

III-224 - AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE *WETLAND* CONSTRUÍDO COMO UNIDADE DE POLIMENTO DE EFLUENTE DE TRATAMENTO SECUNDÁRIO DE LIXIVIADO POR LODOS ATIVADOS

Amanda Vargas Mansur⁽¹⁾

Bióloga pela Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO). Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ).

Fernando Braile

Químico pela Faculdade de Humanidades Pedro II. Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ).

Louise da Cruz Felix

Graduada em Gestão Ambiental pelo Centro Federal de Educação Tecnológica Celso Suckow da Fonseca. Graduanda em Engenharia Cartográfica pela Universidade do estado do Rio de Janeiro.

Daniele Maia Bila

Engenheira Química pela Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ). Mestre, Doutora em Engenharia Química pela COPPE/UFRJ. Prof. Adjunto no Depto. de Engenharia Sanitária e do Meio Ambiente da FEN/UERJ

João Alberto Ferreira

Doutor em Saúde Pública pela Escola Nacional de Saúde Pública da FIOCRUZ. Pesquisador Visitante do Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro - UERJ

Endereço⁽¹⁾: Rua São Francisco Xavier, 524 - Maracanã - Rio de Janeiro - RJ - CEP: 20550-900 - Brasil - Tel: (21) 23340512 - e-mail: amandavmansur@gmail.com

RESUMO

Uma das dificuldades a ser enfrentada na implantação de aterros sanitários é o tratamento adequado do lixiviado gerado e seu lançamento no meio ambiente dentro dos padrões estabelecidos pela legislação. O potencial poluidor do lixiviado está ligado principalmente aos altos valores de carga orgânica que resulta na redução do oxigênio dissolvido (utilizado na degradação da matéria orgânica) em cursos d'água, prejudicando a fauna e a flora nesses meios. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o sistema de tratamento por *wetland* construído como unidade de polimento de efluente secundário da ETE uma estação de tratamento de lodos ativados, de lixiviado de Aterro de resíduos sólidos urbanos, situado na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Além dos parâmetros físico-químicos (pH, amônia e DQO), também foram realizados testes de toxicidade aguda com os organismos-teste *Aliivibrio fischeri* e *Danio rerio*. Os resultados mostram que o *wetland* tem uma ação positiva como unidade de polimento refletida na redução dos parâmetros amônia (30%) e DQO (19%). Os resultados mostraram que o afluente e o efluente do *wetland* apresentaram toxicidade aguda para ambos os organismos-teste utilizados.

PALAVRAS-CHAVE: Aterro Sanitário, Lixiviado, Tratamento, Polimento, Wetland Construído, Toxicidade.

INTRODUÇÃO

Wetlands construídos são cópias feitas pelo homem das áreas alagadas naturais projetados para utilizar melhor os processos naturais que envolvem plantas aquáticas, solos e suas populações variadas de microrganismos para auxiliar no tratamento de águas residuárias (VYMAZAL, 2014).

Alguns autores relataram o uso de *wetlands* construídos para tratar lixiviados de aterros sanitários. Chiemchaisri *et al.* (2009) investigaram a eficiência de remoção de compostos orgânicos e nitrogenados utilizando *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial plantado com taboa (*Typha augustifolia*) para o tratamento de lixiviados de aterros novos e parcialmente estabilizados. As eficiências de remoção foram avaliadas em diferentes tempos de detenção hidráulica. Em relação à matéria orgânica, a eficiência de remoção para DQO foi de 94, 97 e 96%, com tempo de detenção hidráulica de 28, 10 e 5 dias respectivamente, para lixiviados de aterros novos. Essas eficiências de remoção foram substancialmente maiores quando comparadas as eficiências observadas para lixiviados parcialmente estabilizados (58, 42, 63%). Em relação à remoção de

nitrogênio orgânico total, as eficiências de remoção de lixiviados de aterros novos e parcialmente estabilizados, foram de 46, 41 e 20% e 43, 36 e 8%, nos tempos de detenção hidráulica de 28, 10 e 5 respectivamente. De acordo com os autores, apesar da maior eficiência de remoção de nitrogênio orgânico total no tempo de detenção hidráulica de 28 dias nos lixiviados parcialmente estabilizados, foi observada a morte de algumas plantas no afluente do *wetland* o que causou entrada excessiva de amônia.

