, tanto a parte aérea quanto os sistemas de raízes foram secos em estufa até estabilização da biomassa, pesados em balança Shimadzu, modelo AY-220 e então, calculada a biomassa.

Amostras de folhas de dez indivíduos foram selecionadas e armazenadas em recipiente ao abrigo da luz para análise do teor de clorofila, sendo estas processadas dentro de um período de 24 horas por meio da técnica de Barnes (1992), em que 28 mg de folhas frescas foram utilizadas para a extração do pigmento com 5 mL de dimetilsulfóxido em tubos de ensaio. Esses tubos foram levados ao banho-maria a 65 °C até extração completa do pigmento (aproximadamente 6 horas). As leituras das absorvâncias foram feitas em espectrofotômetro (UV- visible Shimadzu, modelo UV1601) nos comprimentos de onda 648 nm e 665 nm.

Para determinação da densidade estomática foram preparadas lâminas semi-permanentes de amostras das folhas por meio da separação das faces adaxial e abaxial conforme Franklin (1946). Fragmentos de epidermes obtidos em ambas as faces foram corados em azul de toluidina 0,05 % (SAKAI, 1973). Posteriormente, as lâminas foram montadas com glicerina e a lutagem com esmalte incolor. Foram analisadas seis folhas de cada espécie, contando-se o número de estômatos por mm^2 em microscópio fotônico (Olympus – CX41RF) acoplado à câmara clara.

O potencial energético da biomassa das macrófitas foi avaliado a partir de amostras das plantas coletadas no outono de 2011, que foram lavadas em água destilada, secas em estufa de circulação de ar forçada entre 65 e 70 °C, até peso constante. Foi realizada a análise

do poder calorífico superior e inferior, segundo NBR 8633, utilizando-se um calorímetro com princípio de funcionamento adiabático, isoperibólico ou dinâmico.

Capítulo 4 – Resultados e Discussões

4.1 DESEMPENHO DE UM SISTEMA DE WETLANDS NO PÓS TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

4.1.1 Monitoramento das condições climáticas

A partir da série temporal de precipitação acumulada sazonal, entre janeiro de 2011 a dezembro de 2012, foi observado que as chuvas concentraram-se no período de verão de 2011 e outono de 2012. De forma inversa, os menores valores desta variável foram observados no período do outono em 2011 e inverno de 2012 (Tab. 2 e Fig. 7).

Tabela 2 - Médias sazonais dos dados meteorológicos dos anos de 2011 e 2012 da área de estudo.

Ano	Estação do ano	Precipitação acumulada (mm)	Temperatura Média (°C)	Umidade relativa (%)	Velocidade do vento (m/s)
2011	Verão	710,8	20,7	84,8	1,96
	Outono	249,2	16,3	82,9	1,83
	Inverno	549,0	14,3	80,6	2,11
	Primavera	349,4	17,8	78,6	2,31
2012	Verão	451,0	21,2	79,3	2,04
	Outono	492,2	16,3	85,3	1,87
	Inverno	189,0	15,7	78,6	2,00
	Primavera	351,6	19,2	79,6	2,28

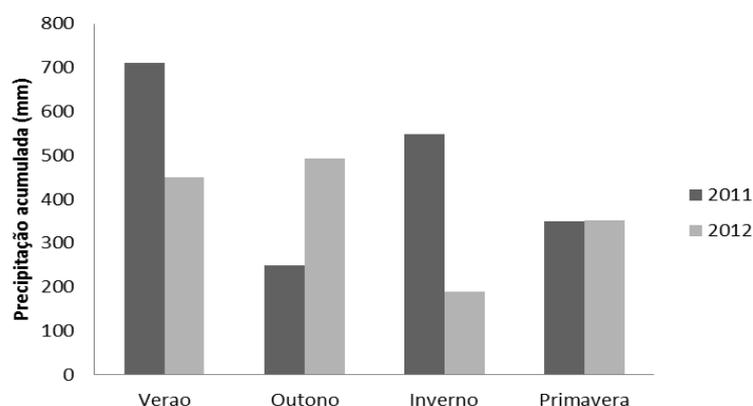


Figura 7 - Variação sazonal da precipitação acumulada do dia (mm) do verão de 2011 a primavera de 2012 da área de estudo. Fonte: SIMEPAR, 2012.

Em relação à temperatura média mensal do ar (°C), observou-se que os períodos mais quentes foram o verão de 2011 e 2012, com médias mensais de 20,7°C e 21,2°C, respectivamente. Os períodos mais frios no inverno de 2011 e 2012 com médias mensais de 14,3°C e 15,7°C, respectivamente (Tab. 2 e Fig. 8).

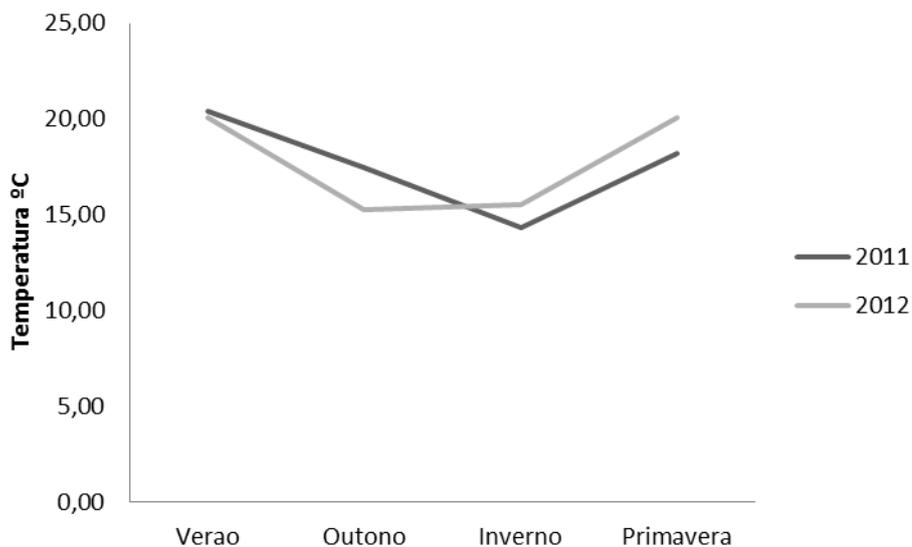


Figura 8 - Variação sazonal da temperatura do ar (°C), do verão de 2011 a primavera de 2012 da área de estudo. Fonte: SIMEPAR, 2012.

A variação da umidade relativa do ar (%) foi maior no período do verão de 2011 e outono de 2012 com média mensal de 84,8% e 85,3% (Tab. 2 e Fig. 9). Esta variável está diretamente relacionada com a temperatura do ar (°C), precipitação (mm) e campos de ventos.

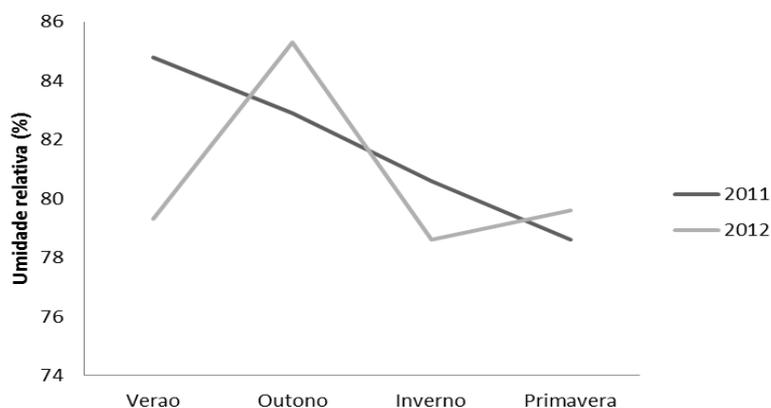


Figura 9 - Variação sazonal da umidade relativa do ar (%) do verão de 2011 a primavera de 2012 da área de estudo. Fonte: SIMEPAR, 2012.

Os maiores valores de vazão de entrada e de saída ocorreram no inverno de 2011 e outono de 2012, respectivamente (Tab. 3 e Fig. 10). Na Tabela 5 podem ser visualizados os valores médios sazonais da vazão de entrada; da vazão proveniente da precipitação; da vazão evaporada; da vazão evapotranspirada; e da vazão de saída.

Tabela 3 - Valores médios das vazões (m^3h^{-1}) do sistema de *wetlands* do Aterro Sanitário da Caximba, para os anos de 2011 e 2012. Fonte: Frois e Andrade, 2013.

Ano	Estação do ano	Q_T^1	Q_P^2	Q_E^3	Q_{EVT}^4	Q_S^5
2011	Verão	15,66	9,13	1,67	6,41	16,72
	Outono	19,27	7,93	1,16	7,32	18,72
	Inverno	32,04	17,30	1,96	7,33	40,05
	Primavera	10,64	11,50	1,68	12,53	7,94
2012	Verão	12,38	14,84	1,81	12,94	12,47
	Outono	19,98	15,64	1,38	6,15	28,10
	Inverno	15,09	6,16	3,44	5,29	11,42
	Primavera	16,77	11,57	3,13	7,76	17,34

1 Vazão de entrada; 2 Vazão proveniente da precipitação; 3 Vazão evaporada; 4 Vazão evapotranspirada; 5 Vazão de saída.

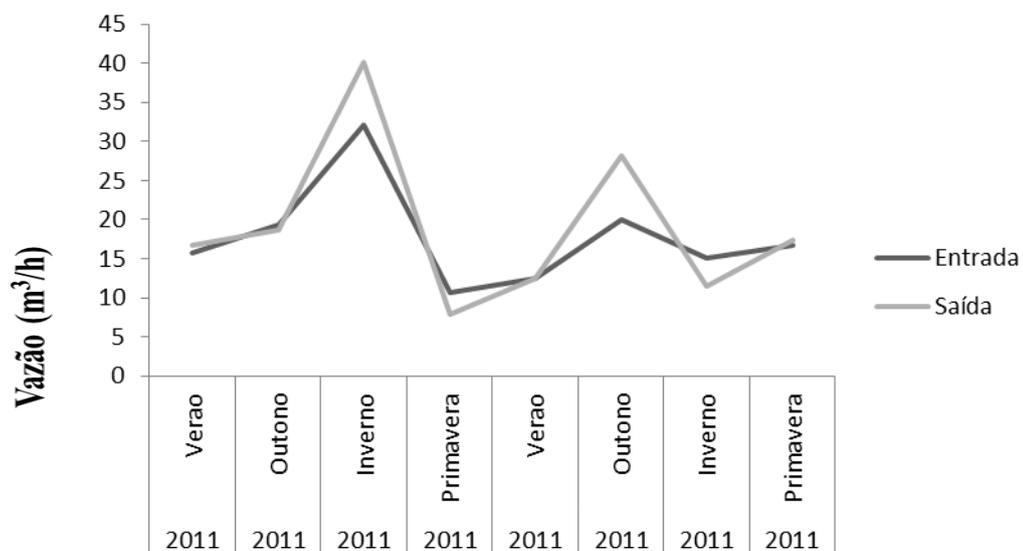


Figura 10 - Variação sazonal da vazão de entrada e de saída (m^3h^{-1}) do sistema de *wetlands* do verão de 2011 a primavera de 2012 da área de estudo. Fonte: Frois e Andrade, 2013.

4.1.2 Identificação e monitoramento sazonal da cobertura das macrófitas (fitossociologia)

No monitoramento sazonal e identificação das macrófitas presentes nos *wetlands* naturais constatou-se que a estrutura da vegetação foi representada principalmente por quatro espécies que apresentaram maiores índices de cobertura relativa, sendo *Pistia stratiotes* L. (alface-d'água), *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc. (capim-cabeludo), *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (aguapé), e *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb (Tab. 4).

4.1.3 Análises químicas do lixiviado e eficiência do tratamento

O primeiro *wetland* recebe o lixiviado após o tratamento convencional do aterro. Em média, esse lixiviado tratado pelo sistema convencional possui as seguintes características químicas: pH 8,2; 3,65 mg/L de OD; temperatura de 22,5 °C; 122,53 mg/L de DBO; 1.702,51 mg/L de DQO; 1.136,56 mg/L de NA; 1.136,56 mg/L de NT; 227,60 mg/L de nitrato; 280,85 mg/L de nitrito; 11,55 mg/L de P total e 2.467,11 mg.CaCO₃/L de alcalinidade.

Em relação ao desempenho do sistema no pós-tratamento do lixiviado observou-se uma redução da carga poluidora em todos os parâmetros químicos analisados (Tab. 5). A eficiência do sistema não foi calculada nas estações do verão e outono de 2011, pois o lixiviado ainda não havia passado pelo sistema inteiro.

A eficiência de tratamento apresentou diferença significativa ($p < 0,05$) entre a entrada e saída do sistema na maioria dos parâmetros nas estações do ano, sendo que somente a DBO não apresentou diferença significativa ($p > 0,05$) no inverno de 2011 e primavera de 2012.

Tabela 4 - Perfil fitossociológico sazonal do sistema de *wetlands* empregado no pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário. VC= valor de cobertura e CR= cobertura relativa.

PRIMEIRO WETLAND																
ESPÉCIES	2011								2012							
	VERÃO		OUTONO		INVERNO		PRIMAVERA		VERÃO		OUTONO		INVERNO		PRIMAVERA	
	VC%	CR%	VC%	CR%	VC%	CR%	VC%	CR%	VC%	CR%	VC%	CR%	VC%	CR%	VC%	CR%
<i>Pistia stratiotes</i> L.	46,20	88,99	10,25	16,61	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>Salvinia auriculata</i> Aubl.	0,10	0,07	-----	-----	-----	-----	-----	-----	3,65	5,16	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>Echinochloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc.	4,10	7,98	50,10	81,19	43,00	72,83	45,00	62,65	60,14	84,96	62,85	100,00	67,80	78,93	58,25	82,74
<i>Cyperus difformis</i> L.	1,40	2,76	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Mathias & Constance	0,10	0,16	-----	-----	0,70	11,14	0,10	0,05	-----	-----	-----	-----	0,85	0,99	-----	-----
Espécie indeterminada 2	0,30	0,03	0,20	0,32	0,10	0,13	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	0,10	0,01	0,03	0,04	0,90	15,56	2,70	37,25	7,00	9,89	-----	-----	17,25	20,08	12,15	17,26
Espécie indeterminada 1	-----	-----	0,06	0,10	0,10	0,34	0,10	0,05	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Espécie indeterminada 3	-----	-----	1,05	1,70	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
Espécie indeterminada 4	-----	-----	0,03	0,04	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----
SEGUNDO WETLAND																
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	55,00	100,00	70,00	100,00	70,00	100,00	82,00	91,11	58,65	83,37	56,15	100,00	-----	-----	-----	-----
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	-----	-----	-----	-----	-----	-----	0,80	8,89	11,60	16,63	-----	-----	-----	-----	33,50	100,00
TERCEIRO WETLAND																
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	79,35	79,35	86,50	92,13	15,34	76,7	78,40	78,40
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	6,95	6,95	-----	-----	1,46	16,00	11,00	10,60
<i>Echinochloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc.	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	-----	13,70	13,70	13,50	7,87	3,20	7,30	10,60	11,00

Tabela 5 - Média±desvio-padrão e eficiência de remoção (%) sazonal para DBO, DQO, NA, NT e P total no sistema de *wetlands* empregado no pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário. EF1 – Eficiência de remoção proposta por Kadlec e Knigh (1996) e EF2 - Eficiência de remoção proposta por Randerson et al. (2012).

2011

PARÂMETROS	VERÃO				OUTONO				INVERNO				PRIMAVERA			
	ENTRADA	SAÍDA	EF1 (%)	EF2 (%)	ENTRADA	SAÍDA	EF1 (%)	EF2 (%)	ENTRADA	SAÍDA	EF1 (%)	EF2 (%)	ENTRADA	SAÍDA	EF1 (%)	EF2 (%)
DBO (mg/L)	29±0,4	7±3,63	-----	-----	174±142,80	132±10,2	-----	-----	89±57,76 a	12±9,04 a	86	82	102±23,83 a	25±10,56 b	76	81
DQO (mg/L)	1497±75,18	91±62,89	-----	-----	1766±432,30	164±105,10	-----	-----	1786±428,6 a	293±44,1 b	83	79	1616±372,11 a	496±49,46 b	68	77
NA (mg/L)	452±14,88	4±2,25	-----	-----	556±38,50	29±9,8	-----	-----	530±44,59 a	42±14,00 b	92	90	485±94,52 a	73±11,24 b	85	89
NT (mg/L)	991±37,79	7±5,85	-----	-----	1443±600,40	48±17,90	-----	-----	1407±453 a	100±47,2 b	92	91	786±139,89 a	100±16,72 b	87	90
P (mg/L)	<LD	<LD	-----	-----	3±1,20	0,6±0,10	-----	-----	7±2,30 a	1±0,58 a	61	81	13±2,96 a	2±0,03 b	85	89

2012

DBO (mg/L)	72±25,31 a	2314,76 b	69	68	104±25,26 a	25±11,18 b	74	66	103±11,02 a	22±7,82 b	78	84	266±127,52 a	89±40,20 a	65	65
DQO (mg/L)	1591±121,76 a	583±31,36 b	63	63	1579±129,66 a	737±79,67b	53	34	1730±317,39 a	828±97,34 b	51	64	2120±550,76 a	879±119,4 b	62	57
NA (mg/L)	448±36,45 a	65±4,38 b	85	85	506±26,15 a	78,±12,16 b	84	78	499±59,13 a	86±2,44 b	82	87	635±35,46 a	81±3,54 b	78	87
NT (mg/L)	1004±41,90 a	96±5,99 b	90	90	1213±184,10 a	120±24,33 b	90	86	1106±37,81 a	142±28,21 b	87	90	1262±21,53 a	131±12,09 b	89	89
P (mg/L)	14±0,78 a	2±0,74 b	84	83	12±1,63 a	4±0,90 b	66	54	12±0,13 a	4±0,22 b	63	72	11±3,44 a	5±0,71 b	59	51

<LD – Menor que o limite de detecção.

Letras diferentes apresentam diferença significativa $p < 0,05$ – Teste T Student.

Os metais pesados Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb foram quantificados no lixiviado nas estações do anos de 2011 e 2012 (Tab. 6). Os resultados demonstram baixos teores de metais pesados na entrada do sistema de *wetlands*, apresentando média anual no ano de 2011 de 0,02 mg/L de Cu; 0,37 mg/L de Zn; 0,20 mg/L de Cr; 0,23 mg/L de Ni; 0,01 mg/L de Cd; 0,02 mg/L de Pb e no ano de 2012 de 0,04 mg/L de Cu; 0,45 mg/L de Zn; 0,23 mg/L de Cr; 0,22 ; mg/L de Ni, 0,01 mg/L de Cd; e 0,03 mg/L de Pb.

Em relação à concentração de metais pesados no lixiviado na entrada e saída do sistema de *wetlands* (Tab. 6), não houve diferença significativa entre as estações do ano quando comparada a entrada nas quatro estações do ano e a saída do lixiviado nas quatro estações do ano.

Tabela 6 - Concentração média (mg/L) de Cu, Cr, Zn, Ni, Pb e Cd no lixiviado na entrada e saída do sistema de *wetlands* no ano de 2011 e 2012 nas quatro estações do ano.

LIXIVIADO – SISTEMA DE WETLANDS – 2011								
METAIS (mg/L)	VERÃO		OUTONO		INVERNO		PRIMAVERA	
	ENTRADA	SAÍDA	ENTRADA	SAÍDA	ENTRADA	SAÍDA	ENTRADA	SAÍDA
Cobre	0,02±0,01 a	*<LD	0,01±0,01 a	*<LD	0,02±0,01 a	0,02±0,00	0,02±0,01 a	0,01±0,00
Cromo	0,15±0,01 a	*<LD	0,19±0,01 a	0,01±0,01	0,26±0,14 a	0,05±0,03	0,19±0,00 a	0,05±0,01
Zinco	0,58±0,01 a	0,07±0,03 a	0,44±0,02 a	0,08±0,05 a	0,32±0,17 a	0,16±0,09 a	0,19±0,04 a	0,14±0,12 a
Níquel	0,19±0,01 a	*<LD	0,24±0,02 a	0,03±0,01	0,30±0,21 a	0,09±0,02	0,19±0,04 a	0,06±0,03 a
Chumbo	0,02±0,00 a	*<LD	0,03±0,02 a	*<LD	0,02±0,00 a	*<LD	0,02±0,00 a	*<LD
Cádmio	0,01±0,00 a	*<LD						
LIXIVIADO – SISTEMA DE WETLANDS – 2012								
Cobre	0,02±0,01 a	0,02±0,01 a	0,04±0,01 a	0,03±0,01 a	0,04±0,01 a	0,06±0,03 a	0,07±0,02 a	0,01±0,01 a
Cromo	0,23±0,02 a	0,07±0,01 a	0,21±0,04 a	0,08±0,01 a	0,26±0,14 a	0,08±0,01 a	0,22±0,02 a	0,10±0,01 a
Zinco	0,48±0,11 a	0,23±0,12 a	0,49±0,07 a	0,25±0,17 a	0,41±0,19 a	0,34±0,23 a	0,42±0,10 a	0,45±0,35 a
Níquel	0,21±0,01 a	0,08±0,01 a	0,22±0,04 a	0,49±0,01 a	0,24±0,10 a	0,15±0,01 a	0,20±0,02 a	0,14±0,01 a
Chumbo	0,02±0,00 a	*<LD	0,02±0,00 a	*<LD	0,02±0,00 a	0,04±0,01	0,02±0,00 a	0,01±0,00
Cádmio	0,01±0,00 a	*<LD						

<LD – Menor que o limite de detecção.

