

III-162 - AVALIAÇÃO DA FITORREMEDIAÇÃO COMO ALTERNATIVA DE PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO UTILIZANDO MACRÓFITAS

Elaine Cristina de Souza Kurscheidt⁽¹⁾

Professora do Centro de Educação Profissional Irmão Mário Cristóvão (TECPUC). Engenheira Ambiental e Segurança do Trabalho pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUC - PR). Mestre em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA) pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Consultora em Estudo de Impacto de Vizinhança.

Selma Aparecida Cubas⁽²⁾

Professora Titular Programa de Pós Graduação em Gestão Ambiental e do Curso de Engenharia Civil da Universidade Positivo (UP). Engenheira Civil pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUC - PR) e Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC - USP).

Miguel Mansur Aisse⁽³⁾

Professor Associado do Mestrado e Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental (PPGERHA) e do Curso de Engenharia Civil da Universidade Federal do Paraná (UFPR). Engenheiro Civil pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC - USP). Doutor em Engenharia Civil pela Escola Politécnica (USP).

Leila Teresinha Maranhão⁽⁴⁾

Professora Titular do Programa de Pós Graduação em Gestão Ambiental e Coordenadora do Mestrado Profissional em Biotecnologia Industrial da Universidade Positivo (UP). Bióloga pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUC-PR). Mestre em Botânica pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Doutora em Ciências Florestais pela UFPR.

Endereço⁽¹⁾: Rua: Terezina, 502 – casa 02 - Cajuru - Curitiba – PR - CEP: 82920-270 - País - Tel: +55 (41) 9607-4226 - e-mail: elaineck@onda.com.br

RESUMO

A técnica de fitorremediação (uso de plantas para remoção de poluentes) vem sendo aplicada no pré-tratamento de água, no tratamento e pós-tratamento de esgoto sanitário e industrial e no tratamento e pós-tratamento de lixiviado oriundos de aterros sanitários. O lixiviado é um líquido escuro, resultante da degradação dos compostos presentes nos resíduos sólidos, que devido à variabilidade das suas características físico-químicas, torna o tratamento mais complexo e, em muitos casos, não alcançando boas eficiências na degradação da matéria orgânica e na retenção dos poluentes inorgânicos, principalmente quando são aplicados apenas os tratamentos convencionais. Assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência de um sistema de pós-tratamento com macrófitas, em escala piloto, do lixiviado tratado no sistema convencional de tratamento do aterro sanitário da Caximba, localizado no Município de Curitiba-PR, que operou durante 21 anos e foi encerrado em novembro de 2010. O sistema piloto foi formado por três unidades em série, constituídas por caixas de água com volumes de 500 L, 250 L e 250 L, respectivamente. Nas unidades foram introduzidas, em sequência, as macrófitas denominadas: *Echinochloa polystachya*, *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*. Estas macrófitas foram selecionadas por ocuparem maior área de cobertura relativa nas áreas alagadas naturais presentes no entorno do aterro. O sistema piloto foi operado em batelada de 30 dias (com diluição de 50%) e de 15 dias (sem diluição). Foram avaliadas as eficiências de remoção da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, bem como da remoção de fósforo e de sólidos. Também foram avaliados os elementos-traço presentes no lixiviado e na biomassa seca após o tratamento. A eficiência do sistema piloto foi maior na batelada de 15 dias (sem diluição), com redução 25% de DQO, 80% de DBO₅, 95 % de N-amoniaco e 95% de nitrito. Os elementos-traço Ni, Mn, Fe e Cr no efluente, em ambas as bateladas, ultrapassaram os limites permissíveis na legislação para lançamento em corpos de água. Já na biomassa seca das macrófitas foram detectados Co, Fe e Pb, que ultrapassaram os valores estipulados na literatura.

PALAVRAS-CHAVE: Fitorremediação, Macrófitas Aquáticas, Aterro Sanitário, Lixiviado.

INTRODUÇÃO

O processo de biodegradação dos resíduos sólidos destinados nos lixões, aterros controlados e sanitários geram subprodutos, entre eles o lixiviado, que, segundo a NBR 8419/1996, é o deslocamento por meio líquido de certas substâncias contidas nos resíduos sólidos urbanos, que é observada em poucos meses após o início de operação do aterro sanitário, aterros controlado ou lixões.

Em geral, são conhecidas várias formas de disposição de resíduos sólidos urbanos, como os aterros sanitários, os aterros controlados e lixões. Além destes métodos de destinação existem outros como a compostagem e a incineração, pouco utilizados, no Brasil, devido à operação do sistema (NASCIMENTO, 2007). Para Bidone (2007), o aterro sanitário é um grande reator anaeróbio que gera subprodutos. Ele cita que as características dependem da massa de resíduo disposto no aterro.

O lixiviado apresenta alto poder de toxicidade e xenobióticos, entretanto, as suas características qualitativas e quantitativas mudam em função do tipo de resíduo presente, do tempo operação do aterro e das condições climáticas.

Entre as características qualitativas destaca-se o alto teor de matéria orgânica presente, o que permite a aplicação de sistemas biológicos de tratamento como: Lagoas de Estabilização, Lodos Ativados, Filtros Biológicos, Reatores de Contato, entre outros.

A forma mais comum de tratamento de lixiviado é de natureza biológica, porém é recomendado a aterros jovens (com até 5 anos de uso), devido à alta concentração de material orgânico. Para aterros velhos ou estabilizados, devido a presença de substâncias recalcitrantes (difícil biodegradação), o tratamento recomendado é o físico-químico (CALLI, MERTOGLU; INANC, 2005). Porém, nos últimos anos estão sendo estudados sistemas alternativos, principalmente como pós-tratamento, como é o caso da Fitorremediação. A Fitorremediação é o processo que utiliza sistemas vegetais para estabilizar, remover e/ou degradar contaminantes presente no meio líquido ou sólido.

A fitorremediação ocorre nos sistema de tratamento denominado *Wetlands* (“terras úmidas”) ou, no Brasil, “banhado”, que se baseia no ecossistema natural, que fica parcialmente ou totalmente inundado durante o ano (ESQUERRE, 2005; OLIVEIRA; VIDAL, 2008). Tem como principal destaque a simplicidade de instalação, não necessitam de tecnologia complexa, além da possibilidade de realizar o tratamento “in situ” reduzindo os danos ambientais (DINARDI et al., 2003; ESQUERRE, 2005).

No Brasil, a técnica da fitorremediação no tratamento de lixiviado já foi aplicada em diferentes escalas. Mannarino et al. (2006), utilizaram o sistema de *Wetlands* no tratamento do lixiviado do Aterro Sanitário de Piraí, e alcançaram eficiência de remoção de 57% da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_5) e 41% da Demanda Química de Oxigênio (DQO), utilizando a macrófita emergente *Typha angustifolia*. Bidone (2007) utilizaram a técnica de fitorremediação com macrófita *Typha subulata* (taboa) em lixiviado e obtiveram a remoção de matéria orgânica de 88,7% de DBO_5 e 81,2% de DQO. Sandes (2008), utilizando macrófita emergente *Typha subulata* (taboa) e a pirí (família da Poaceae) no tratamento de lixiviado, obteve 40,9% de eficiência de remoção de matéria orgânica em DBO_5 e 52,7% em DQO. Assim, este trabalho avaliou a eficiência do pós-tratamento do lixiviado do aterro sanitário do Município de Curitiba - PR, em escala piloto, com as macrófitas: *Echinochloa polystachya* (capim-cabeludo), emergente; a *Pistia stratiotes* L. (alface-d’água) e *Eichhornia Crassipes* (aguapé) flutuantes livres.

Preussler (2008) analisou a eficiência da área alagável natural do pós-tratamento do chorume do Aterro Sanitário de Guaratuba/PR para remoção da matéria orgânica, nitrogênio, fosfato e metais pesados. As macrófitas estudadas no sistema foram *Typha domingensis* Pers., *Hedychium coronarium* J. König e *Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Stapf. A remoção média de eficiência do tratamento foi 85% para DBO_5 , 81% de DQO, 83% de Nitrogênio Amoniacal, e 100% para Fosfato. A eficiência total de remoção de Zn ao longo do tratamento variou de 62% a 89%.

O presente estudo mostrou a importância de pesquisas básicas no tratamento de lixiviado utilizando macrófitas, como alternativa de redução dos contaminantes e bioacumulação de metais, bem como para o tratamento de outros efluentes que possuam grande complexidade de tratamento. A avaliação da eficiência, em escala piloto,

pode ser identificada como estudo preliminar para melhor escolha das espécies e sequência das macrófitas que serão utilizadas no processo de tratamento.