Nivala *et al.* (2007) compararam a eficiência de remoção de DQO e amônia de lixiviados tratados por um sistema *wetland* construído com e sem aeração. Os resultados mostraram que sem aeração suplementar, o desempenho do tratamento era inconsistente e muito pobre, muitas vezes resultando em remoção zero. Em relação à matéria orgânica, a eficiência de remoção de DQO sem aeração suplementar era intermitente e pobre (0 - 53%) mas melhorou e tornou-se consistente quando o sistema foi aerado (35 - 60%). Segundo os autores, provavelmente uma parcela significativa de DQO no lixiviado continha produtos orgânicos que não eram prontamente biodegradáveis já que o aterro estava nos últimos estágios de geração de lixiviado. Como resultado, uma fração considerável de DQO fluiu com o lixiviado pelo *wetland* e saiu junto com o efluente de saída. Em relação à amônia, a eficiência de remoção variou de 14% a 40% sem aeração e com a aeração a eficiência de remoção foi consistentemente alta (93 - 98%).

Yalcuk e Ugurlu (2009) estudaram o tratamento de lixiviado e a redução de DQO, amônia e metais pesados presentes no mesmo através da utilização de *wetlands* construídos e quantificaram o efeito do modo de alimentação. O estudo foi realizado em escala piloto de *wetlands* construídos subsuperficiais operados no modo vertical e horizontal. Os sistemas foram plantados com taboa (*Typha latifolia*) e operados com diferentes tempos de detenção hidráulica: 8 e 11 dias em dois *wetlands* verticais e 12,5 dias em um *wetland* horizontal. Os resultados mostraram melhor eficiência de remoção de amônia nos *wetlands* verticais (48,9% e 62,3%) quando comparados à eficiência no *wetland* horizontal (38,3%). Em contraste, o sistema horizontal foi mais eficaz na remoção de DQO (35,7%) quando comparado aos sistemas verticais (30,6 e 24,3%).

É neste contexto que se insere o presente estudo avaliando a eficiência de um experimento em escala de campo, de *wetland* como unidade de tratamento terciário de lixiviado de forma a ampliar o conhecimento sobre esse sistema de tratamento.

OBJETIVO GERAL

Avaliar o sistema de tratamento por *wetland* construído como unidade de polimento de efluente secundário de uma estação de tratamento de lodos ativados, de lixiviado de Aterro de resíduos sólidos urbanos, situado na Região Metropolitana do Rio de Janeiro.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Descrever a metodologia de construção e operação de *wetland*, incluindo técnicas de plantio e de manutenção.
- Avaliar a eficiência do *wetland* subsuperficial como unidade de polimento do lixiviado tratado a nível secundário.
- Investigar a toxicidade aguda dos afluente e efluente do sistema de tratamento por *wetland* utilizando organismos de diferentes níveis tróficos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foram coletadas amostras de lixiviado afluente e efluente do sistema de tratamento por *wetland*. O período de amostragem ocorreu de maio de 2013 a agosto de 2014. O afluente do *wetland* é proveniente de um processo de tratamento biológico por lodos ativados.

As amostras coletadas foram armazenadas em frascos de plástico e transferidas para o laboratório, onde foram preservadas em temperatura inferior a 4°C, para a realização dos ensaios de toxicidade e caracterização físico-química.

Para a caracterização das amostras foram selecionados os seguintes parâmetros físico-químicos: pH (Método 4500 - H⁺ B), DQO (Método 5220 D) e amônia (Método 4500 - NH₃ D), determinados de acordo com o APHA (2012).

