



IV Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos

quantidade e qualidade das águas:
inovação tecnológica e recursos hídricos



V Fórum do Observatório Ambiental
Alberto Ribeiro Lamego

ISSN CD-ROM 2316-5049

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DAS WETLANDS NATURAIS NO PÓS-TRATAMENTO DO LIXIVIADO NO ATERRO SANITÁRIO DA CAXIMBA, CURITIBA, PR, BRASIL

Thaís Lopes Cavalheiro¹
Ana Maria Pereira Barreto Amorim¹
Karla Heloise Preussler²
Leila Teresinha Maranhão^{3*}

Resumo

A crescente geração de resíduos sólidos pela população, bem como seu mau gerenciamento implica em sérios problemas ambientais. Um desses problemas oriundos da disposição dos resíduos é a produção de lixiviado rico em matéria orgânica e inorgânica, que somado às águas das chuvas produz um fluxo de percolado que é um potencial contaminante do ambiente. Métodos convencionais são utilizados em aterros sanitários para que seja feito um tratamento anterior ao lançamento nos corpos receptores, porém os métodos convencionalmente utilizados não são eficientes na remoção dos poluentes, não atingindo os padrões exigidos na legislação. Faz-se, portanto, necessário um pós-tratamento para que essa carga poluidora possa ser reduzida. Uma alternativa que têm se mostrado eficiente quanto à remoção dos contaminantes do lixiviado é o método de fitorremediação por meio de sistemas de wetlands (banhados). Estas áreas funcionam como sumidouros para nutrientes e outras substâncias, reduzindo a eutrofização e contaminação de ecossistemas próximos. Em vista dessas propriedades, o presente estudo avaliou a eficiência do pós-tratamento empregado no Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil, a partir de um sistema composto por três wetlands naturais. O pós-tratamento apresentou resultados expressivos de eficiência na remoção de contaminantes como: DBO, DQO, Nitrogênio Amoniaco e Total, Sólidos Dissolvidos Totais e Sólidos Totais, Nitrito, Nitrato, Fósforo Total e óleos e graxas, com valores de eficiência média total do sistema que ultrapassaram 50%, por meio da fitorremediação, sendo que as espécies de macrófitas mais atuantes nesse processo foram *Eichhornia crassipes* e *Echinochloa polystachya*. Pode-se afirmar que o sistema empregado se mostrou uma alternativa viável que pode ser combinada ao tratamento do lixiviado.

Palavras-chave: chorume, fitorremediação, banhados, macrófitas aquáticas.

Introdução

A industrialização, a inovação tecnológica, os crescimentos econômico e populacional, bem como a mudança de hábito do homem afetam direta e indiretamente o meio ambiente. Um dos muitos problemas que surgiu dessa situação refere-se à crescente geração de Resíduos Sólidos Urbanos – RSU (CUNHA; CAIXETA-FILHO, 2002; GANDELINI; CAIXETA-FILHO, 2007). Os RSU constituem uma mistura de resíduos que causam impactos ambientais, principalmente quando a destinação final

¹ Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Positivo.

² Doutorado em Engenharia Civil. Analista Ambiental da Universidade Positivo.

³ Doutorado em Engenharia Florestal. Coordenação do Mestrado em Biotecnologia Industrial da Universidade Positivo.

* autor para correspondência: maranhao@up.com.br



IV Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos

quantidade e qualidade das águas:
inovação tecnológica e recursos hídricos



V Fórum do Observatório Ambiental
Alberto Ribeiro Lamego

ISSN CD-ROM 2316-5049

é inadequada, o que leva à contaminação do ar, das águas subterrâneas e superficiais, do solo, e à proliferação de vetores nocivos à saúde humana (BULC, 2006; CELERE et al., 2007; CUNHA; CAIXETA-FILHO, 2002; PIRES et al., 2003).

Uma das principais formas de contaminação do ambiente se dá pela produção do lixiviado quando ocorre a degradação dos RSU. O lixiviado possui altas concentrações de matéria orgânica, fósforo, sólidos suspensos, amônia, nitrogênio, cloreto, sulfato, sódio, potássio e cálcio e em alguns casos baixas concentrações de metais pesados (BULC, 2006; CELERE et al., 2007; PIRES et al., 2003). Pode conter, ainda, compostos orgânicos originados da degradação de substâncias que são metabolizadas, como carboidratos, proteínas e gorduras (KADLEC; ZMARTHIE, 2010; LIEHR; SLOOP, 1996; SISINNO; MOREIRA, 1996).

Em função da elevada concentração de matéria orgânica e materiais inorgânicos, o lixiviado constitui-se como um poluente agressivo ao ambiente, dessa forma, necessita de tratamento anterior ao seu lançamento no corpo receptor PIRES et al., 2003, muitas vezes, o tratamento é aplicado, porém não são atingidos os parâmetros da legislação ambiental vigente, o que requer um pós-tratamento. Uma alternativa promissora para o pós-tratamento é a fitorremediação (WEIS; WEIS, 2004).

A fitorremediação é uma tecnologia emergente que utiliza plantas para degradar, remover, conter ou imobilizar contaminantes do solo e da água (CHENG et al., 2002; DIETZ; SCHNOOR, 2001). Esta tecnologia vem recebendo atenção nos últimos anos, pois se trata de uma alternativa inovadora quando comparada aos métodos convencionais, principalmente porque pode ser estabelecida nos locais de acumulação dos resíduos potencialmente perigosos (EPA, 2000). Suas principais vantagens são o baixo custo, podendo, assim, ser aplicada em grandes áreas contaminadas (WEIS; WEIS, 2004), e a possibilidade de realizar o tratamento *in situ*, o que resulta em menor agressão ao meio ambiente (GERHARDT K et al., 2009).

Uma das possibilidades do tratamento *in situ* são as *wetlands* naturais, que são definidas como regiões saturadas por água de superfície ou água do lençol freático que apresentam vegetação tipicamente adaptada para a vida em condições de solos saturados. Estas áreas funcionam como sumidouros para nutrientes e outras substâncias, reduzindo a eutrofização e contaminação de ecossistemas próximos, podendo ser consideradas como alternativa de pós-tratamento que viabilize a redução dos impactos ambientais dos RSU.

Nesses sistemas, a vegetação compõe-se de macrófitas, que desempenham várias funções como: absorção de nutrientes e outros constituintes das águas residuais, transferência de oxigênio para o substrato, suporte ao crescimento de biofilmes, controle da erosão, filtragem, além de apresentar um grande valor estético (BRIX, 1997; SHUTES, 2001; THOMAZ; BINI, 1998).

Apesar das macrófitas aquáticas apresentarem-se como alternativa de tratamento de águas poluídas por da fitorremediação, deve haver um manejo dessas espécies, levando-se em consideração análises físicas e químicas, além de estudos envolvendo o ciclo vegetativo. Esses entendimentos servirão de base para a utilização consciente das espécies na redução de nutrientes e na conservação dos sistemas naturais. Caso não haja a retirada dessas plantas em um período adequado de seu ciclo de vida, os nutrientes incorporados dentro dos tecidos retornarão à água por processos de decomposição (BRIX, 1997; MARTINS et al., 2010).

O Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil, utiliza um sistema composto por três *wetlands* para o pós-tratamento do lixiviado, por isso se faz necessário a avaliação desse sistema, de tal forma que se possa comprovar a sua eficiência, assim como sugerir adequações, quando necessárias. Dessa forma, a presente pesquisa tem como objetivo avaliar a eficiência do pós-tratamento do lixiviado, por meio da tecnologia da fitorremediação, no sistema de *wetlands* empregado no Aterro Sanitário da Caximba.