Letras diferentes apresentam diferença significativa $p < 0,05$ – Análise de Variância Anova.

No ano de 2011 quando comparada a concentração dos metais na entrada e saída do lixiviado no sistema de *wetlands* ocorreu diferença significativa ($p < 0,05$) na concentração de Cu, Cr, Zn e Ni, sendo o zinco o metal com maior concentração na entrada do sistema com 0,37 mg/L (Tab. 7). A concentração de Pb e Cd não foi detectada nas amostras da saída do sistema.

No ano de 2012 quando comparada a concentração dos metais na entrada e saída do lixiviado no sistema de *wetlands* ocorreu diferença significativa ($p < 0,05$) somente na concentração de Cr e o Zn representou o metal com maior concentração na entrada do sistema com 0,45 mg/L (Tab. 7).

Tabela 7 - Concentração média anual (mg/L) de Cu, Zn, Cr, Ni, Pb e Cd no lixiviado na entrada e saída do sistema de *wetlands* no ano de 2011 e 2012.

LIXIVIADO		
2011		
Metais	Entrada	Saída
Cobre (mg/L)	0,02±0,01 a	0,01±0,00 b
Zinco (mg/L)	0,37±0,210 a	0,11±0,01 b
Cromo (mg/L)	0,20±0,01 a	0,03±0,01 b
Níquel (mg/L)	0,23±0,01 a	0,09±0,01b
Cádmio (mg/L)	0,01±0,00	<LD
Chumbo (mg/L)	0,02±0,01	<LD
2012		
Cobre (mg/L)	0,04±0,02 a	0,03±0,01 a
Zinco (mg/L)	0,45±0,12 a	0,32±0,1 a
Cromo (mg/L)	0,23±0,07 a	0,08±0,02b
Níquel (mg/L)	0,22±0,05 a	0,22±0,00 a
Cádmio (mg/L)	0,01±0,00	<LD
Chumbo (mg/L)	0,03±0,01 a	0,01±0,00 b

<LD – Menor que o limite de detecção.

Letras diferentes apresentam diferença significativa $p < 0,05$ – Teste T *Student*

4.1.4 Caracterização e análise de metais pesados no sedimento

A composição e análise granulométrica do sedimento no sistema de *wetlands* podem ser visualizadas na Tabela 8 e Figura 11.

Tabela 8 - Composição do sedimento no sistema de *wetlands* do Aterro Sanitário da Caximba.

Composição (%)	<i>Wetland 1</i>	<i>Wetland 2</i>	<i>Wetland 3</i>
Areia grossa	1,86	1,93	1,93
Areia média	11,14	9,97	9,97
Areia fina	31,00	39,81	39,81
Silte	26,00	27,09	27,09
Argila	30,00	21,20	21,20

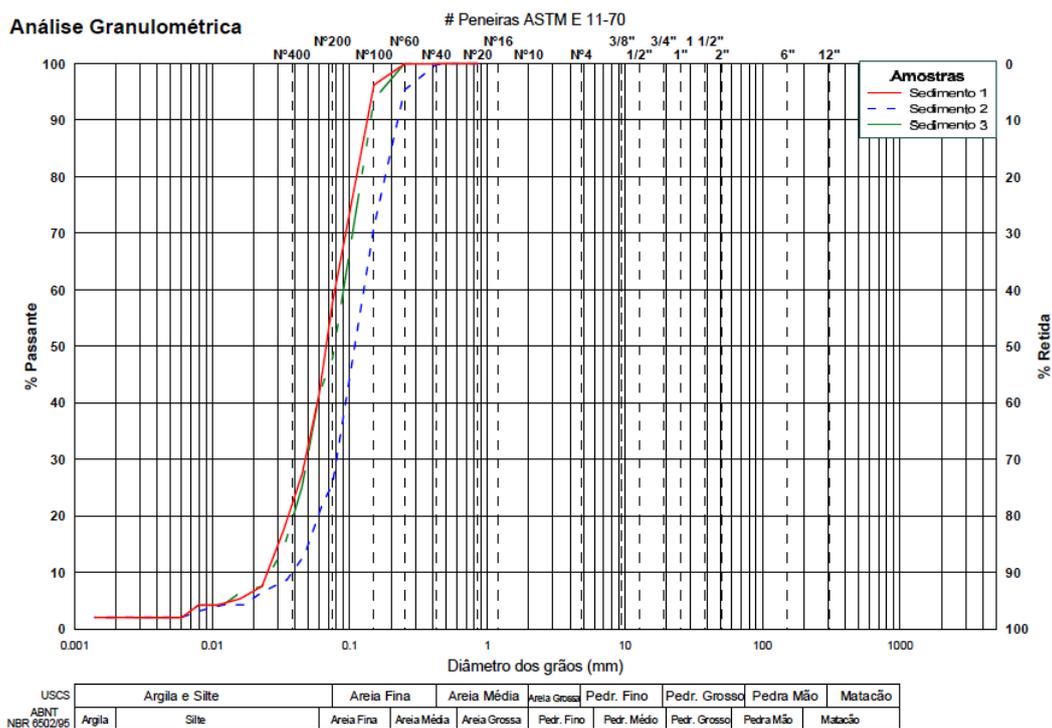


Figura 11 - Análise granulométrica do sedimento nos três *wetlands* naturais que compõe o sistema de *wetlands* no Aterro Sanitário da Caximba.

Em relação à concentração média de metais pesados no sedimento no sistema de *wetlands* (Tab. 9), não houve diferença significativa entre as estações no ano de 2011 e 2012. Cr e Zn foram os metais que apresentaram as maiores concentrações, sendo que a concentração do Cr variou entre 9,45 e 10,36 ($\mu\text{g/g}$) em 2011 e entre 10,64 e 10,77 ($\mu\text{g/g}$) em 2012. E o Zn variou entre 10,30 e 10,36 ($\mu\text{g/g}$) em 2011 e entre 16,26 e 16,56 ($\mu\text{g/g}$) em 2012.

Tabela 9 - Concentração média ($\mu\text{g/g}$) de Cu, Cr, Zn, Ni, Pb e Cd no sedimento do sistema de *wetlands* no ano de 2011 e 2012 nas quatro estações do ano.

SEDIMENTO – SISTEMA DE WETLANDS – 2011				
METAIS	VERÃO	OUTONO	INVERNO	PRIMAVERA
Cobre ($\mu\text{g/g}$)	5,70±1,28 a	5,66±1,29 a	5,73±1,21 a	5,86±1,36 a
Cromo ($\mu\text{g/g}$)	10,36±1,61 a	9,84±2,53 a	9,71±2,16 a	9,45±3,43 a
Zinco ($\mu\text{g/g}$)	10,59±3,56 a	10,30±2,23 a	12,22±2,12 a	12,36±2,09 a
Níquel ($\mu\text{g/g}$)	5,84±0,49 a	5,76±1,11 a	5,91±1,09 a	5,98±1,34 a
Chumbo ($\mu\text{g/g}$)	6,16±2,10 a	6,03±1,35 a	5,94±0,32 a	6,06±2,36 a
Cádmio ($\mu\text{g/g}$)	0,64±0,03 a	0,65±0,83 a	0,65±0,01 a	0,68±0,01 a
SEDIMENTO – SISTEMA DE WETLANDS – 2012				
Cobre ($\mu\text{g/g}$)	9,30±2,23 a	9,27±2,32 a	9,25±1,25 a	9,15±1,34 a
Cromo ($\mu\text{g/g}$)	10,64±2,35 a	10,73±1,45 a	10,72±2,85 a	10,77±1,65 a
Zinco ($\mu\text{g/g}$)	16,26±3,23 a	16,30±2,76 a	16,37±3,25 a	16,56±1,45 a
Níquel ($\mu\text{g/g}$)	9,07±2,06 a	9,10±1,34 a	9,10±2,09 a	9,14±1,31 a
Chumbo ($\mu\text{g/g}$)	9,21±1,34 a	9,19±2,60 a	9,18±1,79 a	9,31±1,3 a
Cádmio ($\mu\text{g/g}$)	1,22±1,10 a	1,22±0,68 a	1,22±0,01 a	1,24±4,32 a

Letras diferentes apresentam diferença significativa $p < 0,05$ – Análise de Variância Anova.

4.1.5 Análise de metais pesados nas plantas

Os resultados dos teores de metais pesados na raiz e parte aérea *Eichhornia crassipes* e *Echinochloa polystachya* nas estações do ano e nos anos de 2011 e 2012 podem ser visualizados nas Tabelas 10 e 11, respectivamente. As duas espécies concentraram os metais pesados nas raízes e parte aérea. Houve diferença significativa quando comparada a concentração de metais pesados entre *Eichhornia crassipes* e *Echinochloa polystachya*, porém estes resultados não expressam tendência em relação à estação do ano e parte da planta a serem acumulados.

Os resultados obtidos no presente estudo demonstram o bom desempenho do sistema estudado ao longo de dois anos, uma vez que as médias de eficiência de tratamento foram de 75% para DBO, 63% para DQO, 84% para NA, 89% para NT, e 70% para fósforo total (Tab. 5). Shildar e Sharma (1980) demonstraram que *Pistia stratiotes* reduziu em até 85% a DBO e em 61% a DQO em lagos que recebem vários poluentes. Ciria et al. (2005) em estudo com *wetlands* construídos plantados com *Typha latifolia* no tratamento de águas residuárias concluíram que a presença de macrófitas aumenta o desempenho do sistema em relação a DBO e NA. Zimmels et al. (2006) relataram que *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes* reduzem e mantêm em níveis razoavelmente baixos a DBO (5-7 mg/L) e a DQO (40-50 mg/L). Nivala et al. (2007) ao avaliarem o tratamento do lixiviado por *wetlands* construídos com *Typha latifolia* relatam eficiência média de 92% de DBO e 46% de DQO. Justin e Zupancic (2009) estudaram um *wetland* construído plantado com *Phragmites australis* no pré-tratamento do lixiviado e demonstraram eficiência de tratamento de 41% para DQO, 65% para DBO, 42% para NA, 35% para NT e 38% para P. Chiemchaisri et al. 2009, estudaram a eficiência de remoção de matéria orgânica e nitrogênio em *wetland* construída com *Typha augustifolia* e apresentaram média de remoção de DBO entre 71% e 98% e de NT, entre 43% e 46%. Souza et al., 2013, utilizaram *Myriophyllum aquaticum* no tratamento de águas poluídas e demonstraram sua potencial aplicação na fitorremediação com eficiência de tratamento de 75% para DBO, 67% para DQO e 93% para P.

Tabela 10 - Concentração média ($\mu\text{g/g}$) de Cu, Cr, Zn, Ni, Pb e Cd na raiz e parte aérea de *Echinochloa polystachya* e *Eichhornia crassipes* nas quatro estações no ano de 2011.

<i>Echinochloa polystachya</i> 2011					
METAIS		VERÃO	OUTONO	INVERNO	PRIMAVERA
Cobre ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	0,48 \pm 0,01 b	2,20 \pm 0,06 a	0,29 \pm 0,02 b	1,43 \pm 0,03 a
	Parte aérea	0,33 \pm 0,03 a	0,39 \pm 0,02 a	1,39 \pm 0,19 a	1,39 \pm 0,19 a
Cromo ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	3,31 \pm 0,07 b	4,34 \pm 0,22 a	3,52 \pm 0,07 a	4,53 \pm 0,36 a
	Parte aérea	2,64 \pm 0,39 a	3,63 \pm 0,32 a	4,53 \pm 0,36 a	1,39 \pm 0,19 b
Zinco ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	5,47 \pm 0,09 a	7,02 \pm 0,06 a	5,68 \pm 0,14 a	4,02 \pm 0,06 a
	Parte aérea	2,54 \pm 0,25 a	6,98 \pm 0,47 a	3,63 \pm 0,17 a	3,34 \pm 0,31 a
Níquel ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	<LD	0,58 \pm 0,01 a	0,12 \pm 0,01 b	0,48 \pm 0,02 a
	Parte aérea	<LD	0,26 \pm 0,05 a	0,60 \pm 0,06 b	0,60 \pm 0,026 a
Chumbo ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	<LD	<LD	<LD	<LD
	Parte aérea	<LD	<LD	<LD	<LD
Cádmio ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	<LD	0,04 \pm 0,00 a	<LD	<LD
	Parte aérea	<LD	<LD	<LD	<LD
<i>Eichhornia crassipes</i> 2011					
Cobre ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	0,60 \pm 0,040 a	0,54 \pm 0,14 b	0,85 \pm 0,28 a	0,66 \pm 0,28 b
	Parte aérea	0,28 \pm 0,05 a	0,31 \pm 0,04 b	0,31 \pm 0,13 a	0,25 \pm 0,07 b
Cromo ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	4,45 \pm 0,82 a	3,65 \pm 0,15 a	4,63 \pm 1,46 a	3,40 \pm 0,70 a
	Parte aérea	3,07 \pm 0,20 a	3,01 \pm 0,24 b	2,22 \pm 0,53 b	2,00 \pm 1,11 b
Zinco ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	3,07 \pm 0,25 b	4,28 \pm 1,21 b	5,47 \pm 1,32 a	5,11 \pm 2,75 a
	Parte aérea	2,93 \pm 0,41 a	3,39 \pm 0,36 b	2,52 \pm 0,34 b	4,05 \pm 2,05 a
Níquel ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	0,66 \pm 0,21 a	0,45 \pm 0,02 b	0,67 \pm 0,26 a	0,49 \pm 0,24 a
	Parte aérea	<LD	<LD	<LD	0,07 \pm 0,08 b
Chumbo ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	5,20 \pm 4,64	0,40 \pm 0,44	1,69 \pm 1,85 b	<LD
	Parte aérea	<LD	<LD	<LD	<LD
Cádmio ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	0,36 \pm 0,32	0,05 \pm 0,02 a	0,12 \pm 0,06 a	0,33 \pm 0,37
	Parte aérea	<LD	<LD	<LD	<LD

<LD – Menor que o limite de detecção.

Letras diferentes apresentam diferença significativa $p < 0,05$ – Teste T Student.

Tabela 11 - Concentração média ($\mu\text{g/g}$) de Cu, Cr, Zn, Ni, Pb e Cd na raiz e parte aérea de *Echinochloa polystachya* e *Eichhornia crassipes* nas quatro estações no ano de 2012.

<i>Echinochloa polystachya</i> 2012					
METAIS		VERÃO	OUTONO	INVERNO	PRIMAVERA
Cobre ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	1,03±0,07 a	3,03±0,04 a	2,24 ±0,03 a	0,81±0,02 a
	Parte aérea	1,54±0,21 ^a	0,32±0,05 a	0,27±0,04 a	0,85±0,08 a
Cromo ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	3,41±0,16 b	3,05±0,09 b	3,81±0,06 a	3,05±0,08 a
	Parte aérea	4,22±0,29 a	3,14±0,08 a	3,12±0,31 a	2,59±0,14 a
Zinco ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	3,50±0,07 a	5,95±0,07 a	6,03±0,04 a	2,17±0,17 b
	Parte aérea	4,07±0,09 a	5,24±0,28 a	5,53±0,43 a	5,53±0,43
Níquel ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	0,37±0,0 b	0,33±0,02 b	0,46±0,04 b	0,33±0,04 a
	Parte aérea	0,62±0,03	0,20±0,04 a	0,16±0,02 a	0,25±0,02 a
Chumbo ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	<LD	<LD	0,53±0,01 b	0,39±0,01
	Parte aérea	<LD	<LD	<LD	<LD
Cádmio ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	<LD	<LD	<LD	<LD
	Parte aérea	<LD	<LD	<LD	<LD
<i>Eichhornia crassipes</i> 2012					
Cobre ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	0,68±0,14 b	0,79±0,16 b	0,86±0,11 b	0,52±0,03 b
	Parte aérea	1,87±1,77 a	0,57±0,26 a	0,42±0,18 a	0,37±0,02b
Cromo ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	4,46±0,36 a	4,07±0,20 a	4,19±0,69 a	3,25±0,12 a
	Parte aérea	2,80±0,23 b	3,46±0,27 a	2,88±0,42 a	2,66±0,18 a
Zinco ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	3,07±0,25 b	4,28±1,21 b	5,47±1,32 a	5,11±2,75 a
	Parte aérea	3,77±0,75 a	5,51±0,68 a	3,41±0,38 b	2,99±0,13 a
Níquel ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	0,55±0,09 a	0,65±0,12 a	0,64±0,12 a	0,38±0,04 a
	Parte aérea	<LD	0,04±0,09 b	<LD	0,13±0,22 b
Chumbo ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	<LD	<LD	2,53±1,77 a	<LD
	Parte aérea	4,09±3,70	<LD	<LD	<LD
Cádmio ($\mu\text{g/g}$)	Raiz	0,02±0,02 b	0,06±0,07 a	0,18±0,16 a	<LD
	Parte aérea	0,32±0,30	<LD	<LD	<LD

<LD – Menor que o limite de detecção.

Letras diferentes apresentam diferença significativa $p < 0,05$ – Teste T Student.

No decorrer dos dois anos de estudo o sistema de *wetlands* se adaptou às condições impostas, ou seja, a variação da sazonalidade, das condições meteorológicas, vazão e poluentes do lixiviado. A eficiência de tratamento apresentou diferença significativa ($p < 0,05$) entre a entrada e saída do sistema na maioria dos parâmetros nas estações do ano, sendo que somente a DBO não apresentou diferença significativa ($p > 0,05$) no inverno de 2011 e primavera de 2012. No segundo ano de estudo o sistema apresentou uma variação de DBO entre 65% e 78%, DQO entre 51% e 63%, NA entre 78% e 85% e NT entre 87% e 90% (Tab. 5). Os resultados demonstram uma estabilização do sistema, o que pode estar relacionado ao fato de que os *wetlands* apresentam processos de autodepuração, e desenvolvem uma vegetação adaptada às condições impostas pelo ambiente. Nestes sistemas a água, a biota, e o sedimento formam um ecossistema equilibrado com a reciclagem de nutrientes. Para Hill e Payton (1998), Manios et al. (2000), a eficiência dos *wetlands* não é afetado por mudanças climáticas nas diferentes estações do ano.

Os resultados demonstram que a matéria orgânica do lixiviado foi degradada ao longo do sistema, ou seja, a média de eficiência do sistema, em termos de DBO e DQO foi de 75% e 63%, respectivamente (Tab. 5). A eficiência de tratamento decaiu gradativamente nas estações do inverno e primavera (2011) e verão (2012), devido à provável adaptação dos *wetlands* frente à carga poluidora do lixiviado. Os resultados demonstram que após a entrada do lixiviado nos *wetlands*, *Pistia stratiotes* apresentou sinais de toxicidade, seguida de morte, sendo substituída gradativamente por *Echinochloa polystachya*, espécie que domina a área atualmente (Tab. 4 e Fig. 12).



Figura 12 - Primeiro *wetland*. A – Janeiro de 2011 com a presença de *Pistia stratiotes* e *Echinochloa polystachya*. B - Primavera de 2011 com a formação de lodo devido à morte de *Pistia stratiotes*.

A eficiência de DQO continuou a decair no outono e inverno (2012), o que pode estar relacionado à morte de todos indivíduos de *Eichhornia crassipes* no segundo *wetland* e consequente retorno dos nutrientes ao sistema (Tab. 4). De acordo com Jin et al., (2001) a morte das plantas consome oxigênio, o que causa diminuição da eficiência de remoção de DQO, o que corrobora com o presente estudo em que a menor eficiência do tratamento de DQO foi de 51% no inverno de 2012 (Tab. 5). Segundo Martinez et al. (2003), se o ambiente em que as macrófitas vivem não for manejado adequadamente, muitos dos nutrientes incorporados na biomassa retornam para a água devido ao processo de decomposição. Portanto para uma maior efetividade na remoção de poluentes, as plantas devem ser colhidas no final de cada ciclo vegetativo para que os nutrientes não retornem ao ambiente.

Como consequência da captura de nutrientes em *wetlands*, grandes volumes de biomassa são produzidos (TANNER, 1996; BILLORE et al., 1999; SOUZA et al., 2013). No entanto, nos meses de inverno com a morte das plantas, ocorre a translocação de nutrientes da parte aérea e dos rizomas, resultando em um aumento de nutrientes na água (ARMSTRONG; BECKETT, 1992).

Vários aspectos podem ter contribuído para a remoção da carga orgânica do lixiviado. Entre eles, o aerênquima, tecido de reserva de oxigênio presente na estrutura das macrófitas.

Alguns autores, como Brix (1997); Jones et al. (2006); Zhang et al. (2010) citam a importância do aerênquima no processo de rizodegradação, estratégia de fitorremediação em que ocorre a liberação do oxigênio pelas raízes na rizosfera favorecendo o desenvolvimento de micro-organismos aeróbios que estão envolvidos na degradação da matéria orgânica.