Os ensaios de toxicidade aguda foram realizados com dois organismos-teste, a bactéria luminescente *Aliivibrio fischeri* (NBR 15411 (ABNT, 2012)) e o peixe *Danio rerio* (NBR 15088 (ABNT, 2011)). Os resultados de toxicidade para *Aliivibrio fischeri* foram expressos em valores de FT (primeira diluição onde a porcentagem de inibição da luminescência é inferior a 20%). Para o *Danio rerio*, os resultados de toxicidade foram expressos em valores de CL50 (%), que é a concentração letal a 50% dos organismos, e também foram expressos através da UT (Unidade de Toxicidade). A UT é calculada como 100 vezes o inverso da porcentagem de diluição da amostra que possa causar danos inferior ou igual a 10% dos organismos.

RESULTADOS

O wetland, em escala de campo, foi construído em um terreno próximo à Estação de Tratamento de Lixiviado do Aterro que teve sua operação encerrada há alguns anos.

O projeto foi redimensionando de acordo com o espaço, de aproximadamente 600 m², disponibilizado pela empresa operadora do Aterro. Desta forma, o projeto do wetland considerou uma área em forma retangular, com extensão de 30 m x 10m, tendo a profundidade total de 1 m, dos quais 0,5 m foram usados para a formação do leito, o que equivale a um volume de 150 m³. O leito foi composto de 0,15 m de argila, 0,25 m de brita e 0,10 m de composto. Com isso, o wetland passou a ter um volume útil de 67,00 m³.

O sistema escolhido foi o de fluxo horizontal subsuperficial, que se caracteriza por não possuir afloramento de líquido.

A vegetação utilizada no projeto foi a taboa (*Typha latifolia*). Entre os principais fatores que determinaram a escolha destaca-se o fato de a planta ser nativa, facilmente encontrada na região, o que favoreceu a obtenção de mudas e, conseqüentemente, a operação e manutenção da *wetland*. Além disso, a taboa possui uma taxa de evaporação elevada atribuída à geometria do seu caule, contribuindo positivamente no tratamento do chorume.

Após o período de aclimação de aproximadamente 90 dias durante os quais adicionou-se somente água ao *wetland*, iniciou-se a adição de efluente do secundário, diluído em água a 50% por uma semana. Somente em 02/05/2013 iniciou-se a adição de 100% de efluente do tratamento secundário.

O controle da vazão de entrada foi feito com um sistema de boia de captação que permitiu ter uma coluna d'água constante e, por conseqüência, uma vazão constante de 8 m³/dia que equivale a um tempo de detenção hidráulico de 8,4 dias. O nível do *wetland* foi controlado regulando-se na tubulação de saída.

A Tabela 1 apresenta os valores das medianas e eficiência de remoção dos parâmetros pH, DQO e amônia obtidos no afluente e efluente do *wetland*, além dos resultados do teste estatístico de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05. Observou-se que, de acordo com o teste estatístico, os lixiviados afluentes e efluentes do *wetland* se diferenciam nos parâmetros analisados. O parâmetro DQO obteve uma redução de 19% e a remoção alcançada para amônia foi de 30% no período de maio de 2013 a agosto de 2014.

Tabela 1: Número amostral, valores de média e mediana, eficiência de remoção e resultados do teste estatístico de Mann-Whitney ($\alpha = 0,05$) dos parâmetros pH, DQO e amônia.

Parâmetros	Número amostral	Média	Mediana	Eficiência de remoção	Valores de p
pH					
Afluente do <i>Wetland</i>	37	6,8	6,9	-	0,0200
Efluente do <i>Wetland</i>	35	7,2	7,1		
DQO (mg L⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	81	1427	1441	19%	0,0000
Efluente do <i>Wetland</i>	80	1153	1165		
Amônia (mg L⁻¹)					
Afluente do <i>Wetland</i>	31	323,6	305,4	30%	0,0003
Efluente do <i>Wetland</i>	34	217,8	213,9		

É de grande interesse a redução da concentração de nitrogênio nos lixiviados de aterros sanitários. Elevadas concentrações de nitrogênio podem afetar negativamente os corpos hídricos receptores contribuindo para o aparecimento do fenômeno da eutrofização e assim diminuindo a concentração de oxigênio dissolvido a níveis insuficientes para a biota aquática (ITRC, 2003).

