

III-250 - TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO SUBSUPERFICIAL COM *Heliconia* *psittacorum*, *Cyperus papyrus* E *Gynerium sagittatum*

Vitor Cano⁽¹⁾

Gestor Ambiental pela Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH/USP). Mestrando em Saúde Pública (Saúde Ambiental) na Faculdade de Saúde Pública da USP.

Daniele Vital Vich⁽¹⁾ Bióloga pela Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP). Mestre em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Doutora em Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP. Pós-doutoranda na Escola de Artes, Ciências e Humanidades (EACH/USP).

Gabriela Lourenço Ribeiro Silva⁽¹⁾ Aluna de graduação do curso de Gestão Ambiental na Escola de Artes, Ciências e Humanidades (EACH/USP). Bolsista de iniciação científica do CNPq.

Marcelo Antunes Nolasco⁽¹⁾ Biólogo pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR). Doutor em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC/USP). Professor associado do curso de Gestão Ambiental da EACH-USP, Professor do Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública e Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade da USP. Líder do Grupo de Estudos e Pesquisa "Água, Saneamento e Sustentabilidade" – GEPASS.

Endereço⁽¹⁾: Universidade de São Paulo (USP) - Escola de Artes, Ciências e Humanidades (EACH) - Avenida Arlindo Bértio, 1000 - Ermelino Matarazzo - São Paulo/SP - CEP 03828-000 - Brasil - Tel: +55 (11) 3091-8920 – e-mail: vitor.cano@hotmail.com

RESUMO

Wetlands construídos são uma alternativa de baixo custo para o tratamento de águas residuárias. O tratamento ocorre através da interação entre microrganismos, vegetação e substrato, compreendendo processos físicos, químicos e biológicos, incluindo a sedimentação, filtração, precipitação, adsorção química, atividade microbiológica e processos de sorção e liberação de componentes pela vegetação. Sua aplicação para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário encontra-se em desenvolvimento, mas já apresenta potencial para remoção de matéria orgânica, nutrientes e metais tóxicos. A degradação de lixiviado de aterro sanitário foi investigada em *wetlands* construídas horizontais de fluxo subsuperficial com três espécies de plantas tropicais: *Cyperus papyrus* (CP), *Gynerium sagittatum* (GS) e *Heliconia psittacorum* (HP). O experimento foi dividido em duas etapas. A primeira etapa, com regime contínuo de alimentação, foi subdividida em três fases. Durante a primeira fase, 10% do lixiviado bruto diluído em água foi usado como afluente. As eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH₃), com concentração média de 199 mg L⁻¹, foram inferiores a 10% para todas as unidades. Na segunda fase, com a implantação do pré-tratamento por arraste de ar, a concentração afluente de N-NH₃ foi reduzida para cerca de 47 mg L⁻¹. Neste período, todas as unidades apresentaram melhora no desempenho, com eficiências pontuais de remoção acima de 50%. Na fase 3, com a adoção de 20% de lixiviado bruto no afluente, todas as unidades apresentaram perda de eficiência, que voltaram a ser inferiores a 10%. Durante todo o período de operação, a remoção de demanda química de oxigênio (DQO) não ultrapassou 30% de eficiência. Na segunda etapa experimental, o lixiviado foi recirculado nos *wetlands* durante 21 dias. A remoção de DQO teve eficiência de 29% no *wetland* controle e eficiência média de 39% nos sistemas vegetados. As eficiências de remoção de N-NH₃ foram de 72%, 63%, 81% e 65% para os *wetlands* controle, HP, CP e GS, respectivamente. O aumento do tempo de detenção hidráulica (TDH) pela recirculação favoreceu a maior remoção de N-NH₃, mas não elevou a eficiência de remoção de DQO. A recalcitrância da DQO pode ser a principal causa da baixa eficiência dos sistemas. No entanto, mais estudos são necessários para que sejam encontradas as melhores condições de operação que possibilitem otimizar o uso desse sistema que possui baixo custo de operação quando comparado aos sistemas convencionais de tratamento.

PALAVRAS-CHAVE: *Wetlands* Construídos, Plantas Tropicais, Lixiviado, Nitrogênio Amoniacal, Matéria Orgânica.

INTRODUÇÃO

O lixiviado de aterro sanitário possui elevada toxicidade, pois se caracteriza por alta concentração de matéria orgânica biodegradável e recalcitrante, incluindo ácidos húmicos e fúlvicos, nitrogênio amoniacal, metais pesados e compostos xenobióticos (Sisinno, 2002; Reneou et al, 2008). Por ser resultante da interação dos processos de biodegradação da matéria orgânica sólida presente no aterro e da infiltração de águas pluviais, sua composição é bastante heterogênea, variando geográfica e sazonalmente (Lange e Amaral, 2009).

Devido às características bastante distintas entre lixiviados de diferentes aterros, torna-se importante o desenvolvimento de diferentes técnicas de tratamento que possam atender à aplicação em diferentes situações (Wisznioski et al., 2006; Povinelli e Sobrinho, 2009). Além disso, as técnicas aplicadas devem ser versáteis o suficiente para suportarem mudanças sazonais na composição do lixiviado, além das alterações que ocorrem ao longo da vida útil do aterro (Cheung et al., 1997; Reneou et al., 2008).

