Tratamento De Lixiviado De Aterro Sanitário Por *Wetland* Construído: Estratégias De Operação

CANO, V. [a], VICH, D. V. [b], NOLASCO, M. A.[a*]

a. Universidade de São Paulo, São Paulo

b. Universidade Federal da Bahia, Bahia

**Corresponding author, mnolasco@usp.br*

Resumo

O lixiviado de aterro sanitário é uma importante questão relacionada à gestão de resíduos, devido à sua alta concentração de contaminantes e toxicidade, tornando o tratamento por tecnologias e parâmetros operacionais convencionais mais difícils. Logo, este estudo teve como objetivo a avaliação do tratamento de lixiviado, com foco na matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, por *wetland* construído, uma alternativa tecnológica de baixo custo, utilizando diferentes estratégias operacionais. O lixiviado coletado de um aterro sanitário localizado na cidade de Guarulhos, Região Metropolitana de São Paulo, foi tratado em um sistema de *wetland* construído de fluxo horizontal (WC-FH) em escala de laboratório (volume total de 30,8 L). As unidades foram preenchidas com brita calcária e plantadas com *Cyperus papyrus*, *Heliconia psittacorum* e *Gynerium sagittatum*, e uma unidade controle foi mantida sem vegetação. O sistema foi alimentado com lixiviado diluído em água em diferentes proporções (entre 10% e 30%) com concentração média de Demanda Química de Oxigênio (DQO) entre 336 e 750 mg.L-1 e nitrogênio amoniacal ($N\text{-}NH_4$) entre 47 e 199 $mg.L^{-1}$. A operação ocorreu empregando-se três estratégias diferentes: (1ª) alimentação contínua e Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) médio entre 2,7 e 5,3 d; (2ª) regime de ciclos de recirculação do efluente, para avaliar o efeito do aumento de TDH para 21 dias; (3ª) alimentação contínua de duas unidades WC-FH em série, visando elevar o TDH (entre 8,1 e 9,9 d) sem recirculação. Obteve-se baixa remoção de DQO com médias inferiores a 40% e concentração final entre 270 e 750 $mg.L^{-1}$. No entanto, verificou-se remoção de $N\text{-}NH_4$, principalmente na 2ª e 3ª estratégias operacionais, com médias de remoção entre 43% e 81%, resultando em concentração de 20 a 223 $mg.L^{-1}$, com influência do TDH. A baixa eficiência para DQO provavelmente está relacionada à recalcitrância do lixiviado, ou devido à inibição dos microrganismos por toxicidade. Quanto ao $N\text{-}NH_4$, infere-se que o aumento do TDH proporcionou maior tempo de difusão de oxigênio para o sistema WC-FH, suprindo a demanda das bactérias heterotróficas, o que possibilitou utilização do oxigênio excedente pelas nitrificantes, culminando na oxidação do $N\text{-}NH_4$. Portanto, o TDH é um parâmetro importante que deve ser levado em consideração durante o dimensionamento de HF-CW para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário, uma vez que influencia a eficiência do tratamento e está relacionado com a área total do sistema.

Palavras-chave: *lixiviado de aterro sanitário; wetland construído; recalcitrância; nitrificação; tempo de detenção hidráulica.*

1. Introdução

Os aterros sanitários geram um resíduo líquido com elevada concentração de matéria orgânica biodegradável e recalcitrante, incluindo ácidos húmicos e fúlvicos, nitrogênio amoniacal, compostos xenobióticos e metais tóxicos. Por isso, possui elevada toxicidade, podendo causar efeitos agudos e/ou crônicos pela ingestão direta ou indireta de pequenas doses dessa água residuária, quando presente em corpos d'água (Reneou et al, 2008; Sisinno, 2002). Esse percolado, ou lixiviado, é gerado a partir

do processo de biodegradação parcial da matéria orgânica em conjunto com a solubilização de componentes orgânicos e inorgânicos a partir da infiltração de águas pluviais e da própria umidade dos resíduos nas células do aterro (Bidone et al., 1997; Fleck, 2003; Reneou et al., 2008, Lange e Amaral, 2009).