A Figura 1 apresenta o gráfico boxplot das distribuições das concentrações de amônia, a mediana e resultado (valores de p) do teste de Mann-Whitney dos lixiviados afluentes e efluentes do *wetland* construído.

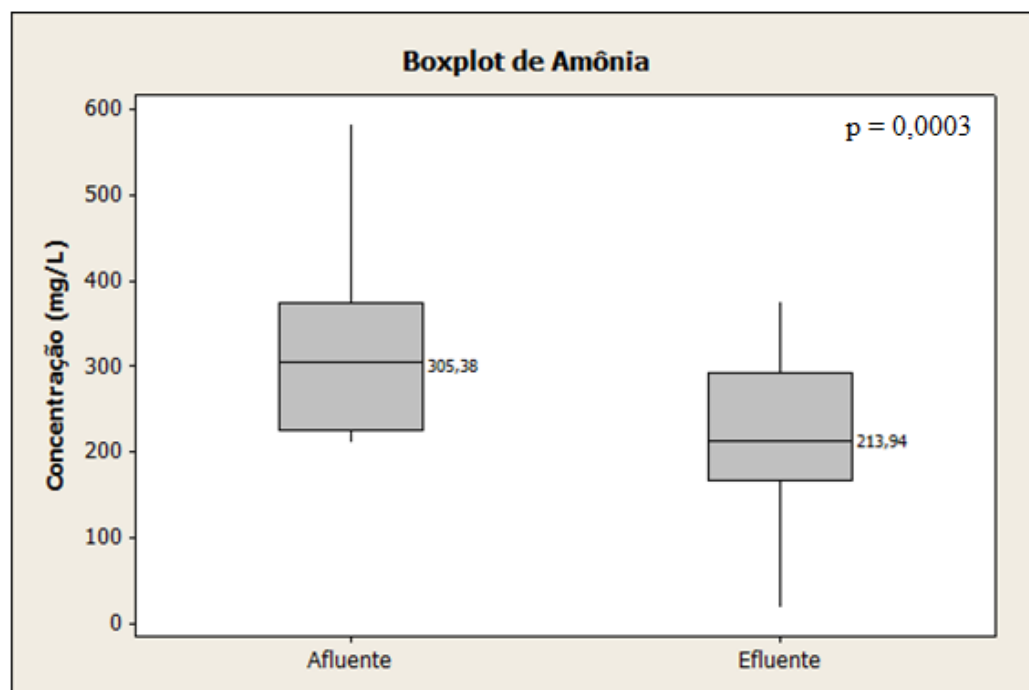


Figura 1: Boxplot das concentrações de amônia dos lixiviados afluentes e efluentes do *wetland* construído.

As concentrações de amônia no afluente do *wetland* construído variaram de 210 a 582 mg NH₃ L⁻¹, apresentando valor mediano de 305 mg NH₃ L⁻¹. As concentrações no efluente do *wetland* variaram 19 a 376 mg NH₃ L⁻¹, apresentando valor mediano de 213 mg NH₃ L⁻¹. De acordo com o teste estatístico de Mann-

Whitney o valor das medianas das concentrações do lixiviado afluente e efluente não tem diferença significativa ($p < 0,05$) para amônia.

Apesar da redução de 30% da concentração de amônia no efluente do *wetland*, tal redução não foi suficiente para os valores se manterem abaixo da concentração de $20 \text{ mg NH}_3 \text{ L}^{-1}$ estabelecida na Resolução nº430 (CONAMA, 2011) para lançamento de efluentes.

O nitrogênio é removido principalmente por nitrificação e desnitrificação em *wetlands* com fluxo horizontal e escoamento subsuperficial. Esses sistemas promovem boas condições para o processo de desnitrificação, mas a habilidade de nitrificar a amônia é bem limitada devido à ausência de oxigênio no leito de filtração (VYMAZAL, 2007).