Ao se selecionar um sistema de tratamento para lixiviado de aterro sanitário, é importante levar em conta diversos fatores, como o custo de implantação, demanda de energia e o uso de aditivos químicos. Além disso, alguns sistemas apenas transportam o poluente para outra fase, requerendo uma destinação adequada dos subprodutos (Wisznioski et al., 2006).

De maneira geral, para o tratamento de lixiviados novos, sistemas baseados em processos biológicos resultam em boa eficiência para remoção de DQO e nitrogênio amoniacal. Para lixiviados com menor biodegradabilidade, processos físico-químicos podem atuar como um polimento do sistema biológico, eliminando substâncias orgânicas recalcitrantes. Assim, essa combinação eleva a eficiência do tratamento pois supre as desvantagens individuais de cada tipo de sistema (Reneou et al., 2008).

O sistema de tratamento por *wetland* é um sistema alternativo de tratamento de águas residuárias, baseado em um banhado artificial, onde são cultivadas macrófitas aquáticas aderidas a um substrato inerte, como areia ou pedra. Esse sistema possibilita o crescimento de biofilme composto por rica diversidade de micro-organismos responsáveis por processos de degradação da matéria orgânica. Essa forma de tratamento compreende processos físicos, químicos e biológicos, incluindo a sedimentação, filtração, precipitação, adsorção química, interações microbiológicas e processos de sorção pela vegetação (Kivaisi, 2001; Chernicharo, 2001; Sousa et al., 2004; Kamarudzaman et al., 2011).

O sistema de *wetland* é mais amplamente aplicado ao tratamento de esgoto doméstico em relação ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário, uma vez que seus estudos se iniciaram com este tipo de água residuária. Assim, sua aplicação para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário ainda encontra-se em desenvolvimento (Bernard e Lauve, 1995; Nivala et al., 2007; Kamarudzaman et al., 2011). De forma geral, verifica-se baixa eficiência de remoção de matéria orgânica em banhados construídos quando comparados a outros sistemas visto que, em muitos casos, o lixiviado a ser tratado apresenta baixa biodegradabilidade (Vymazal, 2009).

Este estudo visou avaliar a eficiência de remoção dos principais poluentes presentes no lixiviado de aterro sanitário em sistemas de *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial horizontal, utilizando espécies de plantas aquáticas emergentes tropicais. Para isso, o experimento foi dividido em duas etapas, que diferiram entre si pelo regime de alimentação de lixiviado contínuo e com recirculação do afluente.

MATERIAIS E MÉTODOS

Os *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial foram montados em escala de bancada, utilizando macrófitas aquáticas emergentes das espécies *Heliconia psittacorum* (HP), *Cyperus papyrus* (CP) e *Gynerium sagittatum* (GS). O sistema foi vegetado com densidade de 14,3 mudas/m². Para a montagem dos *wetlands* (Figura 1) foram usados quatro módulos plásticos de 70 cm de comprimento, 30 cm de largura e 14 cm de altura, preenchidos com brita branca de jardim (Ø 0,5mm), distribuídos em três unidades vegetadas, cada uma com uma única espécie de planta, e uma unidade controle não vegetada. Os *wetlands* foram alimentados com lixiviado nas diluições determinadas para cada fase.

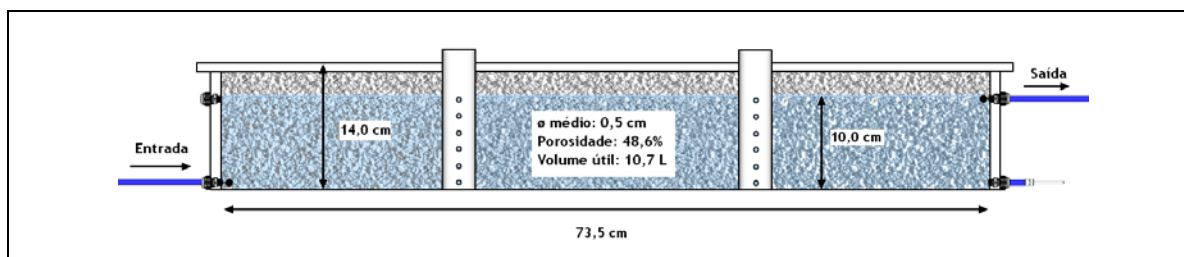


Figura 1: Desenho esquemático do wetland construído de fluxo subsuperficial.