No estudo de Ciria et al. (2005) com *wetlands* construídos, a remoção de DBO ocorreu devido a processos biológicos e físicos como a sedimentação e a degradação biológica, principalmente pelas bactérias aderidas nas raízes das plantas. No presente estudo, *Eichhornia crassipes*, *Alternanthera plioxeroides* e *Echinochloa polystachya* apresentam um biofilme aderidos nas raízes. Isto é relatado por diversos autores que apresentam dados de remoção de poluentes orgânicos em *wetlands* (ARMSTRONG; BECKETT, 1992; ANSOLLA et al., 1995; TANNER et al., 1995; BRIX, 1997; NAYLOR et al., 2003; CIRIA et al., 2005; LETO et al., 2013; ANSOLA et al., 2014). Para Manios et al. (2003), a presença de macrófitas emergentes não é o único fator responsável pelo desempenho do sistema e que os processos físicos, como a filtração e sedimentação também levam a um aumento no desempenho do sistema de *wetland* em termos de redução de DQO.

Importante destacar que até o final do outono de 2012 *Eichhornia crassipes* cobria mais de 56% da área no segundo *wetland* (Tab. 4 e Fig. 13). Após a morte de sua população

formou-se um lodo superficial devido à degradação da biomassa que favoreceu o aparecimento de *Alternanthera plioxeroides*, que na primavera de 2012 já apresentava cerca de 33% de cobertura (Tab. 4). Estes resultados demonstram que as plantas exibem um conjunto de características provavelmente fixadas ao longo da evolução dessas espécies e que constituem um fator determinante para a colonização das mesmas, como a presença de aerênquima na estrutura anatômica, tolerância por sobreviver num meio com diversos poluentes e escassez de oxigênio.



Figura 13 - Segundo *wetland*. A – Verão de 2011 com a presença de *Eichhornia crassipes*. B – Outono de 2012 com a presença de *Eichhornia crassipes* demonstrando sinais de toxicidade.

A média da eficiência total do tratamento foi de 84% para NA, 89% para NT, e 70% para P, respectivamente. Todas as espécies vegetais utilizam as diferentes formas de nitrogênio durante sua fase de crescimento, de desenvolvimento e alocação na biomassa (WANG et al., 2011, ZHAIA et al., 2013). Este processo é conhecido como fitoextração. De acordo com Granato (1995); Jones et al. (2006), a utilização de plantas aquáticas na fitorremediação, justifica-se pela intensa absorção de nutrientes, por meio da captura foliar e das raízes utilizadas no crescimento dessas plantas. De acordo com Ciria et al. (2005), em *wetlands* a remoção de nutrientes ocorre pela captura das planta, pelos micro-organismos presentes nas raízes das plantas que transformam nutrientes, principalmente o N em compostos inorgânicos (NH_4^+ e NO_3^-) que estão diretamente disponíveis para as plantas e processos físicos, como a sedimentação e filtração.

De acordo com Gumbricht (1993); Brix (1994); Morris et al. (2009) as plantas de *wetlands* naturais são muito produtivas e, consideráveis quantidades de nutrientes podem ser destinadas à formação da biomassa. A capacidade de captura das macrófitas emergentes é de aproximadamente 30 a 150 $\text{kg.P.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e 200 a 2500 $\text{kg.N.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$. Brix (1997) relata

que *Eichhornia crassipes*, macrófita flutuante, conhecida pelo seu potencial de captura de nutrientes, tem alta capacidade de captura ($350 \text{ kg.P.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$ e $2000 \text{ kg.N.ha}^{-1}.\text{ano}^{-1}$).

A concentração do NA variou na entrada do sistema e na saída do sistema (Tab. 5). De acordo com Manios et al. (2000) a eficiência na remoção de NA é devido ao importante papel das plantas aquáticas na translocação de oxigênio das partes aéreas para as raízes, que facilita o processo de nitrificação. Para Greenway e Wooley (2001) a maior remoção de nutrientes ocorre pela combinação de macrófitas emergentes, livres flutuantes e submersas em *wetlands*, em que a maior concentração de N ocorre nas folhas e caule, e a maior concentração de P ocorre nos rizomas e raízes. Kadlec e Zmarthie (2010) estudaram um *wetland* com 0,85 ha de taboa no tratamento de lixiviado com 180 dias de detenção hidráulica e concluíram que o sistema natural tem um grande potencial no controle de poluentes, apresentando 99,5% de tratamento para o NA.

Ciria et al. (2005) em estudo com *wetlands* construídas com *Typha latifolia* no tratamento de águas residuárias concluíram que não ocorre diferenças sazonais quando observado a remoção de poluentes, exceto no caso do P, que apresentou uma maior eficiência de remoção no verão. Este resultado corrobora com o presente estudo, em que a maior eficiência de remoção do P foi de 84% no verão de 2012 (Tab. 5).

A remoção de nutrientes tem uma estreita relação com o crescimento da planta (KARATHANASIS et al., 2003; PREUSSLER et al., 2007; CHENG et al., 2009; QIU et al., 2011), produção de biomassa (GREENWAY; WOOLLEY, 2001) e morfologia radicular (KYAMBADDE et al., 2004; CHENG et al., 2009).

Os resultados demonstram que *Eichhornia crassipes* (Tab. 4) foi a espécie com maior área de cobertura no sistema durante o período de estudo. Esta espécie se desenvolve em zonas úmidas e em águas ricas em nutrientes, a qual tolera uma grande variação de pH, temperatura e nutrientes. O pH ótimo para o crescimento do aguapé é 6-8, tolera uma ampla faixa de temperatura 1- 40°C e apresenta taxas de crescimento que aumentam com a quantidades de nitrogênio disponível (HEARD; WINTERTON, 2000). Esta espécie esta na lista das plantas mais produtivas da terra, apresentando produtividade média anual de $50 \text{ t.ha}^{-1}.\text{ano}$ de biomassa seca (ABASI; RAMASAMY, 1999).

O desempenho do sistema de *wetlands* foi eficiente, demonstrando uma potencial aplicação no pós-tratamento do lixiviado. Este desempenho está relacionado à presença de macrófitas emergentes e flutuantes, que reduz a velocidade da lixiviado, o que cria melhores condições para sedimentação de sólidos suspensos, reduz o risco de erosão e ressuspensão e aumenta o tempo de contato entre a água e as superfícies das plantas (BRIX, 1997). Além

disso, os movimentos das plantas como uma consequência da ação do vento, mantêm a superfície aberta, e o crescimento das raízes dentro do meio filtrante ajudando a decompor a matéria orgânica. A parte aérea das macrófitas que estão submersas na coluna de água fornece uma grande área superficial para biofilmes (GUMBRICHT, 1993; CHAPPELL; GOULDER, 1994) que são responsáveis pela maior parte do processamento microbiano que ocorre em *wetlands*. O sistema de *wetlands* inclui alta produtividade das plantas presentes, existência de grandes superfícies de adsorção do solo e nas plantas, presença de regiões aeróbias e anaeróbias, sedimentação e filtração dos solos, absorção de nutrientes pelas plantas, adsorção de metais no solo e nas plantas, ciclagem de nutrientes, ou seja, características e processos que são capazes de transformar muitos poluentes em produtos menos danosos e em nutrientes essenciais a serem utilizados pela biota (KADLEC, 1995; KADLEC, KNIGHT, 1996).

Os metais pesados Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb foram quantificados no lixiviado nas quatro estações do anos de 2011 e 2012. Os resultados (Tab. 6 e 7) mostram que a concentração de metais pesados é baixa e está dentro do limite permitido para o lançamento de efluentes conforme o CONAMA 357 de 2005 (Cu – 1,0 mg/L, Zn – 5,0 mg/L, Cr – 0,5 mg/L, Ni – 2,0 mg/L, Cd – 0,2 mg/L e Pb – 0,5 mg/L). Morais (2005) analisou o lixiviado do Aterro Sanitário da Caximba e detectou concentrações de 0,28 md dm³ de Pb, 0,36 md dm³ de Cu, 0,45 md dm³ de Cr, 1,06 md dm³ de Zn e 1,43 md dm³ de Ni. O autor atribuiu as baixas concentrações de metais ao pH alcalino do lixiviado (8,1), corroborando com o presente estudo, uma vez que a média do pH encontrado foi 8,2. O pH alcalino contribui para a imobilização destes metais no sedimento do sistema de *wetlands* por meio da complexação pela matéria orgânica e precipitação na forma de hidróxidos ou sulfetos (CHRISTENSEN et al., 2001; JUCÁ, 2003; KOH et al., 2004; SILVA et al., 2004). Os resultados revelam que o lixiviado gerado no Aterro Sanitário da Caximba não apresenta riscos de contaminação no ambiente em relação aos metais pesados estudados.

O sedimento do sistema de *wetlands* também foi investigado em relação à concentração de Cu, Zn, Cr, Ni, Cd e Pb, uma vez que o sedimento é uma matriz muito importante na retenção dos metais pesados em *wetlands*. Os resultados (Tab. 9) demonstram que as concentrações de metais aumentaram em relação ao ano de 2011 para 2012. Porém, segundo os valores preconizados pela CETESB (2005) que dispõe sobre a aprovação de valores orientadores para solos e águas, a concentração de Cu, Cr, Zn, Pb e Ni no sistema de *wetlands* está dentro dos valores de referência (Cu - 35µg/g; Cr - 40 µg/g, Zn- 60 µg/g, Pb – 17 µg/g e Ni - 13 µg/g), e somente a concentração de Cd está enquadrada no valor de prevenção (Cd – 1,3 µg/g), ou seja, esta concentração pode ser prejudicial à qualidade do

sedimento e da água. Na resolução CONAMA 420/209 que dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas, os resultados da concentração de Cd, Pb, Zn, CR, Cu e Ni nos sedimentos estão abaixo dos valores de prevenção (Cu - 60µg/g; Cr - 75 µg/g, Zn- 300 µg/g, Pb – 72 µg/g; Ni - 30 µg/g e Cd – 1,3 µg/g).

ZANELLO et al. (2009) relatam que os solos sob influência do lixiviado no Aterro Sanitário da Caximba apresentaram alta capacidade adsorptiva de metais pesados, elevados valores de CTC total, altos teores de argila, com predominância de caulinita e ocorrência de vermiculita. Os autores revelam que ocorreu um incremento nos teores de Cr, Ni, Cu, Zn e Pb encontrados nos solos do entorno do Aterro Sanitário da Caximba.

No presente estudo o nível de contaminação dos sedimentos não foi muito expressivo com base nos teores dos metais, devido aos baixos teores de metais pesados no lixiviado e pelo sistema apresentar solos hidromórficos, o que permite a comunicação do lixiviado com água do nível hidrostático, corroborando com o estudo de ZANELLO et al. (2009).

ZANELLO et al. (2009) ainda complementam em seu estudo que os altos teores de cátions divalentes e trivalentes (Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+}) saturam as cargas negativas das argilas e da matéria orgânica, o que dificulta a adsorção de metais pesados adicionados no solo via lixiviado e que os solos com pH inferiores a 6,0, favorece a mobilização e a lixiviação dos metais.

As macrófitas *Echinochloa polystachya* e *Eichhornia crassipes* apresentaram teores de metais pesados nas suas biomassas (Tab. 10 e Tab 11). O Cu é um elemento que atua no metabolismo basal e do nitrogênio, no metabolismo secundário das plantas e ocorre nas plantas em concentrações entre 4 a 20 mg/kg (LARCHER, 2006). No presente estudo *Echinochloa polystachya* apresentou concentrações na raiz entre 0,29 a 3,03 µg/g e na parte aérea entre 0,27 a 1,54 µg/g e *Eichhornia crassipes* entre 0,86 a 0,25 µg/g na raiz e entre 0,62 a 0,16 µg/g na parte aérea (Tab. 10 e 11). Portanto, as concentrações encontradas em ambas as plantas na parte aérea estão abaixo dos limites de valores aceitáveis para o crescimento e desenvolvimento das mesmas.

O Zn é um micronutriente presente nas plantas e participa na formação da clorofila, atuando na ativação enzimática, no metabolismo basal, biossíntese de reguladores e na degradação de proteínas, biossíntese de reguladores de crescimento (AIA). É encontrado nas plantas na faixa de 1 a 400 mg/kg (LARCHER, 2006). No presente estudo *Echinochloa polystachya* apresentou concentrações na raiz entre 2,17 a 7,02 µg/g e na parte aérea entre 2,54 a 6,98 µg/g e *Eichhornia crassipes* entre 3,07 a 5,47 µg/g na raiz e entre 0,38 a 5,51 µg/g

na parte aérea (Tab. 10 e 11). Com base nas informações acima, as concentrações encontradas em ambas as plantas e parte das mesmas estão dentro dos limites de valores aceitáveis para o crescimento e desenvolvimento.

O Cr ocorre nas plantas em baixas concentrações, entre 5 a 30 $\mu\text{g/g}$ (KABATA – PENDIAS; PENDIAS, 2001). No presente estudo *Echinochloa polystachya* apresentou concentrações na raiz entre 3,05 a 4,53 $\mu\text{g/g}$ e na parte aérea entre 1,39 a 4,53 $\mu\text{g/g}$ e *Eichhornia crassipes* entre 3,25 a 4,63 $\mu\text{g/g}$ na raiz e entre 2,00 a 3,46 $\mu\text{g/g}$ na parte aérea (Tab. 10 e 11). Com base nas informações acima, as concentrações encontradas em ambas as plantas e parte das mesmas estão abaixo da faixa normal encontrada nas plantas.

Mishra e Tripathi (2009) estudaram a remoção de Cr e Zn por *Eichhornia crassipes* a partir de uma solução contaminada por estes metais. Os autores revelaram que *E. crassipes* é uma espécie acumuladora de Zn e Cr, pois acumulou até 3.542 mg/L e 2.412 mg/L de Zn e Cr, respectivamente. Independentemente das concentrações de tratamento, a raiz foi mais eficiente do que a parte aérea em acumular Zn.

O Ni é um micronutriente e constituinte da enzima urease nas plantas (TAIZ e ZIEGER, 2004) e ocorre nas plantas em concentrações entre 0,1 a 5 $\mu\text{g/g}$ (KABATA – PENDIAS; PENDIAS, 2001; LARCHER, 2006). No presente estudo *Echinochloa polystachya* apresentou concentrações na raiz entre 0,12 a 0,58 $\mu\text{g/g}$ e na parte aérea entre 0,16 a 0,62 $\mu\text{g/g}$ e *Eichhornia crassipes* entre 0,38 a 0,67 $\mu\text{g/g}$ na raiz e entre 0,62 a 0,16 $\mu\text{g/g}$ na parte aérea (Tab. 10 e 11). Com base nas informações acima, as concentrações encontradas em ambas as plantas e parte das mesmas estão dentro dos limites de valores aceitáveis para o crescimento e desenvolvimento.

O Cd é um metal não essencial e tóxico às plantas em baixas concentrações, que variam de 5 a 30 mg/kg (KABATA – PENDIAS; PENDIAS, 2001). No presente estudo *Echinochloa polystachya* apresentou concentrações somente na raiz de até 0,04 $\mu\text{g/g}$ e *Eichhornia crassipes* entre 0,02 a 0,36 $\mu\text{g/g}$ na raiz e de até 0,32 $\mu\text{g/g}$ na parte aérea (Tab. 10 e 11). Com base nas informações acima, *Echinochloa polystachya* acumulou Cd somente na raiz e *Eichhornia crassipes* acumulou em ambas as partes. Dominguez et al., 2007 pesquisaram a acumulação e a localização de Cd em *Echinochloa polystachya* num sistema hidropônico com altas concentrações de Cd. Os autores concluíram que *E. polystachya* é um espécie hiperacumuladora, acumulando Cd na raiz e parte aérea com teores de $299 \pm 13,93$ e $233 \pm 8,77$ mg/kg, respectivamente, sendo que a localização de Cd foi observada principalmente no xilema da raiz e nos tecidos foliares, especialmente nas células buliformes.

Os autores concluem que *E. polystachya* é uma hiperacumuladora de Cd, sendo uma espécie promissora na fitoextração do Cd.

O Pb é um metal pesado não-essencial às plantas, podendo ser tóxico em concentrações que variam de 0,03 a 30 µg/g (KABATA – PENDIAS; PENDIAS 2001). No presente estudo *Echinochloa polystachya* apresentou concentrações somente na raiz entre 0,39 a 0,53 µg/g e *Eichhornia crassipes* entre 0,40 a 5,20 µg/g na raiz e na parte aérea até 0,59µg/g (Tab. 10 e 11). Portanto, ambas as espécies acumulam o Pb, sendo que *Echinochloa polystachya* acumulou Pb somente na raiz e *Eichhornia crassipes* acumulou em ambas as partes. Ressaltam-se os teores de Pb encontrados em *Eichhornia crassipes* que são maiores do que em *Echinochloa polystachya*.

Agunbiade et al. (2009) estudaram o potencial de *Eichhornia crassipes* na fitorremediação de metais a partir de áreas contaminadas. Os teores encontrados foram menores do que os especificados para plantas hiperacumuladoras classificando, assim, a espécie como uma planta acumuladora, apresentando na raiz 0,19 µg/g de Cd; 31,40 µg/g de Cu; 5,05 µg/g de Cr; 0,72 µg/g de Ni; 0,39 µg/g de Pb e 131,88 µg/g de Zn e na parte aérea 0,50 µg/g de Cd; 56,58 µg/g de Cu; 10,12 µg/g de Cr; 1,41 µg/g de Ni; 0,65 µg/g de Pb e 223 µg/g de Zn.

4.2 MACRÓFITAS AQUÁTICAS E O TRATAMENTO DO LIXIVIADO GERADO EM ATERRO SANITÁRIO

O levantamento florístico das macrófitas efetuado ao longo de um ano, nos *wetlands* e seu entorno, revelou a presença de 135 espécies pertencentes a 104 gêneros e 43 famílias (Tab. 12). As famílias com maior representatividade em número de espécies foram: Asteraceae (com 30 espécies, aproximadamente, 22,2% do total) e Solanaceae (com oito espécies, aproximadamente, 5,9% do total), Fabaceae, Onagraceae e Poaceae (cada uma com sete espécies, aproximadamente, 15,3% do total), Cyperaceae (com seis espécies, aproximadamente, 4,4% do total) e Polygonaceae (com cinco espécies, aproximadamente, 3,7% do total).

No que se refere à forma biológica, a maioria das macrófitas levantadas são anfíbias (95 espécies, aproximadamente, 70,4% do total), mas a maior área de cobertura foi constatada, por Preussler et al. (2012) para as espécies *Pistia stratiotes* L. (flutuante livre, com cobertura variando de 16 a 89% ao longo do ano), *Echinochloa polystachya* (Kunth)

Hitc. (emergente, com cobertura que variou de 4 a 100% ao longo do ano) e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (flutuante livre, com cobertura que variou de 55 a 100% ao longo do ano). Essas macrófitas estão ilustradas na Figura 14A, 14B e 14C, respectivamente.