MATERIAIS E MÉTODOS

O lixiviado utilizado na presente pesquisa provém do tratamento realizado no Aterro Sanitário de Curitiba, Curitiba, PR, Brasil. Este aterro operou durante 21 anos e encerrou suas atividades de disposição de resíduos em novembro de 2010. A eficiência foi testada para a macrófita emergente *Echinochloa polystachya* (capim-cabeludo) e as macrófitas flutuantes *Pistia stratiotes* (alface-da-água) e *Eichhornia crassipes* (aguapé) em um sistema piloto, utilizando três caixas de água. Essas macrófitas foram selecionadas para esse estudo porque ocorrem naturalmente na área do aterro.

- **Construção do sistema:** O sistema de tratamento piloto (FIG. 1) foi constituído de três caixas de fibrocimento, disposta em série, sendo a primeira de volume 500 L e as outras duas unidades de 250 L, na mesma sequência do sistema de *Wetlands*, em escala real, em operação no Aterro Sanitário de Curitiba.

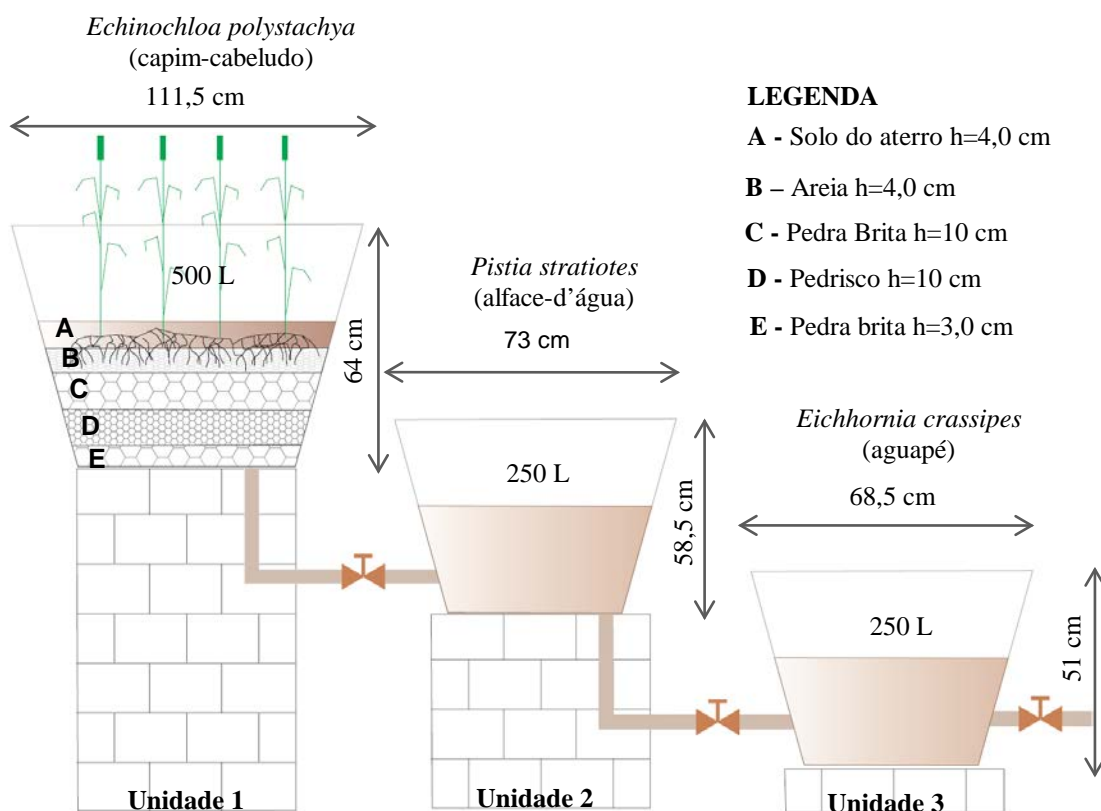


Figura 1: Esquema do sistema piloto com as respectivas espécies de macrófitas

- **Meio de suporte do sistema:** A unidade 1 foi constituída por cinco camadas, com altura total de 31 cm. Na primeira camada (camada inferior) foram colocados 3,0 cm de pedra brita N°. 02; a segunda camada foi constituída de 10 cm de brita N°. 01; a terceira camada foi formada por 10 cm de pedrisco; na camada seguinte foram colocados 4,0 cm de areia e na última camada (camada superior) foi introduzido 4,0 cm de solo não contaminado, coletado na área do aterro sanitário.
- **Escolha das macrófitas:** As macrófitas flutuantes *Pistia stratiotes* (alface-da-água) e *Eichhornia crassipes* (aguapé) e a emergente *Echinochloa polystachya* (capim-cabeludo) utilizadas foram determinadas após o levantamento fitossociológico realizado no sistema de *Wetlands* em operação no aterro sanitário. A

composição das caixas foram primeiro com a macrófita emergente, seguida da *P. stratiotes* e por último a *E. crassipes*.

- **Alimentação do sistema:** O sistema piloto foi operado em batelada com dois tempos de permanência diferentes: 30 dias em cada unidade (diluição 50%), com 60 L de lixiviado pós-tratado e 60 L de água de torneira e 15 dias em cada unidade (sem diluição) com 120 L de lixiviado pós-tratado. A alimentação foi feita pela parte superior do sistema, por meio de baldes, e o descarte na parte inferior. Entre as caixas, a alimentação foi por um tubo de PVC de DN20 e registros. A Figura 1 apresenta um esquema do sistema piloto utilizado na pesquisa.
- **Análises físico-químicas do lixiviado:** As análises físico-químicas ocorreram em cada nova entrada na unidade 1, além de pontos específicos definidos no procedimento experimental (entrada e saída de cada unidade): Carbono Orgânico Total (COT), Demanda Bioquímica do Oxigênio (DBO₅), Demanda Química do Oxigênio (DQO), Nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, nitrogênio total, fósforo total, série de sólidos, segundo *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).
- **Análises elementos-traço:** Os seguintes metais foram analisados: Zinco (Zn), Níquel (Ni), Cádmio (Cd), Cobalto (Co), Manganês (Mn), Ferro (Fe), Cromo (Cr) e Chumbo (Pb). No efluente todos seguiram a metodologia do *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998) e nas macrófitas (raiz e folha) seguindo a metodologia de Radwan e Salama (2006).
- **Análise da Biomassa:** Para a determinação da biomassa empregou-se como base a metodologia proposta por Silva et al. (2007), modificada. Após o período de exposição, fez-se a retirada das plantas e determinou-se a biomassa fresca. Após as plantas serem secas em estufa a, aproximadamente, 80°C até a estabilização da massa. Posteriormente, foi feito o cálculo para determinação da biomassa.
- **Cálculo da eficiência:** A eficiência de tratamento do lixiviado avaliada em termos de DBO₅, DQO, Nitrogênio Amoniacal, Fósforo, sólidos, entre outros parâmetros estudados, foi calculada de acordo com metodologia proposta por Kadlec e Knight (1996).
- **Operação do sistema:** Para a batelada de 30 dias, foi realizada uma aclimação inicial do sistema com macrófitas, nos primeiros 15 dias. Nesta batelada, analisou-se os parâmetros físico-químicos. Posteriormente para avaliar a eficiência do sistema com permanência de 30 dias em cada unidade, nova entrada de lixiviado foi inserida. Após o período de três meses, para aclimação e consolidação do sistema, principalmente da unidade 1, decidiu-se por utilizar o lixiviado sem diluição, para verificação e análise da eficiência do sistema, com tempo de permanência de 15 dias em cada unidade.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

• Caracterização do lixiviado pós-tratado

O lixiviado do aterro sanitário sai da lagoa facultativa, que recebe lixiviado das Fases I, II e III (fases de construção do Aterro) com uma eficiência média de 83% e 81% para DQO (1614 mg.L⁻¹) e nitrogênio amoniacal (351 mg.L⁻¹), respectivamente, quando comparou-se com os resultados obtidos por Rocha (2011). Essa autora relata que o lixiviado das Fases II e III corresponde ao emissário central, antes dos tratamentos existentes, possui elevada DQO e nitrogênio amoniacal com valores médios de 9369 mg.L⁻¹ e 1800 mg.L⁻¹, respectivamente.

Vale ressaltar que o lixiviado em estudo já passou por um processo de tratamento físico-químico e biológico, o que pode favorecer a redução de diversos parâmetros. De acordo com Lay et al. (1997) valores superiores a

1500 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal reduzem gradativamente a atividade metanogênica devido a formação de gás amônia.

A recalcitrância do lixiviado pode ser indicada pela razão DQO/DBO₅ que alcançou valor médio de 6,56, a qual indica o nível de biodegradabilidade do efluente. De acordo com Jardim e Canela (2004), quanto maior for esta razão, menos biodegradável é o efluente.