O tratamento de lixiviados é realizado, em geral, puro ou em conjunto com esgoto sanitário, podendo ser por via biológica aeróbia e/ou anaeróbia; ou físico-químico. Sistemas convencionais de tratamento biológico de esgotos não têm apresentado bons resultados, no tocante a remoção de matéria orgânica e nutrientes, no tratamento de lixiviados de aterros ou requerem investimentos elevados, inviabilizando sua implantação em larga escala (Cheung et al, 1997; Kargy e Pamukoglu, 2004; Povinelli e Sobrinho, 2009. Souto, 2009). Isso decorre das características peculiares do lixiviado, quando comparado ao esgoto doméstico, como a baixa biodegradabilidade e alta concentração de poluentes. Assim as técnicas de tratamento aplicadas ao lixiviado devem ser versáteis o suficiente para suportar mudanças sazonais na composição do lixiviado, além de levar em conta as mudanças que ocorrem ao longo da vida útil do aterro.

Considerando isso, a gestão e as tecnologias de tratamento devem ser definidas em relação aos volumes e composição de lixiviados gerados levando-se em conta as limitações orçamentárias dos municípios, notadamente aqueles de menor porte, que requerem soluções de menor custo de instalação e operação.

Sistemas de tratamento biológicos, quando bem dimensionados e operados com os devidos cuidados, incluindo tratamento prévio para remoção de concentrações tóxicas de nitrogênio amoniacal e/ou adição de fonte de carbono ou nutrientes complementares, podem resultar em crescimento microbiano satisfatório, configurando-se como eficientes opções para o tratamento de lixiviado (Del Grossi et al., 2013). Uma solução sustentável de baixo custo para tratamento biológico in loco é o sistema de *wetland* construído. Esta tecnologia tem sido usada para tratar, com diferentes graus de efetividade, vários tipos de águas residuais, tais como esgotos domésticos, efluentes agrícolas, efluentes industriais, águas de rios poluídos, e escoamento urbano (Wu et al., 2015).

Wetlands construídos são sistemas de engenharia concebidos para simular um banhado natural para tratar águas residuárias. Estes sistemas, compostos principalmente de vegetação, substratos (solo, areia, etc), microrganismos e águas residuárias, utilizam diferentes processos que envolvem mecanismos físicos, químicos e biológicos, a fim de melhorar a qualidade da água (Hoffmann et al, 2011;. Kamarudzaman et al, 2011). Os seus custos de construção e operação e, sobretudo, o consumo de energia são muito menores do que o de sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias, tais como lodo ativado (Wu et al, 2015; Zhu et al, 2014). Tendo isso em vista, buscou-se avaliar o tratamento de lixiviado empregando-se sistema de *wetland* construído de fluxo subsuperficial horizontal (WC-FH) operando com diferentes estratégias no pós-tratamento de sistema de dessorção de amônia, visando à remoção de matéria orgânica biodegradável e nitrogênio amoniacal.

2. Métodos

2.1 Configuração do sistema de tratamento

O sistema de tratamento foi montado no interior do laboratório de saneamento da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). O sistema de dessorção de amônia foi composto por duas unidades, através de dois recipientes plásticos de 15 litros e aerados com auxílio de um compressor de ar (VigoAr® 300). As unidades de WC-FH foram montadas em caixas plásticas de 0,73 m x 0,30 m x 0,14 m de comprimento, largura e altura, respectivamente.