Tabela 12 - Relação da macrófitas encontradas no sistema de *wetlands* para pós-tratamento de lixiviado do Aterro Sanitário da Caximba, PR, Brasil, com suas respectivas forma biológicas.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	Forma biológica
Alismataceae	<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. & Schlttdl	Emergente
Amaranthaceae	<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	Emergente
	<i>Amaranthus lividus</i> L.	Anfíbia
	<i>Amaranthus viridis</i> L.	Anfíbia
	<i>Iresine difusa</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Anfíbia
Apiaceae	<i>Apium leptophyllum</i> (Pers.) F. Muell. Ex Benth.	Anfíbia
Araceae	<i>Pistia stratiotes</i> L.	Flutuante livre
Araliaceae	<i>Hydrocotyle bowlesoides</i> Mathias & Constance	Emergente
Asteraceae	<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	Anfíbia
	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Anfíbia
	<i>Arctium minus</i> (Hill) Bernh.	Anfíbia
	<i>Baccharis anomala</i> DC.	Anfíbia
	<i>Baccharis spicata</i> (Lam.) Baill.	Anfíbia
	<i>Bidens laevis</i> (L.) Britton, Sterns & Poggenb.	Anfíbia
	<i>Bidens pilosa</i> L.	Anfíbia
	<i>Calypocarpus biaristatus</i> (DC.) H. Rob.	Anfíbia
	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	Anfíbia
	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	Anfíbia
	<i>Cotula australis</i> (Sieber ex Spreng.) Hook. f.	Anfíbia
	<i>Eclipta alba</i> (L.) Hassk.	Anfíbia
	<i>Erechtites hieraciifolia</i> (L.) Raf. ex DC.	Anfíbia
	<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	Anfíbia
	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	Anfíbia
	<i>Gamochaeta purpurea</i> (L.) Cabrera	Anfíbia
	<i>Hypochaeris brasiliensis</i> (Less.) Benth. & Hook. f. ex Griseb.	Anfíbia
	<i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less.	Anfíbia
	<i>Leptostelma maximum</i> D. Don	Anfíbia
	<i>Mikania micranta</i> Kunth	Anfíbia
	<i>Pseudognaphalium cheiranthifolium</i> (Lam.) Hilliard & B. L. Burt	Anfíbia
	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	Anfíbia
	<i>Senecio langei</i> Malme	Anfíbia
	<i>Senecio oleosus</i> Vell.	Anfíbia
	<i>Solidago chilensis</i> Meyen	Anfíbia
	<i>Soliva sessilis</i> Ruiz & Pav.	Anfíbia
	<i>Sonchu soleraceus</i> L.	Anfíbia
	<i>Spilanthes sarnicoides</i> DC.	Anfíbia
	<i>Tagetes minuta</i> L.	Anfíbia
	<i>Vernonanthura tweedieana</i> (Baker) H. Rob.	Anfíbia
Begoniaceae	<i>Begonia cucullata</i> Willd.	Anfíbia
Boraginaceae	<i>Cordia monosperma</i> (Jacq.) Roem. &Schult.	Anfíbia

Brassicaceae	<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	Anfíbia
	<i>Rorippa hilariana</i> (Walp.) Cabrera	Anfíbia
Campanulaceae	<i>Wahlenbergia linarioides</i> (Lam.) A. DC.	Anfíbia
Cannaceae	<i>Canna indica</i> L.	Anfíbia
Caryophyllaceae	<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	Anfíbia
	<i>Drymaria cordata</i> (L.) Willd. ex Roem. & Schult.	Anfíbia
	<i>Paronychia communis</i> Cambess.	Anfíbia
	<i>Silene galica</i> L.	Anfíbia
	<i>Spergula arvensis</i> L.	Anfíbia
	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	Anfíbia
Commelinaceae	<i>Commelina obliqua</i> Vahl	Anfíbia
	<i>Tradescantia fluminensis</i> Vell.	Anfíbia
Convolvulaceae	<i>Dichondra microcalyx</i> (Hallier f.) Fabris	Anfíbia
	<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	Anfíbia
	<i>Ipomoea coccinea</i> L.	Anfíbia
	<i>Ipomoea purpurea</i> (L.) Roth	Anfíbia
Cucurbitaceae	<i>Cyclanthera tenuifolia</i> Cogn.	Anfíbia
Cyperaceae	<i>Cyperus hermaphroditus</i> (Jacq.) Standl.	Anfíbia
	<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Rottb. ex Retz.	Anfíbia
	<i>Cyperus meyenianus</i> Kunth	Anfíbia
	<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	Anfíbia
	<i>Fimbristylis autumnalis</i> (L.) Roem. & Schult.	Anfíbia
	<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	Emergente
Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i> L.	Anfíbia
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Anfíbia
	<i>Inga marginata</i> Willd.	Anfíbia
	<i>Medicago polymorpha</i> L.	Anfíbia
	<i>Senna neglecta</i> (Vogel) H. S. Irwin & Barneby	Anfíbia
	<i>Sesbania punicea</i> (Cav.) Benth.	Anfíbia
	<i>Trifolium repens</i> L.	Anfíbia
	<i>Vigna luteola</i> (Jacq.) Benth.	Emergente
Hydrocharitaceae	<i>Egeria densa</i> Planch.	Flutuante fixa
Hypoxidaceae	<i>Hypoxis decumbens</i> L.	Anfíbia
Iridaceae	<i>Sisyrinchium micranthum</i> Cav.	Anfíbia
Juncaceae	<i>Juncus effusus</i> L.	Emergente
Lamiaceae	<i>Hyptis lappulacea</i> Mart. ex Benth.	Anfíbia
	<i>Leonurus sibiricus</i> L.	Anfíbia
	<i>Ocimum selloi</i> Benth.	Anfíbia
	<i>Stachys arvensis</i> L.	Anfíbia
Loasaceae	<i>Blumenbachia urens</i> Urb.	Anfíbia
Lythraceae	<i>Cuphea calophylla</i> Cham. & Schltld.	Anfíbia
	<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J. F. Macbr.	Anfíbia
	<i>Heimia myrtifolia</i> Cham. & Schltld.	Anfíbia
Malvaceae	<i>Pavonia guerkeana</i> R. E. Fr.	Anfíbia
	<i>Sida carpinifolia</i> L. f.	Anfíbia
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Anfíbia
	<i>Wissadula parviflora</i> (A. St.-Hil.) R. E. Fr.	Anfíbia
Melastomataceae	<i>Tibouchina clinopodifolia</i> (DC.) Cogn.	Anfíbia
Onagraceae	<i>Ludwigia leptocarpa</i> (Nutt.) H. Hara	Anfíbia
	<i>Ludwigia longifolia</i> (DC.) H. Hara	Anfíbia

	<i>Ludwigia myrtifolia</i> (Cambess.) H. Hara	Anfíbia
	<i>Ludwigia nervosa</i> (Poir.) H. Hara	Anfíbia
	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H. Raven	Anfíbia
	<i>Ludwigia peruviana</i> (L.) H. Hara	Anfíbia
	<i>Ludwigia sericea</i> (Cambess.) H. Hara	Anfíbia
Orchidaceae	<i>Habenaria repens</i> Nutt.	Anfíbia
Oxalidaceae	<i>Oxalis bipartita</i> A. St.-Hil.	Anfíbia
	<i>Oxalis corniculata</i> L.	Anfíbia
	<i>Oxalis serpens</i> A. St.-Hil.	Anfíbia
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus niruri</i> L.	Anfíbia
	<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	Anfíbia
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca thyrsoflora</i> Fenzl. ex J. A. Schmidt	Anfíbia
Plantaginaceae	<i>Plantago australis</i> Lam.	Anfíbia
Poaceae	<i>Coix lacryma-jobi</i> L.	Anfíbia
	<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) Nees	Anfíbia
	<i>Echinochloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc.	Emergente
	<i>Eragrostis plana</i> Nees	Anfíbia
	<i>Lolium temulentum</i> L.	Anfíbia
	<i>Luziola peruviana</i> Juss. ex J. F. Gmel.	Anfíbia
	<i>Poa annua</i> L.	Anfíbia
Polygonaceae	<i>Polygonum acuminatum</i> Kunth	Anfíbia
	<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	Anfíbia
	<i>Polygonum punctatum</i> Elliott	Anfíbia
	<i>Polygonum rubricaulis</i> Cham.	Anfíbia
	<i>Rumex obtusifolius</i> L.	Anfíbia
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Flutuante livre
Primulaceae	<i>Anagallis arvensis</i> L.	Anfíbia
Ranunculaceae	<i>Ranunculus bonariensis</i> Poir.	Anfíbia
Rubiaceae	<i>Diodia saponariifolia</i> (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	Anfíbia
	<i>Galium hypocarpium</i> (L.) Endl. Ex Griseb.	Anfíbia
	<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC.	Anfíbia
	<i>Richardia brasiliensis</i> B. A. Gomes	Anfíbia
	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	Anfíbia
Scrophulariaceae	<i>Buddleja stachyoides</i> Cham. & Schltdl.	Anfíbia
Solanaceae	<i>Physalis peruviana</i> L.	Anfíbia
	<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.	Anfíbia
	<i>Solanum americanum</i> Mill.	Anfíbia
	<i>Solanum gemellum</i> Sendtn.	Anfíbia
	<i>Solanum melissarum</i> Bohs	Anfíbia
	<i>Solanum paranense</i> Dusén	Anfíbia
	<i>Solanum pseudocapsicum</i> L.	Anfíbia
	<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	Anfíbia
Thelypteridaceae	<i>Thelypteris dentata</i> (Forssk.) E. P. St. John	Anfíbia
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i> L.	Anfíbia
	<i>Verbena litoralis</i> Kunth	Anfíbia
Violaceae	<i>Hybanthus parviflorus</i> (L. f.) Baill.	Anfíbia

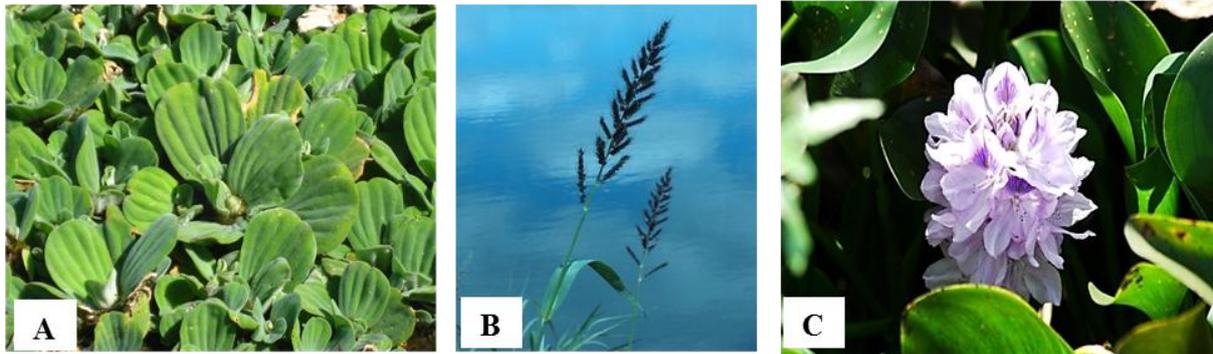


Figura 14 - Macrófitas com maior área de cobertura nos *wetlands* do Aterro Sanitário da Caximba, PR, Brasil. 14A – *Pistia stratiotes* L. (flutuante livre); 14B – *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc. (emergente); 14C – *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (flutuante livre). Fonte: Preussler et al. (2012).

Pistia stratiotes, conhecida popularmente por alface d'água, é uma espécie autóctone, encontrada em ambientes ricos em matéria orgânica (LORENZI, 2008). Apresenta distribuição tropical cosmopolita (POTT; POTT, 2000). Já *Echinochloa polystachya*, conhecida popularmente por capim violeta, é uma macrófita perene e originária da África. Ocorre preferencialmente nas margens lodosas dos rios, terrenos brejosos, nos banhados rasos, beira de lagoas, onde forma, muitas vezes densos agrupamentos (REITZ, 1982). *Eichhornia crassipes*, conhecida popularmente por aguapé, é uma macrófita perene, herbácea, rizomatosa, que se desenvolve em ambientes alagáveis, muito abundante nas águas doces rasas dos rios, orla das lagoas e canais, onde as águas possuem fraca correnteza e nos banhados, onde forma densos agrupamentos e muito característicos (REITZ, 1982).

E. crassipes é originária da América do Sul, mas encontra-se introduzida em todos os continentes. Pode ser considerada cosmopolita no Brasil, sendo uma das espécies de plantas aquáticas mais estudadas (POMPEO; MOSCHINI-CARLOS, 2003; POTT; POTT, 2000). Possui um sistema de raízes que se originam de um rizoma, o qual, no ambiente, propicia intensa propagação vegetativa (REITZ, 1982).

4.2.1 Organização estrutural das macrófitas

P. stratiotes possui raiz, em secção transversal, composta por epiderme unisseriada, córtex, dividido em externo, mediano e interno. Internamente à epiderme, observa-se a exoderme uniestratificada, não lignificada e não suberizada (Fig. 15A). No córtex mediano são observados amplos espaços intercelulares, região esta que corresponde ao aerênquima, tecido bem desenvolvido, que ocupa, aproximadamente, 60% da secção da raiz e possui um

número variável de células dispostas radialmente que terminam com três camadas de células sem espaços entre si e próximas à endoderme (Fig. 15A e 15D). As células da endoderme possuem estrias Caspary pouco evidentes. O periciclo é formado por células parenquimáticas (Fig. 15D). O protoxilema organiza-se em círculo e, internamente a ele, ocorrem grandes elementos de vaso de metaxilema. O floema apresenta-se alternado com os elementos de vaso, o que forma uma estrutura poliarca (Fig. 15A).

A raiz de *E. polystachya*, em secção transversal apresenta epiderme unisseriada e, internamente à epiderme, observa-se 1-2 estratos de exoderme. Em seguida observa-se a região de aerênquima bem desenvolvido, ocupando aproximadamente 75% da secção da raiz e com número variável de células dispostas radialmente que terminam com uma camada de células sem espaços entre si e próximas à endoderme (Fig. 15B). As células da endoderme possuem espessamento em “U” e as células de passagem não apresentam reforço na parede celular (Fig. 15E). O cilindro central é compacto e apresenta um grau de uniformidade, sendo circundado por uma bainha endodérmica. O periciclo é formado por células parenquimáticas (Fig. 15B e 15E). O protoxilema organiza-se em círculo e, internamente a ele, ocorrem de 8-9 grandes elementos de vaso de metaxilema dispostos da mesma forma. O floema apresenta-se alternado com os elementos de vaso, o que forma uma estrutura poliarca. Na região interna ocorre a presença de parênquima medular (Fig. 15B).

Em secção transversal, a raiz de *E. crassipes* apresenta epiderme unisseriada e, internamente à epiderme, observa-se 3-4 estratos de exoderme. Em seguida observa-se a região de aerênquima, ocupando aproximadamente 45% da secção da raiz e com número variável de células dispostas radialmente que terminam com três camadas de células sem espaços entre si e próximas à endoderme (Fig. 15C). As células da endoderme possuem estrias de Caspary pouco evidentes. O periciclo é formado por células parenquimáticas (Fig. 15C e 15F). O protoxilema organiza-se em círculo e, internamente a ele, ocorrem cinco grandes elementos de vaso de metaxilema. O floema apresenta-se alternado com os elementos de vaso, o que forma uma estrutura poliarca (Fig. 15C).

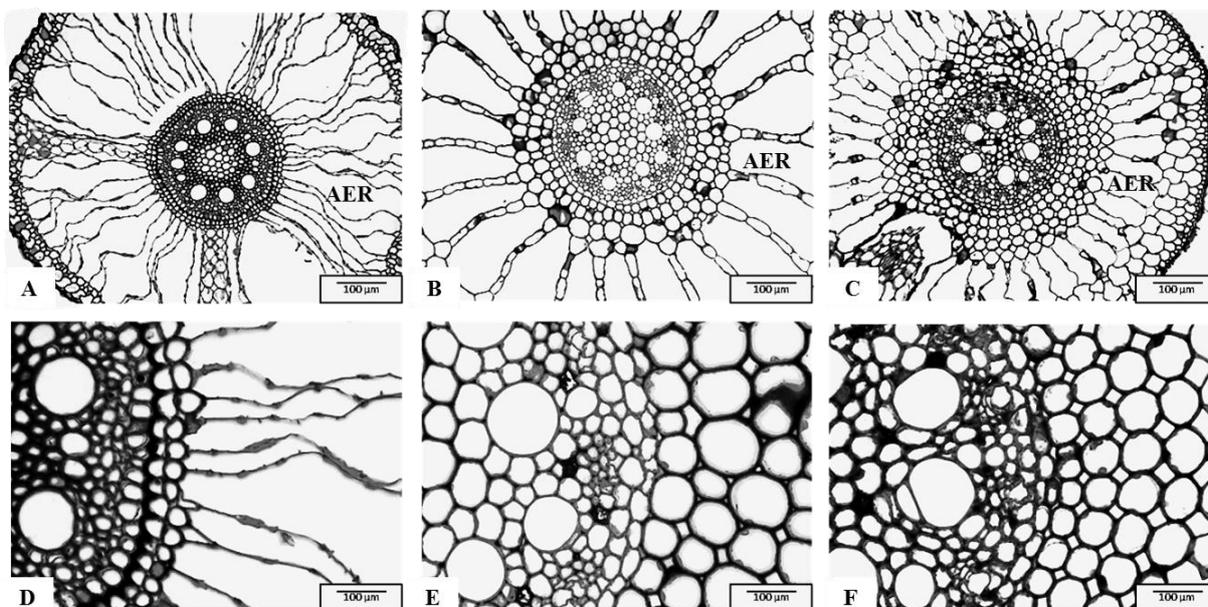


Figura 15 - Organização estrutural das raízes das macrófitas com maior área de cobertura nos wetlands do Aterro Sanitário da Caximba, PR, Brasil. A, B e C – Aspecto geral da secção transversal da raiz de *Pistia stratiotes* L., *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc. e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, respectivamente. D, E e F – detalhe da região do cilindro central da raiz de *Pistia stratiotes*, *Echinochloa polystachya* e *Eichhornia crassipes*, respectivamente. AER – Aerênquima.

Na Tabela 13 apresenta-se uma comparação entre as principais características das raízes de *P. stratiotes*, *E. polystachya* e *E. crassipes*. Na comparação é possível evidenciar que é comum a presença de aerênquima entre as três espécies, sendo necessário ao suprimento de O₂ às raízes, uma vez que ambas se desenvolvem em ambientes aquáticos.

Tabela 13 - Comparação entre as principais características anatômicas das raízes de *Pistia stratiotes* L., *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc. e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.

CARACTERÍSTICAS	<i>P. stratiotes</i>	<i>E. polystachya</i>	<i>E. crassipes</i>
EPIDERME	Unisseriada	Unisseriada	Unisseriada
EXODERME	3-4 estratos	1-2 estratos	3-4 estratos
AERÊNQUIMA	Bem desenvolvido (60%)	Bem desenvolvido (75%)	Bem desenvolvido (45%)
ENDODERME	Estrias Caspary pouco evidentes	Células com reforço em “U”	Estrias Caspary pouco evidentes
PERICICLO	Unisseriado	Unisseriado	Unisseriado
XILEMA E FLOEMA	Alternados, estrutura poliarca	Alternados, estrutura poliarca	Alternados, estrutura poliarca
MEDULA	Ausente	Presente	Ausente

Em relação à organização estrutural das folhas, constatou-se que, em *P. stratiotes*, as folhas são hipostomáticas (possuem estômatos apenas na face adaxial), apresentando densidade estomática igual a $10,00 \pm 2,00$ estômatos. mm^{-2} (Tab. 14). Em vista frontal, as células epidérmicas possuem vários tamanhos e formas irregulares, que vão desde formas arredondadas até retangulares. Em secção transversal (Fig. 16A e 16B), observa-se epiderme, na face adaxial, unisseriada, com células em formatos desde arredondados a retangulares e altura de $10,98 \pm 2,70$ μm . O mesofilo é heterogêneo, apresentando aerênquima bem desenvolvido (Fig. 16A e 16B). Internamente à epiderme na face adaxial, observa-se o parênquima clorofiliano que é composto por 2-3 camadas de células, seguido pelo parênquima esponjoso constituído de 3-5 camadas de células. Na face abaxial a epiderme é unisseriada, possuindo células com formatos retangulares (altura de $10,06 \pm 2,77$ μm). Os feixes vasculares são colaterais e grandes, e posicionados ao longo de toda folha, envoltos por uma camada de células parenquimáticas. É comum a presença de ráfides em todo o mesofilo (Fig. 16C). O conteúdo média de clorofila total mensurado nas amostras foi de $12,44 \pm 4,28$ $\mu\text{g}.\text{mg}^{-1}$.

As folhas de *E. polystachya* são anfiestomáticas, apresentando densidade estomática igual a $46,33 \pm 6,33$ estômatos. mm^{-2} na face adaxial e $44,33 \pm 8,67$ estômatos. mm^{-2} na face abaxial (Tab. 14). Em vista frontal as células epidérmicas possuem vários tamanhos e formatos arredondados, retangulares e quadrados. Em secção transversal observa-se epiderme, na face adaxial, unisseriada, com células em formatos arredondados a retangulares e altura de $14,39 \pm 5,64$ μm , é comum a presença de células buliformes. O mesofilo é homogêneo, apresentando um aerênquima, na região central, não tão bem desenvolvido quando comparado às demais espécies analisadas no presente trabalho (Fig. 16D e 16E). Internamente à epiderme observa-se o parênquima clorofiliano homogêneo (Fig. 16E) que é composto por 7-11 camadas de células (espessura de $58,94 \pm 17,24$ μm). A epiderme na face abaxial é unisseriada, possuindo células com formatos arredondados e retangulares (altura de $15,13 \pm 9,09$ μm). Os feixes vasculares (Fig. 16F) são colaterais e de dois tipos, os menores e os maiores, dispostos alternadamente ao longo do mesofilo. O conteúdo de clorofila total mensurada nas amostras de folhas foi de $21,08 \pm 17,05$ $\mu\text{g}.\text{mg}^{-1}$.

E. crassipes possui folhas anfiestomáticas, com densidade estomática, na face adaxial, igual a $104,67 \pm 2,67$ estômatos. mm^{-2} e, na face abaxial, igual a $104,67 \pm 2,67$ estômatos. mm^{-2} (Tab. 14). Em vista frontal as células epidérmicas possuem paredes anticlinais espessas de vários tamanhos e formato poligonal, os complexos estomáticos são do tipo paracítico. Em secção transversal, as folhas apresentam possuem epiderme, na face adaxial, unisseriada, com

células de formato de quadrado a retangular e altura de $18,81 \pm 2,50 \mu\text{m}$. O mesofilo é heterogêneo, apresentando um aerênquima bem desenvolvido entre as camadas de parênquima paliçádico e parênquima esponjoso (Fig. 16G). Internamente à epiderme, observa-se o parênquima paliçádico (Fig. 16H) que é composto por 5-7 camadas de células (altura de $96,70 \pm 11,33 \mu\text{m}$). É comum a presença de esclereídes posicionados perpendicularmente às células epidérmicas. O parênquima esponjoso (Fig. 16G) constitui-se de 3-5 camadas de células, sendo os esclereídes presentes nesse tecido, porém em menor proporção quando comparado ao parênquima paliçádico. A epiderme na face abaxial é unisseriada (Fig. 16G), possuindo células com formatos retangulares e altura menor quando comparada a face adaxial (altura de $12,37 \pm 1,36 \mu\text{m}$). Os feixes vasculares (Fig. 16I) são colaterais e de dois tipos, os menores, posicionados nas duas faces do mesofilo (adaxial e abaxial) e os maiores, posicionados centralmente. Alguns têm contato com as células epidérmicas por meio de extensões de bainha. Os feixes são colaterais e envoltos por uma bainha de células parenquimáticas (Fig. 16I). No mesofilo são encontrados idioplastos com cristais. O conteúdo de clorofila total mensurada nas amostras de folhas foi de $27,73 \pm 5,27 \mu\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}$.