Baig et al. (1999) afirmam que um aterro é considerado estabilizado quando apresenta valores de DQO < 2000 mg.L⁻¹, razão DQO/DBO₅ < 0,1 e razão COT/DQO igual a 0,4. Em relação à DQO, em duas coletas (22/03/11 e 19/04/11) foram observados valores superiores a 2000 mg.L⁻¹. Dessa forma, a recalcitrância do lixiviado é comprovada pela razão DQO/DBO₅ superior ao estabelecido (< 0,1)

A Tabela 1 apresenta a composição do lixiviado tratado no sistema convencional formado por Lagoas de Estabilização do Aterro Sanitário de Curitiba.

Tabela 1: Composição do lixiviado do Aterro Sanitário de Curitiba pós-tratamento

PARÂMETROS	FASES II e III*	SAÍDA DA LAGOA FACULTATIVA						CONAMA 430/11
	SET/10*	18/12/10	18/01/11	15/02/11	22/03/11	06/04/11	19/04/11	
pH	8,3	8,2	8,3	8,1	8,3	8,3	8,8	5 a 9
DQO	9369	1138	641	1815	2207	1862	2024	-
DBO ₅	-	542	60	57	303	372	148	-
Razão DQO/DBO ₅	-	2,1	10,7	31,8	7,3	5,0	13,7	-
Nitrogênio Amoniacal	1800	391	117	684	290	333	293	20,0
Nitrato	-	50	0,2	97	48	45	48	-
Nitrato	-	410	120	251	243	267	147	-
Nitrogênio Total	-	895	400	1932	1068	1128	1430	-
Fósforo total	3,2	< LD	< LD	67	< LD	< LD	< LD	-
COT**	-	226	159	160	547	417	493	-
ST	-	8477	7488	9134	8695	9640	8285	-
STV	-	2361	2315	4560	2095	3902	1980	-
SST	431	80	45	190	192	228	20	-
SSV	352	76	17	80	177	143	< LD	-
Zinco (Zn)	-	-	2,94	-	-	-	2,88	5,0
Níquel (Ni)	-	-	1,57	-	-	-	2,69	2,0
Cádmio (Cd)	-	-	< LD	-	-	-	< LD	0,2
Cobalto (Co)	-	-	0,87	-	-	-	0,65	-
Manganês (Mn)	-	-	11,56	-	-	-	9,55	1,0
Ferro (Fe)	-	-	14,88	-	-	-	16,36	15,0
Cromo (Cr)	-	-	5,95	-	-	-	11,82	1,1
Chumbo (Pb)	-	-	0,20	-	-	-	0,21	0,5

Nota: Todos os valores em mg.L⁻¹, com exceção do pH. * Análises do lixiviado do emissário central (fases II e III) do Aterro da Caximba, realizada por ROCHA (2011); ** COT – Carbono orgânico dissolvido; ** < LD – menor que o limite de detecção; ST – Sólidos Totais; STF – Sólidos Totais Fixos; STV – Sólidos Totais Voláteis; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSF – Sólidos Suspensos Fixos; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis. Razão DQO/DBO₅ < 2,5 – Facilmente Biodegradável (FB); 5,0 – 2,5 – Passível de biodegradação (B); > 5,0 – Recalcitrante (R).

O Aterro Sanitário de Curitiba está na fase metanogênica de decomposição devido ao elevado pH e baixa DBO, fato este relacionado ao tempo de vida superior a 15 anos. Segundo Moraes (2005), o elevado valor de DQO torna o lixiviado resistente à biodegradação.

Os dados da Tabela 1 mostram que em quatro coletas a relação DQO/DBO₅ foi muito elevada (superior a 7) e para duas delas foram encontradas relações baixa (2,1 e 5,0). De acordo com Jardim e Canela (2004), quanto maior for esta razão, menos biodegradável é o efluente.

Os lixiviados de Gramacho/RJ, Jungurussu/CE e Niterói/RJ também apresentaram alta razão DQO/DBO₅, com valores médios de, respectivamente: 6,6 (FERREIRA et al., 2000); 14,7 (OLIVEIRA et al., 1998) e 5,9 (SISINNO et al., 2000). Baig et al. (1999) afirmam que um aterro é considerado estabilizado quando apresenta valores de DQO < 2000 mg.L⁻¹, razão DQO/DBO₅ < 0,1.

O conjunto de sólidos totais nas amostras de lixiviado de aterro sanitário de Curitiba apresentou-se, em quase sua totalidade, como frações fixas (STF) com média 5838 mg.L⁻¹. Segundo Bassani (2010), a presença de sólidos no lixiviado pode inibir a atividade microbiana além de ser indicação de elevadas concentrações de matéria orgânica.

Do teor de metais presentes no lixiviado pós-tratado, apenas Zn e Pb permaneceram dentro dos padrões estabelecidos pelo CONAMA 430/11. Os resultados apontam que, para a maioria dos metais analisados, os teores encontrados no lixiviado estão acima dos valores permitidos de descarte. Há uma preocupação com Ni, Mn, Fe e Cr, porque se mostram elevados.

O valor médio de fósforo antes do tratamento físico-químico foi de 3,2 mg.L⁻¹ e após o tratamento biológico ficou abaixo do limite de detecção, exceto um ponto que alcançou 67 mg.L⁻¹. De acordo com Bassani (2010), a presença de fósforo está associada à presença de detergentes, desinfetantes, entre outros que foram aterrados no aterro.

• Análises preliminares do monitoramento do sistema piloto (Batelada 30 dias)

Após o período de 11 dias do início da experimentação (15/02/2011 a 25/02/2011), a unidade 1 com *Echinochloa polystachya* não apresentou lixiviado em sua superfície, devido à evapotranspiração e parte infiltrou no sistema. Nestes casos as macrófitas aquáticas, quando expostas ao longo período de anaerobiose (sem presença de oxigênio), o ar é incorporado pelas folhas transferindo-o aos rizomas e raízes através do aerênquima. Desta forma, o substrato ao redor fica aeróbio e oxigena toda a região colaborando com as reações de degradação da matéria orgânica e o estabelecimento de microrganismos (BARRETO, 2005; OLIVEIRA et al., 2005).

Como forma indicativa de degradação de matéria orgânica, o OD apresentou variabilidade em todas as unidades.

A condutividade elétrica nas unidades 1, 2 e 3 não apresentaram variações significativas, obtendo valores médios de 5958, 6139 e 5122 $\mu\text{S cm}^{-1}$, respectivamente. Os valores encontrados são considerados altos se comparados ao valor obtido por Sisino e Moreira (1996) de 6,20 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Segundo Martins (2007), as faixas de condutividade para águas naturais variam de 10 a 100 $\mu\text{S cm}^{-1}$ em ambientes poluídos por esgoto doméstico e efluente industrial os valores chegam a 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$.

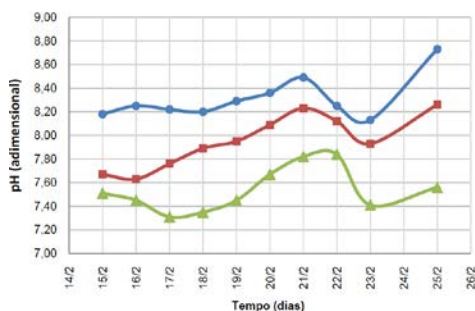
O aumento da condutividade foi progressivo na unidade 3 alcançando valores superiores a 4500 $\mu\text{S cm}^{-1}$ e decrescente nos demais sistema, com valores abaixo de 6500 $\mu\text{S cm}^{-1}$. Para Rocha, Soares e Araújo (2009), o aumento da condutividade elétrica no lixiviado demonstra que a matéria orgânica estava sendo degradada de forma anaeróbia pelos microrganismos, o que indica provavelmente alta carga de compostos orgânicos transportada.

O pH tem influência direta sobre a fisiologia de diversas espécies de microrganismos. Martins (2007) informa que o efeito indireto do pH pode contribuir para a precipitação de metais quando pH for ácido e em ambientes com pH alcalino adsorvem estes elementos químicos. Esta biodisponibilidade, com a variação de pH, influencia

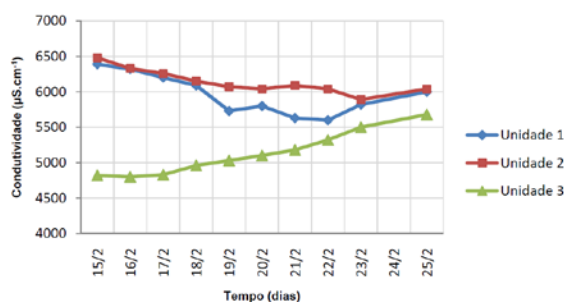
também na solubilidade de nutrientes, pH alcalino (superior a 7,00) os elementos tem menor chance de ficarem biodisponibilizados, provavelmente estará na forma complexada e adsorvida na raiz e/ou sedimento dependendo da unidade.