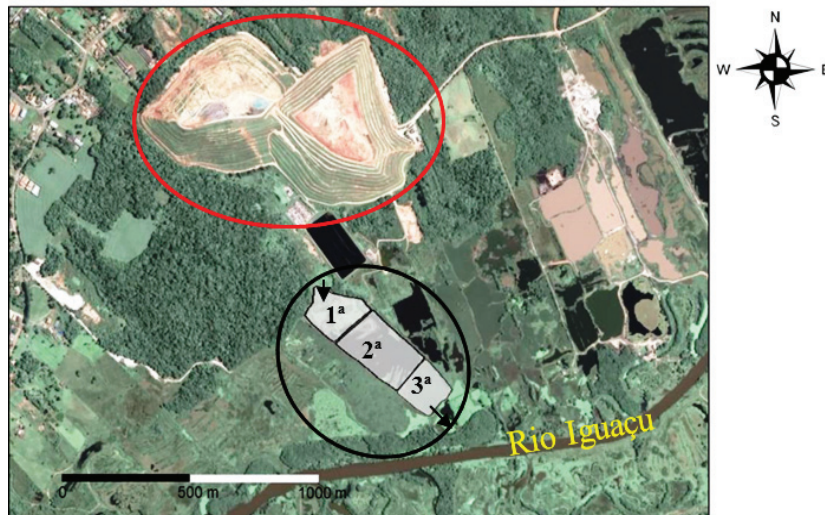


Após tal avaliação será possível obter informações para que a tecnologia alternativa de fitorremediação possa ser aplicada em outros aterros sanitários, havendo a possibilidade de indicar quais as plantas mais eficientes quanto ao tratamento dos diferentes poluentes presentes no lixiviado, bem como o manejo mais adequado das plantas nessas áreas.

Material e métodos

A presente pesquisa foi realizada no Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil (25°37'18.10"S e 49°20'14.70"O), desativado em outubro de 2010, após receber por, aproximadamente, 20 anos resíduos de Curitiba e mais 17 cidades da região metropolitana. Está localizado ao sul do Município de Curitiba a 23 km do centro, no bairro da Caximba, entre os municípios de Araucária e Fazenda Rio Grande. A área total do Aterro Sanitário é de 410.000 m², sendo que a área que era destinada à disposição de lixo, era de 237.000 m². O aterro utiliza, desde janeiro de 2011, um sistema composto por três *wetlands* naturais para pós-tratamento do lixiviado (Fig. 1).

Figura 1 – Ortofoto do Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil. “Em vermelho” a área de disposição dos resíduos e “em preto” as três *wetlands* naturais (1^o, 2^o e 3^o); entrada do lixiviado na 1^o *wetland*; saída do lixiviado na 3^o *wetland* para o Rio Iguçu.



O tratamento do lixiviado no aterro consiste na captação e condução do efluente aos tanques de equalização, segue para as lagoas anaeróbias, e por fim, o lixiviado é conduzido às lagoas facultativas.

Até janeiro de 2011, após esses tratamentos, o lixiviado era lançado diretamente no rio Iguçu, porém, a partir dessa data *wetlands* naturais sequenciais e interligadas entre si passaram a receber o lixiviado tratado. A *wetland* 1 (WET1) possui volume de 17.969 m³, a *wetland* 2 (WET2) de 47.870 m³, e a *wetland* 3 (WET3) de 19.923 m³, todas possuem um padrão de vegetação natural. O Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) é de, aproximadamente 31 dias para WET1, 84 para WET2, e 35 dias para WET3. A vazão média de lixiviado foi de 23,61 m³ h⁻¹.

Levantamento da vegetação presente nas *wetlands* naturais e seu entorno

O levantamento florístico foi realizado por meio de expedições sazonais (primavera 2010 e verão, outono, inverno e primavera de 2011). As coletas foram feitas de forma aleatória, abrangendo



IV Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos

quantidade e qualidade das águas:
inovação tecnológica e recursos hídricos



V Fórum do Observatório Ambiental
Alberto Ribeiro Lamago

ISSN CD-ROM 2316-5049

todas as comunidades locais presentes dentro e no entorno das *wetlands* naturais. Todas as espécies férteis encontradas foram coletadas e herborizadas de acordo com técnicas usuais (FIDALGO; BONONI, 1989) para posterior identificação. A identificação foi realizada por meio de consulta à literatura especializada (LORENZI, 2001) e comparação com a coleção do Museu Botânico Municipal de Curitiba (MBM). As exsicatas encontram-se depositadas no Herbário da Universidade Positivo (UP) e Herbário do Parque da Ciência Newton Freire Maia (IRAI).

As famílias foram organizadas de acordo com a proposta da Angiosperm Phylogeny Group III (APG III) de 2009, com base em Souza e Lorenzi (2008). A denominação das espécies apresentadas foi conferida em consulta à base de dados virtuais da lista de espécies da flora do Brasil, disponível em: floradobrasil.jbrj.gov.br.

Monitoramento sazonal de cobertura das macrófitas (fitossociologia)

O crescimento e desenvolvimento das macrófitas nas *wetlands* naturais foram acompanhados por levantamento fitossociológico nas estações do ano (primavera 2010 e verão, outono, inverno e primavera de 2011). Para tanto, foram estabelecidos dois transectos transversais fixos, ao longo de cada *wetland*. Sobre esses transectos foi lançado um quadrado com dimensão de 1 m². Durante a amostragem o quadrado foi lançado aleatoriamente dez vezes ao longo de cada transecto.

O grau de cobertura de cada espécie nas áreas alagadas naturais foi estimado de acordo com Braun-Blanquet (1979). Com base nas informações obtidas pela estimativa visual foram estimados os parâmetros fitossociológicos conforme Mueller-Dombois e Ellenberg (1974): frequência absoluta (1); frequência relativa (2); área coberta pela espécie (3); valor de cobertura de cada espécie (4); e valor de cobertura relativa de cada espécie (5).

$$(1) FA (\%) = 100 \cdot \frac{p}{PT}$$

$$(2) FR (\%) = 100 \cdot \frac{FA}{\sum FA}$$

$$(3) AC (m^2) = \sum \left(gck \cdot \frac{ap}{100} \right)$$

$$(4) VC (\%) = 100 \cdot \frac{AC}{AT}$$

$$(5) CR (\%) = 100 \cdot \frac{AC}{\sum AC}$$

Em que: pi – número de parcelas com a presença da espécie; PT – número total de parcelas (no presente estudo, 3); gck – grau médio de cobertura da espécie na parcela; ap – área da parcela; e AT – área total amostrada.

Análises das variáveis meteorológicas

As variáveis meteorológicas de precipitação acumulada (mm), temperatura média do ar (°C) da área de estudo foram fornecidas mensalmente (durante o ano de 2011) pelo Sistema Meteorológico do Paraná (SIMEPAR).



Eficiência do pós-tratamento

O lixiviado foi coletado mensalmente, em 2011, em quatro pontos pré-determinados nas áreas *wetlands* naturais: ponto 1, na entrada do lixiviado na WET1; e pontos 2, 3 e 4 na saída do lixiviado das *wetlands*, respectivamente.

Figura 2 – Esquema que demonstra os pontos de coleta do lixiviado. P1 (ponto 1), P2 (ponto 2), P3 (ponto 3), P4 (ponto 4), WET1 (*wetland* 1), WET2 (*wetland* 2), WET3 (*wetland* 3).



As variáveis analisadas foram: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total (NT), Nitrogênio Amoniacal (NA), Oxigênio Dissolvido (OD), pH, nitrito, nitrato, fósforo total, Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Sólidos Totais (ST) e óleos e graxas (OG). Os metais pesados analisados foram: cádmio (Cd), chumbo (Pb), cobre (Cu), níquel (Ni), mercúrio (Hg), prata (Ag) e zinco (Zn). As análises foram realizadas segundo Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 1998).

Após obtenção dos dados, a eficiência de tratamento do lixiviado foi calculada de acordo com metodologia proposta por Kadlec e Knight (1996). A eficiência do tratamento foi calculada para cada *wetland* e para o todo o sistema, ou seja, a relação entre a entrada da WET1 e saída da WET3. A eficiência de tratamento do lixiviado foi mensurada pela percentagem de massa removida ($M_{r(\%)}$) conforme equação 6.

$$(6) \quad M_{r(\%)} = \frac{100(m_1 - m_2)}{m_1}$$

Em que: m_1 é a massa do poluente da amostra na entrada da *wetland*;
 m_2 a massa do poluente da amostra na saída da *wetland*.

Resultados e discussão

Os resultados do levantamento florístico, dentro e no entorno das *wetlands* naturais, revelaram a presença de 138 espécies, pertencentes a 107 gêneros e 44 famílias (Tab.1). As famílias com maior representatividade em número de espécies foram: Asteraceae (com 30 espécies, cerca de 21,7% do total) e Solanaceae (com oito espécies, cerca de 5,8% do total), Fabaceae, Onagraceae e Poaceae (cada uma com sete espécies, cerca de 15,2% do total), Cyperaceae (com seis espécies, cerca de 4,3% do total) e Polygonaceae (com cinco espécies, cerca de 3,6% do total).