Os resultados obtidos no presente estudo foram semelhantes aos alcançados por Yalcuk e Ugurlu (2009) e Nivala *et al.* (2007). O primeiro estudo apresentou reduções médias de 38,3% de concentração de amônia em lixiviados tratados em *wetland* com escala piloto e escoamento horizontal. Nivala *et al.* (2007) apresentaram uma eficiência de remoção de amônia que variou entre 14% e 40% em um *wetland* de escala piloto sem aeração forçada. Segundo Nivala *et al.* (2007), sem aeração suplementar, o desempenho do tratamento era inconsistente e muito pobre, muitas vezes resultando em remoção zero.

Além da disponibilidade de oxigênio, outro fator que afeta a eficiência de remoção de nitrogênio por *wetlands* são os valores de pH maiores que 8,5 (KADLEC; WALLACE, 2008) e menores que 5,8 (HENZE *et al.*, 1995) que podem inibir os processos de nitrificação. No presente trabalho, durante o período de monitoramento de maio de 2013 a agosto de 2014, apenas em dois dias de coleta foram encontrados valores de pH menores que 5,8 no afluente do *wetland*. Assim, pode-se dizer que o pH no afluente não foi um fator limitante ao processo de nitrificação.

A Figura 2 apresenta os valores de pH obtidos durante todo o período de monitoramento. Os valores de pH nos lixiviados afluentes ao sistema de tratamento por *wetland* apresentou variação de 5,1 a 8,5 com valor mediano de 6,89. Os lixiviados efluentes oscilaram na faixa de 5,8 a 8,4 e apresentaram valor mediano de 7,14.

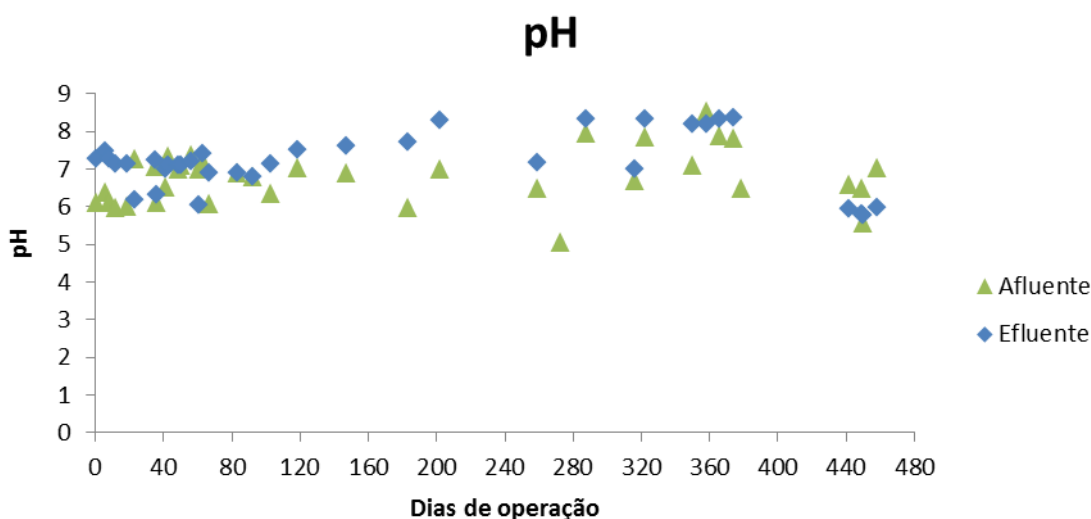


Figura 2: Valores de pH dos lixiviados afluentes e efluentes do *wetlands* construído durante o período de monitoramento.

As concentrações de DQO no afluente do *wetland* construído variaram de 745 a $2050 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, apresentando valor mediano de $1441 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. As concentrações no efluente do *wetland* variaram entre 480 e $1728 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, apresentando valor mediano de $1166 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$. A diferença das medianas das concentrações do lixiviado afluente e efluente tem diferença significativa ($p < 0,05$) de acordo com o teste estatístico de Mann-Whitney, conforme ilustrado na Figura 3.