A Figura 2 apresenta o comportamento do pH, OD, Condutividade e temperatura do efluente empregando as três macrófitas.

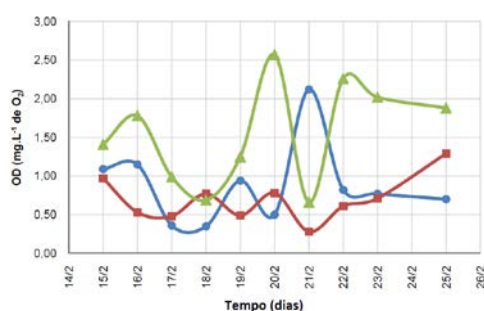
A – Comportamento do pH



B – Comportamento da condutividade



C – Comportamento do OD



D – Comportamento Temperatura do efluente

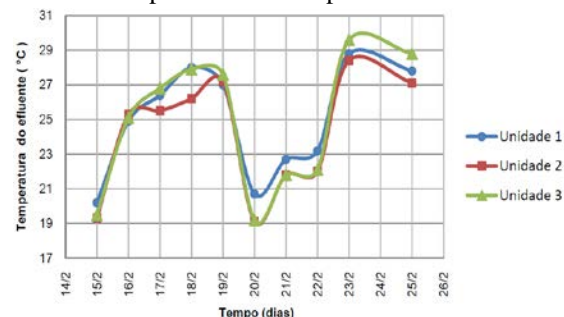


Figura 2: pH, OD, Condutividade, Temperatura do efluente empregando as três macrófitas em função do tempo (t)

• Monitoramento do sistema piloto (Batelada 30 dias)

Observou-se aumento gradativo dos parâmetros ao longo do tempo nas unidades. No caso da unidade 2, com *Pistia stratiotes*, o valor de DQO alcançou 45% de eficiência nos primeiros quinze dias, mesmo comportamento ocorreu na DBO₅.

Esta informação pode ser corroborada com Henry-Silva e Camargo (2005), que avaliaram o crescimento de três macrófitas flutuantes e constataram pouco ganhos de peso na *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*, quando cultivadas em água com baixas concentrações de nitrogênio e fósforo.

No caso, do sistema piloto, foi observado ao longo do tratamento baixa concentração de nutrientes, principalmente fósforo e aumento do nitrogênio total.

As análises físico-químicas realizadas durante a batelada de 30 dias (com diluição 50%) estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2: Resultados das análises físico-químicas (batelada 30 dias) com diluição 50%

Tabela 2: Resultados das análises físico-químicas (bateria 30 dias) com diluição 50 %												
DESCRIÇÃO		Un	DQO	DBO ₅	N Org	N total	N Amoniacal	N-NO ₂	N-NO ₃	Fósforo total	COT*	ST
BRUTO	Lixiviado pós-tratamento V = 120 L	1*	641 ^(2*)	60 ^(2*)	21,9	400	117	0,2	120	ND	159	8477
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	77	7,2	2,6	48	14	0,02	14,4	-	19	1017
UNIDADE 1 (<i>Echinochloa polystachya</i>)	P = Após 15 dias - 1º Caixa d'água V=120 L	1*	329	22	397	701	273	0,06	31	9,5	50	2600
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	39,5	2,6	47,6	84,0	33,0	0,007	3,7	1,1	6,0	312
	Eficiência de remoção	%	48	64	-	-	-	65	74	-	68	69
	Após 30 dias - 1º Caixa d'água	1*	449	30	603	767	138	0,49	25	ND	142	2873
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	54,0	3,6	72,3	92,0	16,5	0,06	3,0	-	17,0	345
	Eficiência de remoção	%	-	-	-	-	-	-	20	-	-	-
	Eficiência Total	%	30	64	-	-	-	-	79	-	11	66
UNIDADE 2 (<i>P. stratiotes</i>)	Após 15 dias - 2º Caixa d'água V=61,2 L	1*	485	20	448	754	257	0,16	48	ND	127	2868
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	29,7	1,2	27,4	46,1	15,7	0,01	2,9	-	7,7	175,5
	Eficiência de remoção	%	45	66	62	50	5	-	3	-	55	49
	Após 30 dias- 2º Caixa d'água	1*	498	20,5	518	779	205	0,8	54	0,17	129	3950
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	30,5	1,2	31,7	47,7	12,5	0,05	3,3	0,01	7,9	241,7
	Eficiência de remoção	%	-	-	-	-	24	-	-	-	-	-
	Eficiência Total	%	60	83	-	1	-	-	77	-	58	76
UNIDADE 3 (<i>E. crassipes</i>)	Após 15 dias - 3º Caixa d'água V=32,2 L	1*	727	7,5	397	463	18,7	0,04	46,5	90	205	5698
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	23,4	0,24	12,8	14,9	0,6	0,001	1,5	2,9	6,6	183,5
	Eficiência de remoção	%	25	80	60	69	95	98	54	-	16	24
	Eficiência Total	%	70	97	-	70	96	95	90	-	16	82
	Após 30 dias- 3º Caixa d'água	-	Durante o período de experimentação o calor excessivo evapotranspirou todo efluente em 7 dias.									

* COT – Carbono orgânico dissolvido; (1*) Todas as unidades mg.L-1; ND não detectável; (2*) Valor de lixiviado diluído; Razão DQO/DBO₅ < 2,5 – Facilmente Biodegradável (FB) ; 5,0 – 2,5 – Passível de biodegradação (B); >5,0 – Recalcitrante (R); V= volume;

Na unidade 1, os valores de matéria orgânica medida em DQO foram de 329 mg.L⁻¹ nos primeiros quinze dias e 449 mg.L⁻¹ no 30º dia, redução de 48% e 30%, respectivamente, se comparada com a entrada do sistema 641 mg.L⁻¹, conforme apresenta a Tabela 2.

O uso de fitorremediação para o pós-tratamento de lixiviado demonstrou com *Echinochloa polystachya* eficiências nos seguintes parâmetros DQO, DBO₅, Nitrato, COT e ST com 30%, 64%, 79%, 11%, 66%, respectivamente. A eficiência no sistema com *Pistia stratiotes* não foi satisfatória e apenas o nitrogênio amoniacal obteve a eficiência de 20%, os demais parâmetros foram aumentados. Esta baixa capacidade

fitorremediadora (redução/degradação dos poluentes do lixiviado) é consequência da morte de todas as plantas no sistema a qual interfere diretamente nos parâmetros analisados. A *Pistia stratiotes*, segundo Quin Lu; Graetz; Yang (2008), apresenta baixo desempenho na remoção de nutrientes quando exposta a seguintes situações: baixas temperaturas, altas concentrações de sal e baixas concentrações de nutrientes.

No último sistema, a redução foi mais significativa para Nitrito, N-amoniacal, Ntotal e nitrato com 98%, 95%, 69% e 54%. Esses resultados indicam que a eficiência nesses sistemas de tratamento depende das concentrações de nutrientes nos efluentes e das espécies de macrófitas aquáticas utilizadas. Segundo Drizo *et al.* (1997), a remoção de nitrogênio é muito dependente do suprimento de oxigênio. As plantas transportam oxigênio, criando assim, microsítios aeróbios adjacentes às raízes no substrato.

Alguns parâmetros como nitrogênio amoniacal e fósforo podem ser prejudiciais ao sistema com macrófitas em elevadas concentrações. Segundo Valentim (2003), altas concentrações de nitrogênio amoniacal no efluente final, estão relacionados ao baixo teor de oxigênio liberado por elas o que não favorece a oxidação do nitrogênio amoniacal.

Na unidade 1, o nitrogênio amoniacal não sofreu redução em relação ao afluente, mas houve redução após o período de experimentação alcançando 138 mg.L^{-1} . Segundo Preussler (2008), *Echinochloa polystachya* utiliza a fitoextração absorvendo nitrogênio e fosfato para seu crescimento e desenvolvimento. Segundo Martins *et al.* (2005) e Barko (1991), as plantas emergentes bem enraizadas obtêm a maior parte dos nutrientes dos sedimentos que são ricos em fósforo.

A presença do fósforo no sistema foi detectada nas unidades 1 e 3 com concentrações de $9,5$ e 90 mg.L^{-1} , respectivamente. Este último ponto, extrapolou os parâmetros das outras unidades indicando, segundo Philippi e Sezerino (2004), que pode ter ocorrido morte das plantas na unidade anterior liberando fósforo ao meio. Para Oliveira *et al.* (2005), o elevado valor de fósforo está relacionado com o processo de crescimento das macrófitas que incorporam fósforo, e ao atingirem a saturação liberam para o meio pela própria decomposição da planta. Não foi possível explicar a concentração de fósforo (90 mg.L^{-1}), sendo desconsidero esta análise.