Os sistemas foram alimentados com lixiviado diluído em diferentes proporções com vazão controlada, utilizando-se uma bomba peristáltica de oito canais, com vazão regulável de 0,2 a 1 $L.h^{-1}$ e (modelo Provitec – PolyCanal DM5000). Cada caixa possuía um tanque de alimentação e um reservatório coletor de 20L. Os tanques foram preenchidos com brita branca, tipo calcária, popularmente chamada de pedrisco de jardim, com diâmetro médio de 5 mm e porosidade de 48,6%. O preenchimento se deu até altura de 14 cm, enquanto o nível da água foi mantido a uma altura de 10

cm. Após o preenchimento, o sistema foi alimentado continuamente com água de torneira durante 7 dias, para lavagem do recheio. O perfil dos WC-FH pode ser visualizado na Fig. 1.

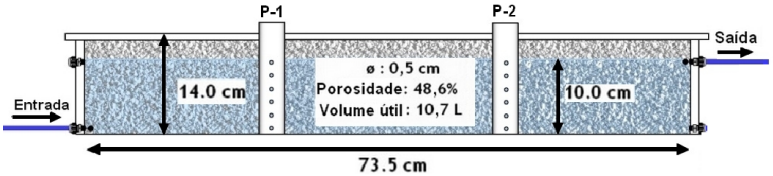


Fig. 1 – Perfil da unidade de WC-FH preenchido

As espécies vegetais selecionadas foram: *Cyperus papyrus nanus* (CP), *Heliconia psittacorum*(HP) e *Gynerium sagittatum* (GS). As três espécies são do grupo das macrófitas aquáticas emergentes, sendo adaptadas a ambientes saturados com água e tolerância a variações ambientais, como mudanças de salinidade (Esteves, 1998). Foram plantadas três mudas de cada espécie por tanque, equidistantes em aproximadamente 18 cm, mantendo-se a densidade aproximada de 14 plantas.m^{-2}. Para maiores detalhes sobre a configuração do sistema, consultar Cano (2014).

2.2 Lixiviado de aterro sanitário

O lixiviado utilizado nesse experimento foi coletado mensalmente no Aterro Sanitário Quitaúna, localizado na cidade de Guarulhos (coordenadas geográficas: -23° 23' 49.53" S, -46° 33' 28.80"W), Região Metropolitana de São Paulo. O aterro possui uma área de 413.000 m², e recebe, desde 2001, resíduos sólidos domiciliares e industriais. Após coletado, o lixiviado (proveniente dos resíduos domésticos) era transportado em recipientes plásticos de 20 L em temperatura ambiente até o laboratório, onde era armazenado nos mesmos recipientes e mantido congelado em freezer a -20ºC até a utilização. A composição de uma amostra do lixiviado é apresentada na Tabela 1

Tabela 1 - Caracterização físico-química do lixiviado bruto do Aterro Sanitário Quitaúna

Parâmetro	Valor	Parâmetro	Valor	Parâmetro	Valor	Unidade
DQO total	2881	$N\text{-}NH_4$	2178	Cloretos	5526	$mg.L^{-1}$
DQO filtrada	2484	Ferro	15,6	Turbidez	337	NTU
Carboidratos	114,1	Zinco	1	Fósforo	16,4	$mg.L^{-1}$
Lipídeos	243,88	Cromo	0,8	ST	12640	$mg.L^{-1}$
Subs. Húmicas	1619,71	Cádmio	<0,02	STF	8550	$mg.L^{-1}$
Proteínas	1490,64	Chumbo	<0,2	STV	3910	$mg.L^{-1}$
Alcalinidade	10459	Condutividade	26,49	SST	234	$mg.L^{-1}$
pH	8,08	COT	1122	SSV	122	$mg.L^{-1}$

2.3 Primeira estratégia operacional: alimentação em regime contínuo

A finalidade desta estratégia operacional foi avaliar preliminarmente a eficiência das unidades de WC-FH no tratamento do lixiviado de aterro sanitário e verificar a adaptação da vegetação. Foram instaladas três unidades WC-FH, em paralelo, cada uma com uma espécie vegetal diferente. Além disso, uma unidade de controle, sem vegetação, foi utilizada com o objetivo de fornecer dados sobre o sistema sem a influência de vegetação. Essa estratégia operacional foi dividida em três fases, diferenciando-se pela vazão e cargas empregadas, tempo de detenção hidráulica (TDH) e diluição do lixiviado em água. As características de cada fase são apresentadas na Tabela 2 .