O lixiviado foi coletado mensalmente no aterro sanitário Quitaúna, localizado na Região Metropolitana de São Paulo, na cidade de Guarulhos (-23° 23' 49.53" S, -46° 33' 28.80"W). O aterro possui área total de 413.000 m², recebe há 10 anos resíduos domésticos e industriais e possui vida útil de operação prevista em 12 anos. Após coletado, o lixiviado foi armazenado e congelado em freezer até o momento de utilização. As características do lixiviado bruto são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1: Características físico-químicas do lixiviado bruto

Parâmetros	Lixiviado Bruto
pH	8,97
DBO (mg O ₂ L ⁻¹)	1.866
DQO (mg O ₂ L ⁻¹)	3.680
Fosfato (mg PO ₄ ³⁻ L ⁻¹)	28
N-amoniaco (mg N L ⁻¹)	2.135
Nitrato (mg N L ⁻¹)	111,72
Nitrito (mg N L ⁻¹)	0,052
Nitrogênio Total de Kjeldhal (mg N L ⁻¹)	2.428
Sulfato (mg SO ₄ ²⁻ L ⁻¹)	10
Sulfeto (mg S ²⁻ L ⁻¹)	<0,001
Chumbo (mg Pb L ⁻¹)	0,24
Cádmio (mg Cd.L ⁻¹)	0,06
Níquel (mg Ni.L ⁻¹)	0,366
Cromo Total (mg Cr.L ⁻¹)	0,114
Mercúrio (mg Hg.L ⁻¹)	0,005

Durante o experimento, o lixiviado foi coletado semanalmente nos pontos de entrada e saída dos wetlands para determinação dos seguintes parâmetros: pH, cor, alcalinidade, demanda química de oxigênio (DQO), fósforo total, fosfato, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal. O pH foi medido com phmetro de bancada mPA 210 (MS TECNOPON®). Os parâmetros foram determinados de acordo com o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).

PRIMEIRA ETAPA: ALIMENTAÇÃO DAS WETLANDS EM REGIME CONTÍNUO

Esta etapa foi subdividida em quatro fases: (a) fase de aclimação – duração de 10 dias com lixiviado diluído em 10% de sua composição original e acrescido de fertilizante comercial, com recirculação total; (b) Fase 1 – duração de 30 dias com lixiviado diluído, em água, em 10% de sua composição original sem tratamento prévio, com vazão de 4,2 L dia⁻¹ e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 2,7 dias; (c) Fase 2 – duração de 50 dias com tratamento prévio do lixiviado por meio de processo de arraste por ar (*air stripping*) para remoção de amônia, correção do pH para 7,0 (com HCl) e diluição, em água, em 10% de sua composição original, com vazão de 2,7 L dia⁻¹ e TDH de 4,3 dias; (d) Fase 3 – manteve-se o tratamento prévio e correção de pH do lixiviado bruto e diluiu-se, em água, em 20% de sua composição original, com vazão de 2,1 L dia⁻¹ e TDH de 5,3 dias. Na Tabela 2 estão apresentados os dados de operação durante as fases expostas:

Tabela 2: Parâmetros operacionais nas Fases 1, 2 e 3.

Parâmetros	Fase 1	Fase 2	Fase 3
Vazão (L dia ⁻¹)	4,2	2,7	2,1
CV (m³ m³ d ⁻¹)	0,4	0,3	0,2
CH (mm d ⁻¹)	19,2	12,1	9,4
TDH (dias)	2,7	4,3	5,3

CV: Carga Volumétrica, CH: Carga Hidráulica, TDH: Tempo de Detenção Hidráulica

RESULTADOS DA PRIMEIRA ETAPA

A Tabela 3 apresenta a comparação entre o *wetland* controle (sem vegetação) e os *wetlands* com *Heliconia psittacorum* (HP), *Cyperus papyrus* (CP) e *Gynierium sagittatum* (GS) no que se refere às concentrações médias afluentes e efluentes de DQO, fósforo total, fosfato, nitrogênio total e nitrogênio amoniacal durante as três etapas experimentais.

Tabela 3: Comparação entre as concentrações médias de diferentes parâmetros nos *wetlands* construídos

Parâmetro	Unidade	Espécie	Etapas Experimentais					
			Fase 1		Fase 2		Fase 3	
			Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
DQO	mg L ⁻¹	Control		444±32		310±48		699±69
		HP	432±70	395±32	336±48,3	270±30	751±105	747±57
		CP		334±40		256±17		719±64
		GS		376±71		296±53		716±68
Fósforo Total	mg L ⁻¹	Control		113		5		nd
		HP	89	81	4	10	nd	nd
		CP		95		9		nd
		GS		57		9		nd
Fosfato	mg L ⁻¹	Control		41		6		10
		HP	4	35	3	6	7	14
		CP		120		7		11
		GS		39		7		10
Nitrogênio Total	mg L ⁻¹	Control		344		35		250
		HP	420	369	78	60	264	230
		CP		339		124		248
		GS		362		72		240
Amônia	mg L ⁻¹	Control		223±24		52±30		155±26
		HP	199±22	187±27	47±13	63±35	151±29	167±6
		CP		203±12		48±18		159±15
		GS		187±32		50±19		166±12

nd: parâmetro não determinado (analisado) na fase experimental

Durante a Fase 1, o lixiviado afluente apresentou concentração média de DQO de 432 mg L⁻¹, resultando em carga orgânica de 1,8 g d⁻¹ e taxa de aplicação de 8,6 g m⁻² d⁻¹. Neste período, a maior remoção de DQO foi observada no *wetland* CP, com eficiência média de 30%. A unidade Controle (C) obteve a menor remoção de DQO, com eficiência média de 3,3%.