A remoção de nitrogênio amoniacal aumentou gradativamente ao longo do tratamento atingindo na unidade 3, cerca de 95% de eficiência. O mesmo ocorreu com nitrogênio total, num primeiro momento houve um aumento mas no decorrer do tratamento reduziu alcançando a eficiência de 69%.

Com relação à legislação (CONAMA 430/11), após o tratamento do lixiviado, o valor de nitrogênio amoniacal foi de $18,7 \text{ mg.L}^{-1}$ abaixo do valor máximo permitido pela legislação de 20 mg.L^{-1} .

• Monitoramento do sistema piloto (Batelada 15 dias)

As análises físico-químicas realizadas durante a batelada de 15 dias (sem diluição) estão apresentadas na Tabela 3.

Na unidade 1, houve redução de nitrogênio amoniacal eficiência de 86%, com $4,8 \text{ mg.L}^{-1}$ bem abaixo do limite máximo permitido pela legislação de 20 mg.L^{-1} . Outros parâmetros também reduziram como nitrito, nitrato e COT com 12%, 9,3% e 24% respectivamente. O fósforo retornou na unidade 2, possivelmente devido à decomposição da própria macrófita, embora ela tenha tido desenvolvimento expressivo as plantas menores próximas ao solo ficavam submersas parcialmente no lixiviado.

Tabela 3: Resultados das análises físico-químicas (batelada 15 dias) sem diluição

DESCRIÇÃO		Un	DQO	DBO ₅	N Org	N total	N Amoniacal	N-NO ₂	N-NO ₃	Fósforo total	COT*	ST
BRUTO	Lixiviado pós-tratamento V = 120 L	1*	2207 (2*)	303 (2*)	488	1068	289	48	242	ND	547	8695
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	265	37	58,5	128,1	34,6	5,7	29,0	-	65,6	1043
UNIDADE 1	P = Após 15 dias - 1º Caixa d'água (<i>Echinochloa polystachya</i>) V=120 L	1*	1228	220	665	965	40	42	219	15	417	9643
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	147	26,4	79,8	115,8	4,8	5,0	26,3	1,8	50,0	1157
	Eficiência de remoção	%	44	30	-	10	86	12	9,3	-	24	-
UNIDADE 2	Após 15 dias - 2º Caixa d'água (<i>Pistia stratiotes</i>) V=61,2 L	1*	1283	104	565	890	32	31	261	ND	412	8695
	Carga (V x Parâmetro)/1000	g	78	6,4	34,5	54,5	1,95	1,9	15,9	-	25,2	532
	Eficiência de remoção	%	47	76	57	53	59	62	39	-	50	54
Eficiência Total		%	70	83	3	57	94	67	45	-	62	50
UNIDADE 3	Após 15 dias - 3º Caixa d'água (<i>Eichhornia crassipes</i>)	1*	Após 7 dias de experimentação ocorreu a morte de todas as plantas impossibilitando a realização das análises neste sistema.									

* COT – Carbono orgânico dissolvido; (1*) Todas as unidades mg.L-1; ND não detectável; (2*) Valor de lixiviado bruto.

Razão DQO/DBO₅ < 2,5 – Facilmente Biodegradável (FB) ; 5,0 – 2,5 – Passível de biodegradação (B);

>5,0 – Recalcitrante (R); V= volume

As maiores eficiências ocorreram na unidade 2, com *Pistia stratiotes*, alcançando valores relevantes de fósforo, SST, nitrito, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e COT, com 99%, 85%, 62%, 59%, 53% e 50%, respectivamente.

Nesta batelada a *P. stratiotes*, como aconteceu na análise da tolerância das macrófitas, demonstrou maior sensibilidade mesmo recebendo o contaminante pré-tratado.

Na unidade 3, não foi possível realizar as análises devido à morte das plantas, percebeu-se que além da sensibilidade que a *Pistia stratiotes* apresentou frente ao contaminante sem diluição, com morte em 15 dias, *Eichhornia crassipes* também apresentou sensibilidade com morte das plantas em 7 dias.

Este fato se dá, principalmente pela quantidade de água que o aguapé absorve do meio para sua manutenção e sobrevivência, conforme levantamento da biomassa cerca de 61% de água. Segundo Martins et al. (2005), as plantas flutuantes respondem mais a eutroficação porque dependem da água para obter nutrientes, porém elevadas cargas comprometem o crescimento das macrófitas inibindo o seu desenvolvimento.

• Avaliação da eficiência do sistema piloto

O tratamento físico-químico e biológico existente no aterro sanitário, saída da lagoa facultativa, alcança uma eficiência média de 83% e 81% para DQO (1614 mg.L⁻¹±600) e nitrogênio amoniacal (351 mg.L⁻¹±187), respectivamente, se comparado com o lixiviado “in natura” antes do tratamento.

Analisando os mesmos parâmetros, no sistema piloto (batelada 30 dias com diluição), alcançou a eficiência de 70% e 96% para DQO (641 mg.L^{-1}) e nitrogênio amoniacal (117 mg.L^{-1}), respectivamente. Na batelada 15 dias, sem diluição, a eficiência foi maior na remoção do nitrogênio amoniacal, cerca de 94% (289 mg.L^{-1}) e 70% (2207 mg.L^{-1}) para DQO.

Observa-se que mesmo com elevadas concentrações dos parâmetros físico-químicos, o sistema com macrófitas desde que aclimatadas ao ambiente, reduziu os contaminantes. No caso da DBO_5 a eficiência foi maior na batelada de 30 do que na de 20 dias, com 83% (60 mg.L^{-1}) e 76% (303 mg.L^{-1}), respectivamente. A eficiência de remoção pode ser observada na Tabela 4.

Tabela 4: Eficiência na remoção carga dos parâmetros físico-químicos nas bateladas 30 e 15 dias

PARÂMETRO S	BATELADA 30 DIAS COM DILUIÇÃO								BATELADA 15 DIAS SEM DILUIÇÃO			
	15º DIA				30º DIA				15º DIA			
	UN 1	UN 2	UN 3	Total	UN 1	UN 2	UN 3	Total	UN 1	UN 2	UN 3	Total
DQO	48	45	25	39±12	30	60	Evapotranspirou todo o efluente em 7 dias	45	44	47	Morte das plantas em 7 dias	45
DBO_5	64	66	80	70±9	64	83		73	30	76		53
Razão DQO/ DBO_5	15	24	97	45	15	24		-	5,6	12,33		-
Nitrogênio Amoniacal	-	5	95	50	-	-		-	86	59		72
Nitrito	65	-	98	81	-	-		-	12	62		37
Nitrato	74	3	54	44±36	79	77		78	9,3	39		24
Nitrogênio Total	-	50	70	60	-	1		-	10	53		31
Fósforo total	-	ND	-	-	-	-		-	-	-		-
COT**	68	55	16	46±27	11	58		34	24	50		37
ST	69	49	82	67±16	66	76		71	-	54		-
SST	-	81	ND	-	-	-		-	37	85		61

Nota: Todos os valores em %; ** COT – Carbono orgânico dissolvido; ND – não detectável; ST – Sólidos Totais; STF – Sólidos Totais Fixos; STV – Sólidos Totais Voláteis; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSF – Sólidos Suspensos Fixos; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis. Razão DQO/ DBO_5 < 2,5 – Facilmente Biodegradável (FB); 5,0 – 2,5 – Passível de biodegradação (B); > 5,0 – Recalcitrante (R)

• Análise da biomassa do sistema piloto

A planta exposta a algum agente estressor reduz seu metabolismo, causando descoloração das folhas conforme observado neste estudo, principalmente para as plantas flutuantes. Segundo Peres (2004), a descoloração das folhas na planta madura pode estar relacionada à deficiência de nitrogênio, e nas folhas jovens deficiência de ferro.

A *Echinochloa polystachya* desenvolveu-se fisiologicamente bem em frente ao lixiviado com brotamento intenso, expandindo-se além da sua caixa d'água. A *Pistia stratiotes*, que já recebeu o lixiviado pós-tratado da primeira unidade, teve seu desenvolvimento comprometido ao longo do tempo, demonstrando certa sensibilidade ao contaminante durante a experimentação, não alcançando o 20º dia.

A *Eichhornia crassipes* apresentou floração na primeira semana de experimento e respondeu bem à exposição, não havendo brotamento, porém o índice de sobrevivência foi alto.

Após seis meses de experimentação, a biomassa na *Echinochloa polystachya* apresentou crescimento 30 vezes maior que as demais unidades, a *Pistia stratiotes* sofreu 23% de queda no seu desenvolvimento e a *Eichhornia crassipes* absorveu 61% de água do sistema. Houve certo desenvolvimento da espécie, porém não foi tão expressivo quanto o do Capim, conforme Tabela 5.