2.4 Segunda estratégia operacional: alimentação em regime de recirculação

A segunda estratégia operacional (ou fase 4), teve por finalidade avaliar a influência do TDH na transformação dos compostos de maior interesse, através de um regime de alimentação por recirculação. Ela ocorreu em sequência direta da etapa anterior. O lixiviado foi recirculado nos *wetlands* durante 21 dias. Cada ciclo de recirculação teve duração de 7 dias, totalizando 3 ciclos. Os WC-FH foram, no primeiro momento, alimentados com lixiviado diluído (20% de lixiviado para 80% de água de torneira) após dessorção de amônia, com pH ajustado para 7,5 (as mesmas características da fase 3, da primeira estratégia operacional); Após isso, iniciou-se o ciclo de recirculação com a seguinte

sequência: (1) coleta e armazenamento do efluente de cada unidade durante 7 dias; (2) alimentação dos *wetlands* com o efluente armazenado, fechando o ciclo. Assim, buscou-se verificar as transformações que ocorreram no lixiviado a cada 7 dias, simulando o aumento de TDH. As características aplicadas para essa estratégia operacional são apresentadas na Tabela 2 .

2.5 Terceira estratégia operacional: unidades operadas em série

A finalidade da terceira estratégia operacional foi avaliar, em condição de ampla oferta de nutrientes, a influência do TDH no comportamento do sistema ao longo do tempo. Para tanto, acoplou-se uma unidade WC-FH adicional, com as mesmas características da original, configurando duas unidades operadas em série. Além disso, na entrada do sistema, proveu-se, com taxa de 1 $mL.L^{-1}$, solução de micronutrientes descrita por Germirli *et al.* (1991), com a finalidade de garantir elementos necessários ao desenvolvimento de biofilme.

Foram monitoradas as unidades controle e plantada com *Heliconia* (HP), cuja vegetação apresentou maior tolerância às condições experimentais. Essa estratégia foi dividida em duas fases: (fase 5) sem ajuste de pH; e (fase 6) com ajuste de pH para 7,5 (com HCl 1N). As características de cada fase são apresentadas na Tabela 2 .

Tabela 2 – Características de cada fase para as três estratégias operacionais empregadas

Parâmetros	1ª Estratégia			2ª Estratégia	3ª Estratégia		Unidade
	Fase 1 (n=12)	Fase 2 (n=16)	Fase 3 (n=4)	Fase 4	Fase 5 (n=16)	Fase 6 (n=26)	
Vazão	4,2±0,8	2,6±0,5	2,1±0,2	2,25	2,6±0,2	2,5±0,8	$L.d^{-1}$
CV	0,39	0,25	0,19	0,21	0,25±0,02	0,23±0,08	$m^3.m^{-3}.d^{-1}$
CH	19,1±3,7	12,1±2,3	9,4±0,9	10,7	12,1±1	11,4±4	$mm.d^{-1}$
TDH	2,7±0,6	4,3±1	5,3±0,5	4,7	8,1±0,7	9,9±3	d
Duração	21	42	19	21	36	59	d
Regime hidráulico	contínuo	contínuo	contínuo	recirculação	contínuo	contínuo	-
% de lixiviado	10	10	20	20	30	30	%
Ajuste de pH	não	7,5	7,5	7,5	não	7,5	-

Onde: CV: carga volumétrica; CH: carga hidráulica/taxa de aplicação superficial; TDH: tempo de detenção hidráulica; e n: número amostral.

As analises foram realizadas com base no Standard Methods (APHA, 2008) ou através de Kits (HACH), utilizando-se espectrofotômetro (HACH-DR5000), no laboratório de saneamento da EACH-USP.