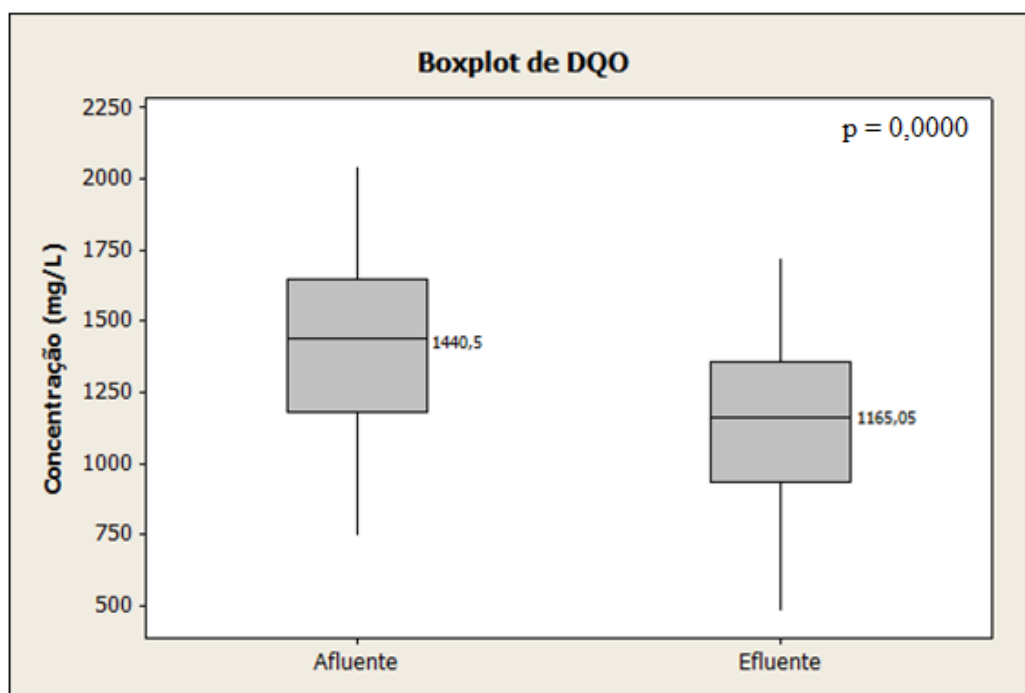


Figura 3: Gráfico boxplot e resultados do teste de Mann-Whitney a um nível de significância de 0,05 do afluente e efluente do *wetland* para DQO.

O resultado de 35% de redução de DQO alcançado por Yalcuk e Ugurlu (2009) em lixiviados de aterro antigo foi maior que o resultado encontrado no presente estudo. Yalcuk e Ugurlu (2009) compararam a eficiência de três *wetlands* (dois verticais e um horizontal) e associaram a maior eficiência de redução de DQO ao maior TDH, de 12,5 dias, enquanto que a presente pesquisa operou com TDH de 8 dias. O tempo de detenção influencia no tempo em que os microrganismos ficam em contato com o efluente fazendo a decomposição da matéria orgânica; portanto influencia na eficiência do tratamento por *wetlands* (KADLEC, 1998).

O resultado alcançado no presente estudo foi semelhante aos resultados encontrados por Nivala *et al.* (2007) que encontraram reduções de 17% em média em lixiviado de aterro antigo. Segundo Nivala *et al.* (2007), os baixos valores encontrados nos resultados provavelmente são devidos a uma parcela significativa de DQO no lixiviado que continha produtos orgânicos que não eram prontamente biodegradáveis já que o aterro estava nos últimos estágios de geração de lixiviado. O fato do presente estudo também ter trabalhado com um lixiviado de aterro antigo pode ser uma das explicações para a baixa redução de concentração de DQO no efluente do *wetland* construído.

O período de coleta de amostras para os ensaios de ecotoxicidade com *Aliivibrio fischeri* foi de junho de 2013 a agosto de 2014 e com *Danio rerio* foi de janeiro de 2014 a agosto de 2014. As Tabelas 2 e 3 apresentam os resultados de toxicidade aguda com os organismos-teste *Aliivibrio fischeri* e *Danio rerio* obtidos no afluente e efluente do *wetland*, respectivamente. Os valores apresentados nas Tabelas 2 e 3 não levaram em consideração o tempo de detenção hídrica de 8 dias do *wetland*. Assim, os resultados dos ensaios de toxicidade dos afluentes e efluentes do *wetland* não são correspondentes.