Tabela 5: Análise da biomassa inicial e final após o período de experimentação do sistema piloto

SISTEMAS	BIOMASSA INICIAL		BIOMASSA FINAL	
	úmida (g)	seca (g)	úmida (g)	seca (g)
Unidade 1 (6 meses)	77,42	32,05	2.546,64	1.034,15
Unidade 2 (1 mês)	33,34	2,31	7,67	2,59
Unidade 3 (1 mês)	326,8	67,29	839,97	115,36

Observou-se após o período de 6 meses além do desenvolvimento vegetativo nas unidades 1 e 3, sendo este último não tão expressivo, a clarificação do lixiviado. A Tabela 6 apresenta a avaliação da eficiência do sistema piloto com desenvolvimento das macrófitas e a clarificação do lixiviado no decorrer das unidades.

Tabela 6: Avaliação da eficiência do sistema piloto com desenvolvimento das macrófitas (batelada 30 dias) com a clarificação do lixiviado nas unidades

EFICIÊNCIA DO SISTEMA PILOTO				
DESCRIÇÃO		INÍCIO 0 dia	FIM	EFLUENTE FINAL
UN1	1º Caixa d'água (<i>Echinochloa polystachya</i>) (duração 6 meses)			
UN2	2º Caixa d'água (<i>Pistia stratiotes</i>) (duração 1 mês)			
UN3	3º Caixa d'água (<i>Eichhornia crassipes</i>) (duração 1 mês)			

• Elementos-traço (metal pesado) no sistema piloto

Os valores médios encontrados para os metais Zn, Cd e Pb encontram-se dentro dos limites máximos estabelecidos pela legislação. Para todas as amostras de lixiviado o cádmio apresentou valores inferiores ao limite de detecção do equipamento. Diante destes resultados, conclui-se que o lixiviado gerado após o tratamento não apresenta riscos de contaminação no ambiente em relação aos metais pesados Zn, Cd e Pb.

Segundo Reidler e Günther (2003), os elementos-traço estão sujeitos aos seguintes fenômenos de deposição: sedimentação gravitacional, precipitação, adsorção e troca iônica quando no ar e na água.

Cabe apontar que, no entanto, para o Ni, mesmo obtendo valores médios dentro da referida resolução, em 2 pontos no Bruto ($2,36 \text{ mg.L}^{-1}$) e na unidade 1 após 30 dias ($2,46 \text{ mg.L}^{-1}$) foram superiores ao valor máximo permitido. Na maioria dos pontos no sistema, as concentrações Mn ultrapassaram os limites previstos e um valor alcançou $224,4 \text{ mg.L}^{-1}$ está bem fora do contexto dos demais. Já em relação ao Fe e Cr, verifica-se que dois pontos estão acima do limite máximo definido. Segundo Panda (2005), o cromo pode afetar o processo metabólico das plantas interferindo no processo da fotossíntese.

Na Tabela 7, são apresentados os valores médios de cada metal encontrado no lixiviado e no pós-tratamento do Aterro Sanitário de Curitiba e os valores máximos recomendados pela Resolução N° 430/11 do CONAMA.

Tabela 7: Resultados das análises dos elementos-traço no efluente (batelada 30 dias)

DESCRIÇÃO		Un	Zinco (Zn)	Níquel (Ni)	Cádmio (Cd)	Cobalto (Co)	Manganês (Mn)	Ferro (Fe)	Cromo (Cr)	Chumbo (Pb)
BRUTO	Lixiviado pós-tratamento Volume (V)= 120 L	1*/2*	2,97 ± 0,53	2,36 ± 0,06	< LD	0,87 ± 0,23	11,56 ± 0,04	14,88 ± 3,58	5,95 ± 2,90	0,20 ± 0,16
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,36	0,28	-	0,10	1,39	1,78	0,71	0,02
UNIDADE 1	P = Após 15 dias - 1º Caixa d'água (<i>Echinochloa polystachya</i>) V=120 L	1*/2*	0,90 ± 0,03	1,51 ± 0,07	< LD	0,26 ± 0,07	224,4 ± 1,11	16,92 ± 0,65	1,37 ± 0,17	0,31 ± 0,12
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,11	0,18	-	0,03	26,9	2,03	0,16	0,04
	Eficiência de remoção (%)	%	69	36	-	70	-	-	77	-
	Após 30 dias - 1º Caixa d'água (<i>Echinochloa polystachya</i>)	1*/2*	0,28 ± 0,03	2,46 ± 0,01	< LD	0,48 ± 0,15	17,60 ± 0,48	13,40 ± 0,58	0,94 ± 0,04	0,10 ± 0,09
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,03	0,29	-	0,06	2,11	1,61	0,11	0,01
	Eficiência de remoção	%	73	-	-	-	92	21	31	75
	Eficiência Total	%	92	-	-	40	-	10	84	50
UNIDADE 2	Após 15 dias - 2º Caixa d'água (<i>Pistia stratiotes</i>) V=61,2 L	1*/2*	0,64 ± 0,04	1,49 ± 0,23	< LD	0,49 ± 0,04	0,54 ± 0,05	3,11 ± 0,24	0,28 ± 0,19	< LD
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,02	0,09	-	0,03	0,03	0,19	0,02	-
	Eficiência de remoção	%	33	69	-	50	98	88	82	-
	Após 30 dias- 2º Caixa d'água (<i>Pistia stratiotes</i>)	1*/2*	0,38 ± 0,03	1,51 ± 0,07	< LD	0,4 ± 0,04	1,32 ± 0,18	22,9 ± 1,92	0,39 ± 0,09	0,47 ± 0,18
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,02	0,09	-	0,02	0,08	1,40	0,02	0,03
	Eficiência de remoção	%	-	-	-	33	-	-	-	-
	Eficiência Total	%	94	68	-	8	94	21	97	-
UNIDADE 3	Após 15 dias - 3º Caixa d'água (<i>Eichhornia crassipes</i>) V=32,2 L	1*/2*	0,87 ± 0,03	1,34 ± 0,02	< LD	0,57 ± 0,01	8,19 ± 0,86	11,05 ± 0,09	0,7 ± 0,31	< LD
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,03	0,04	-	0,02	0,26	0,35	0,02	-
	Eficiência de remoção	%	-	55	-	-	-	75	-	-
	Eficiência Total	%	92	86	-	8	81	80	97	99
	Após 30 dias- 3º Caixa d'água (<i>Eichhornia crassipes</i>)		Durante o período de experimentação o calor excessivo evapotranspirou todo efluente em apenas 7 dias.							
CONAMA 430/11		1*	5,0	2,0	0,2	-	1,0	15,0	1,1	0,5

(1*) Todas as unidades mg.L⁻¹; (2*) desvio padrão; < LD menor que o limite de detecção;

As análises dos elementos-traço durante a batelada de 15 dias (sem diluição) estão apresentadas na Tabela 8. Como as plantas na unidade 3 morreram não houve análises neste ponto. Observou-se que dos 8 elementos químicos analisados 4 deles ultrapassaram os limites permissíveis na legislação, Ni; Mn; Fe e Cr. A eficiência na remoção destes parâmetros alcançou 22% Ni; 70% Mn; 72% Fe e 45% Cr.

Tabela 8: Resultados das análises dos elementos-traço no efluente (batelada 15 dias)

DESCRIÇÃO		Un	Zinco (Zn)	Níquel (Ni)	Cádmio (Cd)	Cobalto (Co)	Manganês (Mn)	Ferro (Fe)	Cromo (Cr)	Chumbo (Pb)
BRUTO	Lixiviado pós-tratamento Volume = 120 L	1*/2*	2,94 ± 0,53	2,69 ± 0,34	< LD	0,75 ± 0,19	9,55 ± 0,99	16,36 ± 0,62	11,82 ± 0,71	0,21 ± 0,02
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,35	0,32	-	0,09	1,15	1,96	0,08	-
UNIDADE 1	P = Após 15 dias - 1º Caixa d'água (<i>Echinochloa polystachya</i>) V=120 L	1*/2*	0,64 ± 0,04	4,19 ± 0,18	< LD	1,22 ± 0,21	14,23 ± 2,64	14,01 ± 0,92	1,88 ± 0,12	0,22 ± 0,03
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,08	0,50	-	0,15	1,71	1,68	0,22	0,03
	Eficiência de remoção (%)	%	77	-	-	-	-	14	-	-
UNIDADE 2	Após 15 dias - 2º Caixa d'água (<i>Pistia stratiotes</i>) V=61,2 L	1*/2*	0,85 ± 0,03	4,12 ± 0,46	< LD	1,07 ± 0,30	5,80 ± 0,43	9,03 ± 1,98	1,93 ± 0,10	< LD
	Carga (V x Concentração)/1000	g	0,05	0,25	-	0,06	0,35	0,55	0,12	-
	Eficiência de remoção	%	37	50	-	60	79	67	45	-
	Eficiência Total	%	86	22	-	33	70	72	-	-
UNIDADE 3	Após 15 dias - 3º Caixa d'água (<i>Eichhornia crassipes</i>)	-	Após 7 dias de experimentação ocorreu a morte de todas as espécimes de aguapé impossibilitando a realização das análises após 15 dias neste sistema.							
CONAMA 430/11		1*	5,0	2,0	0,2	-	1,0	15,0	1,1	0,5

(1*) Todas as unidades mg.L⁻¹; (2*) desvio padrão; < LD menor que o limite de detecção

• Elementos-traço (metal pesado) na biomassa seca

As análises dos elementos-traço na biomassa seca estão apresentadas na Tabela 9. Observa-se que o metal teve maior fixação na raiz que na parte aérea das plantas.