3. Resultados e discussão

3.1 Matéria orgânica

Para a primeira estratégia operacional (alimentação contínua), o desempenho de remoção de matéria orgânica, em termos de DQO, foi relativamente baixo. Durante as três fases a concentração afluente de DQO variou entre 336 e 750 $mg.L^{-1}$. O melhor desempenho geral do sistema ocorreu após a implantação do pré-tratamento por dessorção de amônia, na fase 2. Nesse momento, as unidades HP e GS apresentaram, respectivamente, eficiências médias de remoção de 19% e 11%. A unidade CP apresentou a maior eficiência média, com remoção de 23%. A unidade controle apresentou a remoção média mais baixa, de 8%. Ao se aumentar a concentração de lixiviado de 10% para 20%, na fase 3, o sistema apresentou, em geral, perda de eficiência. As unidades HP, CP e GS apresentaram remoção média de DQO de 7%, 10% e 11%, respectivamente. A unidade Controle apresentou melhor eficiência para esta fase, com remoção de 16%. A Fig. 2 mostra que a remoção média DQO para todo o período da primeira estratégia operacional foi relativamente baixa.

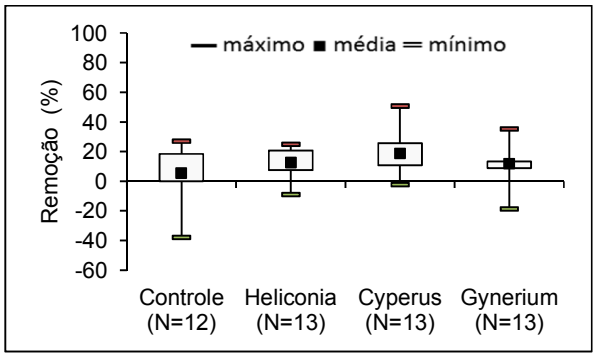


Fig. 2- Boxplot de eficiência de remoção de DQO para o período da primeira estratégia operacional

Para a segunda estratégia operacional (recirculação total), verificou-se que 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 30%. Dentre os *wetlands* vegetados não houve diferença significativa de remoção, com eficiência média de cerca de 40%. Todas as unidades apresentaram tendência linear de redução da concentração de DQO (Fig. 3), com taxa de decaimento maior para as unidades com plantas. Apesar das maiores taxas de remoção alcançadas por essa estratégia, ao se levar em conta o alto TDH de 21 dias, a remoção final pode ser considerada baixa.

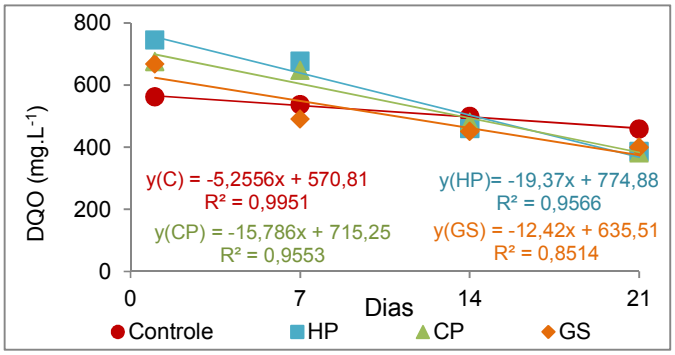


Fig. 3– Concentração de DQO nos WC-FH ao longo da segunda estratégia operacional

A terceira estratégia operacional, caracterizada pela acoplamento de duas unidades WC-FH em série (unidade A seguida da unidade B), foi dividida em duas fases (fase 5 e 6). Durante a Fase 5, quando não houve ajuste do pH, o lixiviado afluente apresentou concentração média de DQO de 641±32 $mg.L^{-1}$, resultando em carga orgânica de 1,9±0,1 $g.d^{-1}$ e taxa de aplicação de 3,9±0,3 $g.m^{-2}.d^{-1}$. A remoção global média de DQO foi de 6,1% e 13,7% para o controle e HP, respectivamente. A maior parte da remoção ocorreu na unidade A (Fig. 4). No caso do controle, a unidade A foi responsável por toda a remoção verificada, enquanto na unidade B não houve remoção ou, ainda, verificou-se sensível aumento da DQO. Para HP, a unidade A foi responsável por 8,9% da remoção global, enquanto a unidade B contribuiu com 4,7%.