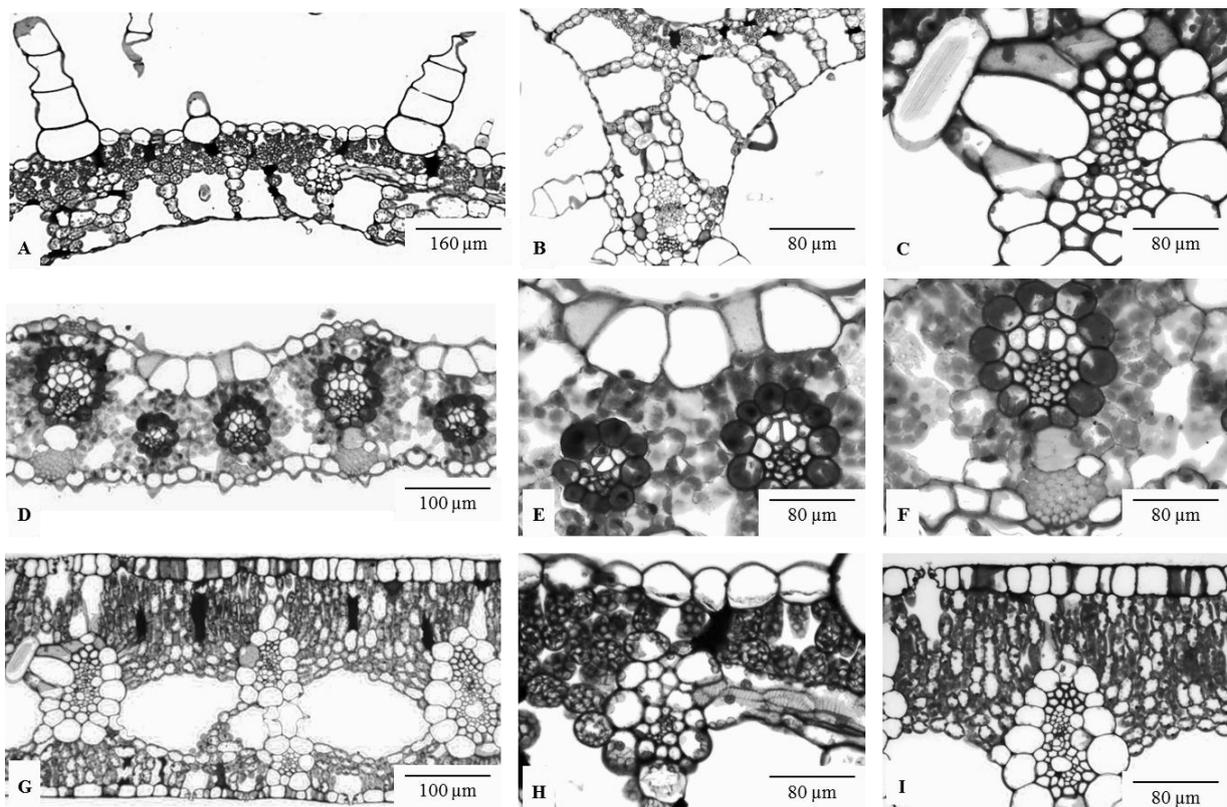


Figura 16 - Organização estrutural das folhas das macrófitas com maior área de cobertura nos wetlands do Aterro Sanitário da Caximba, PR, Brasil. A, B e C – Aspectos da folha de *Pistia stratiotes* D, E e F – Aspectos da folha de *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc. G, H e I – Aspectos da folha de *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. AER – Aerênquima.

Tabela 14 - Comparação entre as principais características anatômicas das folhas de *Pistia stratiotes* L., *Echinochloa polystachya* (Kunth) Hitchc. e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms.

CARACTERES	<i>P. stratiotes</i>	<i>E. polystachya</i>	<i>E. crassipes</i>
EPIDERME	Unisseriada	Unisseriada, com células buliformes	Unisseriada
PRESENÇA DE ESTÔMATOS	Hipoestomática	Anfiestomática	Anfiestomática
DENSIDADE ESTOMÁTICA (estômatos.mm ⁻²)	10,00 ± 2,00	46,33 ± 6,33 (adaxial) 44,33±8,67 (abaxial)	104,67 ± 2,67 (adaxial) 104,67 ± 2,67 (abaxial)
MESOFILO	Heterogêneo	Homogêneo	Heterogêneo
AERÊNQUIMA	Bem desenvolvido	Pouco desenvolvido	Bem desenvolvido
CRISTAIS	Presente	Ausente	Presente

4.2.2. Relação da organização estrutural com o pós-tratamento do lixiviado

As plantas, na presença de poluentes, desenvolvem estratégias morfofisiológicas para a sua sobrevivência, as quais determinarão a sua tolerância, bem como sua capacidade fitorremediadora. Diante desse aspecto, torna-se importante, além da avaliação da eficiência das macrófitas para o pós-tratamento de lixiviado, a avaliação da relação entre o tratamento e estratégias morfofisiológicas que essas plantas apresentam, pois algumas características das macrófitas são determinantes para a eficiência do tratamento, como a organização estrutural e fisiologia das mesmas.

As macrófitas aquáticas apresentam certas características para compor um *wetland* dentre elas, destacam-se a sua morfoanatomia, estrutura radicular e fisiologia (SORREL et al., 2000). As três espécies estudadas demonstram ser, estruturalmente, promissoras para compor um *wetland*, uma vez que possuem um amplo sistema de raízes, grande porcentagem de aerênquima (Tab. 13), alta densidade estomática (Tab. 14) e alta geração de biomassa.

O aerênquima é proveniente de adaptações morfológicas em relação a um ambiente deficiente em oxigênio (ESAU, 1985; BRIX, 1994; 1997; PEGORINI; MARANHÃO, 2006; SOUZA et al., 2013) se tratando então, de uma estratégia adotada por *E. polystachya*, *E. crassipes* para a sobrevivência. No presente estudo, foi observado que as duas espécies de macrófitas aquáticas apresentaram aerênquima bem desenvolvido tanto na folha quanto na raiz, *E. crassipes*, com cerca de 45% do total da raiz, e *E. polystachya* com cerca de 75% do

total da raiz, em que os espaços intercelulares constituem um sistema contínuo da folha, onde o oxigênio é captado por meio dos estômatos, atravessando o caule chegando até a raiz. Estudos anteriores indicaram que o aerênquima das plantas dos *wetlands* poderia ser responsável por até 60% do volume de raiz (BEDFORD et al., 1991; CHEN et al., 2002; LI et al., 2011).

O oxigênio que permeia os espaços intercelulares do aerênquima é liberado pelas raízes para a rizosfera. Esse fenômeno é denominado de perda radial de oxigênio, processo fisiológico ativo nas plantas de *wetlands*, o que pode estar relacionado com a sua capacidade de adaptação ao alagamento (STOTTMEISTER et al., 2003; LAI, et al., 2012), e na remoção de nutrientes (SORRELL; BRIX, 2003; SASIKALA et al., 2009). Desta forma, *E. polystachya* e *E. crassipes* podem ter apresentado alta perda radial de oxigênio, uma vez que possuem grande quantidade de aerênquima nas raízes (Tab. 13). Esta perda faz como que a concentração de oxigênio seja maior na rizosfera reduzindo à medida que se distancia da raiz (KIRK et al., 1993; VAN BODEGOM et al., 2001), formando um gradiente aeróbio - anaeróbio. Isto é um benefício para o crescimento de micro-organismos aeróbios, anaeróbios e facultativos, que atuam na remoção de nutrientes.

O aerênquima é determinante para a sobrevivência das plantas em *wetlands* e para remoção de nutrientes em condições anóxicas (PEZESHKI, 2001; STOTTMEISTER et al., 2003; MALTAIS - LANDRY et al., 2009). As macrófitas apresentam uma melhor adaptação nos ambientes sem oxigênio, por apresentarem o aerênquima em sua estrutura, o que permite o estabelecimento de um sistema contínuo de lacunas de ar, que facilita a difusão de O₂ das folhas flutuantes ou aéreas para as raízes submersas (JUSTIN; ARMSTRONG, 1987; BRIX, 1994; MARICLE; LEE, 2002), sendo que uma fração do ar extravasa pelas raízes, incrementando a concentração de oxigênio na rizosfera (ESAU, 1985; FAHN 1985; BRIX, 1994), o que auxilia na degradação aeróbia da matéria orgânica pelos micro-organismos (BRIX, 1994; BRIX 1997; KADLEC; KNIGHT, 1996; JONES et al., 2006; WENG-LING, et al., 2011).

A remoção de nutrientes tem uma estreita relação com o crescimento da planta (BREEN; CHICK, 1995; KARATHANASIS et al., 2003; PREUSSLER et al., 2007; CHENG et al., 2009; QIU et al., 2011), produção de biomassa (TANNER, 1996; GREENWAY; WOOLLEY, 2001) e morfologia das raízes (KYAMBADDE et al., 2004; CHENG et al., 2009).

A remoção de nutrientes, especificamente do nitrogênio, foi alta no pós-tratamento do lixiviado por meio do sistema de *wetlands* (Tab. 5). A remoção de nitrogênio nos sistemas de

wetlands ocorre pelos processos de nitrificação e desnitrificação, os quais são considerados como os principais processos de remoção do nitrogênio realizados por micro-organismos em diferentes condições aeróbias e anaeróbias (MANIOS et al., 2003; KADLEC; ZAMARTHI, 2010). Os maiores valores da perda radial de oxigênio e fotossíntese podem maximizar a liberação de oxigênio para o substrato dos *wetlands*, associam-se a esses aspectos ainda, a maior biomassa radicular e área de superfície de raiz que proporcionam maior área de fixação para os micro-organismos, os quais promovem a remoção do nitrogênio (REDDY et al., 1998; SISTANI et al., 1999). O processo da perda radial de oxigênio por meio das raízes em torno da rizosfera estimula o crescimento de micro-organismos aeróbios e é conhecido como rizodegradação, uma estratégia da fitorremediação (APÓSTOLO, 2005; JONES et al., 2006; PREUSSLER et al., 2012).

Um dos efeitos mais importantes de macrófitas emergentes no tratamento de efluentes em *wetlands* é a absorção de nutrientes pelas plantas (BRIX, 1994, 1997; KADLEC, KNIGHT, 1996). *E. polystachya* e *E. crassipes* absorveram parte do nitrogênio pelas raízes, utilizando-o para o crescimento e desenvolvimento (BRIX, 1994; GRANATO, 1995; KADLEC; KNIGHT, 1996; JONES et al., 2006), sendo este processo chamado de fitoextração. As plantas dos *wetlands* são muito produtivas e, consideráveis quantidades de nutrientes são destinadas à formação da biomassa (GUMBRICHT, 1993; BRIX, 1994).

Pistias tratiotes não tolerou o contato com o lixiviado, e sua morte, entre outros fatores, pode estar relacionada à baixa densidade estomática, uma vez que a oferta excessiva de nitrogênio (Tab. 5) causa um aumento na respiração e, conseqüentemente, o seu rendimento fotossintético foi menor causando a morte das plantas (Tab. 14). Segundo Larcher (2006), o nitrogênio é um componente essencial das proteínas e clorofilas e sua oferta excessiva causa aumento na respiração e, portanto, o rendimento fotossintético é menor.

E. polystachya e *E. crassipes* possuem folhas anfiestomáticas apresentando uma alta densidade estomática, o que lhe permite elevada troca gasosa com o meio. A difusão de CO₂ através dos estômatos tem um papel importante na taxa máxima fotossintética alcançada em elevadas intensidades luminosas (LARCHER, 2006). Esta elevada troca gasosa, reflete na reserva de oxigênio no aerênquima. Além dessas características, com uma grande oferta de nitrogênio (Tab. 5), ocorre um aumento do conteúdo de clorofila, e desta forma, um aumento da sua capacidade fotossintética, tornando-se espécies com alta produção de biomassa. A fotossíntese é uma importante atividade fisiológica das plantas, que reflete diretamente no seu crescimento e absorção de nutrientes, sendo fonte do oxigênio liberado pelas raízes das

macrófitas no substrato dos *wetlands* (TEAL; KANWISHER, 1966; SAND –JENSEN et al., 1982; BRIX; SCHIERUP, 1990; CONNELL et al., 1999).

Os resultados demonstraram, que *E. polystachya* e *E. crassipes*, são potenciais espécies fitorromediadoras do lixiviado, uma vez que além de serem tolerantes, apresentam uma organização estrutural que permitem atuar no processo da fitoextração do nitrogênio e na rizodegradação, em que ocorre a liberação de oxigênio para a rizosfera, auxiliando na degradação aeróbica da matéria orgânica. Desta forma, estas espécies contribuem com a eficiência do pós-tratamento do lixiviado, por meio dos *wetlands*.

Em relação à produção e poder calorífico da biomassa, *Pistia stratiotes* apresentou produtividade média anual de biomassa seca de aproximadamente 14,4 ton (Fig. 17). Sua biomassa apresentou poder calorífico inferior (PCI) de $8,9 \pm 0,16 \text{ MJ.kg}^{-1}$ e poder calorífico superior (PCS) igual a $10,27 \pm 0,21 \text{ MJ.kg}^{-1}$. Porém, esta espécie não tolerou o lixiviado e desapareceu do sistema.

Echinochloa polystachya apresentou produtividade média anual de biomassa seca de aproximadamente 122,69 ton (Fig. 17). Sua biomassa apresentou poder calorífico inferior (PCI) de $14,24 \pm 0,24 \text{ MJ.kg}^{-1}$ e poder calorífico superior (PCS) igual a $15,53 \pm 0,31 \text{ MJ.kg}^{-1}$.

A produtividade média de biomassa seca de *Eichhornia crassipes* foi de aproximadamente 542,88 ton (Fig. 17, 18 e 19). A biomassa de *E. crassipes* apresentou poder calorífico inferior (PCI) de $10,53 \pm 0,34 \text{ MJ.kg}^{-1}$ e poder calorífico superior (PCS) igual a $11,84 \pm 0,30 \text{ MJ.kg}^{-1}$.

Diante destes resultados, constatou-se que *E. polystachya* e *E. crassipes* produzem grande quantidade de biomassa e o poder calorífico da biomassa de ambas as espécies não podem ser descartados quando comparados ao PCS de outros materiais que produzem energia a partir de recursos renováveis da biomassa. Conforme citado por Jenkis (1990), para pinus (PCS = $20,02 \text{ MJ.kg}^{-1}$); eucalipto (PCS = $19,42 \text{ MJ.kg}^{-1}$); sabugo de milho (PCS = $18,77 \text{ MJ.kg}^{-1}$); bagaço de cana (PCS = $17,33 \text{ MJ.kg}^{-1}$); e resíduos sólidos urbanos (PCS = $19,87 \text{ MJ.kg}^{-1}$). Ao comparar os valores de PCS, pode-se dizer que as biomassas das macrófitas apresentam um uso potencial como combustível em caldeiras.

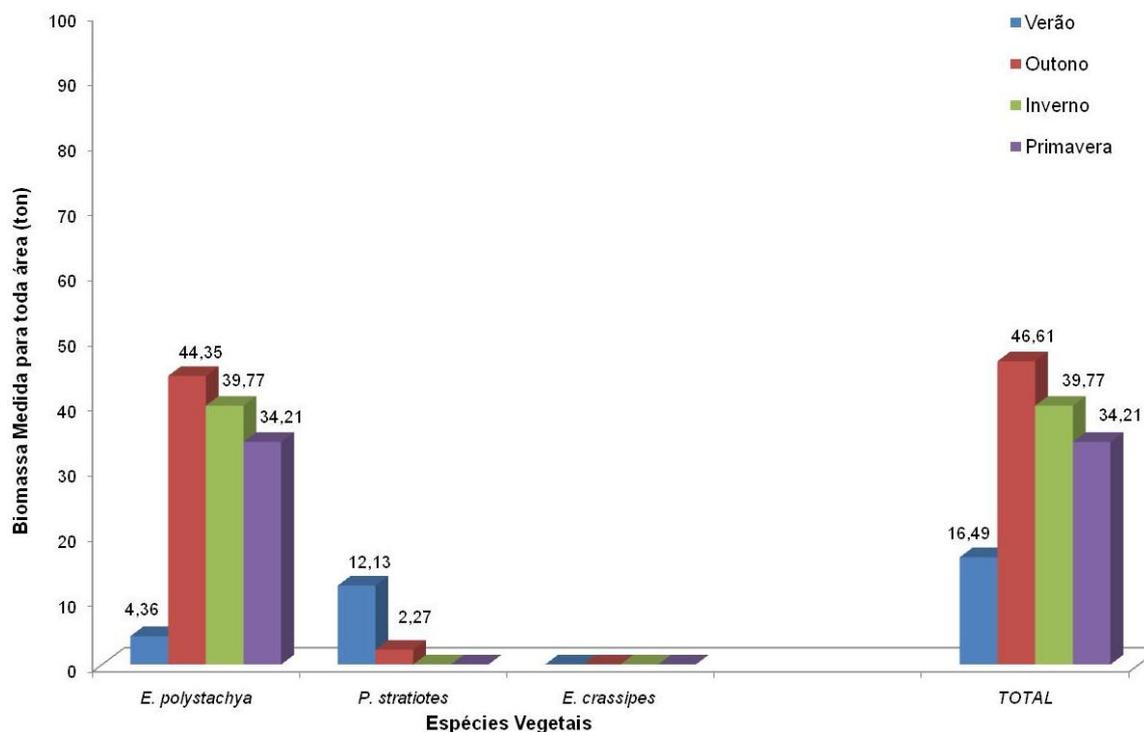


Figura 17 - Estimativa sazonal da produção de biomassa seca (ton) de *Echinochloa polystachya*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* no primeiro wetland.

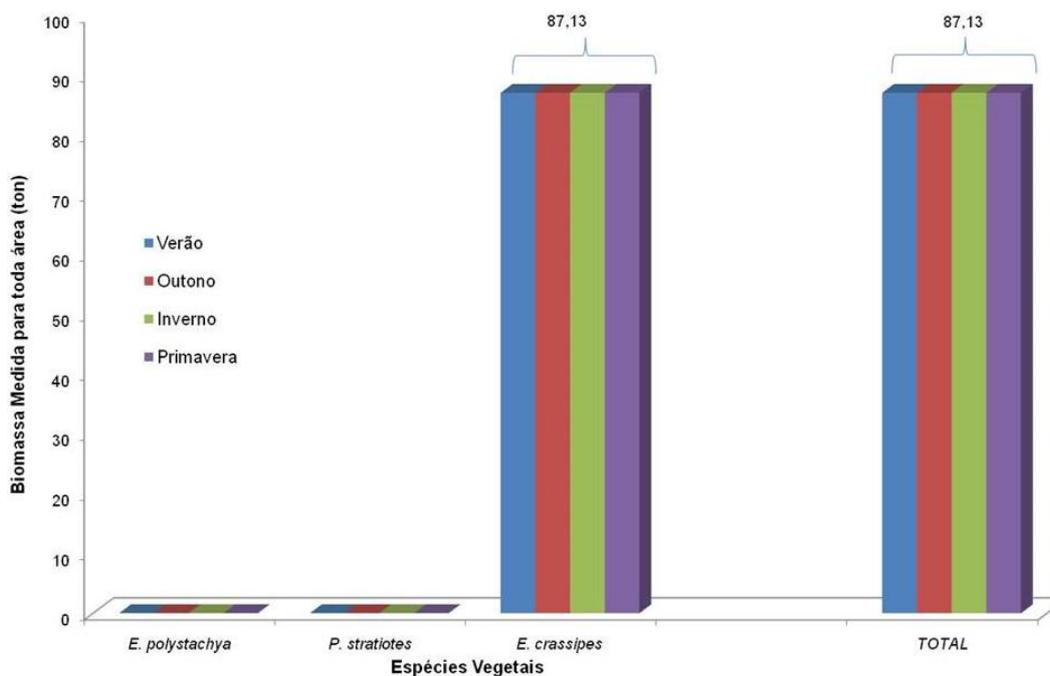


Figura 18 - Estimativa sazonal da produção de biomassa seca (ton) de *Echinochloa polystachya*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* no segundo wetland.

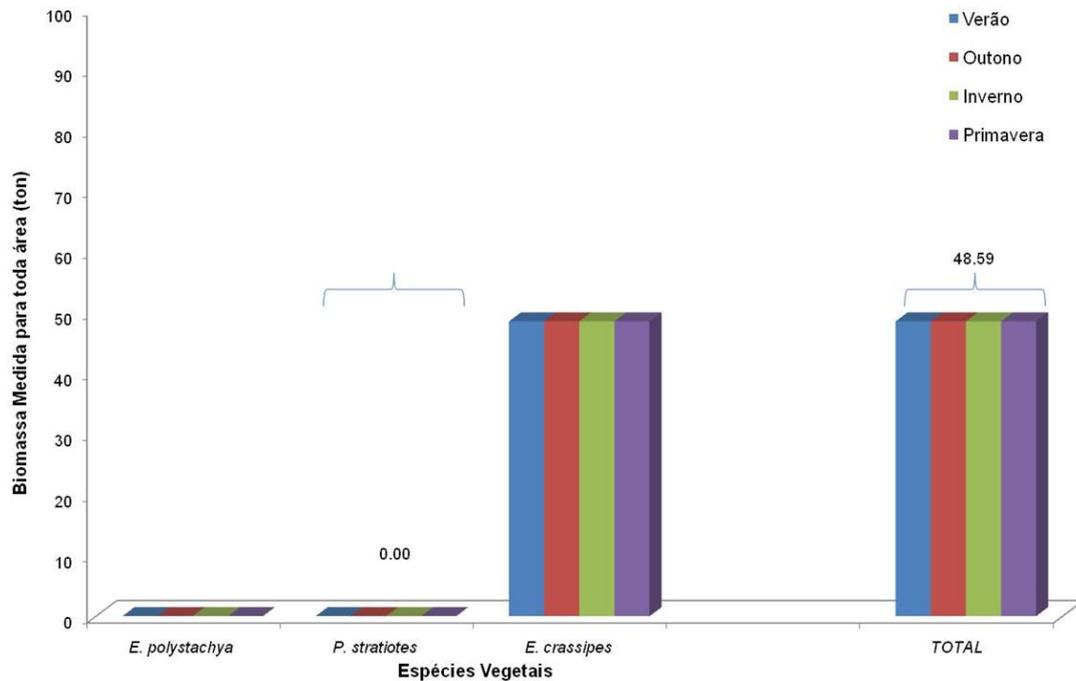


Figura 19 - Estimativa anual da produção de biomassa seca (ton) de *Echinochloa polystachya*, *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes* no terceiro wetland.