IV Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos

quantidade e qualidade das águas:
inovação tecnológica e recursos hídricos



V Fórum do Observatório Ambiental
Alberto Ribeiro Lamego

ISSN CD-ROM 2316-5049

Tabela 1 – Relação das espécies vegetais encontradas no sistema de wetlands para pós-tratamento de lixiviado do Aterro Sanitário da Caximba e seu entorno, ordenadas por ordem alfabética de famílias e espécies. Wet – espécie encontrada dentro das wetlands; Entorno – espécie encontrada no entorno das wetlands.

Família	Espécie	Local
Alismataceae	<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. & Schltdl	Wet
Amaranthaceae	<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	Wet
	<i>Amaranthus lividus</i> L.	Entorno
	<i>Amaranthus viridis</i> L.	Entorno
	<i>Iresine diffusa</i> Humb & Bonpl. ex Willd.	Entorno
Apiaceae	<i>Apium leptophyllum</i> (Pers.) F. Muell. ex Benth.	Entorno
Araceae	<i>Pistia stratiotes</i> L.	Wet
Araliaceae	<i>Hydrocotyle bowlesoides</i> Mathias & Constance	Wet
Asteraceae	<i>Achyrocline satureioides</i> (Lam.) DC.	Entorno
	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	Entorno
	<i>Arctium minus</i> (Hill) Bernh.	Entorno
	<i>Baccharis anomala</i> DC.	Entorno
	<i>Baccharis spicata</i> (Lam.) Baill.	Entorno
	<i>Bidens laevis</i> (L.) Britton, Sterns & Poggenb.	Entorno
	<i>Bidens pilosa</i> L.	Entorno
	<i>Calyptocarpus biaristatus</i> (DC.) H. Rob.	Entorno
	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	Entorno
	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	Entorno
	<i>Cotula australis</i> Sieber ex Spreng.) Hook. f.	Entorno
	<i>Eclipta alba</i> (L.) Hassk.	Entorno
	<i>Erechtites hieraciifolia</i> (L.) Raf. ex DC.	Entorno
	<i>Erechtites hieraciifolius</i> (L.) Raf. ex DC.	Entorno
	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	Entorno
	<i>Gamochoaeta purpurea</i> (L.) Cabrera	Entorno
	<i>Hypochaeris brasiliensis</i> (Less.) Benth. & Hook. f. ex Griseb.	Entorno
	<i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less.	Entorno
	<i>Leptostelma maximum</i> D. Don	Entorno
	<i>Mikania micrantha</i> Kunth	Entorno
	<i>Pseudognaphalium cheiranthifolium</i> (Lam.) Hilliard & B. L. Burt	Entorno
	<i>Senecio brasiliensis</i> (Spreng.) Less.	Entorno
	<i>Senecio langei</i> Malme	Entorno
	<i>Senecio oleosus</i> Vell.	Entorno
	<i>Solidago chilensis</i> Meyen	Entorno
	<i>Soliva sessilis</i> Ruiz & Pav.	Entorno
	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Entorno
	<i>Spilanthes arnicoides</i> DC.	Entorno
	<i>Tagetes minuta</i> L.	Entorno
	<i>Vernonanthura tweedieana</i> (Baker) H. Rob.	Entorno
Begoniaceae	<i>Begonia cucullata</i> Willd.	Entorno
Boraginaceae	<i>Cordia monosperma</i> (Jacq.) Roem. &Schult.	Entorno
Brassicaceae	<i>Raphanus raphanistrum</i> L.	Entorno
	<i>Rorippa hilariana</i> (Walp.) Cabrera	Entorno
Campanulaceae	<i>Wahlenbergia linarioides</i> (Lam.) A. DC.	Entorno
Cannaceae	<i>Canna indica</i> L.	Entorno
Caryophyllaceae	<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	Entorno
	<i>Drymaria cordata</i> (L.) Willd. ex Roem. &Schult.	Entorno
	<i>Paronychia communis</i> Cambess.	Entorno
	<i>Silene gallica</i> L.	Entorno
	<i>Spergula arvensis</i> L.	Entorno



IV Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos

quantidade e qualidade das águas:
inovação tecnológica e recursos hídricos



V Fórum do Observatório Ambiental
Alberto Ribeiro Lamego

ISSN CD-ROM 2316-5049

	<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	Entorno
Commelinaceae	<i>Commelina obliqua</i> Vahl	Entorno
	<i>Tradescantia fluminensis</i> Vell.	Entorno
Convolvulaceae	<i>Dichondra microcalyx</i> (Hallier f.) Fabris	Entorno
	<i>Ipomoea cairica</i> (L.) Sweet	Entorno
	<i>Ipomoea coccinea</i> L.	Entorno
	<i>Ipomoea purpurea</i> (L.) Roth	Entorno
Cucurbitaceae	<i>Cyclanthera tenuifolia</i> Cogn.	Entorno
Cyperaceae	<i>Cyperus hermaphroditus</i> (Jacq.) Standl.	Entorno
	<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Rottb. ex Retz.	Entorno
	<i>Cyperus meyenianus</i> Kunth	Entorno
	<i>Cyperus surinamensis</i> Rottb.	Entorno
	<i>Fimbristylis autumnalis</i> (L.) Roem. & Schult.	Entorno
	<i>Rhynchospora corymbosa</i> (L.) Britton	Entorno
Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i> L.	Entorno
	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L. B. Sm. & Downs	Entorno
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	Entorno
	<i>Inga marginata</i> Willd.	Entorno
	<i>Medicago polymorpha</i> L.	Entorno
	<i>Senna neglecta</i> (Vogel) H. S. Irwin & Barneby	Entorno
	<i>Sesbania punicea</i> (Cav.) Benth.	Entorno
	<i>Trifolium repens</i> L.	Entorno
	<i>Vigna luteola</i> (Jacq.) Benth.	Entorno
Flacourtiaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	Entorno
Hydrocharitaceae	<i>Egeria densa</i> Planch.	Entorno
Hypoxidaceae	<i>Hypoxis decumbens</i> L.	Entorno
Iridaceae	<i>Sisyrinchium micranthum</i> Cav.	Wet
Juncaceae	<i>Juncus effusus</i> L.	Wet
Lamiaceae	<i>Hyptis lappulacea</i> Mart. ex Benth.	Entorno
	<i>Leonurus sibiricus</i> L.	Entorno
	<i>Ocimum selloi</i> Benth.	Entorno
	<i>Stachys arvensis</i> L.	Entorno
Loasaceae	<i>Blumenbachia urens</i> Urb.	Entorno
Lythraceae	<i>Cuphea calophylla</i> Cham. &Schltdl.	Entorno
	<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J. F. Macbr.	Entorno
	<i>Heimia myrtifolia</i> Cham. &Schltdl.	Entorno
Malvaceae	<i>Pavonia guerkeana</i> R. E. Fr.	Entorno
	<i>Sida carpinifolia</i> L. f.	Entorno
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	Entorno
	<i>Wissadula parviflora</i> (A. St.-Hil.) R. E. Fr.	Entorno
Melastomataceae	<i>Tibouchina clinopodifolia</i> (DC.) Cogn.	Entorno
Onagraceae	<i>Ludwigia leptocarpa</i> (Nutt.) H. Hara	Entorno
	<i>Ludwigia longifolia</i> (DC.) H. Hara	Entorno
	<i>Ludwigia myrtifolia</i> (Cambess.) H. Hara	Entorno
	<i>Ludwigia nervosa</i> (Poir.) H. Hara	Entorno
	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) P.H. Raven	Entorno
	<i>Ludwigia peruviana</i> (L.) H. Hara	Entorno
	<i>Ludwigia sericea</i> (Cambess.) H. Hara	Entorno
Orchidaceae	<i>Habenaria repens</i> Nutt.	Entorno
Oxalidaceae	<i>Oxalis bipartita</i> A. St.-Hil.	Entorno
	<i>Oxalis corniculata</i> L.	Entorno
	<i>Oxalis serpens</i> A. St.-Hil.	Entorno
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus niruri</i> L.	Entorno
	<i>Phyllanthus tenellus</i> Roxb.	Entorno