Para a Fase 6, o lixiviado afluente apresentou concentração média de DQO de 722±104 $mg.L^{-1}$, resultando em carga orgânica de 1,8±0,7 $g.d^{-1}$ e taxa de aplicação de 3,9±1,5 $g.m^{-2}.d^{-1}$. Para o controle, a remoção global foi de 18,2%, sendo que, em média, a remoção ocorreu apenas na unidade B. Para a HP, a remoção global média foi de 20,5%. Nesse caso, a unidade B foi responsável por 17% da remoção global, enquanto a unidade A contribuiu com apenas 3,5% (Fig. 4).

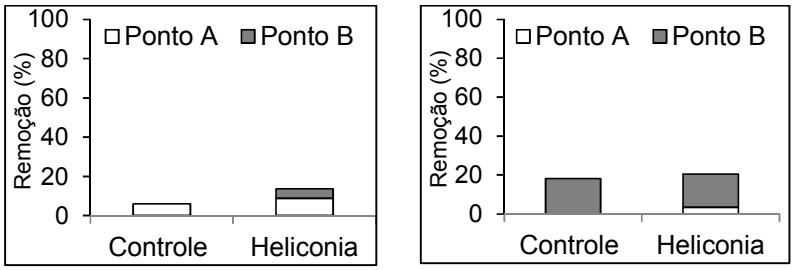


Fig. 4 – Contribuição proporcional das unidades A e B em relação à remoção global de DQO para fase 5 e 6.

Para toda a terceira estratégia operacional, considerando as duas fases (5 e 6), os sistemas apresentaram remoção global de DQO variando entre nula e 34% com média de 13%, para o controle, e entre 7% e 37% com média de 18% para HP. Segundo o teste estatístico Mann-Whitney, não houve diferença significativa em relação à presença de vegetação. Além disso, eventuais aumentos de TDH não surtiram efeito sobre o comportamento da DQO em nenhuma das unidades. Tal comportamento sugere que tanto o TDH quanto a disponibilidade de micronutrientes não são os fatores determinantes para a remoção de matéria orgânica no presente estudo, confirmando a tendência observada nas estratégias operacionais anteriores.

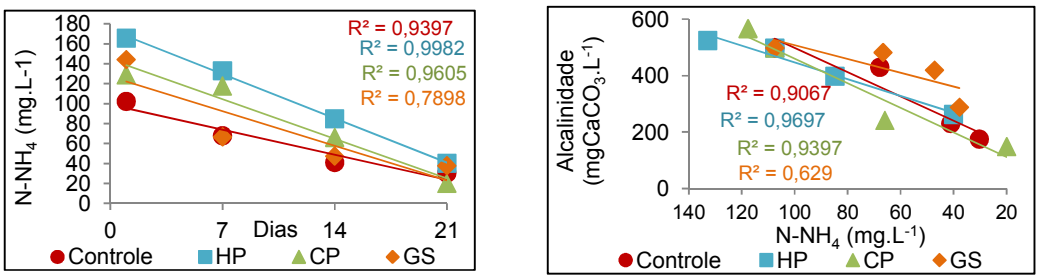
A degradação de matéria orgânica biodegradável em sistemas biológicos ocorre rapidamente em até cinco dias (Akratos e Tsihrintzis, 2007; Lavrova e Koumanova, 2010). Assim, uma possível explicação para a baixa remoção de DQO sem reflexos decorrentes do aumento de TDH pode ser por conta da recalcitrância da matéria orgânica presente no lixiviado. Nesse sentido, Vymazal (2009) ao analisar um levantamento dos resultados de remoção de matéria orgânica através de vários estudos com WC-FH tratando diferentes tipos de águas residuárias, verificou que, para o caso de lixiviados de aterro sanitário, a remoção média não ultrapassou 25%.