Na Fase 2, após o pré-tratamento por arraste de ar, a concentração média de DQO afluente passou a ser de 336 mg L⁻¹, resultando em carga orgânica de 0,9 g d⁻¹ e taxa de aplicação de 4,2 g m⁻² d⁻¹. Nesta fase, todas as unidades apresentaram comportamento mais estável, com eficiências de remoção de DQO similares. As unidades Controle, HP e GS apresentaram, respectivamente, eficiências médias de remoção de 15%, 19% e

14% de DQO. A unidade CP apresentou a melhor eficiência, removendo 23% e resultando em concentração efluente de 256 mg L⁻¹ de DQO.

Na Fase 3, o aumento da concentração do lixiviado bruto usado para compor o afluente resultou no aumento da concentração de DQO afluente para cerca de 751 mg L⁻¹, culminando em carga orgânica de 1,6 g d⁻¹ e taxa de aplicação de 7,5 g m⁻² d⁻¹. As unidades HP, CP e GS apresentaram remoção média de DQO de 5%, 8% e 8%, respectivamente. A unidade Controle apresentou melhor eficiência para esta fase, com remoção de 12%.

Durante todo o período de monitoramento, a unidade CP apresentou a melhor eficiência de remoção de DQO, de 17%. As unidades Controle, HP e GS apresentaram desempenho similar com taxas de remoção de DQO de 10%, 11% e 12%, respectivamente. A Figura 2 apresenta a comparação entre as concentrações afluente e efluente de DQO ao longo do tempo em todos os *wetlands*.

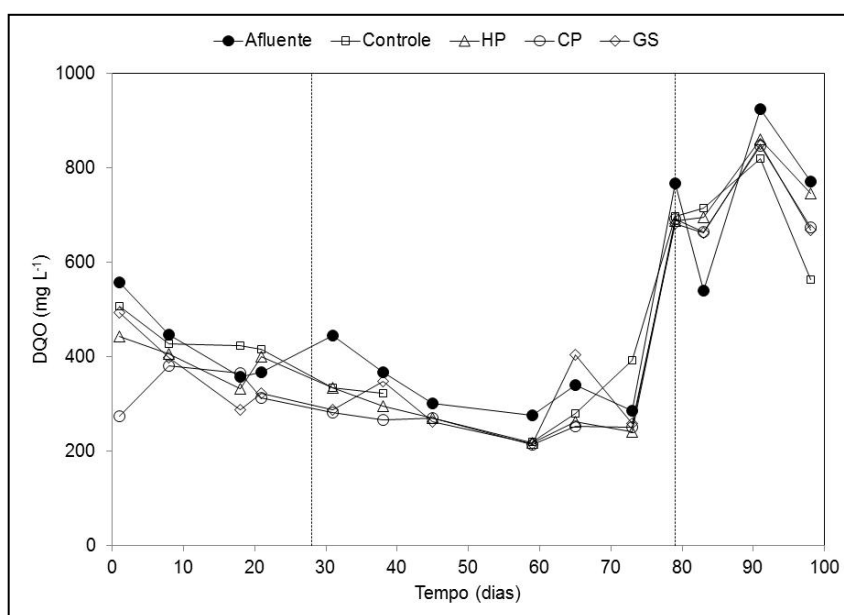


Figura 2: Concentração de DQO ao longo do tempo nos *wetlands* construídos.

O desempenho do sistema para remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH₃) foi limitado. Na Fase 1, o lixiviado afluente apresentou concentração média de 199 mg L⁻¹, resultando em carga de N-NH₃ de 0,8 g d⁻¹ e taxa de aplicação de 4,0 g m⁻² d⁻¹. Todas as unidades apresentaram baixas taxas de remoção, sendo de 1%, 9%, 5% e 8%, para as unidades Controle, HP, CP e GS, respectivamente.

Na Fase 2, com a implantação do pré-tratamento por arraste de ar, a concentração afluente de N-NH₃ foi reduzida para cerca de 47 mg L⁻¹, culminando em carga de N-NH₃ de 0,1 g d⁻¹ e taxa de aplicação de 0,6 g m⁻² d⁻¹. Neste período, todas as unidades apresentaram melhora no desempenho, com eficiências pontuais de remoção acima de 50%. Obteve-se remoção média de 21%, 15%, 15% e 17% para as unidades Controle, HP, CP e GS, respectivamente.

Durante a Fase 3, a concentração média de N-NH₃ afluente foi de 151 mg L⁻¹, carga de 0,3 g d⁻¹ e taxa de aplicação de 1,5 g m⁻² d⁻¹. Todas as unidades apresentaram perda de eficiência, com remoção média de 7%, 5%, 4% e 3%, para as unidades Controle, HP, CP e GS, respectivamente. A Figura 3 apresenta a variação de concentração afluente e efluente de N-amoniacal (A) e N-total (B) ao longo do tempo em todos os *wetlands*. A Figura 3 apresenta a comparação entre as concentrações afluente e efluente de nitrogênio amoniacal (A) e nitrogênio total (B) ao longo do tempo em todos os *wetlands*.