IV Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos

quantidade e qualidade das águas:
inovação tecnológica e recursos hídricos



V Fórum do Observatório Ambiental
Alberto Ribeiro Lamego

ISSN CD-ROM 2316-5049

Phytolaccaceae	<i>Phytolacca thyrsoiflora</i> Fenzl. ex J. A. Schmidt	Entorno
Plantaginaceae	<i>Plantago australis</i> Lam.	Entorno
Poaceae	<i>Coix lacryma-jobi</i> L.	Entorno
	<i>Echinochloa crus-galli</i> (Kunth) Schult.	Entorno
	<i>Echinochloa polystachya</i> (Kunth) Hitchc.	Entorno
	<i>Eragrostis plana</i> Nees	Entorno
	<i>Lolium temulentum</i> L.	Entorno
	<i>Luziola peruviana</i> Juss. ex J. F. Gmel.	Entorno
	<i>Poa annua</i> L.	Entorno
Polygonaceae	<i>Polygonum acuminatum</i> Kunth	Wet
	<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	Wet
	<i>Polygonum punctatum</i> Elliott	Wet
	<i>Polygonum rubricaulum</i> Cham.	Wet
	<i>Rumex obtusifolius</i> L.	Entorno
Pontederiaceae	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Wet
Primulaceae	<i>Anagallis arvensis</i> L.	Entorno
Ranunculaceae	<i>Ranunculus bonariensis</i> Poir.	Entorno
Rubiaceae	<i>Diodia saponariifolia</i> (Cham. & Schltdl.) K. Schum.	Entorno
	<i>Galium hypocarpium</i> (L.) Endl. ex Griseb.	Entorno
	<i>Mitracarpus hirtus</i> (L.) DC.	Entorno
	<i>Richardia brasiliensis</i> B. A. Gomes	Entorno
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	Entorno
	<i>Cardiospermum halicacabum</i> L.	Entorno
Scrophulariaceae	<i>Buddleja stachyoides</i> Cham. & Schltdl.	Entorno
Solanaceae	<i>Physalis peruviana</i> L.	Entorno
	<i>Solanum aculeatissimum</i> Jacq.	Entorno
	<i>Solanum americanum</i> Mill.	Entorno
	<i>Solanum gemellum</i> Sendtn.	Entorno
	<i>Solanum melissarum</i> Bohs	Entorno
	<i>Solanum paranense</i> Dusén	Entorno
	<i>Solanum pseudocapsicum</i> L.	Entorno
	<i>Solanum sisymbriifolium</i> Lam.	Entorno
Thelypteridaceae	<i>Thelypteris dentata</i> (Forssk.) E. P. St. John	Entorno
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i> L.	Entorno
	<i>Verbena litoralis</i> Kunth	Entorno
Violaceae	<i>Hybanthus parviflorus</i> (L. f.) Baill.	Entorno

Pelo exposto na tabela 1 é possível constatar que a vegetação presente nas *wetlands* naturais foi representada por um número reduzido de espécies de macrófitas aquáticas. Essas informações foram confirmadas pelo levantamento fitossociológico.

No monitoramento sazonal das macrófitas, presentes nas *wetlands*, constatou-se que a estrutura da vegetação foi representada, principalmente, por quatro espécies que apresentaram os 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.

O levantamento fitossociológico realizado ao final de cada estação revelou que o período que antecedeu a entrada do lixiviado nas áreas alagadas naturais, correspondente à primavera de 2010, as espécies que apresentaram maior área de cobertura na primeira WET1 foram *P. stratiotes* (Tab. 2) seguida por *E. polystachya* (Fig.2B), sendo que suas coberturas relativas atingiram cerca de 60% e 20%, respectivamente.



IV Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos

quantidade e qualidade das águas:
inovação tecnológica e recursos hídricos



V Fórum do Observatório Ambiental
Alberto Ribeiro Lamego

ISSN CD-ROM 2316-5049

No verão, após entrada do lixiviado na WET1, *P. stratiotes* e *E. polystachya* mantiveram altos valores de cobertura relativa, sendo que a primeira prevaleceu sobre a segunda, alcançando valor próximo a 90% (Tab. 2). No outono as duas espécies mantiveram boa cobertura relativa na área (Tab. 2), porém nessa estação ocorreu o predomínio de *E. polystachya* (81,22%) em relação à *P. stratiotes* (16,62%).

No inverno e primavera, *E. polystachya* e *A. philoxeroides* foram as mais representativas. *E. polystachya*, no inverno, apresentou cobertura relativa igual a 72,83%, e *A. philoxeroides* 15,56%. Na primavera, *E. polystachya* apresentou 62,25% e *A. philoxeroides* 37,25% de valor de cobertura relativa (Tab. 2).

Na WET2 houve um predomínio de *E. crassipes* em todas estações avaliadas. No verão, outono e inverno, foi a macrófita com cobertura exclusiva. Na primavera de 2010 (antes da entrada do lixiviado), além da *E. crassipes*, ocorreu a presença de *P. stratiotes* com frequência relativa de 25,93% e *E. polystachya* com 29,63%. Na primavera de 2011, além de *E. crassipes*, houve ocorrência de *A. philoxeroides* com cobertura de 8,89% (Tab. 2).

A WET3 apresentou um padrão de cobertura com notável predominância de *E. crassipes*. Essa macrófita esteve presente em todos os levantamentos fitossociológicos, apresentando cobertura relativa igual ou maior que 80%. Na primavera houve ainda, a presença de *E. polystachya* e *P. stratiotes* em coberturas relativas menores que 10% (Tab. 2).

Tabela 2 – Perfil fitossociológico sazonal do sistema de *wetlands* empregado no pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário. FA = frequência absoluta; FR = frequência relativa; AC = área de cobertura; VC = valor de cobertura; e CR = cobertura relativa.

Wetland 1						
ESTAÇÃO	ESPÉCIES	FA	FR%	AC	VC	CR%
Primavera*	<i>Pistia stratiotes</i>	90	39,13	0,12	0,61	60,05
	<i>Echinochloa polystachya</i>	45	19,57	0,04	0,2	20,00
	<i>Eichhornia crassipes</i>	20	8,7	0,01	0,07	6,65
	<i>Salvinia auriculata</i>	25	10,87	0,01	0,06	5,76
	<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	15	6,52	0,01	0,03	3,23
	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	5	2,17	0,00	0,02	1,69
	<i>Cyperus diformes</i>	10	4,35	0,00	0,00	1,19
	<i>Juncus effusus</i>	5	2,17	0,00	0,01	0,73
	<i>Habenaria repens</i>	10	4,35	0,00	0,01	0,6
	<i>Mikania micranthus</i>	5	2,17	0,00	0,00	0,1
	Total		230	100	0,20	1,00
Verão	<i>Pistia stratiotes</i>	70	38,89	0,92	0,45	88,99
	<i>Echinochloa polystachya</i>	55	30,56	0,08	0,39	7,98
	<i>Cyperus difformis</i>	35	19,44	0,02	0,14	2,76
	<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	5	2,78	0,00	0,00	0,16
	<i>Salvinia auriculata</i>	5	2,78	0,00	0,00	0,07
	Espécie indeterminada 2	5	2,78	0,00	0,03	0,03
	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	5	2,78	0,00	0,00	0,01
Total		180	100	1,03	1,00	100
Outono	<i>Echinochloa polystachya</i>	65	59,09	0,10	0,50	81,22
	<i>Pistia stratiotes</i>	25	22,73	0,02	0,10	16,62
	Espécie indeterminada 3	5	4,55	0,00	0,01	1,70
	Espécie indeterminada 1	5	4,55	0,00	0,00	0,10
	Espécie indeterminada 2	5	4,55	0,00	0,00	0,32
	Espécie indeterminada 4	5	4,55	0,00	0,00	0,04
Total		110	100	0,12	0,62	100