Tabela 2: Resultados de toxicidade aguda para os organismos-teste *Aliivibrio fischeri* e *Danio rerio* para o lixiviado afluyente do Wetland.

Data da coleta	<i>Aliivibrio fischeri</i>	<i>Danio rerio</i>	
	FT	CL50 (%)	UT
03/06/2013	4	-	-
19/06/2013	2	-	-
04/07/2013	1	-	-
22/07/2013	8	-	-
06/08/2013	8	-	-
06/09/2013	32	-	-
14/11/2013	8	-	-
03/12/2013	8	-	-
28/01/2014	4	37,89	4
11/02/2014	4	23,32	8
26/02/2014	4	8,21	16
26/03/2014	4	-	-
01/04/2014	8	15,37	16
08/04/2014	8	32,98	4
29/04/2014	8	5,04	32
23/05/2014	4	8,21	16
15/08/2014	8	35,35	4

NO: não observado

Tabela 2: Resultados de toxicidade aguda para *Aliivibrio fischeri* e *Danio rerio* observada no lixiviado efluente do Wetland

Data da coleta	<i>Aliivibrio fischeri</i>	<i>Danio rerio</i>	
	FT	CL50 (%)	UT
03/06/2013	1	-	-
19/06/2013	1	-	-
04/07/2013	1	-	-
22/07/2013	2	-	-
06/08/2013	16	-	-
06/09/2013	2	-	-
14/11/2013	8	-	-
03/12/2013	4	-	-
28/01/2014	8	11,64	16
11/02/2014	2	32,99	4
26/02/2014	2	-	-
26/03/2014	4	35,35	4
01/04/2014	8	17,68	8
08/04/2014	8	18,95	8
07/05/2014	-	8,8	16
29/04/2014	8	16,68	8
23/05/2014	8	5,04	32

Nos ensaios de toxicidade com a bactéria *Aliivibrio fischeri*, as amostras do afluente do *wetland* apresentaram valores de FT que variou entre 1 e 32 com valor mediano de 8 e amostras do efluente do *wetland* com valores de FT que variaram entre 0 e 16 com valor mediano de 4.

A legislação do estado de Santa Catarina, Portaria nº 017/02 (FATMA, 2002), estabelece limites máximos de FT = 16 para lixiviados de aterros sanitários utilizando os organismos *Aliivibrio fischeri*. Observa-se que todas as amostras de lixiviados efluente do *wetland* se enquadraram na legislação, já alguns valores observados nos lixiviados afluente não atenderam o valor exigido pela legislação. A legislação do estado do Paraná, Resolução nº 81 (CEMA, 2010) estabelece FT = 8 para *Aliivibrio fischeri* como limite máximo de emissão de toxicidade exigido para o lançamento de efluentes em corpos hídricos. De acordo com a Tabela 2, observa-se que apenas uma amostra do efluente do *wetland* não se enquadrou nessa legislação.

Em relação à legislação do estado do Rio Grande do Sul, a Resolução nº 129 (CONSEMA, 2006) estabelece que os efluentes não devem apresentar toxicidade aguda (FT=1) quando submetidos a testes de toxicidade utilizando organismos-teste de, pelo menos, três níveis tróficos distintos. Apenas duas amostras do efluente do *wetland* atenderam o limite exigido por esta legislação. Dentre as legislações estaduais, essa é a legislação mais restritiva no Brasil.

Nos ensaios de toxicidade com o peixe *Danio rerio*, as amostras do afluente e efluente do *wetland* apresentaram valores de UT que variaram entre 4 e 32. Os lixiviados afluentes apresentaram valor mediano de UT = 12 enquanto que as amostras do efluente do *wetland* apresentaram valor mediano de UT = 8. Porém, as medianas não apresentam diferenças significativas ($p = 0,8474$) de acordo com o teste estatístico de Mann-Whitney.