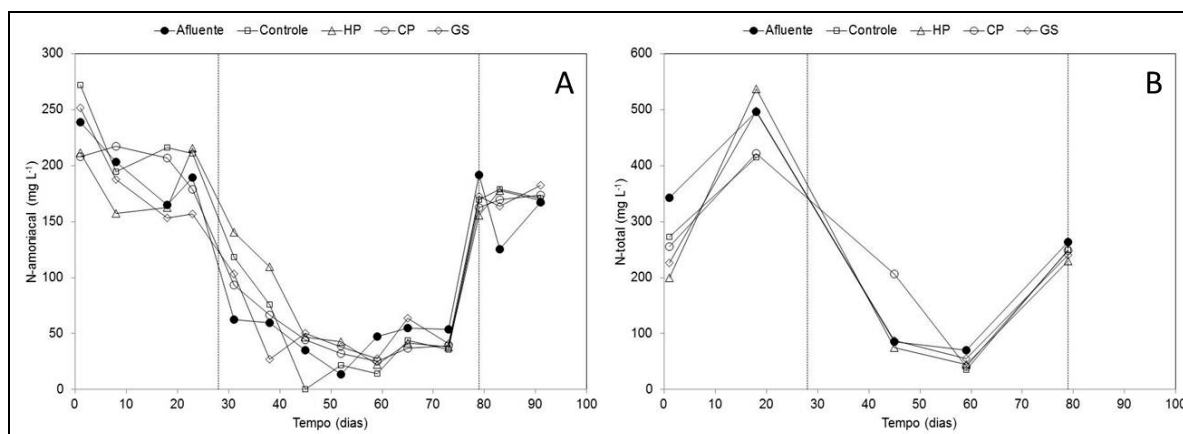


Figura 3: Concentração de N-amoniaca (A) e N-total (B) ao longo do tempo nos *wetlands* construídos.

A análise das Figuras 2 e 3 permite concluir que a remoção média de N-amoniaca e DQO foram relativamente baixas. No entanto, na Figura 4 que compara as eficiências de remoção nos diferentes *wetlands*, é possível observar que as maiores remoções ocorreram durante os períodos de maior TDH. Nesses momentos, a remoção de N-amoniaca apresentou maior aumento de eficiência em comparação à remoção de DQO. Embora a remoção de matéria orgânica biodegradável ocorra rapidamente mesmo com TDH abaixo de cinco dias (Lavrova e Koumanova, 2010), esse comportamento pode ser compreendido levando-se em conta que o sistema *wetland* de fluxo horizontal apresenta baixa capacidade de incorporação de oxigênio na fase líquida, resultando em menor disponibilidade de oxigênio dissolvido. Assim, o aumento de TDH proporcionou maior quantidade de oxigênio disponível através do transporte por difusão.

Na presença de matéria orgânica biodegradável as bactérias heterotróficas predominam sobre as nitrificantes (Bulc, 2006). Neste caso, a menor remoção de DQO pode ser atribuída à recalcitrância da mesma, o que fez com que o oxigênio presente no sistema ficasse disponível para a nitrificação, principal processo de remoção de N-amoniaca. Nesse sentido, Nivala *et al.* (2007), operando sistema de *wetland* construído no tratamento de lixiviado com carga orgânica variando entre 15 e 108 g d⁻¹, ao adicionar um sistema de aeração, obtiveram melhora de eficiência na remoção de N-NH₃ de cerca de 30% para valores acima de 90%.