IV Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos

quantidade e qualidade das águas:
inovação tecnológica e recursos hídricos



V Fórum do Observatório Ambiental
Alberto Ribeiro Lamego

ISSN CD-ROM 2316-5049

Inverno	Echinochloa polystachya	55	52,38	0,09	0,43	72,83
	Alternanthera philoxeroides	25	23,81	0,02	0,09	15,56
	Hidrocotyle bonariensis	15	14,29	0,01	0,07	11,14
	Espécie indeterminada 1	5	4,76	0,00	0,00	0,34
	Espécie indeterminada 2	5	4,76	0,00	0,00	0,13
Total	105	100	0,12	0,59	100	
Primavera	Echinochloa polystachya	60	50,00	0,09	0,45	62,65
	Alternanthera philoxeroides	40	33,33	0,05	0,27	37,25
	Trepadeira	5	4,17	0,00	0,00	0,10
	Hidrocotyle bonariensis	15	12,50	0,00	0,00	0,00
	Total	120	100	0,14	0,72	100

Wetland 2

Primavera*	Eichhornia crassipes	60	44,44	0,07	0,37	53,73
	Echinochloa polystachya	40	29,63	0,03	0,17	24,45
	Pistia stratiotes	35	25,93	0,03	0,15	21,82
	Total	135	100	0,13	0,68	100
Verão	Eichhornia crassipes	55	100,00	11,00	0,55	100,00
	Total	55	100	11	0,55	100
Outono	Eichhornia crassipes	70	100,00	0,14	0,70	100,00
	Total	70	100	0,14	0,70	100
Inverno	Eichhornia crassipes	70	100,00	0,14	0,70	100,00
	Total	70	100	0,14	0,70	100
Primavera	Eichhornia crassipes	90	58,06	0,16	0,82	91,11
	Alternanthera philoxeroides	65	41,94	0,02	0,08	8,89
	Total	155	100	0,18	0,90	100

Wetland 3

Primavera*	Eichhornia crassipes	100	60,61	0,16	0,8	80,40
	Echinochloa polystachya	35	21,21	0,02	0,1	10,25
	Pistia stratiotes	30	18,18	0,02	0,09	9,35
	Total	165	100	0,20	1	100
Verão	Eichhornia crassipes	100	100	0,20	1,00	100,00
	Total	100	100	0,20	1	100
Outono	Eichhornia crassipes	100	100	0,20	1,00	100,00
	Total	100	100	0,20	1	100
Inverno	Eichhornia crassipes	100	100	0,20	1,00	100,00
	Total	100	100	0,20	1	100
Primavera	Eichhornia crassipes	100	100	0,20	1,00	100,00
	Total	100	100	0,20	1	100

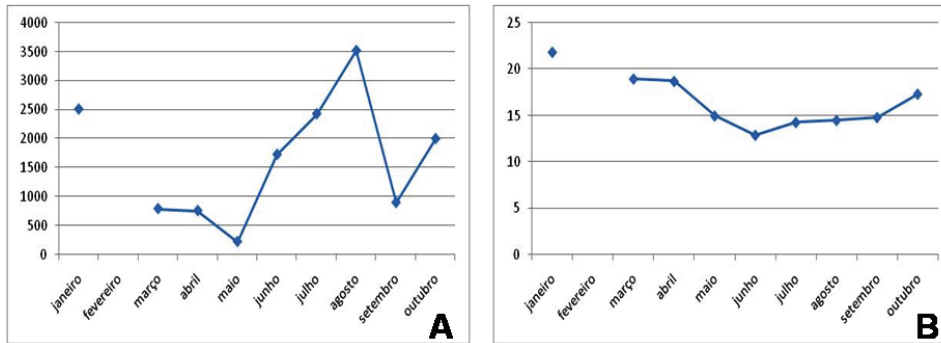
Primavera* – período que antecedeu a entrada de lixiviado nas wetlands.

Variáveis meteorológicas

A temperatura média do ar nos meses de janeiro, março e abril/2011 foi de, aproximadamente, 21, 18 e 18 °C, respectivamente. Valores menores que 15 °C nos meses de maio, junho, julho e agosto/2011, e a partir do mês de setembro/2011 voltou a apresentar médias de temperatura superiores a 15 °C. A precipitação acumulada atingiu o maior valor no mês de agosto com 3519,6 mm (Fig. 2).



Figura 2 – Condições meteorológicas. (A) precipitação acumulada (mm) e (B) temperatura média do ar (°C) nos meses entre janeiro e outubro de 2011.



Eficiência de tratamento

Os resultados para cada ponto de coleta, para as três *wetlands* e eficiência total do sistema de *wetlands* estão apresentados nas tabelas 3, 4 e 5 (verão, outono e inverno/2011, respectivamente).

Tabela 3 – Eficiência do tratamento (%) no verão para os pontos de 1 – 4, para as três *wetlands* e eficiência total do sistema de *wetlands*.

Parâmetros	Verão							
	Pontos de coleta				Eficiência do tratamento (%)			
	1	2	3	4	WET1	WET2	WET3	Total
OD (mg L ⁻¹)	2,8	3,0	1,4	3,2	-	-	-	-
pH	8,0	8,9	8,1	7,3	-	-	-	-
DBO (mgO ₂ L ⁻¹)	28,7	23,3	5,9	4,5	18,9	-	-	-
DQO (mgO ₂ L ⁻¹)	1444,3	846,5	140,4	136,4	41,4	-	-	-
N Total (mg L ⁻¹)	1018,0	529,2	40,3	11,9	48,0	-	-	-
N Amoniacal (mg L ⁻¹)	463,2	266,7	30,9	8,4	42,4	-	-	-
Nitrito (mg L ⁻¹)	254,6	84,1	0,0	0,2	67,0	-	-	-
Nitrato (mg L ⁻¹)	244,1	164,3	2,1	0,1	32,7	-	-	-
Fósforo total (mg L ⁻¹)	-	3,8	0,2	0,0	-	-	-	-
SDT (mg L ⁻¹)	6623,0	3411,5	660,0	315,5	48,5	-	-	-
ST (mg L ⁻¹)	6668	-	-	-	-	-	-	-
OG (mg L ⁻¹)	54,66	20	<10	<10	-	-	-	-

No verão só foi possível calcular a eficiência da WET1, e no outono a eficiência da WET1 e WET2, devido ao tempo de detenção hidráulica que foi de, aproximadamente, 31 dias para WET1 e 84 dias para WET2. No inverno o lixiviado já havia atingido o ponto 4, por isso foi possível calcular a eficiência total do tratamento nas três áreas alagadas.

No verão só foi possível calcular a eficiência da WET1, e no outono a eficiência da WET1 e WET2, devido ao tempo de detenção hidráulica que foi de, aproximadamente, 31 dias para WET1 e 84 dias



IV Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos

quantidade e qualidade das águas:
inovação tecnológica e recursos hídricos



V Fórum do Observatório Ambiental
Alberto Ribeiro Lamego

ISSN CD-ROM 2316-5049

para WET2. No inverno o lixiviado já havia atingido o ponto 4, por isso foi possível calcular a eficiência total do tratamento nas três áreas alagadas.

No verão o pH variou de 7,3 a 8,9, sendo que o valor mais próximo da neutralidade foi obtido na saída da WET3. A WET1 apresentou eficiência média de 18,9% de DBO e 41,4% de DQO.

Em relação ao NT, NA e nitrito os valores atingidos para o tratamento da WET1 foram maiores que 42%, sendo que o tratamento total de nitrito atingiu o maior valor que foi de 67%. Para o tratamento de nitrato a WET1 apresentou 32,7% de eficiência. Para SDT o tratamento atingiu 48,5% de eficiência.

No outono, o pH variou de 7,5 a 8,5. A eficiência do tratamento em termos de DBO na WET1 e WET2 foi de 38,8 e 70,0%, respectivamente. Já a concentração de matéria orgânica medida em DQO apresentou eficiência de 41,6 e 64,5% na WET1 e WET2, respectivamente.

Tabela 4 – Eficiência do tratamento (%) no outono para os pontos de 1 – 4, para as três *wetlands* e eficiência total do sistema de *wetlands*.