Fayet et al. (2008) identificou matrizes enérgicas alternativas para industrialização da cal no Estado do Paraná. Os autores relatam que embora *E. crassipes* não possua um valor alto de poder calorífico, sua elevada produção de matéria supera este déficit. No material seco encontra-se, aproximadamente, um P.C.I. de 767 kcal/ kg e um P.C.S. de 1.775 kcal/ kg. Os autores concluem que a matriz de *E. crassipes* é viável por atender plenamente os critérios estabelecidos nos âmbitos da viabilidade técnica, econômica e ambiental e pode ser consumida como biomassa desidratada pelos processos convencionais de injeção nos fornos ou ainda por meio indireto pela geração de gás metano em biodigestores.

O aporte diário de nutrientes no sistema de *wetlands* é reflexo da alta produtividade anual média de *E. crassipes*, o que torna esta espécie uma matriz energética potencial para ser utilizada como combustível em processos industriais.

Capítulo 5 – Conclusões e Sugestões para Futuras Pesquisas

O levantamento das espécies de ocorrência natural no sistema de *wetlands* no início da pesquisa revelou a presença de 135 espécies, contemplando espécies perenes e sazonais, o que demonstrou uma alta diversidade de macrófitas no sistema. No decorrer do primeiro ano, com o lançamento do lixiviado no sistema, ocorreu o desaparecimento de 132 espécies, sendo que estas apresentaram sinais de toxicidade, seguidas de morte, sendo substituídas gradativamente por três espécies que sobreviveram ao contato com o lixiviado: *E. polystachya*, *E. crassipes* e *A. philoxeroides*. Estas espécies no período do estudo apresentaram grande área de cobertura no sistema devido ao crescimento e desenvolvimento. Não houve a retirada das plantas do sistema de *wetlands* no período de estudo, desta forma, após o término do ciclo de vidas das plantas, a biomassa retornou para o sistema.

Durante dois anos de estudo, o desempenho do sistema de *wetlands* foi eficiente no tratamento do lixiviado, tendo apresentado boa adaptação frente à exposição ao lixiviado, à variação da sazonalidade, das condições meteorológicas, vazão e poluentes do lixiviado. Foi verificada expressiva redução da carga poluidora do lixiviado no sistema de *wetlands*, em relação aos parâmetros DBO, DQO, NA, NT e P.

Os resultados demonstram que a organização estrutural de *E. polystachya* e *E. crassipes* permite os seus desenvolvimentos no lixiviado e sugerem que a remoção dos nutrientes também ocorre pelas estratégias de fitoextração, fitoestimulação e rizodegradação. A organização estrutural das macrófitas com a eficiência de tratamento está relacionada à presença de um amplo sistema de raízes, grande porcentagem de aerênquima, alta densidade estomática e alta geração de biomassa. No presente estudo, foi observado que as duas espécies de macrófitas aquáticas apresentaram aerênquima bem desenvolvido na folha e raiz, o que pode favorecer a alta perda radial de oxigênio, beneficiando o crescimento de micro-organismos aeróbios e facultativos, que atuam na remoção de nutrientes.

Os processos de fitorremediação, além de promoverem o pós-tratamento do lixiviado, geram uma alta produção de biomassa vegetal, principalmente de *E. crassipes*, a qual apresentou maior cobertura vegetal no sistema, sendo uma matriz energética potencial.

Os resultados revelaram uma estabilização do sistema, o que pode estar relacionado ao fato de que o sistema de *wetlands* apresentou processos de autodepuração, e desenvolveu uma vegetação adaptada às condições impostas pelo lixiviado. A biota, o sedimento, o lixiviado, a precipitação, e a evapotranspiração, tornam o sistema um ambiente equilibrado com a ciclagem de nutrientes. Por fim, pode-se afirmar que o sistema empregado se mostrou uma alternativa viável que pode ser combinada ao tratamento do lixiviado.

Recomenda-se o estudo da composição do biofilme de *E. polystachya* e *E. crassipes* para que seja possível identificar os micro-organismos presentes, bem como o papel de cada um na degradação dos poluentes.

Sugere-se para trabalhos futuros o manejo do sistema de *wetlands*, devido à grande cobertura de macrófitas presentes para que não ocorra a saturação do sistema. O manejo deve prever a retirada de parte das plantas (raízes e parte aérea), uma vez ao ano no verão e a destinação correta da biomassa devido à contaminação por metais pesados.

Recomenda-se que a biomassa de *E. crassipes*, matriz energética potencial, seja utilizada como combustível em processos industriais e as cinzas, produto da queima da biomassa, sejam destinadas a Aterro Classe I, devido a contaminação por metais pesados.

REFERÊNCIAS

- ABASI S. A., RAMASAMY E. V., 1999, **Biotechnological methods of pollution control**, Hyderabad: Orient Longman.
- ABOU-ELELA, S. I., HELLAL, M. S, 2012, “Municipal waste water treatment using vertical flow constructed *wetlands* planted with *Canna*, *Phragmites* and *Cyperus*”, **Ecological Engineering**, v. 47, pp. 209–213.
- ABNT-NBR 7181, 1984, “Solo – Análise Granulométrica”. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro.
- ABNT-NBR 10.004, 2004, “Resíduos Sólidos: Classificação”. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro.
- ABNT-NBR 8633, 1984, “Carvão vegetal - Determinação do poder calorífico”. Associação Brasileira de Normas Técnicas, Rio de Janeiro.
- ABRELPE, 2010, **Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil**, Associação Brasileira de empresas de limpeza pública e resíduos especiais, São Paulo, 202p.
- ANSOLA, G., ARROYO, P., MIERA, L. E. S., 2014, “Characterisation of the soil bacterial community structure and composition of natural and constructed *wetlands*”, **Science of the Total Environment**, v. 473–474, pp. 63–71.
- ANSOLLA, G., FERNANDEZ, C., DE LUIS, C., 1995, “Removal of organic matter and nutrients from urban wastewater by using an experimental emergent aquatic macrophyte system”, **Ecological Engineering**, v.5, pp. 13–19.
- AGUNBIADE, F. O., OLU-OWOLABI, B., ADEBOWALE, A., 2009, “Phytoremediation potential of *Eichhornia crassipes* in metal-contaminated coastal water”, **Bioresource Technology**, v.100, p. 4521–4526.
- ALLOWAY, B. J., 1993, **Heavy metals in soils**, John Wiley & Sons Inc, New York. 553p.
- ANDRADE, J. C. M., TAVARES, S. R. L., MAHLER, C. F., 2007, **Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental**. 1 ed. São Paulo: Oficina de textos.
- APG III, 2009, “An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III” **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, pp.105-121.
- APHA-AWWA-WEF, 2005, **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th ed. Washington, DC, USA.
- APOSTOLO, N. M., 2005, “Caracteres anatómicos de la vegetación costera del Río Salado (Noroeste de la provincia de Buenos Aires, Argentina)”, **Boletín de la Sociedade Argentina de Botánica**, v. 40, n. 3-4, p. 215-227.

ARAUJO, B. S., 2000, **Fitorremediação: Tolerância e Metabolismo de compostos xenobióticos por raízes de *Daucus Carota* transformadas pela *Agrobacterium rhizogenes***, Química e Biotecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió.

ARMSTRONG, W., 1978, “**Root aeration in the wetland condition**”, In: Hook, D.E., Crawford, R.M.M. (Eds.), *Plant Life in Anaerobic Environment*, Ann Arbor Science Publisher, MI, USA, pp. 267–297.

ARMSTRONG, W., BECKETT P. M., 1992, “*Phragmites australis*: Venturi- and humidity-induced pressure flows enhance rhizome aeration and rhizosphere oxidation”, **New Phytologist**, v. 120, pp. 197–207.

ARROYO, P., ANSOLA, G., SÁENZ DEMIERA, L. E., 2013, “Effects of substrate, vegetation and flow on arsenic and zinc removal efficiency and microbial diversity in constructed *wetlands*”, **Ecological Engineering**, v. 51, pp. 95–103.

AZEVEDO, F. A.; CHASIN, A. A. M. C., 2003, *Metals Gerenciamento da Toxicidade*, São Paulo, Editora Atheneu, 554p.

AZIZ, H. A., DAUD, Z., ADLAN, M. N., et al., 2009, “The use of polyaluminium chloride for removing colour, COD and ammonia from semi-aerobic leachate”, **International Journal of Environmental Engineering**, v. 1, p. 20-35.

BACHAND, P. A. M., HORNE, A. J., 2000, “Denitrification in constructed free-water surface *wetlands*. Part II: effects of vegetation and temperature”, **Ecological Engineering**, v. 14, pp. 17–32.

BAE, B., JUNG, E., KIM, Y., et al., 1999, “Treatment of landfill leachate using activated sludge process and electron-beam radiation”, **Water Resource**, v. 33, pp. 2669-2673.

BAE, J. H., CHO, K. W., BUM, B. S., et al., 1998, “Effects of leachate recycle and anaerobic digester sludge recycle on the methane production from solid waste”, **Water Science Technology**, v. 38, pp. 159-168.

BALSER, T., KINZIG, A., FIRESTONE, M. K., 2002, “Linking soil microbial communities and ecosystem functioning”, In: KINZIG, A., PACALA, S., TILMAN, D., editors. *The functional consequences of biodiversity: empirical progress and theoretical extensions*. Princeton, New Jersey, **Princeton University Press**, pp. 265–356.

BARBERA, A. C., CIRELLI, G. L., CAVALLARO, V., et al., 2009, “Growth and biomass production of different plant species in two different constructed *wetland* systems in Sicily.” **Desalination**, v. 246, pp. 129–136.

BARKO, J.W., GUNNISON, D., CARPENTER, S.R. “Sediment interactions with submerged macrophyte growth and community dynamics.” **Aquatic Botany**, v. 41, pp. 41–65. 1991.

BARNES, J. D., 1992, “A reappraisal of use of DMSO for extraction and determination of chlorophylls a and b in lichens and higher plants”, **Environmental Experimental Botany**, v. 32, pp. 85-100.

BAYLEY, M. L., DAVISON, L., HEADLEY, T. R., 2003, “Nitrogen removal from domestic effluent using subsurface flow constructed *wetlands*: influence of depth, hydraulic residence time and pre-nitrification”, **Water Science Technology**, v. 48, n.5, pp. 175–182.

BEDFORD, B. L., BOULDIN, D. R., BELIVEAU, B. D., 1991, “**Net oxygen and carbon-dioxide balances in solutions bathing roots of *wetland* plants**”, *Journal of Ecology*, v. 79, pp. 943–959.

BERLYN, G. P., MIKSCH, J. P., 1976, **Botanical microtechnique and cytochemistry**. 1 ed. Iowa, State University Press.

BERTAZZOLI, R., PELEGRINI, R., 2002, “Descoloração e degradação de poluentes orgânicos em soluções aquosas através do processo fotoeletroquímico”, **Química Nova**, v. 25, n. 3, pp. 477-482.

BIALOWIEC, A., DAVIES, L., ALBUQUERQUE, A. et al, 2012, “The influence of plants on nitrogen removal from landfill leachate in discontinuous batch shallow constructed *wetland* with recirculating subsurface horizontal flow”, **Ecological Engineering**, v. 40, pp. 44–52.

BILLORE, S. K., SINGH N., SHARMA J. K., NELSON R. M., 1999, “Horizontal subsurface flow gravel bed constructed *wetland* with *Phragmites karka* in central India”, **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, pp. 163–171.

BOJCEVSKA, H., TONDESKI, K., 2007, “Impact of loads, season, and plant species on the performance of a tropical constructed *wetland* polishing effluent from sugar factory stabilization ponds”, **Ecological Engineering**, v. 29 , pp. 66- 76.

BOON, P. I., 2006, “Biogeochemistry and bacterial ecology of hydrologically dynamic *wetlands*”, In: BATZER D. P., SHARITZ R. R., editors. *Ecology of freshwater and estuarine wetlands*. Berkeley, **University of California Press**, pp. 115–176.

BORIN, M., 2003, “La fitodepurazione localizzata”, In: Borin, M. (Ed.) **Fitodepurazione: soluzioni per il trattamento dei reflui con le piante**, Edagricole, Bologna, Italy, pp. 107–134.

BRAGATO, C., BRIX, H., MALAGOLI, M., 2006, “Accumulation of nutrients and heavy metals in *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steudel and *Bolboschoenus maritimus* (L.) Palla in a constructed *wetland* of the Venice lagoon watershed”, **Environmental Pollution**, v. 144, p. 967-975.

BRAUN-BLANQUET, J., 1979, **Fitossociologia: base para el estudio de las comunidades vegetales**, 1 ed. Madrid: H. Blume Ediciones.

BREEN, P. F., CHICK, A. J., 1995, “Root zone dynamics in constructed *wetlands* receiving wastewater: a comparison of vertical and horizontal flow systems”, **Water Science Technology**, v. 32, pp. 281–290.

BRIX, H., 1997, “Do macrophytes play a role in constructed treatment *wetlands*”, **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, pp. 11-17.

- BRIX, H., 1994, “Functions of macrophytes in constructed *wetlands*”, **Water Science and Technology**, v. 29, n. 4, pp. 71-78.
- BRIX, H., SCHIERUP, H., 1989, “Sewage treatment in constructed *wetlands* – Danish experience”. **Water Science of Technology**, v. 21, pp. 1665–1668.
- BRIX, H., SCHIERUP, H. H., 1990, “Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport.” In: Cooper, P.F., Findlater, B.C. (Eds.), **Constructed Wetlands in Water Pollution Control**. Pergamon, Oxford, UK, pp. 53–66.
- BUITRAGO, B. H., MUÑOZ, P. F., RIBÉ, V., et al., 2013, “Hazard assessment of sediments from a *wetland* system for treatment of landfill leachate using bioassays”, **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 97, pp. 255–262.
- BULC, T. G., 2006, “Long term performance of a constructed *wetland* for landfill leachate treatment”, **Ecological Engineering**, v. 26, pp. 365-374.
- CAMPOS, J. C., FERREIRA, J. A., FERREIRA, C., et al., 2002, “Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai (RJ) utilizando *wetlands*”, In: **VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, pp.1-7.
- CARNEIRO, C., REISSMAMN, C. B., MARQUES, R., 2006, “Comparação de métodos de análise química de K, Ca, Mg e Al em folhas de erva-mate (*Ilex paraguarienses*, St. Hil.)”, **Cerne Lavras**, v. 12, n. 2, pp. 113-122.
- CARVALHO F., VILLENEUVE J.P., CATTINI C., et al., 2009, “Ecological risk assessment of PCBs and other organic contaminant residues in Laguna de Terminos”, **Ecotoxicology**, v.18, pp. 403–16.
- CALHEIROS, C. S. C., RANGEL, A. O. S. S., CASTRO, P. M. L., 2007, “Constructed *wetland* systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater”, **Water Resource**, v. 41, pp. 1790–1798.
- CETESB, 2005, “**Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo**”, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. São Paulo: Secretaria de Estado do Meio Ambiente.
- CIRELLI, G. L., CONSOLI, S., DI GRANDE, V., et al., 2006, Subsurface constructed *wetlands* for wastewater treatment and reuse in agriculture. Five years of experiences in Sicily, Italy. In: **Proceedings of the 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, Lisbon, Portugal, pp. 375–383.
- CHAPPELL, K. R., GOULDER, R., 1994, “Seasonal variation of epiphytic extracellular enzyme activity on 2 freshwater plants, *Phragmites australis* and *Elodea canadensis*”, **Arch. Hydrobiology**, v. 132, pp. 237-253.
- CHIEMCHAI SRI, C., CHIEMCHAI SRI W., JUNSOD, J., et al., 2009, “Leachate treatment and greenhouse gas emission in subsurface horizontal flow constructed *wetland*”, **Bioresource Technology**, v. 100, pp. 3808–3814.

CHEN, H. J., QUALLS, R. G., MILLER, G. C., 2002, “Adaptive responses of *Lepidium latigolium* to soil flooding: biomass allocation, adventitious rooting, aerenchyma formation and ethylene production”, **Environmental Experimental Botany**, v. 48, pp. 119–128.

CHEN, B., CHEN, Z. M., ZHOU, Y., et al., 2009, “Emergy as embodied energy based assessment for local sustainability of a constructed *wetland* in Beijing”, **Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation**, v. 14, pp. 622–35.

CHEN, G., WHITE, P. A., 2004, “The mutagenic hazards of aquatic sediments: a review”, **Mutation Research**, v. 567, pp. 151–225.

CHEN, G. Q., SHAO, L., CHEN, Z. M., et al., 2011, Low-carbon assessment for ecological wastewater treatment by a constructed *wetland* in Beijing, **Ecological Engineering**, v. 37, pp. 622–628.

CHEN, G. Q., ZENG, L., WU, Z., 2010, “An ecological risk assessment model for a pulsed contaminant emission into a *wetland* channel flow”, **Ecological Modelling**, v. 221, pp. 2927–2937.

CHEN, Z. M., CHEN, B., ZHOU, J. B., et al., 2008, “A vertical subsurface-flow constructed *wetland* in Beijing”, **Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation**, v. 13, pp. 1986–1997.

CHENG, X. Y., CHEN, W. Y., GU, B. H., et al., 2009, “Morphology, ecology, and contaminant removal efficiency of eight *wetland* plants with differing root systems”, **Hydrobiologia**, v. 623, pp. 77–85.

CHRISTENSEN, T., KJELDSEN, P., BJERG, P.L., *et al.* “Biogeochemistry of landfill leachates plumes”, **Applied Geochemistry**, v.16, p. 659-718. 2001.

CIRIA, M. P., SOLANO M. L., SOLANO, P., 2005, “Role of macrophyte *Typha latifolia* in a Constructed *Wetland* for wastewater treatment and assessment of its potential as a biomass fuel”, **Biosystems Engineering**, v. 92, n.4, pp. 535-544.

CLAXTON, L. D., HOUK, V. S., HUGHES, T. J., 1998, “Genotoxicity of industrial waste and effluents”, **Mutation Research**, v. 410, n. 3, pp. 237–243.

CLEMENT, J. C., PINAY, G., MARMONIER, P., 2002, “Seasonal dynamics of denitrification along to polyhydrosequences in three different riparian *wetlands*”, **Journal Environmental Qual**, v.31, n. 3, pp.1025–1037.

COLEMAN, J., HENCH, K., GARBUTT, K., et al., 2001, Treatment of domestic wastewater by three plant species in constructed *wetlands*. **Journal Water, Air and Soil Pollution**, v. 128, pp. 283-295.

CONAMA n° 357 de 17/3/05. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes e dá outras providências. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em 24/11/07.

CONAMA n° 420 de 30/12/09. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm>

CONNELL, E. L., COLMER, T. D., WALKER, D. I., 1999, “Radial oxygen loss from intact roots of *Halophila ovalis* as a function of distance behind the root tip and shoot illumination”, **Aquatic Botany**, v. 63, pp. 219–228.

COSTA, S. M. S. P., 2004, **Avaliação do potencial de plantas nativas do Brasil no tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais em “wetlands” construídos**. Engenharia Química. Campinas, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

COSTANZA, R., D’ARGE, R., DE GROOT, R., et al., 1998, “The value of the world’s ecosystem services and natural capital,” **Ecological Economics**, v. 25, pp. 3–15.

COSTANZA, R., FARBER, S. C., MAXWELL, J., 1989, “Valuation and management of *wetland* ecosystems”, **Ecological Economics**, v.1, pp. 335–61.

COTTA, J. A. O., REZENDE, M. O. O., PIOVANI, M. R., 2006, “Avaliação do teor de metais em sedimento do rio Betari no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira – PETAR, São Paulo, Brasil”, **Química Nova**, v. 29, n. 1, pp. 40-49.

CUNNINGHAM, S. D., ANDERSON, T. A., SHWAB, A. P., 1996, “Phytoremediation of soils contaminated with organic pollutants”, **Advances in Agronomy**, v. 56, n. 56, pp. 55-114.

DAMASCENO, S., 1996, **Remoção de metais pesados em sistemas de tratamento de esgoto sanitário por processo de lodo ativado e por um reator compartimentado anaeróbio**. São Carlos, Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. 141p.

D’AMBROSIO, O., 2010, **Paraísos Artificiais**. Disponível em: <http://www.unesp.br/jornal>
Acesso em: 24 out.