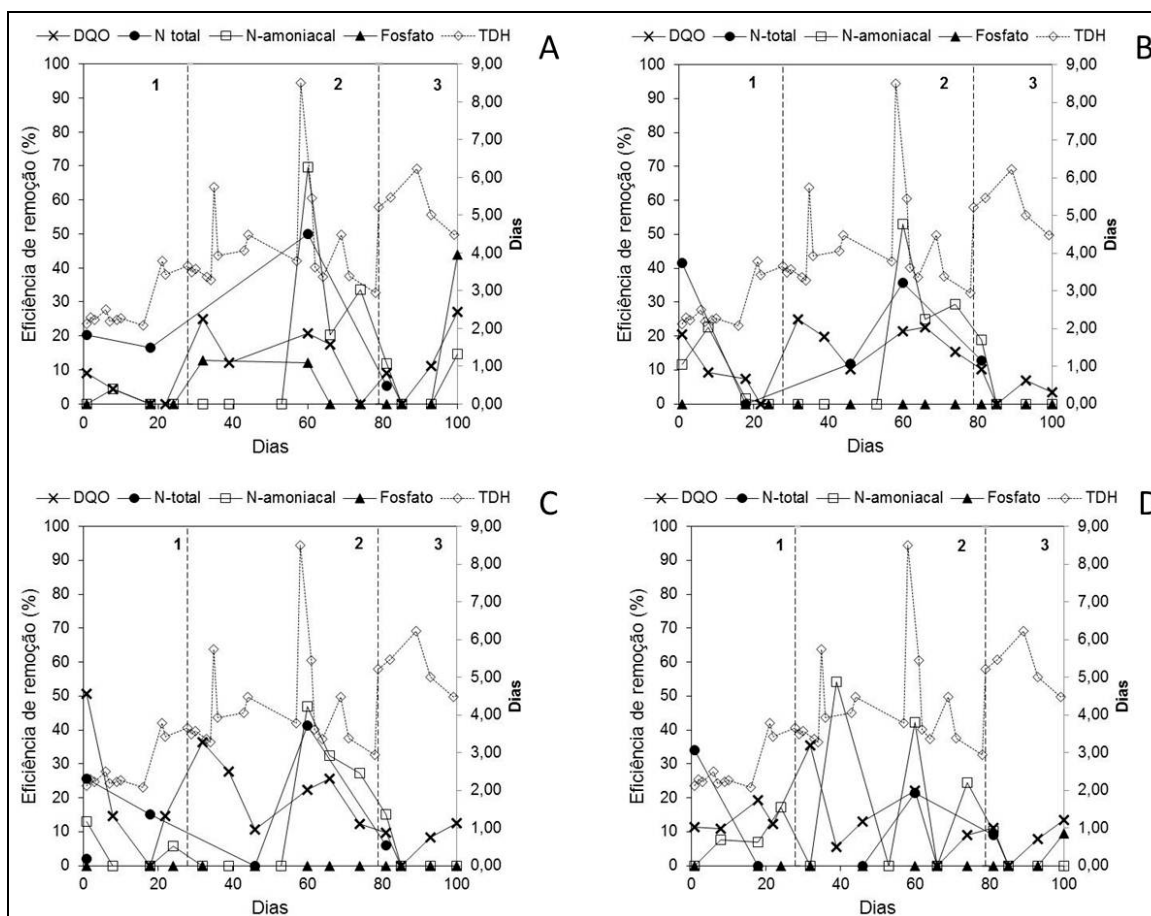


Figura 4: Tempo de detenção hidráulica e eficiência de remoção de DQO, N-total, N-amoniaco e fosfato nos wetlands construídos: A- Controle, B- HP, C- CP e D- GS.

SEGUNDA ETAPA: ALIMENTAÇÃO DAS WETLANDS EM REGIME DE RECIRCULAÇÃO

Nesta etapa, os wetlands foram alimentados com lixiviado submetido ao pré-tratamento por arraste de amônia e diluição em água de torneira em 20% de sua composição bruta. O lixiviado foi recirculado continuamente nos wetlands durante 21 dias, com vazão média de 2,3 L dia⁻¹ e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 4,8 dias para cada recirculação. A carga volumétrica e a carga hidráulica nos sistemas eram de 0,2 m³ m⁻³ d⁻¹ e 10,7 mm d⁻¹, respectivamente.

RESULTADOS DA SEGUNDA ETAPA

O lixiviado afluente continha 13.300 unidades de cor. Longos tempos de detenção hidráulica podem contribuir para aumentar a diferença entre valores de cor afluente e efluente. No entanto, durante os 21 dias de operação, os wetlands tiveram baixa remoção de cor (Tabela 4), com eficiência de apenas 7% no wetland controle e remoção média de 17% nos wetlands vegetados (Figura 5). Segundo Al-Hamadani et al. (2011), a concentração de cor no lixiviado é proveniente principalmente dos compostos orgânicos dissolvidos. Estes compostos podem estar presentes sob a forma de material recalcitrante composto principalmente de ácidos húmicos e substâncias semelhantes.

A concentração de DQO diminuiu ao longo do tempo. Após 21 dias, a DQO do wetland controle passou de 641 mg L⁻¹ para 458 mg L⁻¹, o que demonstra uma remoção de 29%. Dentre os wetlands vegetados não houve diferença significativa de remoção entre eles, que tiveram eficiência média de 39%. Pode-se inferir que esse aumento de eficiência nos wetlands vegetados se deve ao fato das plantas atuarem como um meio suporte para a degradação microbiana e promoverem o transporte de oxigênio pela rizosfera para a biodegradação aeróbia (Lim et al., 2001).