Parâmetros	Outono							
	Pontos de coleta				Eficiência do tratamento (%)			
	1	2	3	4	WET1	WET2	WET3	Total
OD (mg L ⁻¹)	2,5	4,4	4,6	4,5	-	-	-	-
pH	8,5	8,5	8,2	7,5	-	-	-	-
DBO (mgO ₂ L ⁻¹)	174,0	106,5	32,0	13,2	38,8	70,0	-	-
DQO (mgO ₂ L ⁻¹)	1766,5	1031,4	366,1	164,3	41,6	64,5	-	-
N Total (mg L ⁻¹)	1443,2	703,5	122,9	48,8	51,3	82,5	-	-
N Amoniacal (mg L ⁻¹)	556,4	284,1	63,3	29,6	48,9	77,7	-	-
Nitrito (mg L ⁻¹)	125,6	117,1	0,2	0,3	6,7	99,9	-	-
Nitrato (mg L ⁻¹)	553,3	141,6	18,6	3,1	74,4	86,8	-	-
Fósforo total (mg L ⁻¹)	3,6	14,0	4,2	0,6	-	70,0	-	-
SDT (mg L ⁻¹)	7500,7	4047,3	1780,2	904,3	46,0	56,0	-	-
ST (mg L ⁻¹)	7911,3	-	-	-	-	-	-	-
OG (mg L ⁻¹)	39,0	11,9	10,7	10,0	69,5	10,4	-	-

Em relação ao NT, a eficiência do tratamento da WET1 e WET2 foi de 51,3 e 82,5%, respectivamente. Já para NA, a eficiência foi de 48,9 e 77,7% para WET 1 e WET2, respectivamente. Para os parâmetros nitrito e nitrato, os valores atingidos no tratamento total foram maiores que 86%. A eficiência de tratamento foi de 70% para fósforo total, e de 56% para SDT, na WET2.

Tabela 5 – Eficiência do tratamento (%) no inverno para os pontos de 1 – 4, para as três *wetlands* e eficiência total do sistema de *wetlands*.

Parâmetros	Inverno							
	Pontos de coleta				Eficiência do tratamento (%)			
	1	2	3	4	WET1	WET2	WET3	Total
OD (mg L ⁻¹)	3,8	5,4	4,9	5,5	-	-	-	-
pH	8,5	8,5	8,3	8,1	-	-	-	-
DBO (mgO ₂ L ⁻¹)	110,3	24,7	17,5	12,9	77,6	29,2	26,1	88,3
DQO (mgO ₂ L ⁻¹)	1656,7	1317,4	576,8	275,5	20,5	56,2	52,2	83,4
N Total (mg L ⁻¹)	1358,7	847,9	402,9	83,0	37,6	52,5	79,4	93,9
N Amoniacal (mg L ⁻¹)	520,6	334,9	101,3	56,3	35,7	69,7	44,4	89,2
Nitrito (mg L ⁻¹)	279,0	347,6	40,8	3,8	0,0	88,3	90,7	98,6
Nitrato (mg L ⁻¹)	502,8	47,6	29,4	6,1	90,5	38,3	79,3	98,8
Fósforo total (mg L ⁻¹)	10,9	7,4	1,9	0,4	32,1	73,8	77,3	96,0
SDT (mg L ⁻¹)	7205,0	5114,0	2639,0	1374,0	29,0	48,4	47,9	80,9
ST (mg L ⁻¹)	7733,0	-	-	1689,5	-	-	-	78,2
OG (mg L ⁻¹)	15,0	18,0	10,0	10,0	-	44,4	-	33,3



IV Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos

quantidade e qualidade das águas:
inovação tecnológica e recursos hídricos



V Fórum do Observatório Ambiental
Alberto Ribeiro Lamego

ISSN CD-ROM 2316-5049

No inverno, o efluente tratado apresentou valores mais próximos da neutralidade e concentrações maiores de OD após a passagem pelo sistema.

Em relação à eficiência total do sistema de *wetlands* no tratamento, no que se refere à DBO e DQO foi de 88,3 e 83,4%, respectivamente. Para o Nitrito e Nitrato, a eficiência total do tratamento atingiu valores maiores que 98%. Para as concentrações de NT e NA, o sistema apresentou eficiência de 93,9% e 89,2%, respectivamente. A eficiência total do tratamento foi de 96% para fósforo total, sendo a WET3 a que apresentou maior eficiência para esse parâmetro.

A WET1 apresentou resultados de eficiência para os parâmetros analisados que variaram de 18,9% a 67% (Tab. 3). Quando comparados com os resultados de eficiência das outras estações, o verão apresentou um tratamento relativamente menor. O fato pode ser decorrente de que após a entrada do lixiviado nas *wetlands*, *P. stratiotes* apresentou sinais de toxicidade, deixando de ser a macrófita com maior cobertura relativa. Reduzindo de 88,99% de área de cobertura no período do verão para 16,62% no outono (Tab. 2). Além disso, a precipitação acumulada nos meses referentes ao verão foi relativamente pequena, o que resultou em um lixiviado sem diluição (Fig. 2).

No outono, a WET2 apresentou eficiência de tratamento para os parâmetros analisados que variou de 10,4% a 99,9% (Tab. 4). Na relação entre a eficiência da WET2, e variação da cobertura das macrófitas, foi possível constatar que do verão para o outono houve um aumento de 0,55 para 0,70 de valor de cobertura (Tab. 2). A relação entre aumento do valor de cobertura das macrófitas e aumento de eficiência relaciona-se à fitorremediação, pois quanto maior o crescimento e desenvolvimento das macrófitas, maior quantidade de contaminantes podem ser fitoextraídos.

No período correspondente ao inverno, foi possível calcular a eficiência total do pós-tratamento. Os valores da eficiência de tratamento total variaram de 33,3% a 98,8% para os diferentes parâmetros (Tab. 5). Na comparação entre o valor de cobertura, e eficiência nota-se divergência quanto aos resultados, já que houve uma diminuição do valor de cobertura das macrófitas (Tab. 2), e aumento de eficiência de tratamento, o que pode ser explicado pela precipitação acumulada ter atingido os maiores valores nos meses do inverno (Fig. 2), o que proporcionou uma diluição do lixiviado.

A eficiência na remoção de matéria orgânica se relaciona ao processo de rizodegradação, uma estratégia de fitorremediação, em que ocorre a liberação do oxigênio pelas raízes na rizosfera, o que favorece o desenvolvimento de microrganismos aeróbios que estão envolvidos direta ou indiretamente na degradação da matéria orgânica. Essa estratégia de fitorremediação do lixiviado é relatada por Brix (1997); Jones et al. (2006); Zhang et al. (2010), esses autores atribuem esse processo à presença de aerênquima nas macrófitas. Dessa forma, a eficiência obtida no tratamento das *wetlands*, em relação à matéria orgânica, deve-se à presença de aerênquima no corpo das macrófitas (tecido vegetal que armazena oxigênio).

Outros estudos que envolvem a utilização da fitorremediação, por meio de *wetlands*, demonstram os mesmos padrões de remoção de poluentes observados na presente pesquisa. Dentre eles, Preussler (2008) que chegou aos seguintes resultados: eficiência do tratamento que variou de 83% a 97% de DQO, de 83% a 100% para DBO, e de 87% a 99% para NA. Truu et al. (2009) estudaram o tratamento do lixiviado em *wetlands* construídas e os resultados demonstraram eficiência de tratamento que variou de 87 a 96% para DBO, 30% para DQO e 85 a 95% para fósforo. Zimmels et al. (2006) relataram que *P. stratiotes* e *E. crassipes* reduzem os níveis de DBO (5-7 mg L⁻¹) e a DQO (40-50 mg L⁻¹). Mannarino et al. (2006) demonstraram a redução de 41% de DQO e 51% de NA, no emprego de *wetlands* no Aterro de Pirai, e eficiência de 86% de DQO e 89% de NA, no aterro de Gramacho (RJ).

Kadlec e Zmarthie (2006) demonstraram em estudo ao longo de nove anos em um aterro fechado, que as *wetlands* permaneceram tratando NA, com remoção de até 99,5% de massa desse contaminante. Petrucio e Esteves (1999) demonstraram que *E. crassipes* tratou em 79,1% o fósforo



IV Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos

quantidade e qualidade das águas:
inovação tecnológica e recursos hídricos



V Fórum do Observatório Ambiental
Alberto Ribeiro Lamego

ISSN CD-ROM 2316-5049

quando em fotoperíodo de doze horas. Sim et al. (2008) relataram remoção de 70,73% de nitrato, 82,11% de NT, e 84,32% de fósforo, em *wetlands* construídas.