DAVIS, M. L., CORNWELL, D. A., 2008, **Introduction to Environmental Engineering**, 4 ed., New York, McGraw Hill.

DE MORAIS, J. L., PERALTA-ZAMORA, P., 2005, “Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates”, **Journal of Hazardous Materials**, v. 123, n. 1-3, pp. 181-186.

DIAMADOPOLOS, E., SAMARAS, P., DABOU, X. G. P., et al., 1997, “Combined treatment of leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor”, **Water Science Technology**, v. 36, pp. 61-68.

DOMINGUEZ, F. A. S., CHAVEZ, M. C. G., GONZALEZ, R. C., et al., 2007, “Accumulation and localization of cadmium in *Echinochloa polystachya* grown within a hydroponic system”, **Journal of Hazardous Materials**, v. 141, pp. 630–636.

DUFFUS, J. H., 2002, “Heavy metals, A meaningless term?” **Pure and Applied Chemistry**, v. 74, n. 5, pp. 793-807.

EL HAMOURI, B., NAZIH, J., LAHJOUJ, J., 2007, “Subsurface-horinzontal flow constructed *wetland* for sewage treatment under Moroccan climate conditions”, **Desalination**, v. 215, pp. 153–158.

EPA, 1999, “**Constructed *wetlands* treatment of municipal wastewaters**”, Environmental Protection Agency EPA/625/R-99/010.

ESAU, K., 1985, **Anatomia Vegetal**. Barcelona, Omega.

ESTEVEES, F. A., 1998, **Fundamentos de limnologia**, 2 ed., Rio de Janeiro, Interciência.

FAHN, A., 1985, **Plant anatomy**. 3 ed., Great Britain, Pergamon Press.

FAROOQI, I. H., BASHEER, F., CHAUDHARI, R. J., 2007, “Constructed *wetland* systems (CWS) for wastewater treatment.” In: **Proceedings of TAAL, the 12th World Lake Conference**, pp. 1004–1009.

FAYET, A. C., PINI, F.; SALAZAR, JR. O., 2008, “**Matrizes energéticas para industrialização da cal no Paraná**”, Optimiza, Curitiba, 93p.

FEDER, N., O'BRIEN, T. P., 1968, “Plant microtechnique: some principles and new methods”. **American Journal Botany**, v. 55, n. 1, p. 123-142.

FERGRISSON, J., 1991, **The Heavy Elements: Chemistry Environmental Impact and health effect**, 5 ed. New York, Pergamon.

FLATHMAN, P. E., LANZA, G. R., 1998, “Phytorremediation: current views on an emerging Green technology”, **Journal Soil Contamination**, v.7, pp. 415-432.

FOUL, A. A., AZIZ, H. A., ISA, M. H., et al., 2009, “Primary treatment of anaerobic landfill leachate using activated carbon and limestone: batch and column studies”, **International Journal Environmental Waste Management**, v. 4, pp. 282-298.

FOX, A. M., 1996, **Macrophytes**, In: CALOOW, P.E, PETTS, G. E. 1996. River Biota, Diversity and Dynamics. Blackwell Science London U. K. 257p.

FRANKLIN, G. L., 1946, “A rapid method of softening wood for microtome sectioning”, **Tropical Woods**, v. 88, n. 35.

FRASER, L. H., CARTY, S. M., STEER, D., 2004, “A test of four plant species to reduce total nitrogen and total phosphorus from soil leachate in subsurface *wetland* microcosms”, **Bioresource Technology**, v. 94, pp. 185–192.

FROIS, D. K., ANDRADE, P. I., 2013, “**Caracterização hidrológica de um sistema de *wetlands* usado no polimento de efluente de aterro sanitário**”, Monografia. Engenharia Civil, Universidade Positivo. Curitiba, Paraná, 64p.

GADE, B., LAYH, M., WESTERMANN, H., et al., 1996, “Determination of organic parameters in waste and leachate from the hazardous waste landfill of Raindorf, Germany”, **Waste Management and Research**, v.14, pp. 553–569.

GARCIA, J., AGUIRRE, P., MUJERIEGO R., et al., 2004, “Initial contaminant removal performance factors in horizontal flow reed beds used for treating urban wastewater”, **Water Research**, v.38, pp. 1669–78.

GODFREY, R. K., WOOTEN, J. W., 1981, **Aquatic and Wetland Plants of Southeastern United States: Dicotyledons**, University of Georgia Press, Athens, Georgia.

GRANATO, M., 1995, “Utilização do aguapé no tratamento de efluentes com cianetos”, **Série Tecnologia Ambiental**, v. 5, p.1.

GREENWAY, M., WOOLLEY, A., 2001, “Changes in plant biomass and nutrient removal over three years in a constructed *wetland* in Cairns, Australia”, **Water Science Technology**, v. 44, pp. 303–310.

GUMBRICHT, T., 1993, “Nutrient removal processes in freshwater submersed macrophytes systems”, **Ecological Engineer**, v. 2, pp. 1-30.

HALIM, C. E., SCOTT, J. A., NATAWARDAYA, H., et al., 2004, “Comparasion between acetic acid landfill leachates for the leaching of Pb (II), Cd (II), As (II), and Cr(VI) from cementitious wastes”, **Enviromental Science and Technology**, v. 38, pp. 3977-3983.

HAMMER, D. A., 1989, “**Constructed *wetlands* for wasterwater treatment: municipal, industrial, and agricultural**”, Chelsea, MI, Lewis Publishers.

HASLAM, S. M., 2003, “**Understanding *wetlands*: fen, bog, and marsh**”, London, Taylor and Francis.

HEARD, T., WINTERTON, S. L., 2000, “Interactions between nutrient status and weevil herbivory in the biological control of water hyacinth”, **Journal Applied Ecology**, v. 37, pp. 117–27.

HENRY, J., 2000, “An overview of the phytoremediation of lead an mercury”, In: **National Network Environmental Management Studies**. Washington, D. C.

HIJOSA-VALSERO, M., CARDONA, R. S., BÉCARES, E., 2012, “Comparison of interannual removal variation of various constructed *wetland* types”, **Science of the Total Environment**, v. 430, pp. 174–183.

HILL, D. T., PAYTON J. D., 1998, “Influence of temperature on treatment efficiency of constructed *wetlands*”, **Transactions of the ASAE**, v. 41, n. 2, pp. 393–396.

HINCHMAN, R. R., 1998, “Phytoremediation, using green plants to clean up contaminated soil, groundwater, and wastewater”, In: **Report of Argonne national Laboratory and Applied Natural Sciencies**. Illinois.

HOROWITZ, A. J., 1991. **Sediment trace Element Chemistry**, 2 ed. Michigan, Lewiz.

IM, J. H., WOO, H., CHOI, M., et al., 2001, “Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system”, **Water Research**, v. 35, n. 10, pp. 2403-2410.

IMFELD, G., BRAECKEVELT, M., KUSCHK, P., et al., 2009, “Monitoring and assessing processes of organic chemicals removal in constructed *wetlands*”, **Chemosphere**, v. 74, pp. 349–362.

IRGANG, B. E., PEDRALLI, G., WAETCHER, J. L., 1984, “Macrófitas aquáticas da Estação Ecológica do Taim, Rio Grande do Sul, Brasil”, **Roessléria**, v. 6, n. 1, pp. 395-404.

IRGANG, B. E., GASTAL JR., C. V. S., 1996, **Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS**, UFRGS, Porto Alegre.

ISLAM, A. M., TUDOR, T., MATES, M., 2009, “Evaluation of the pollutant removal mechanisms of a Reed bed system: biochemical parameters,” In: **Second International Workshop – Advances of Cleaner Production**, 20th, São Paulo, Brazil.

JAMPEETONG, A., KONNER, D., NARUMOL, P., et al., 2013, “Interactive effects of nitrogen form and pH on growth, morphology, N uptake and mineral contents of *Cox lacryma-jobi* L.”, **Aquatic Botany**, v. 111, pp. 144–149.

JENKINS, B. M., 1990, **Fuel properties form biomass materials**. International Symposium on Application and management of Energy in Agriculture: The role of biomass fuels. Delhi.

JENSEN, D. L., CHRISTENSEN, T. H., 1997, “Speciation of heavy metals in landfill leachate” In: Proceedings of the Sardinia’97, **Sixth International Landfill Symposium**, Italy, II, pp. 161–168.

JESUS, H. C., COSTA, E. A., MENDONÇA, A. S. F., et al., 2004, “Distribuição de metais pesados em sedimentos do sistema estuarino da ilha de Vitória-ES”, **Química Nova**, v.27, n. 3, pp. 378-386.

JING, S. R., LING, Y. F., WANG, J. W., et al., 2002, “Microcosm *wetlands* for wastewater treatment with different hydraulic loading rates and macrophytes”, **Journal Environmental Quality**, v.31, pp. 690–696.

JOHANSEN, D. A., 1940, **Plant microtechnique**. New York, Mc Graw Hill Book.

JONES, D. L., WILLIAMSON, K. L., OWEN, A. G., 2006, “Phytorremediation of landfill leachate”, **Waste Management**, v. 26, pp. 825-837.

JUCÁ, J. F. T., 2003, Destino final de los residuos solidos em Brasil: situación actual e perspectivas, **Resíduos**, v. 72, n. 72, pp. 58-66.

JUSTIN, S. H. F. W., ARMSTRONG, W., 1987, “**The anatomical characteristics of roots and plant response to soil flooding**”, *New Phytologist*, v. 106, pp. 465–495.

- JUSTIN, M. Z., ZUPANCIC, M., 2009, "Combined purification and reuse of landfill leachate by constructed *wetland* and irrigation of grass and willows", **Desalination**, v. 246, pp. 157-168.
- KABATA-PENDIAS, A., PENDIAS, H., 2001, **Trace Elements in Soils and Plants**, 3 ed., Boca Raton, CRC Press.
- KADLEC, R. H., WALLACE, S. D., 2008, **Treatment Wetlands**, 2ed., CRC Press, Taylor and Francis Group, Boca Raton.
- KADLEC, R. H., 1995, "Overview: surface flow constructed *wetlands*", **Water Science and Technology**, v. 32, n. 3, p. 1-12.
- KADLEC, R. H., KNIGHT, R. I., 1996, **Treatment Wetlands**, 1 ed., Boca Raton, Lewis Publishers.
- KADLEC, R. H., ZMARTHIE, L. A., 2010, "*Wetland* treatment of leachate from a closed landfill", **Ecological Engineering**, v. 3, n. 6, pp. 946–957.
- KANTAWANICHKUL, S., KLADPRASERT, S., BRIX, H., 2009, "Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed *wetlands* planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*", **Ecological Engineering**, v. 35, pp. 238–247.
- KARATHANASIS, A. D., POTTER, C. L., COYNE, M. S., 2003, "Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed *wetlands* treating domestic wastewater", **Ecological Engineering**, v. 20, pp. 157–169.
- KNIGHT, R. L., 1997, "Wildlife habitat and public use benefits of treatment *wetlands*", **Water Science and Technology**, v. 35, n.5, pp. 35 – 43.
- KJELDSSEN, P., BARLAZ, M. A., ROOKER, A. P., et al., 2002, "Present and long term composition of MSW landfill leachate: a review", **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 32, n. 4, pp. 297–336.
- KJELDSSEN, P., CHRISTOPHERSEN, M., 1999, "Composition of leachate from old landfills in Denmark", In: Proceedings of the Sardinia'99, **Seventh International Landfill Symposium**, Italy, II, pp. 105–112.
- KIRK, G. J. D., BEGG, C. B. M., SOLIVAS, J. L., 1993, "The chemistry of the lowland rice rhizosphere", **Plant Soil**, v. 156, pp. 83–86.
- KOH, O, et al., 2004, "Leachate treatment by the combination of photochemical oxidation with biological process", **Journal of Photochemistry and Photobiology**, v. 162, n. 2-3, pp. 261-271.
- KOUKAL, B., GUENGUEM, C., PARDOS, M., et al., 2003, "Influence of humic substances on the toxic effects of cadmium and zinc to the green alga *Pseudokirchneriella subcapitata*", **Chemosphere**, v. 53, p. 953-961.

- KROPFLOVA, L., VYMAZAL, J., SVEHLA, J., et al., 2009, “Removal of trace elements in three horizontal subsurface flow constructed *wetlands* in the Czech Republic”, **Environmental Pollution**, v. 157, n. 4, pp.1188–1194.
- KULIKOWSKA, D., KLIMIUK, E., 2008, “The effect of landfill age on municipal leachate composition”, **Bioresource, Technology** v. 99, n. 13, pp. 5981-5985.
- KYAMBADDE, J., KANSIIME, F., GUMAELIUS, L., et al., 2004, “A comparative study of *Cyperus papyrus* and *Miscanthidium violaceum* based constructed *wetlands* for wastewater treatment in a tropical climate”, **Water Resource**, v. 38, pp. 475–485.
- LAI, W. L., WANG, S. Q., PENG, C. L. et al., 2011, “Root features related to plant growth and nutrient removal of 35 *wetland* plants”, **Water Research**, v. 45, n. 13, pp. 3941-3950.
- LAI, W. L., ZHANG, Y., ZHANG, H. C., et al., 2012, “Radial oxygen loss, photosynthesis, and nutrient removal of 35 *wetland* plants”, **Ecological Engineering**, v. 39, pp. 24– 30.
- LARCHER, W., 2006, **Ecofisiologia Vegetal**, 3 ed. São Carlos, RIMA, 550p.
- LASAT, M. M., 2000, “Phytoextraction of metals from contaminated soil; a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues”, **Journal of Hazardous Substance Research**, v. 2, pp. 2-5.
- LASAT, M. M., 2002, “Phytoextraction of Toxic Metals: A Review of Biological Mechanisms”, **Journal Environmental Quality**, v. 31, n. 1, pp. 109-120.
- LEDAKOWICZ, S., KACZOREK, K., 2004, “Laboratory simulation of anaerobic digestion of municipal solid waste”, **Journal Environmental Science Health**, v. 39, pp. 859-871.
- LEE, B. H., SCHOLZ, M., 2007, “What is the role of *Phragmites australis* in experimental constructed *wetland* filters treating urban runoff?”, **Ecological Engineering**, v. 29, pp. 87–95.
- LETO, C., TUTTOLOMONDO, T., LA BELLA, S., et al., 2013, “Effects of plant species in a horizontal subsurface flow constructed *wetland* – phytoremediation of treated urban wastewater with *Cyperus alternifolius* L. and *Typha latifolia* L. in the West of Sicily (Italy)”, **Ecological Engineering**, v. 61, pp. 282–291.
- LI, H., YE, Z. H., WEI, Z. J., et al., 2011, “Root porosity and radial oxygen loss related to arsenic tolerance and uptake in *wetland* plants”, **Environmental Pollution**, v. 159, pp. 30–37.
- LI, Y. R., LOW G. K. C., LEI, Y., et al., 2004, “Microbial reduction of hexavalent chromium in landfill leachate”, **Australian Journal of Chemistry**, v. 57, pp. 967-970.
- LIN, L., LAN, C. Y., HUANG, L. N., et al., 2008, “Anthropogenic N₂O production from landfill leachate treatment”, **Journal Environmental Management**, v. 87, pp. 341-349.
- LIN, S. H., CHANG, C. C., 2000, “Treatment of landfill leachate by combined electron-fenton oxidation and sequencing batch reactor method”, **Water Research**, v. 34, n. 17, pp. 4243-4249.

LINDER, G., HAZELWOOD, R., PALAWSKI, D., et al., 1994, “Ecological assessment for the *wetlands* at mill town reservoir, missoula, montana: characterization of emergent and upland habitats”, **Environmental Toxicology Chemical**, v. 13, pp. 1957–1970.

LO, I., 1996, “Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills”, **Environmental Int.**, v. 22, pp. 433-442.

LORENZI, H., 2001, **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais**. Nova Ondina, Plantarum Ltda.

LORENZI, H., 2008, “**Plantas Daninhas do Brasil: Terrestres, Aquáticas, Parasitas e Tóxicas**”, 4 ed. Nova Odessa, Instituto Plantarum.

MAINE, M. A., SUNE, N., HADAD H., et al., 2007, “Influence of vegetation on the removal of heavy metals and nutrients in a constructed *wetland*”, **Journal of Environmental Management**, v. 12, p. 1-9.

MALAVOLTA, E., VITTI, G. C., OLIVEIRA, S. A., 1997, **Avaliação do Estado Nutricional das plantas: princípios e aplicações**, 2 ed., Piracicaba, POTAFOS.

MALTAIS-LANDRY, G., MARANGER, R., BRISSON, J., et al., 2009, “Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed *wetlands*”, **Water Resource**, v. 43, pp. 535–545.

MANNARINO, C. F., FERREITA, J. A., CAMPOS, J. C., et al., 2006, “*Wetlands* para Tratamento de Lixiviados de Aterros sanitários – Experiências no Aterro sanitário de Piraí e no Aterro Metropolitano de Gramacho, RJ”, **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 11, n. 2, pp. 108-112.

MANIOS, T., MILLNER P., STENTIFORD E.I., 2000, “Effect of rain and temperature on the performance of constructed reed beds”, **Water Environment Research**, v. 72, pp. 305–312.

MANIOS, T., STENTIFORD, E. I., MILLNER, P., 2000, “The removal of NH₃-N from primary treated wastewater in surface reed beds using different substrates”, **Journal of Environmental Sciences Health**, v. 37, n. 3, pp. 297–308.

MANIOS, T., STENTIFORD, E. I., MILLNER, P., 2003, “The removal of chemical oxygen demand from primary-treated domestic wastewater in surface-flow reed beds using different substrates”, **Water Environment Research**, v. 75, n.4, pp.336–341.

MARICLE, B. R., LEE, R. W., 2002, “Aerenchyma development and oxygen transport in the estuarine cordgrasses *Spartina alterniflora* and *S. anglica*”, **Aquatic Botany**, v. 74, n. 2, pp. 109-120.

MARNIE, L. W., BITTON, G., TOWNSEND, T., 2005, “Heavy metal binding capacity (HMBC) of municipal solid waste landfill leachates”, **Chemosphere**, v. 60, n. 2, pp. 206-215.

MARTIN, T. L., TREVORS, J. T., KAUSHIK, N. K., 1999, “Soil microbial diversity, community structure and denitrification in a temperate riparian zone”, **Biodiversity and Conservation**, v. 8, n. 8, pp. 1057–1078.

MARTINEZ, F. CUEVAS, G., CALVO, R. et al., 2003, “Biowaste effects on soil and native plants in a semiarid ecosystem”, **Journal Environmental Qual.**, v. 32, pp. 472-479.

METCALF, E., 1995, **Wastewater Engineering: Treatment Disposal and Reuse**, 2 ed., New Delhi, Mc Graw-Hill.

MINEROPAR, 2004, **Atlas geológico do Estado do Paraná**. Minerais do Paraná Curitiba. 1 CD-ROM.

MISHRA, V. K., TRIPATHI, B. D., 2009, “Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes”, **Bioresource Technology**, v. 99, pp. 7091–7097.

MITSCH, W.J., GOSSELINK, J.G., 2000, **Wetlands**, 3 ed., New York, John Wiley and Sons.

MOORE, B. C., LAFER, J. E., FUNK, W. H., 1994, “Influence of aquatic macrophytes on phosphorus and sediment pore water chemistry in a freshwater *wetland*”, **Aquatic Botany**, v.49, pp. 137–148.

MORRIS, J. T., BERNOT, R. J., BERNOT, M. J., 2009, “Nutrient cycling relative to N and C natural abundance in coastal *wetland* with long term nutrient additions”, **Aquatic Ecology**, v. 43, n. 4, pp. 803-813.

MOZETO, A. A., 1996, **Manejo da qualidade da água e da dinâmica do sedimento e do particulado da represa do Guarapiranga e do rio Grande**, RMSP, UFSCAR: São Carlos.

MULAMOOTTIL, G. MC BEAN, E. A. ROVERS, F, 1998, “Constructed *Wetlands* for the Treatment of Landfill Leachates”, Lewis Publishers, Boca Raton, pp. 17-32.

MURPHY, E., GHISALBERTI, M., NEPF, H. M., 2007, “Model and laboratory study of dispersion in flows with submerged vegetation”, **Water Resources Research**, v. 43, pp. 1–12.

NAGENDRAN, R., SELVAM, A., JOSEPH, K., et al., 2006, “Phytoremediation and rehabilitation of municipal solid waste landfills and dumpsites: A brief review”, **Waste Management**, v. 26, pp. 1357-1369.

NEPF H., GHISALBERTI M., 2008, “Flow and transport in channels with submerged vegetation”, **Acta Geophys**, v. 56, pp. 753–77.

NAYLOR S., BRISSON I., LABELLE M.A., et al., 2003, “Treatment of freshwater fish farm effluent using constructed *wetlands*: the role of plants and substrate”, **Water Science and Technology**, v. 48, n.5, pp. 215–222.

NETO, P. S., SILVA JR, A., MACEDO, L. F. F., et al., 2012, “Composição e distribuição da avifauna na área do aterro sanitário da Caximba, Região Metropolitana de Curitiba”, **Atualidades Ornitológicas**, on-line nº 168.

NIVALA, J., HOSS, M. B., CROSS, C., et al., 2007, “Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal, subsurface-flow constructed *wetland*”, **Science of the Total Environment**, v. 380, pp. 19-27.