Observa-se que o Zn está dentro dos valores encontrados nas plantas em todas as unidades. Já o Mn teve comportamento diferenciado nas unidades, permanecendo dentro dos limites na unidade 1, 2 e no final da experimentação ele ultrapassou 112 mg.kg⁻¹ (Matéria Seca – MS). A última unidade teve maior bioacumulação no início e maior adsorção no final da experimentação. Comportamento semelhante tiveram Co, Fe e Pb que ultrapassaram os limites dos valores nas plantas em todos os sistemas. O Cd e Cr como não possuem limite nas plantas, qualquer valor encontrado é considerado tóxico, podendo retornar as plantas se elas forem dispostas de forma inadequada.

As espécies flutuantes absorvem seus nutrientes da água e principalmente dos sólidos em suspensão, e apresentaram elevada absorção dos elementos Cd, Co, Mn, Fe, Cr e Pb. Já a espécie emersa que utiliza principalmente o solo como fonte de nutrientes, é boa biocumuladora para Cd, Mn, Fe com variações positivas.

Através da comparação das partes vegetativas: folha (parte aérea) e raiz da macrófita aquática *Echinochloa polystachya*, pode-se constatar que no início e final do experimento a concentração de todos os elementos-traço é maior na raiz, exceto Co que desapareceu no final da experimentação. Segundo Larcher (2000), a planta não necessita deste elemento e valores acima de 5 mg.kg⁻¹ (Matéria Seca – MS), limite máximo para planta, podem provocar intoxicações alimentares informa Chaney (1980). A espécie adsorveu com maior facilidade Cd, Mn e Fe demonstrando que os demais elementos foram translocados no meio.

Tabela 9: Resultados das análises dos elementos-traço na biomassa seca

Tabela 2. Resultados das análises dos elementos-traço na biomassa seca									
SISTEMAS	PARÂMETRO S		Zinco (Zn)	Cádmio (Cd)	Cobalto (Co)	Manganês (Mn)	Ferro (Fe)	Cromo (Cr)	Chumbo (Pb)
UNIDADE 1 Duração 6 meses <i>Echinochloa polystachya</i>	Início	Folha	41,0 ± 1,5	0,2 ± 0,2	10,0 ± 0,5	243,0 ± 15,3	263,3 ± 53	6,7 ± 3,8	13,5 ± 16
		Raíz	56,1 ± 12,8	0,9 ± 0,2	15,9 ± 1,78	407,9 ± 171	4838,0 ± 153	33,9 ± 4,6	30,0 ± 2
		Total	84,8	0,8	25,9	650,9	5101	40,6	43,5
	Fim	Folha	20,2 ± 10	0,3 ± 0,1	< LD	213,6 ± 54	525,0 ± 121	7,2 ± 1,3	22,5 ± 22
		Raíz	32,0 ± 0,3	1,0 ± 0,8	< LD	464,0 ± 4,5	4598,0 ± 192	14,3 ± 5,7	18,2 ± 1,1
		Total	54,2	0,9	-	677,6	5123,0	21,5	40,7
	Variação +/-		-30,6	+ 1	0	+ 26,7	+ 285	- 19,1	- 2,8
UNIDADE 2 Duração 1 mês <i>Pistia stratiotes</i>	Início	Folha	15,8 ± 1,0	0,7 ± 0,2	9,7 ± 3,3	334,0 ± 95	595,0 ± 4,2	3,9 ± 1,5	26,5 ± 4,3
		Raíz	33,1 ± 1,9	0,6 ± 0,1	11,5 ± 3,8	304,0 ± 53	4275,2 ± 28	13,2 ± 4,1	14,2 ± 2,2
		Total	51,0	1,1	21,2	638,0	4870,2	17,1	40,7
	Fim	Folha	44,9 ± 6,1	0,8 ± 0,1	< LD	403,0 ± 171	305,0 ± 48	4,5 ± 1,7	23,0 ± 9,1
		Raíz	44,2 ± *	2,0 ± *	28,0 ± *	709,1 ± *	2961,4 ± *	25,0 ± *	< LD
		Total	75,5	2,8	28,0	1112,1	3266,4	29,5	23,0
	Variação +/-		+ 24,5	+ 1,7	+ 6,8	- 474,1	- 1604	+ 12,4	- 17,7
UNIDADE 3 Duração 1 mês <i>Eichhornia crassipes</i>	Início	Folha	15,5 ± 1,0	0,6 ± 0,4	1,3 ± 0,4	5647,0 ± 452	645,4 ± 306	5,6 ± 1,0	21,8 ± 1,5
		Raíz	13,6 ± 6,1	0,7 ± 0,2	15,8 ± 10	4759,3 ± 1821	462,2 ± 195	3,6 ± 1,5	22,5 ± 18
		Total	25,9	0,9	17,1	10406,3	1107,6	9,2	44,3
	Fim	Folha	27,4 ± 4,3	0,8 ± 0,2	5,8 ± 1,8	4483,1 ± 141	514,0 ± 203	6,5 ± 0,5	7,3 ± 10
		Raíz	26,6 ± 10,3	0,6 ± 0,2	15,5 ± 12	4907,0 ± 597	4567,0 ± 118	19,3 ± 2,9	21,2 ± 17
		Total	56,1	1,4	21,3	9390,1	5081,0	25,8	28,5
	Variação +/-		+ 30,2	+ 0,5	+ 4,2	- 1016	+ 3974	+ 16,6	- 15,8
Limites de valores nas plantas**			1 - 400	-	5	3 - 1000	2 - 700	-	20
Necessidades nas plantas**			10 - 50	-	-	30 - 50	100	-	-

(1*) Todas as unidades mg.kg⁻¹ Matéria Seca; < LD menor que o limite de detecção; (*) não foi possível realizar o desvio por ter um único valor; ** LARCHER (2000)

O Mn e Fe são metais que as plantas necessitam para seu desenvolvimento com valores 50 e 100 mg.kg⁻¹ MS, respectivamente. Porém, estes elementos, embora sejam utilizados pelas plantas, tiveram as maiores adsorção no sistema 1, com variações de Mn (+ 26,7 mg.kg⁻¹ MS) e Fe (+ 285 mg.kg⁻¹ MS).

O mesmo não foi observado na *Pistia stratiotes* que concentrou no início do experimento, dos 7 elementos-traço 3 elementos na raiz: Co, Fe e Cr, os demais estão bioacumulados e/ou dentro dos limites de valores na planta. No final do experimento a concentração foi diferenciada, passou de 3 elementos encontrados na raiz para 4, sendo eles: Cd, Co, Fe, Cr. Para Cd e Co encontrou-se uma variação diferenciada de adsorção + 1,7 mg.kg⁻¹ MS e + 6,8 mg.kg⁻¹ MS, respectivamente, e por não serem utilizados pela planta no seu desenvolvimento, segundo Larcher (2000), qualquer valor encontrado acima dos limites nas plantas são considerados tóxicos.

A *Eichhornia crassipes* bioacumulou melhor os seguintes metais Cd, Co, Mn, Fe, Cr e Pb. Todos estes elementos ultrapassaram os limites estabelecidos na planta, podendo ser considerados tóxicos no meio. Segundo Silva (2007), as partes das plantas de maior metabolismo são as folhas e flores porque concentram metais essenciais e não essenciais em maiores quantidades.

Na Batelada de 30 e 15 dias, observou-se que dos oito elementos químicos analisados quatro deles, Níquel (Ni); Manganês (Mn); Ferro (Fe) e Cromo (Cr) ultrapassaram os limites permissíveis na legislação. A eficiência na remoção destes parâmetros alcançou 86% Ni; 81% Mn; 80% Fe e 97% Cr (batelada 30) e 22% Ni; 70% Mn; 72% Fe e 45% Cr (batelada 15). Nas partes vegetativas: folha (parte aérea) e raiz da macrófita aquática *Echinochloa polystachya*, pode-se constatar que no início e final do experimento a concentração de todos os elementos-traço é maior na raiz, exceto Co que desapareceu no final da experimentação.