Pires et al. (2003) atingiram redução média de 35% em DQO, de 35% de fósforo, e de 30 a 80% de NA, após a passagem de lixiviado pelo sistema de *wetlands*. Campos et al. (2002) constataram remoção para DQO de 98%, em estudo desenvolvido num aterro sanitário utilizando *wetlands* construídas no tratamento do lixiviado. Utilizando diferentes tipos de áreas alagadas construídas, Vymazal (2007) chegou à remoção de NT entre 40-55%.

A eficiência das áreas alagadas na remoção de N e P pode ser explicada pelo processo de rizodregração e fitoextração. Segundo Kadlec e Knight (1996), os mecanismos primários de remoção de NA são a nitrificação, e a assimilação pelas plantas. A redução de NT pode ser explicada pelos mecanismos de utilização de diferentes formas de nitrogênio pelas plantas durante sua fase de crescimento, desenvolvimento, e alocação na biomassa. Este processo de fitorremediação é conhecido como fitoextração. De acordo com Granato (1995); Jones et al. (2006), a utilização de plantas aquáticas para a fitorremediação, justifica-se pela intensa absorção de nutrientes, por meio da captura foliar e das raízes utilizados no crescimento das plantas.

Para Drizo et al. (1999), a remoção de nitrogênio é dependente do suprimento de oxigênio. As plantas transportam oxigênio, criando micro sítios aeróbios adjacentes às raízes. Nestes micro sítios, o amônio pode ser oxidado por bactérias nitrificantes (*Nitriissomonas*) a nitrito e a nitrato (*Nitrobacter*).

A remoção de fósforo ocorre principalmente através da assimilação nos tecidos vegetais, especialmente nos rizomas, além da precipitação química com metais, adsorção de fosfato nos substratos, e ação bacteriana (VYMAZAL, 2007).

Quanto às concentrações de metais pesados no lixiviado, foi possível constatar que todas as análises revelaram redução dos contaminantes considerando-se a relação entre o ponto 1 (entrada da WET1) e o ponto 4 (após a passagem pelo sistema), exceto as análises de cobre referente ao período de inverno (Tab. 6).

Tabela 6 – Concentração de metais pesados no lixiviado presente nas *wetlands* naturais nas estações verão, outono e inverno/2011.

Metal	Estação	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4
Cádmio (mg L ⁻¹)	Verão	<0,01	<0,005	<0,005	<0,005
	Outono	<0,01	<0,007	<0,007	<0,007
	Inverno	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Chumbo (mg L ⁻¹)	Verão	<0,02	<0,01	<0,01	<0,01
	Outono	<0,03	<0,02	<0,02	<0,02
	Inverno	<0,02	<0,02	0,015	<0,01
Cobre (mg L ⁻¹)	Verão	0,04	<0,01	<0,01	<0,01
	Outono	0,02	0,02	0,01	<0,01
	Inverno	0,03	0,03	0,02	0,04
Níquel (mg L ⁻¹)	Verão	0,18	0,1	0,02	<0,02
	Outono	0,55	0,76	0,37	0,22
	Inverno	0,17	0,15	0,07	0,05
Mercúrio (µg L ⁻¹)	Verão	0,73	<0,3	<0,3	<0,3
	Outono	0,87	<0,5	<0,5	<0,5
	Inverno	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5



IV Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos

quantidade e qualidade das águas:
inovação tecnológica e recursos hídricos



V Fórum do Observatório Ambiental
Alberto Ribeiro Lamego

ISSN CD-ROM 2316-5049

Prata (mg L ⁻¹)	Verão	<0,1	<0,02	<0,02	<0,02
	Outono	<0,10	<0,01	<0,01	<0,10
	Inverno	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
Zinco (mg L ⁻¹)	Verão	0,59	0,05	<0,05	0,04
	Outono	0,62	1,12	0,42	0,38
	Inverno	0,2	0,2	0,05	0,05

Os resultados demonstram que a concentração de metais pesados no lixiviado está dentro do limite permitido para o lançamento de efluentes conforme o CONAMA 357 (2005). Morais et al. (2006) analisaram o lixiviado do Aterro Sanitário da Caximba e detectaram concentrações de 0,28 md dm⁻³ de Pb, 0,36 md dm⁻³ de Cu, 0,45 md dm⁻³ de Cr, 1,06 md dm⁻³ de Zn e 1,43 md DM⁻³ de Ni. Os autores atribuíram as baixas concentrações de metais ao pH alcalino do lixiviado, corroborando com a presente pesquisa, uma vez que a média do pH encontrado foi 8,3. Segundo Christensen et al. (2001), Koh et al. (2004) e Silva et al. (2004), 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.

Mishra e Tripathi (2008) investigaram *P. stratiotes* e *E. crassipes* quanto à remoção de metais pesados (Zn, Cu, Cd), os resultados apontaram uma maior eficiência de *E. crassipes* que apresentou remoção média de 95% de Cu e Zn (em efluente com diferentes concentrações). Os resultados das análises confirmaram a acumulação desses metais na planta, e diminuição dos contaminantes no efluente.

Dominguez et al. (2007) demonstraram que *E. polystachya* apresenta tolerância aos maiores valores de Cd, não havendo dano tecidual, nem retardo ou problemas no crescimento, sendo que as raízes apresentam melhor eficiência na acumulação desse metal. Agunbiade et al. (2009) apontaram a *E. crassipes* como uma macrófita que possui características propícias para o tratamento de metais pesados, pois as raízes estão em contato direto com o lixiviado, e por essa planta apresentar tolerância aos contaminantes. Os metais utilizados no experimento (Cd, Zn, Ni, Cu, Pb) apresentaram acumulação variável de concentração nos tecidos.

As *wetlands* mantiveram eficiência no pós-tratamento, no entanto, há a necessidade de manejo das macrófitas. As decisões referentes ao gerenciamento devem ser tomadas levando-se em consideração análises físicas e químicas, além do ciclo vegetativo. Esses entendimentos servem de base para a utilização consciente das espécies na redução de nutrientes e da conservação dos sistemas, evitando que os contaminantes incorporados nos tecidos vegetais, voltem para o efluente por processos de decomposição (BRIX, 1997; MARTINS et al., 2010).

Conclusão

O sistema composto por três *wetlands* naturais para pós-tratamento do lixiviado foi eficiente, tendo apresentado boa adaptação frente à sua exposição ao lixiviado, à variação da sazonalidade, das condições meteorológicas e vazão. Os resultados sugerem que a remoção de nutrientes e de matéria orgânica ocorreu pelas estratégias de fitoextração, fitoestimulação e rizodegradação e revelaram uma estabilização do sistema, que pode estar relacionada ao fato de que os *wetlands* apresentaram processos de autodepuração, e desenvolvem 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.



IV Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos

quantidade e qualidade das águas:
inovação tecnológica e recursos hídricos



V Fórum do Observatório Ambiental
Alberto Ribeiro Lamego

ISSN CD-ROM 2316-5049

Importante ressaltar ainda, que os processos de fitorremediação, além de promoverem o pós-tratamento do lixiviado, geram grande produção de biomassa vegetal, principalmente de *Eichhornia crassipes*, a qual apresentou maior cobertura vegetal no sistema. Dessa forma, sugere-se o manejo das *wetlands* devido à grande cobertura de macrófitas presentes para que não ocorra a sua saturação.

Referências

AGUNBIADE, F. O.; OLU-OWOLABI, B.; ADEBOWALE, A. Phytoremediation potential of *Eichhornia crassipes* in metal-contaminated coastal water. *Bioresource Technology*, v.100, p.4521–4526. 2009.

APHA-AWWA-WEF. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 20. ed. Washington, DC, USA. 1998.

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

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

BULC, T. G. Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*. v. 26, n. 1, p. 365-374. 2006.

CAMPOS, J. C.; FERREIRA, J. A.; FERREIRA, C. Tratamento do chorume do aterro sanitário de Pirai (RJ) utilizando wetlands. In: VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002, Rio de Janeiro, RJ, *Anais*, p. 1-7. 2002.