O’LUANAIGH, N. D., GOODHUE, R., GILL, L. W., 2010, “Nutrient removal from on-site domestic wastewater in horizontal subsurface flow reed beds in Ireland”, **Ecological Engineering**, v. 36, pp. 1266–1276.

OMAN, C., 1993, “Identified organic compounds in leachates from landfills – a literature review”, **Symposium on svensk Uppsalaforskning**, Lulea, pp. 33–44.

OMAN, C., 1999, “Organic compounds selected for leachate characterization programs”, In: Proceedings of the Sardinia’99”, **Seventh International Landfill Symposium**, Italy, II, pp. 113–118.

OMAN, C., BENGTSSON, A., ROSQVIST, H., 1999, “Changes with depth and with time of leachates from a pilot-scale landfill”, In: Proceedings of the Sardinia’99, **Seventh International Landfill Symposium**, Italy, II, pp. 97–104.

OMAN, C., HYNNING, P. A., 1993, “Identification of organic compounds in municipal landfill leachates”, **Environmental Pollution**, v. 80, pp. 265–271.

OMAN, C. B., JUNESTEDT, C., 2008, “Chemical characterization of landfill leachates 400 parameters and compounds”, **Waste Management**, v. 28, pp. 1876-1891.

PACHECO, J. R., 2004, **Estudo de certas potencialidades de processos oxidativos avançado para o tratamento do percolado de aterro sanitário**. Química Analítica, UFPR, Curitiba, Curso de Pós-Graduação em Química, Setor de Ciências Exatas, Universidade Federal do Paraná.

PEGORINI, F., MARANHO, L. T., 2006, Organização estrutural das raízes de macrófitas aquáticas selecionadas para compor um *wetland* construído”, In: CONGRESSO NACIONAL DE BOTÂNICA, 57, Gramado. **Anais eletrônicos**. Gramado: UFRGS.

PELEGRINI, N. N. B., 2006, **Sistema de filtração lenta no tratamento de percolado do aterro sanitário de Limeira –SP**, Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 85p.

PENG, J., SONG, Y., YUAN, P., et al., 2009, “The remediation of heavy metals contaminated sediment”, **Journal of Hazardous Materials**, v. 161, n. 2-3, pp. 633 640.

PERALTA, R. M., AHN C., GILLEVET, P. M., 2013, “Characterization of soil bacterial community structure and physicochemical properties in created and natural *wetlands*”, **Science Total Environment**, v. 443, n. 15, pp. 725–32.

PETTECREW, E. L., KALFF, J., 1992, “Water flow and clay retention in submerged macrophytes bed”, **Can J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 49, pp. 2483-2489.

PEZESHKI, S. R., 2001, “Wetland plant responses to soil flooding”, **Environmental Experimental Botany**, v. 46, pp. 299–312.

PIWPUAN, N., ZHAI, X., BRIX, H., 2013, “Nitrogen nutrition of *Cyperus laevigatus* and *Phormium tenax*: Effects of ammonium versus nitrate on growth, nitrate reductase activity and N uptake kinetics,” **Aquatic Botany**, v. 106, pp. 42– 51.

POE, A. C., PIEHLER, M. F., THOMPSON, S. P., et al., 2003, “Denitrification in a constructed wetland receiving agricultural runoff”, **Wetlands**, v. 23, n. 4, pp. 817–826.

POMPEO, M. L. M, MOSCHINI CARLOS, V., 2003, “**Macrófitas aquáticas e perifiton: aspectos ecológicos e metodológicos**”, São Carlos, RIMA, 134 p.

POTT, V. J., POTT, A., 2000, “Plantas Aquáticas do Pantanal. Corumbá, MS”, **Embrapa: Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal**.

POTTER, C. L., KARANTHANASIS, A. D., 2001, “Vegetation effects on the performance of constructed wetlands treating domestic wastewater. On-site wastewater treatment.” In: **Proceedings of Ninth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems**, 11th–14th, Texas, USA, pp. 662–672.

PREUSSLER, K. H., MAHLER, C. F., MARANHO, L. M., 2012, “**Phytoremediation as an alternative treatment of leachate from landfills.**” In “Risk-based management of chemicals and products in a circular economy at a global scale”, Dresden, Germany.

PREUSSLER, K. H., MAHLER, C. F., MARANHO, L. M., 2012, “**Natural wetlands as an alternative for treatment of leachate from landfills**”, In “Linnaeus ECO-TECH 2012 Kalmar, Sweden, November 26-28.

PREUSSLER, K. H., MARANHO, L. T., GUIMARÃES, A. T. B., et al., 2007, “Influência do efluente doméstico na folha da macrófita *Cladium mariscus* (L) Pohl, Cyperaceae”, **Ver. Bras. Bio.**, v. 5, n. 1, p. 819-821.

PREUSSLER, K. H., 2008, **Avaliação da eficiência do tratamento de uma área alagável natural adotada no Aterro Sanitário de Guaratuba, PR, Brasil para o pós-tratamento do chorume.** Dissertação de mestrado. Gestão Ambiental. Universidade Positivo. Curitiba, Paraná. 142p.

QIN, P., MITSCH, W. J., 2009, “Wetland restoration and ecological engineering: international conference on wetland restoration and ecological engineering”, **Ecological Engineering**, v. 35, n. 4, pp. 437–4.

QIU, Z.C., WANG, M., LAI, W.L., et al., 2011, “Plant growth and nutrient removal in constructed monoculture and mixed wetlands related to stubble attributes.” **Hydrobiologia**, v. 661, pp. 251–260.

RANDERSON, P., ALBUQUERQUE, A., BIALOWIEC, A., 2012, “The influence of evapotranspiration on wastewater constructed *wetland* treatment efficiency”, **Kalmar: Eco-Tech**.

REDDY, K. R., CONNER, G. A. O., GALE, P. M., 1998, “Phosphorus sorption capacities of *wetland* soils and stream sediments impacted by dairy effluent”, **Journal of Environmental Quality**, v. 27, pp. 438–447.

REDDY K. R., DELAUNE R. D., 2008, “**Biogeochemistry of *wetlands*: science and applications**”, New York, Taylor and Francis Group.

REITZ, R., 1982. **Flora ilustrada catarinense**. Itajaí.

RENOU, S., GIVAUDAN, J. G., POULAIN, S., et al., 2008, “Landfill leachate treatment: Review and opportunity”, **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, pp. 468-493.

ROBINSON, H., 2007, “The composition of landfill leachates from very large landfills: an international review”, **CWRM**, v. 8, pp. 19–32.

ROBINSON, H. D., LAST, S. D., RAYBOULD, A., et al., 1997, “State of the art landfill leachate treatment schemes in the United Kingdom”, In: Proceedings of the Sardinia’97, **Sixth International Landfill Symposium, Italy**, II, pp. 191–209.

RODRIGUES, M. B., 2001, **Degradação de espécies químicas de relevância ambiental utilizando-se processos oxidativos avançados**, Mestrado em Química Analítica, UFPR, Curitiba.

ROMITELLI, M. S., 1983, “Remoção de fósforo em efluentes secundários com emprego de macrófitas aquáticas do gênero *Eichhornia*”, **Revista DAE**, v. 133, p. 66-68.

RUTHERFORD, L. A., MATTHEWS, S. L., DOE, K. G., et al., 2000, “Aquatic toxicity and environmental impact of leachate discharges from a municipal landfill”, **Water Quality Research Journal of Canada**, v. 35, pp. 39–57.

SAKAI, W. S., 1973, “Simple Method for differential staining of paraffin embedded plant material using toluidine blue”, **Stain Technology**, v. 43, n. 5, pp. 247-249.

SAND-JENSEN, K., PRAHL, C., STOKHOLM, H., 1982, “Oxygen release from roots of submerged aquatic macrophytes.” **Oikos**, v. 38, pp. 349–354.

SANPHOTI, N., TOWPRAYOON, S., CHAIPRASERT, P., et al., 2006, “The effects of leachate recirculation with supplemental water addition on methane production and waste decomposition in a simulated tropical landfill”, **Journal Environmental Management**, v. 81, pp. 27-35.

SASIKALA, S., TANAKA, N., WAH WAH, H. S. Y. et al., 2009, “Effects of water level fluctuation on radial oxygen loss, root porosity, and nitrogen removal in subsurface vertical flow *wetland* mesocosms”, **Ecological Engineering**, v. 35, pp. 410–417.

SARRUGE, J. R; HAAG, H. P. **Análise química em plantas**. Piracicaba: ESALQ, Departamento de Química, 1974.

SEMA, 1998, **Glossário de Engenharia Ambiental**, Secretaria Municipal do Meio Ambiente, 1 ed., Brasília, SEMA, 1998.

SEMA, 2010, **Projeto “As Built”: Aterro Sanitário da Caximba**, Secretaria Municipal do Meio Ambiente, Curitiba.

SEMA, 2009, **Projeto de implantação de wetlands para complementação do tratamento de efluentes do aterro sanitário de Curitiba Prefeitura Municipal de Curitiba**, Secretaria Municipal do Meio Ambiente.

SERAFIM, A. C., GUSSAKOV, K. C., SILVA, F., et al., 2003, “Chorume, Impactos Ambientais e possibilidades de tratamentos”, **III Fórum de Estudos Contábeis**, 2003.

SHILDHAR, M. K. C., SHARMA, B. M., 1980, “*Pistia stratiotes* L. in Nigerian waters”, **Cellular and Molecular Life Sciences**, v. 36, n. 8, pp. 953-955.

SIERRA-ALVAREZ, R., FIELD, J. A., CORTINAS, I., et al., 2005, “Anaerobic microbial mobilization and biotransformation of arsenate adsorbed onto activated alumina”, **Water Research**, v. 39, pp. 199-209.

SILVA, A. C; DEZOTTI, M., SANT’ANNA JR. G. L., 2004, “Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate”, **Chemosphere**, v. 55, n. 2, pp. 207-214.

SISTANI, K. R., MAYS, D. A., TAYLOR, R. W., 1999, “Development of natural conditions in constructed *wetlands*: biological and chemical changes”, **Ecological Engineering**, v. 12, pp. 125–131.

SMITH, A. R., PRYER, K.M., SCHUETTPELZ, E., ET AL., 2006, “A classification for extant ferns”, **Taxon**, v. 55, n.3, pp. 705-731.

SOMES, N. G. L., BREEN, P. F., WONG, T. H. F., 1996, A thermal analysis of a sub-surface, vertical flow constructed *wetland*. In: **Proceedings of the 5th International Conference Wetland Systems for Water Pollution Control: I/1-1–I/1-8**, Wien, Austria.

STOTTMEISTER, U., WIESSNER, A., KUSCHK, P., et al., 2003, “Effect of plants and microorganism in constructed *wetlands* for wastewater treatment”, **Biotechnology Advances**, v. 22, pp. 93–117.

SORRELL, B. K., BRIX, H., 2003, “Effects of water vapour pressure deficit and stomatal conductance on photosynthesis, internal pressurization and convective flow in three emergent *wetland* plants”, **Plant Soil**, v. 253, pp. 71–79.

SORREL, B. K., BOON, P. I, 1994, “Biogeochemistry of billabong sediments. II. Seasonal variations in methane production”, **Freshwater Biology**, v. 27, pp. 435–445.

SOUZA, F. A.; DZIEDZIC, M.; CUBAS, S. A., et al., 2013, “Restoration of polluted waters by phytoremediation using *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc., Haloragaceae”, **Journal of Environmental Management**, v. 120, pp. 5-9.

STROOT, P. G., MCMAHON, K. D., MACKIE, R. I., et al., 2001, “Anaerobic condigestion of municipal, solid waste and biosolids under various mixing conditions – I. Digester performance”, **Water Research**, v. 35, n. 7, pp. 1804-1816.

SUNIL, B. M., SHRIHARI, S., NYAYAK, S., 2009, “Shear strength characteristics and chemical characteristics of leachate-contaminated lateritic soil”, **Engineering Geology**, v. 106, pp. 20–25.

SUSARLA, S., MEDINA, V. F., MCCUTCHEON, S. C., 2002, “Phytoremediation: An ecological solution to organic chemical contamination”, **Ecological Engineering**, v. 18, pp. 647-658.

TAIZ, L., ZEIGER, E., 2004, **Fisiologia Vegetal**, 3 ed, Editora Artmed, Porto Alegre. 719p.

TANNER, C., 1996, “Plant for constructed *wetland* treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species”, **Ecological Engineering**, v. 7, pp. 59–83.

TANNER C., CLAYTON J. S., UPSDELL M. P., 1995, “Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewater in constructed *wetlands* — I. Removal of oxygen demand, suspended solids and fecal coliforms”, **Water Research**, v. 29, pp. 17.

TATSI, A. A., ZOUBOULIS, A. I., 2002, “A field investigation of the quantity and quality of leachate from a municipal solid waste landfill in a Mediterranean climate”, **Adv. Environmental Resource**, v. 6. pp. 207-219.

THORNEBY, L., MATHIASSEN, L., MARTENSSON, L., HOGLAND, W., 2006, “The performance of a natural treatment system for landfill leachate with special emphasis on the fate of organic pollutants”, **Waste Management Resource**, v. 24, n. 2, pp. 183–194.

TEAL, J. M., KANWISHER, J. W., 1966, “Gas transport in the marsh grass, *Spartina alterniflora*”, **Journal of Experimental Botany**, v. 17, pp. 355–361.

TORRES, P., BARBA, L. E., RIASCOS, J. et al., 1997, “Tratabilidade biológica de chorume produzido em aterro controlado”, **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 2, pp. 55-62.

TRANG, N. T. D., CHIEM, N. T., ANH, L., et al., 2010, “Kinetics of pollutant removal from domestic wastewater in a tropical horizontal subsurface flow constructed *wetland* system: effects of hydraulic loading rate”, **Ecological Engineering**, v. 36, pp. 527–535.

TRUONG, H. D., QUANG, L. N., NGUYEN, H. C., et al., 2011, “Treatment of high-strength wastewater in tropical constructed *wetlands* planted with *Sesbania sesban*: horizontal subsurface flow versus vertical down flow”, **Ecological Engineering**, v. 37, pp. 711–720.

- TRUU, M., JUHANSON, J., TRUU, J., 2009, “Microbial biomass, activity and community composition in constructed *wetlands*”, **Science Total Environment**, v. 407, n. 13, pp. 3958–71.
- TOSCANO, A., LANGERGRABER, G., CONSOLI, S., et al., 2009, “Modelling pollutant removal in pilot-scale two-stage subsurface flow constructed *wetlands*”, **Ecological Engineering**, v. 35, pp. 281–289.
- URBANIC-BERCIC, O., 1994, “Investigation into the Use of Constructed Reedbeds for Municipal Waste Dump Leachate Treatment”, **Water Science and Technology**, v. 29, pp. 289-294.
- USEPA, 1998, **Method 3050 B**, Disponível em: http://www.epa.gov/SW_846/pdfs/3050b.pdf, Acesso em: 10 ago. 2010.
- UYGUR, A., KARGI, F., 2004, “Biological nutrient removal from pre-treated landfill leachate in a sequencing batch reactor”, **Journal Environmental Management**, v. 71, pp. 9-14.
- VAN BODEGOM, P., GOUDRIAAN, J., LEFFELAAR, P., 2001, “A mechanistic model on methane oxidation in a rice rhizosphere”, **Biogeochemistry**, v. 55, pp. 145–177.
- VIGNEAULT, B., CAMPBELL, P. G. C., 2005, “Uptake of cadmium by freshwater green algae: effects of pH and aquatic humic substances”, **Journal of Phycology**, v. 41, pp. 55-61.
- VON SPERLING, M., 2005, **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, 3 ed. Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais.
- VYMAZAL, J., 2007, “Removal of nutrients in various types of constructed *wetlands*”, **Science Total Environment**, v. 380, n. 1–3, pp. 65–78.
- VYMAZAL, J., 2013, “Emergent plants used in free water surface constructed *wetlands*: A review”, **Ecological Engineering**, v. 61, pp. 582– 592.
- VYMAZAL, J., 2005, “Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed *wetlands* systems for wastewater treatment”, **Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, pp. 478–90.
- VYMAZAL, J., BRIX, H., COOPER, P. F., et al., 1998, “Removal mechanisms and types of constructed *wetlands*, In: Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P.F., Green, M.B., Haberl, R. (Eds.), *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*”, **Backhuys Publisher**, Leiden.
- VYMAZAL, J., KRÖPFELOVA, L., 2008, “Wastewater treatment in constructed *wetlands* with horizontal sub-surface flow”, Springer, v. 14, 579p.
- VYMAZAL, J., KRÖPFELOVA, L., 2011, “A three stage experimental constructed *wetland* for treatment of domestic sewage: first 2 years of operation”, **Ecological Engineering**, v. 37, n. 1, pp. 90–98.

- WANG, J., LI, W., 2011, "Influence of light and nitrate assimilation on the growth strategy in clonal weed *Eichhornia crassipes*", **Aquatic Ecology**, v. 45, n.1, p. 1-9.
- WEERAKOONA, G. M. P. R., JINADASA K. B. S. N., HERATH G. B. B., et al., 2013, "Impact of the hydraulic loading rate on pollutants removal in tropical horizontal subsurface flow constructed *wetlands*", **Ecological Engineering**, v. 61, pp. 154–160.
- WEIS, J.S., WEIS, P., 2004, "Metal uptake, transport and release by *wetland* plants: implications for phytoremediation and restoration", **Environmental International**, v. 30, pp. 685–700.
- WEN-LING L., SHU-QIANG W., CHANG-LIAN P., et al., 2011, "Root features related to plant growth and nutrient removal of 35 *wetland* plants", **Water Research**, v. 45, pp. 3941-3950.
- WETZEL, R.G., 2001, **Limnology**. 3 ed. Lake and River Ecosystems, Academic Press, San Diego, California.
- WHITE, P. A., RASMUSSEN, J. B., 1997, "The genotoxic hazards of domestic wastes in surface waters", **Mutation Research**, v. 410, n. 3, pp. 223–236.
- WHITE, P. A., RASMUSSEN, J. B., BLAISE, C., 1996, "Sorption of organic genotoxins to particulate matter in industrial effluents", **Environmental and Molecular Mutagenesis**, v. 27, n. 2, pp. 140–151.
- WHITE, P. A., RASMUSSEN, J. B., BLAISE, C., 1998, "Genotoxic substances in the St. Lawrence system I: industrial genotoxins sorbed to particulate matter in the St. Lawrence, St. Maurice, and Saguenay Rivers, Canada", **Environmental Toxicology Chemical**, v. 17, n. 2, pp. 286–303.
- WIESSNER, A., KUSCHK, P., et al., 2005, "Effect of plants and microorganism in constructed *wetlands* for wastewater treatment", **Water Research**, v. 39, n. 19, pp. 4643-4650.
- WOJCIECHOWSKA, E., WAARA, S., 2011, "Distribution and removal efficiency of heavy metals in two constructed *wetlands* treating landfill leachate", **Water Science Technology**, v. 64, n. 8, pp.1597–1606.
- YALCUK, A., UGURLU, A., 2009, "Comparison of horizontal and vertical constructed *wetland* systems for landfill leachate treatment", **Bioresource Technology**, v. 100, pp. 2521–2526.
- YANG A. L., ZHULEI CHEN Z., LIUB, T., et al., 2013, "Ecological effects of cow manure compost on soils contaminated by landfill leachate", **Ecological Indicators**, v. 32, pp. 14–18.
- ZANESLY JR, R. S., WIESE, A. H., BAUER, E. O., et al., 2006, "Saplow of Ibrid poplar (*Populus nigra* L. X *P. maximowiczii* A. Henry 'NM6') during phytoremediation of landfill leachate", **Biomass and Bioenergy**, v. 30, pp. 784-793.
- ZENG, L., CHEN, G. Q., 2011, "Ecological degradation and hydraulic dispersion of contaminant in *wetland*", **Ecological Modelling**, v. 222, pp. 293–300.

- ZENG, L., CHEN, G. Q., TANG, H. S., et al., 2011, “Environmental dispersion in *wetland* flow”, **Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation**, v.16, pp. 206–15.
- ZHAIA, X., PIWPUANA N., ARIASA, C. A., et al., 2013, “Can root exudates from emergent *wetland* plants fuel denitrification in subsurface flow constructed *wetland* systems”, **Ecological Engineering**, v. 61, pp. 555–563.
- ZHANG, B.Y., ZHENG, J. S., SHARP, R. G., 2010, “Phytoremediation in Engineered *Wetlands*: Mechanisms and Applications”, International Society for Environmental Information Sciences 2010 Annual Conference, **Environmental Sciences**, v. 2, pp. 1315–1325.
- ZHANG, D., GERSBERG, R. M., KEAT, T. S., 2009, “Constructed *wetlands* in China.” **Ecological Engineering**, v. 35, pp. 1367–78.
- ZHU T., SIKORA, F. J., 1995, “Ammonia and nitrate removal in vegetated and unvegetated gravel bed microcosm *wetlands*”, **Water Science and Technology**, v. 32, n. 3, pp. 219-228.
- ZANELLO, S., MELO, W., GITH, V. F., 2009, “Mineralogia e teores de cromo, níquel, cobre, zinco e chumbo nos solos no entorno do aterro sanitário da Caximba em Curitiba-PR”, **Scientia Agraria**, v. 10, n. 1, pp. 51-60.
- ZIMMELS, Y., KIRZHNER, F., MALKOVSKAJA, A., 2006, “Application of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of urban sewage in Israel”, **Journal Environmental Management**, v. 81, n. 4, pp. 420-428.