De acordo com a NT-213 R4 (INEA, 1990), não é permitido o lançamento de efluentes líquidos industriais, em qualquer corpo receptor, com valores de UT superior a 8, obtido em testes de toxicidade aguda realizados com o peixe *Danio rerio*. No período de monitoramento, foi observado que alguns valores do efluente do *wetland* atenderam o valor exigido pela legislação.

CONCLUSÕES

O experimento mostra que o *wetland* tem uma ação positiva como unidade de polimento refletida na redução dos parâmetros DQO e amônia reduzindo, assim, os impactos ambientais do lixiviado.

Os dados apresentados nesse estudo mostraram que o pH não foi limitante para a remoção dos compostos nitrogenados.

Contudo, a qualidade do efluente final encontra-se acima dos parâmetros de referencia de controle ambiental e mostra a necessidade de um efluente secundário de melhor qualidade.

Os dados obtidos neste trabalho indicam a ocorrência de toxicidade aguda para os dois organismos-teste expostos ao lixiviado. Assim, esses organismos podem ser considerados e utilizados como indicadores de ecotoxicidade.

Alguns aspectos merecem ser mais bem estudados e poderiam ser objeto de novas pesquisas. O tratamento de um efluente de tratamento secundário com melhor padrão de desempenho assegurando um afluente mais adequado para uma unidade de polimento.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FINEP. Esse projeto é integrante do Programa de Pesquisas em Saneamento Ambiental e Habitação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS) - ABNT NBR 15411. Ecotoxicologia Aquática – Determinação do efeito inibitório de amostras de água sobre a emissão de luz de *Vibrio fischeri* (Ensaio de bactéria luminescente), 2012.
2. ABNT (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS) - ABNT NBR 15088. Ecotoxicologia Aquática – Toxicidade aguda – Método de ensaio com peixes, 2011.
3. CHIEMCHAI SRI, C. et al. Leachate treatment and greenhouse gas emission in subsurface horizontal flow constructed *wetland*. Bioresource Technology, v.100, n.16, p. 3808-3814, 2009.
4. CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (CEMA). Resolução nº 81. Diário Oficial. Paraná, 19 de outubro de 2010.
5. CONSELHO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (CONSEMA). Resolução nº 129, de 24 de novembro de 2006. DOE. Porto Alegre, 7 de dezembro de 2006.
6. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº430, de 13 de maio de 2011. DOU, n. 92, p. 89, 16 de maio de 2011.
7. FUNDAÇÃO DO MEIO AMBIENTE DE SANTA CATARINA (FATMA). Portaria nº 17, de 18 de abril de 2002. DOSC, Santa Catarina, 23 de abril de 2002.
8. HENZE, M., HARREMOES, P., LA COUR JANSEN, J. Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes. Springer-Verlag: Berlin, 1995.
9. Instituto Estadual do Ambiente (INEA). NT – 213.R-4 - Critérios e padrões para controle da toxicidade em efluentes líquidos industriais, de 18 de outubro de 1990. DOERJ, Rio de Janeiro.
10. ITRC. Technical and regulatory guidance document for constructed treatment *wetlands* Technolog, p. 128, 2003.
11. KADLEC, R., WALLACE, S. Treatment *Wetlands*. 2ª ed. Boca Raton: CRC Press, 2008.
12. KADLEC, R. H. Constructed *wetlands* for treating landfill leachate. Part EN: Constructed *wetlands* for the treatment of landfill leachates, p. 17-32, 1998.
13. NIVALA, J. et al. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed *wetland*. Science of the Total Environment, v.380, p. 19-27, 2007.
14. VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed *wetlands*. Science of the Total Environment, v.380, p. 48–65, 2007.
15. VYMAZAL, J. Constructed *wetlands* for treatment of industrial wastewaters: A review. Ecological Engineering, v. 73, p. 724–751, dez. 2014.
16. YALCUK, A.; UGURLU, A. Comparison of horizontal and vertical constructed *wetland* systems for landfill leachate treatment. Bioresource technology, v. 100, n. 9, p. 2521-2526, 2009.