CELERE, M. S.; OLIVEIRA, A. S.; TREVILATO, T. M. B.; SEGURA-MUÑOZ, S. I. Metais presentes no chorume coletado no aterro sanitário de Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil, e sua relevância para saúde pública. *Cadernos de Saúde Pública*, v. 23, n. 4, p. 939-947. 2007.

CHENG, S.; GROSSE W.; KARRENBROCK, F.; THOENNESSEN, F. Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. *Ecological Engineering*, v.18, n.1, p. 317-325. 2002.

CHRISTENSEN, T.; KJELDSSEN, P.; BJERG, P. L.; JENSEN, D. L.; CHRISTENSEN, J. B.; BAUN, A.; ALBRECHTSEN, H. J.; HERON, G. Biogeochemistry of landfill leachates plumes. *Applied Geochemistry*, v. 16, p. 659-718. 2001.

CONAMA. Conselho Nacional de Meio Ambiente. *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: 01 ago. 2014.

CUNHA, V.; CAIXETA-FILHO, J. V. Gerenciamento da coleta de resíduos sólidos urbanos: Estruturação e aplicação de modelo não-linear de programação por metas. *Gestão e Produção*, v. 9, n. 2, p.143-161. 2002.



IV Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos

quantidade e qualidade das águas:
inovação tecnológica e recursos hídricos



V Fórum do Observatório Ambiental
Alberto Ribeiro Lamego

ISSN CD-ROM 2316-5049

DIETZ, A. C.; SCHNOOR, J. L. Advances in Phytoremediation. *Environmental Health Perspect*, v. 109, n. 1, p. 163-168. 2001.

DOMINGUEZ, F. A. S.; CHAVEZ, M. C. G.; GONZALEZ, R. C. Accumulation and localization of cadmium in *Echinochloa polystachya* grown within a hydroponic system. *Journal of Hazardous Materials*, v. 141, p. 630-636. 2007.

DRIZO, A.; FROST, C. A.; GRACE, J. Physico-chemical screening of phosphate removing substrates for use in constructed wetlands systems. *Water Resource*, v. 33, n. 17, p. 3595-3602. 1999.

EPA. Environmental Protection Agency. *Introduction to Phytoremediation*. Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Cincinnati, Ohio. EPA/600/R-99/ p.107. 2000.

FIDALGO, O.; BONONI, V. L. R. *Técnicas de coleta, preservação e herborização de material botânico*. São Paulo: Instituto de Botânica. 1989.

GANDELINI, L.; CAIXETA-FILHO, J. V. Otimização dos aterros sanitários. *Revista de Economia Contemporânea*, v. 11, n. 3, p. 509-523. 2007.

GERHARDT, K. E.; HUANG, X. D.; GLICK B. R.; GREENBERG, B. M. Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: Potential and challenges. *Canada Plant Science*, v. 176, n. 2, p. 20-30. 2009.

GRANATO, M. Utilização do aguapé no tratamento de efluentes com cianetos. *Série Tecnologia Ambiental*, v. 5, p. 1-2. 1995.

JONES, D. L.; WILLIAMSON, K. L.; OWEN, A. G. Phytoremediation of landfill leachate. *Waste Management*, v. 26, p. 825-837. 2006.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. I. *Treatment Wetlands*. Boca Raton: Lewis Publishers, 1996.

KADLEC, R. H.; ZMARTHIE, L. A. Wetland treatment of leachate from a closed landfill. *Ecological Engineering*, v. 3, n. 6, p. 946-957. 2010.

KOH, I-O.; CHEN-HAMACHER, X.; HICKE, K.; THIEMANN, W. Leachate treatment by the combination of photochemical oxidation with biological process. *Journal of Photochemistry and Photobiology*, v. 162, p. 261-271. 2004.

LIEHR, S. K.; SLOOP, M. G. Potential for Using Constructed Wetlands to Treat Landfill Leachate: Literature Review and Pilot Study Design. *Special Report Series*. Department of Civil Engineering North Carolina State, Estados Unidos, v. 17. 1996.

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

MANNARINO, C. F.; FERREITA, J. A.; CAMPOS, J. C.; RITTER, E. Wetlands para Tratamento de Lixiviados de Aterros sanitários – Experiências no Aterro sanitário de Pirai e no Aterro Metropolitano de Gramacho, RJ. *Engenharia Sanitária Ambiental*, v. 11, n. 2, p. 108-112. 2006.



IV Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos

quantidade e qualidade das águas:
inovação tecnológica e recursos hídricos



V Fórum do Observatório Ambiental
Alberto Ribeiro Lamago

ISSN CD-ROM 2316-5049

MARTINS, C. L.; CASTILHOS-JUNIOR, A. B.; COSTA, R. H. R. Desempenho de sistema de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com recirculação do efluente. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 15, n. 4, p. 401-410. 2010.

MISHRA, V. K.; TRIPATHI, B. D. Concurrent removal and accumulation of heavy metals by the three aquatic macrophytes. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 7091-7097. 2008.

MORAIS, J. L.; SIRTORI, C., PERALTA-ZAMORA, P. G. Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional. *Química Nova*, v. 29, p. 20-23. 2006.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. *Aims and methods of vegetation ecology*. New York: John Willey & Sons. 1974.

PETRUCIO, M. M.; ESTEVES, F. A. Influence of photoperiod on the uptake of nitrogen and phosphorus in the water by *Eichhornia crassipes* and *Salvinia auriculata*. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 60, n. 3, p. 373-379. 1999.

PIRES, J. C. A.; FERREIRA, J. A.; RITTER, E.; CAMPOS, J. C.; MANARINNO, C. F. Projeto experimental de tratamento do chorume produzido no aterro metropolitano de Gramacho através de "wetland". In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003, Joinville, SC. *Anais*. Joinville: ABES, 2003.

PIRES, J. C. A.; FERREIRA, J. A.; RITTER, E.; CAMPOS, J. C.; MANARINNO, C. F. Projeto experimental de tratamento do chorume produzido no aterro metropolitano de Gramacho através de "wetland". In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003, Joinville, SC. *Anais*. Joinville: ABES, 2003.

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

SHUTES, R. B. E. Artificial wetlands and water quality improvement. Urban Pollution Research Centre, Middlesex University, Bounds Green Road, London N11 2NQ, UK. *Environment International*, v. 26, n. 6, p. 441-447. 2001.

SILVA, A. C.; DEZOTTI, M.; SANT'ANNA, J. R. G. L. Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere*, v. 55, p. 207-214. 2004.

SIM, C. H. Nutrient removal in a pilot and full scale constructed wetland, Putrajaya city, Malaysia. *Journal of Environmental Management*, v. 88, p. 307-317, 2008.

SISINNO, C.; MOREIRA, J. C. Avaliação da contaminação e poluição ambiental na área de influência do aterro controlado do Morro do Céu, Niterói, Brasil. *Caderno de Saúde Pública*, v. 12, n. 4, p. 515-523. 1996.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. *Botânica Sistemática: Guia ilustrado para identificação das famílias de Angiospermas da flora brasileira em APG II*. 2. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum. 2008.



IV Seminário Regional Sobre Gestão de Recursos Hídricos

quantidade e qualidade das águas:
inovação tecnológica e recursos hídricos



V Fórum do Observatório Ambiental
Alberto Ribeiro Lamego

ISSN CD-ROM 2316-5049

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 10, n. 1, p. 103-116. 1998.

TRUU, M.; JUHANSON, J.; TRUU, J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. Institute of Molecular and Cell Biology, Faculty of Science and Technology, Tartu, Estonia. *Science of the Environment*, v. 407, n. 3, p. 3958-3971. 2009.

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

WEIS, J. S.; WEIS, P. Metal uptake, transport and release by wetland plants: implications for phytoremediation and restoration. *Environment International*, v. 30, n. 5, p. 685-700. 2004.

ZHANG, B. Y.; ZHENG, J. S.; SHARP, R. G. Phytoremediation in Engineered Wetlands: Mechanisms and Applications. International Society for Environmental Information Sciences 2010 Annual Conference. *Environmental Sciences*, v. 2, p.1315-1325. 2010.

ZIMMELS, Y.; KIRZHNER, F.; MALKOVSKAJA, A. Application of *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes* for treatment of urban sewage in Israel. *Journal Environmental Management*, v. 81, p.420-428. 2006.