CONCLUSÕES

A eficiência do sistema apresentou melhor resultado na batelada de 15 dias, quando comparado à carga mássica, alcançando remoção de DQO, DBO₅, N-amoniaco e nitrito em cerca de 25%, 80%, 95% e 95% respectivamente.

O sistema é uma alternativa viável e serve de modelo para outros aterros sanitários, que poderão aliar esta tecnologia aos tratamentos adotados, desde que as espécies de macrófitas sejam tolerantes ao contaminante. O estudo com diferentes posicionamentos destas macrófitas em leitos construídos é fundamental para comprovar a sequência ideal no tratamento de lixiviado.

Esta técnica de fitorremediação no tratamento de lixiviado de aterro sanitário permitiu comprovar que, não só é eficiente, como importante este tipo de estudo, porque instiga outros pesquisadores a desenvolver com espécies diferentes, desde que sejam as mais cosmopolitas. Sempre se tomando todas as medidas cabíveis, para que não haja contaminação no meio.

Dos estudos realizados, em escala de piloto, concluiu-se que a eficiência das macrófitas está relacionada com a tolerância e a carga de poluentes do lixiviado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. APHA – American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th ed., 1998.
2. BAIG, S. I. COULOMB, P. COURANT e P. LIECHTI, Treatment of landfill leachates: lapeyrouse and satrod case studies, Ozone Science & Engineering, v. 21, p. 1 – 22, 1999.
3. BASSANI, F. Monitoramento do lixiviado do aterro controlado de Maringá, Paraná, e avaliação da tratabilidade com coagulantes, radiação ultravioleta (UV) e ozônio. 2010. 144 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana). Universidade Federal de Maringá. Maringá, 2010.
4. BARRETO, C. O. Eficiência de leito de macrófitas como unidade de polimento de efluente de indústria de aditivos para ração. 2005. 53 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual de Campinas. UNICAMP, São Paulo, 2005.
5. BARKO, J.; GUNNISON, D.; CARPENTER, S. R. Sediment interactions with submersed macrophyte growth and community dynamics. Aquatic Botany, v. 41, p. 41 - 65, 1991.
6. BIDONE, R. F. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por um sistema composto por filtros anaeróbios seguidos de banhados construídos: estudo de caso — central de resíduos do recreio, em Minas do Leão/RS. 2007. 168 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos. São Paulo, 2007.
7. CALLI, B.; MERTOGLU, B.; INANC, B. Landfill leachate management in Istanbul: applications and alternatives. Chemosphere. v. 59 p. 819 - 829, 2005.
8. CHANEY, R. L. Health risks associated with toxic metals in municipal sludge. In: BITTON, G. (ed.). Sludge-Health risks of land application. Ann Arbor Sci. Publ., p. 59 - 83, 1980.
9. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Resolução 430 de 13 de maio de 2011. Diário Oficial da República Federal do Brasil, Brasília DF. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 16/08/2011.
10. DRIZO A., et al. Phosphate and Ammonium Removal by Constructed Wetlands with Horizontal Subsurface Flow, using Shale as a Substrate. Water Science & Technology. v. 35, n. 5, p. 95 - 102, 1997.
11. FERREIRA, J. A. Revisão sobre Técnicas de Tratamento de Chorume de Aterros Sanitários e Relato de casos no Estado do Rio de Janeiro, 2000. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/resisoli/brasil/iii-108.pdf>. Acesso em: 15/07/11.

12. HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. *Hoehnea*. v. 32, p. 445 - 452, 2005.
13. JARDIN, W. F. e CANELA, M. C. Caderno Temático: Fundamentos da Oxidação Química no Tratamento de Efluentes e Remediação de Solos. IQ/Unicamp, 2004.
14. KADLEC, R. H.; HAMMER, D. E. Simplified computation of wetland vegetation cycles. In: PRINCE H. H. and D'ITRI F.M. *Coastal Wetlands*. Michigan : Lewis Publishing,. p. 141 -157, 1985.
15. KURSCHIEDT, E. C. S. Avaliação da fitorremediação como alternativa de pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário utilizando macrófitas. 2011. 151 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Meio Ambiente). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2011.
16. LARCHER, W. *Ecofisiologia Vegetal*. Editora Pedagógica Universitária Ltda. São Paulo. p. 319, 2000.
17. LAY, J. J., LI, Y. Y., NOIKE, T., ENDO, J., ISHIMOTO, S. Analysis of environmental factors affecting methane production from high-solids organic waste. *Water Science and Technology*, v. 36, n. 6, p. 493 - 500, 1997.
18. MANNARINO, C. F.; FERREIRA, 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). *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v.11, n. 2 , p. 108 – 112, 2006.
19. MARTINS, A. P. L.; REISSMANN, C. B.; BOEGER, M. R.; FAVARETTO, N. Capacidade DO *Polygonum hydropiperoides* e *Typha dominguensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí. 2005. 92 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2005.
20. MARTINS, A. P. L.; REISSMANN, C. B.; BOEGER, M. R.; FAVARETTO, N. Capacidade DO *Polygonum hydropiperoides* e *Typha dominguensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí. 2005. 92 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2005.
21. MORAIS, J. L.; SIRTORI, C. PERALTA-ZAMORA, P. G. Tratamento de chorume de aterro sanitário por fotocatalise heterogênea integrada a processo biológico convencional. *Revista Química Nova*, v. 29, n. 1, p. 20 – 23, 2006.
22. NASCIMENTO, J. C. F. Comportamento mecânico de resíduos sólidos urbanos. 2007. 160 f. Dissertação (Mestrado em Geotecnia). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, 2007.
23. OLIVEIRA, M. ;MOTA, S. “Caracterização do percolado do lixão do Jangurussu, Fortaleza, Ceará”, *Revista Limpeza Pública*, v. 48, p. 21 – 24, 1998.
24. OLIVEIRA, K. R. F.; IDE, C. N.; BEZERRA, L. P.; OLIVEIRA, L. T.; CASTRO, R. A. Pós-tratamento de rafas por banhados construídos utilizando a macrófita *Typha Dominingensis* Pers. II 123 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Campo Grande/MS, p. 1 – 15, 2005.
25. PANDA, S.K.; CHOUDHURY, S. Chromium stress in plants. *Braz. J. Plant Physiol.*, Londrina, v. 17 ,n. 1, 2005.
Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S167704202005000100008&lng=en&nr=m=iso>. Acesso em: 01 Fev 2007. doi: 10.1590/S1677-04202005000100008.
26. PERES, L. E. Nutrição mineral de plantas, 2004. Disponível em: <http://www.fcav.unesp.br/download/deptos/biologia/durvalina/TEXT03.pdf>. Acesso em: 20/07/11.
27. PHILIPPI, L. S.; SEZERINO. Aplicação de Sistemas tipo Wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Ed. do autor, 2004. 144 p.
28. 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. 2008. 138 f. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental). Universidade Positivo. Curitiba, 2008.
29. REIDLER, N. M. V. L.; GÜNTHER, W. M. R. Impactos ambientais e sanitários causados por descarte inadequado de pilhas e baterias usadas. *Revista Limpeza Pública*. São Paulo, v. 60, p. 20 - 26, 2003.
30. ROCHA, M. C. V. Digestão anaeróbia de lixiviado de aterro sanitário: em reator em bateladas sequenciais com bioaumento da microbiota autoimobilizada. 2011. 64 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental). Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2011.
31. ROCHA, L.; SOARES, T. M.; ARAUJO, F. F. Avaliação de biodigestor para uso domiciliar na reciclagem de resíduos semi-sólidos orgânicos. *Encontro de Ensino, Pesquisa e Extensão, Presidente Prudente, Colloquium Exactarum*, v.1, p. 122 - 125, 2009.
32. SANDES, L. R. G. Avaliação da eficiência de sistema combinado de lagoa de estabilização e Wetlands construídos - estudo de caso do aterro sanitário de Vera Cruz-BA. 2008. 87 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental Urbana). Universidade Federal da Bahia, 2008.

33. SISINNO, C. L.; OLIVEIRA-FILHO, E. C.; DUFRAIER, M. C.; MOREIRA, J. C. e PAUMGARTTEN, F. J. Toxicity evaluation of a municipal dump leachate using zebrafish acute test. *Bulletin Environmental Contamination and Toxicology*, v. 64, p. 107 – 113, 2000.
34. SILVA, J. M. Estudo de elementos-traço em macrófitas aquáticas da sub-bacia do Rio Madeira. Trabalho de conclusão de curso da Universidade Federal de Rondônia, 2007. 49 f. Disponível em: www.biogeoquimica.unir.br/classes/download.php?id=150. Acesso em: 20/07/11.
35. VALENTIM, M. A. A. Desempenho de leitos cultivados “constructed wetland” para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação. 2003. 210 f. Tese (Doutorado. Em Engenharia Agrícola). Universidade Estadual de Campinas. Campinas/SP, 2003.