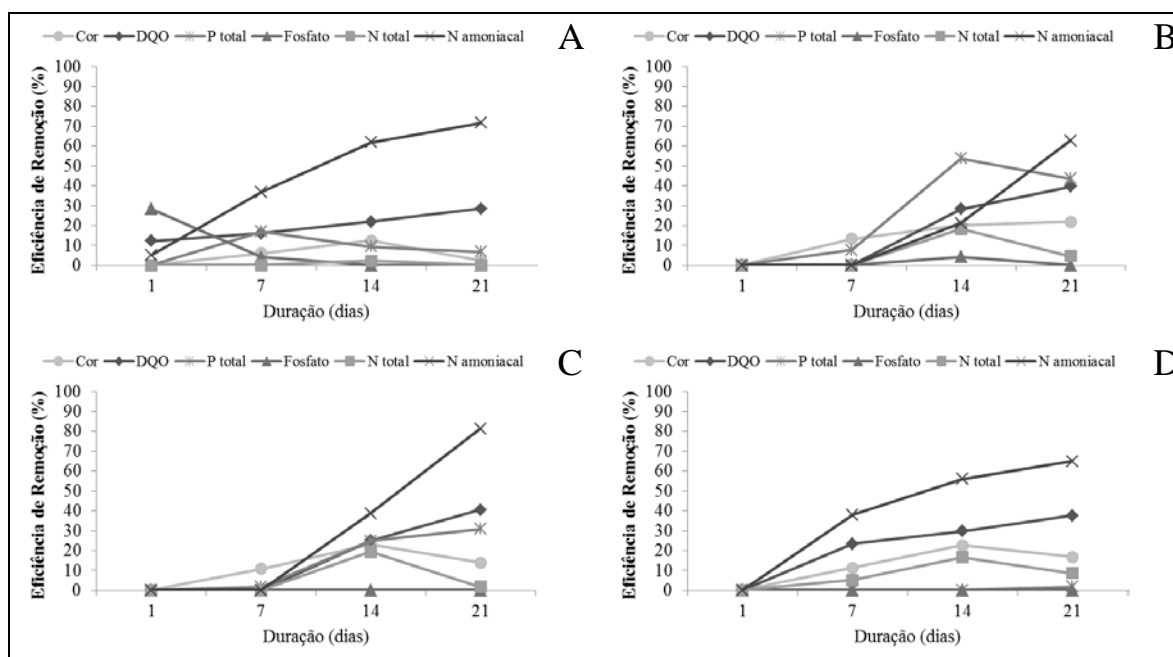


Figura 5: Eficiência de remoção dos principais parâmetros ao longo do tempo nos *wetlands* construídos: A- Controle, B- HP, C- CP e D- GS.

As concentrações afluentes e efluentes de fósforo total e fosfato nos *wetlands* estão apresentadas na Tabela 4. Foi observada remoção de fósforo total nos *wetlands* vegetados com HP e CP, com eficiências aproximadas de 44% e 31%, respectivamente. Eficiências inferiores a 10% foram observadas nos *wetlands* controle e vegetado com GS. Não houve eficiência de remoção de fosfato em nenhum dos sistemas. Akinbile et al. (2012) afirmam que o fósforo do lixiviado é removido por processos de adsorção e precipitação, embora também haja a possibilidade do mesmo ser absorvido pela vegetação. Sim et al. (2008) reportaram que tanto os mecanismos físicos quanto a absorção das plantas contribuem para sua remoção. No presente estudo, o *wetland* vegetado com GS, que teve pior desempenho na remoção de fósforo, apresentou morte total da vegetação durante o tratamento, o que pode ter prejudicado a remoção no sistema.

Tabela 4: Concentrações dos parâmetros do lixiviado afluente e efluente dos *wetlands*.

Parâmetro	Unidade	Espécie	Tempo de operação (dias)				
			Afluente	1	7	14	21
Cor	PtCo	Controle	1330	-	1249	1165	1299
		HP		-	1153	1061	1038
		CP		-	1187	1021	1030
		GS		-	1180	1145	1107
Alcalinidade	mg CaCO ₃ L ⁻¹	Controle	498	-	430	231	175
		HP		-	524	398	262
		CP		-	566	241	149
		GS		-	482	419	288
DQO	mg L ⁻¹	Controle	641	563	537	500	458
		HP		745	677	459	386
		CP		675	647	479	381
		GS		668	491	451	399
Fósforo Total	mg L ⁻¹	Controle	12	-	10	11	11
		HP		-	11	5	7
		CP		-	12	9	8
		GS		-	13	17	12
Fosfato	mg L ⁻¹	Controle	7	5	6	11	11
		HP		12	8	6	7
		CP		9	8	9	8
		GS		8	9	14	10
Nitrogênio Total	mg L ⁻¹	Controle	175	-	195	171	176
		HP		-	201	143	167
		CP		-	182	141	172
		GS		-	166	146	160
Nitrogênio Amoniacal	mg L ⁻¹	Controle	108	102	68	41	30
		HP		166	133	85	40
		CP		129	118	66	20
		GS		144	67	47	38

Os sistemas apresentaram boa eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal após 21 dias, variando entre 63 e 81% para os *wetlands* vegetados com HP e CP, respectivamente (Figura 5). Entretanto, não foi observada remoção de nitrogênio total, como mostra a Tabela 4. A remoção de nitrogênio total em um *wetland* pode ser atribuída aos micro-organismos desnitrificantes, que convertem o nitrato a nitrogênio gasoso (N₂), à assimilação pelas plantas e micro-organismos, amonificação, nitrificação e volatilização da amônia. Aparentemente, a nitrificação pode ser uma causa plausível para a redução do nitrogênio amoniacal e sua conversão a nitrato (Akinbile et al., 2012). No entanto, as elevadas concentrações de nitrogênio total podem pressupor que o ambiente das *wetlands* não favoreceu a desnitrificação, possivelmente por falta de ambiente anóxico propício ou ainda por falta de matéria orgânica não recalcitrante e de fácil assimilação, indispensável para viabilidade do processo.

CONCLUSÕES

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

Não houve diferença significativa de remoção de DQO e N-NH₃ entre os *wetlands*, revelando que a espécie de vegetação escolhida ou mesmo a ausência da mesma não influenciou a eficiência dos sistemas.

Houve diferença significativa de remoção de DQO e N-NH₃ entre as duas etapas experimentais, e mesmo entre as fases da primeira etapa, indicando que o regime de operação dos sistemas influenciou diretamente nas eficiências de remoção destes parâmetros.

A eficiência de remoção de N-NH₃ em um *wetland* está relacionada ao tempo de detenção hidráulica (TDH) do sistema. Na primeira etapa experimental, quando o TDH não foi superior a 5 dias, a maior remoção de N-NH₃ foi de apenas 21%. Na segunda etapa, com TDH de 21 dias, foi alcançada eficiência de remoção de N-NH₃ acima de 80%.

A eficiência de remoção de DQO nos sistemas não ultrapassou 40%, mesmo quando adotado TDH de 21 dias. A recalcitrância da DQO pode ser a principal causa da baixa eficiência dos sistemas.

Os *wetlands* surgem como uma alternativa aos sistemas convencionais de tratamento de lixiviados. No entanto, mais estudos são necessários para que sejam encontradas as melhores configurações experimentais e condições de operação dos sistemas. Aumentar o tempo de detenção hidráulica ou promover o desenvolvimento de biomassa mais adaptada são alternativas que possivelmente aumentariam a eficiência sistema.

AGRADECIMENTOS

UNESCO – IHE, FINEP e FAPESP pelo financiamento da pesquisa. CAPES e CNPq pela concessão das bolsas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. AKINBILE, C. O. A.; YUSSOF, M. S.; ZUKI, A. Z. A. Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*. *Waste management* 32: 1387-1393, 2012.
2. AL-HAMADANI, Y. A. J.; YUSOFF, M. S.; UMAR, M.; BASHIR, M. J. K.; ADLAN, M. N. Application of psyllium husk as coagulant and coagulant aid in semi-aerobic landfill leachate treatment. *Journal of Hazardous Materials* 190: 582–587, 2011.
3. APHA; AWWA; WPCF. Standard methods for examination of water and wastewater. 20th. Ed. Washington: American Public Health association, American Water Works Association, Water Environment Federation, 1998.
4. BERNARD, J. M.; LAUVE, T. E. A comparison of growth and nutrient uptake in *phalaris arundinacea* l. growing in a wetland and a constructed bed receiving landfill leachate. *Wetlands* 15(2): 176 – 182, 1995.
5. BULC, T. G. Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. *Ecological Engineering* 26 (4): 365 - 374, 2006.
6. CHERNICHARO, C. A. L. Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Belo Horizonte: Projeto PROSAB, p. 544, 2001.
7. CHEUNG, K. C.; CHU, L. M.; WONG, M. H. Ammonia stripping as a pretreatment for landfill leachate. *Water, Air and Soil Pollution* 94: 209-221, 1997.
8. KAMARUDZAMAN, A. N.; ISMAIL, N. S.; AZIZ, R. A.; JALIL, M. F. A. Removal of nutrients from landfill leachate using subsurface flow constructed wetland planted with *Limnocharis flava* and *Scirpus*. In: 2011 International Conference on Environmental and Computer Science, 2011.
9. KIVAISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering* 16 (4): 545 –560, 2001.
10. LANGE, C. L.; AMARAL, M. C. S. Geração e características do lixiviado. In: GOMES, L. P. (coordenadora). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
11. LAVROVA, S., KOUMANOVA, B. Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed

- wetland on the treatment efficiency of landfill leachate. *Bioresource Technology* 6 (101): 1756 - 1761, 2010.
12. LIM, P. E.; WONG, T. F.; LIM, D. V. Oxygen demand, nitrogen and copper removal by free-water-surface and subsurface-flow constructed wetlands under tropical conditions. *Environment International* 26: 425-431, 2001.
 13. NIVALA, J.; HOOS, M. B.; CROSS, C.; WALLACE, S.; PARKIN, G. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. *Science of Total Environment* 380: 19 – 27, 2007.
 14. POVINELLI, J.; SOBRINHO P. A. Introdução. In: GOMES, L. P. (coordenadora). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, 2009.
 15. RENEU, S.; GIVAUDAN, J. G.; PULAIN, S.; DIRASSOUYAN, F.; MOULIN, P. Landfill leachate treatment: review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials* 150: 468 – 493, 2008.
 16. SIM, C. H.; YUSSOF, M. K.; SHUTES, B.; HO, S. C.; MANSOR, M. Nutrient removal in a pilot and full scale constructed wetland, Putrajaya city, Malaysia. *Journal of Environmental Management* 88:307-317, 2008.
 17. SISINNO, C. L. S. Destino dos resíduos sólidos urbanos e industriais no Estado do Rio de Janeiro: avaliação da toxicidade dos resíduos e suas implicações para o ambiente e para a saúde humana. 102 p. Tese (Doutorado), Escola Nacional de Saúde Pública, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2002.
 18. SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N.; Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. *Engenharia Sanitária e Ambiental* 9 (4): 285 - 290, 2004.
 19. VYMAZAL, J. The use of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering* 35: 1 – 17, 2009.
 20. WISZNIEWSKI, J., ROBERT, D., SURCMACZ-GORSKA, J., MIKSCH, K., WEBER, J. V. Landfill leachate treatment methods: a review. *Environmental Chemistry Letters* 4: 51 – 61, 2006.