Outro fator de preocupação relacionado a lixiviados é a toxicidade devido a sua variada composição (Wiszniosk*i et al.*, 2006; Mannarino *et al.*, 2011). Alguns trabalhos apontam o nitrogênio amoniacal ($N\text{-}NH_4$), como causador de toxicidade para o tratamento biológico (Rodrigues, 2004; Telles, 2010), No presente estudo, empregou-se o sistema de dessorção de amônia, com vistas a reduzir a toxicidade por $N\text{-}NH_4$, no entanto, Marttinen *et al* (2002) reportaram que a toxicidade do lixiviado pode ser causada por compostos orgânicos.

3.2 Nitrogênio

Para a primeira estratégia operacional as remoções de $N\text{-}NH_4$ foram relativamente baixas, com concentração afluente média variando entre 199 e 47 $mg.L^{-1}$ e remoções médias abaixo de 24%. Ressalta-se que devido a uma falha na bomba de alimentação, elevando o TDH para 8,5 dias, verificou-se remoções pontuais de até 50% para todas as unidades.

Para a segunda estratégia operacional, todas as unidades apresentaram algum grau de remoção de $N\text{-}NH_4$. A redução da concentração do efluente ao longo dos ciclos de recirculação mostrou comportamento linear, com R^2 variando entre 0,94 e 0,99, exceto para a unidade GS com R^2 de 0,79, e taxas de decaimento de concentração semelhante em todas as unidades (Fig. 5 a). Com exceção de GS, todas as unidades apresentaram correlação positiva entre a concentração de $N\text{-}NH_4$ e alcalinidade total (Fig. 5 b). Ao final de 21 dias todas as unidades apresentaram eficiências semelhantes de remoção de $N\text{-}NH_4$, sendo de 72%, 63%, 81% e 65% para o controle, HP, CP e GS, respectivamente.



(a) (b)

Fig. 5 – Concentração de N-NH4 (a) e relação entre alcalinidade total e N-NH4 (b) para cada ciclo de recirculação da segunda estratégia operacional

Durante a terceira estratégia operacional, com duas unidades (A e B) acopladas em série, o sistema apresentou o melhor desempenho para remoção de N-NH_4. Durante a fase 5 (sem ajuste de pH), o lixiviado afluente apresentou concentração média de N-NH_4 de 148,3±67,6 mg.L^{-1}. Para o controle a remoção média das unidades A e B foi, respectivamente, 25% e 49%, sendo a remoção global média de 56%. Para HP, os valores de remoção foram 36,2% e 74,5% para as unidades A e B, respectivamente, com remoção global média de 80,7%.

Para a fase 6, a concentração afluente média de N-NH_4 foi de 168,8±28,7 mg.L^{-1}. Nessa fase todas as unidades apresentaram perda de eficiência. Para o controle a remoção global média foi de 43%. No entanto a unidade A apresentou aumento da concentração cabendo à unidade B remover em média 47,1%. Para a HP, o comportamento foi semelhante, com remoção média baixa de 1% na unidade A e maior parte da remoção média na unidade B, de 54%, resultando em remoção média de 58%.

As Fig. 6 e Fig. 7 mostram que os aumentos de nitrato ocorreram nos mesmos momentos em que se obteve remoção de N-NH_4 e remoção de carbono inorgânico. A nitrificação é um dos principais processos responsáveis pela de remoção de N-NH_4 em WC-FH, caracterizando-se pela oxidação do N-NH_4 a N-NO_3 (Saeed e Sun, 2012). Além disso, como verificado na segunda estratégia, a remoção de N-NH_4 pode se relacionar com a redução de alcalinidade, pois os microrganismos que oxidam N-NH_4 (nitrossomas) são autotróficos, ou seja, consomem carbono inorgânico (notadamente carbonato e bicarbonato) (Guisasola *et al.* 2007). Nesse sentido, considerando os dados gerados pelas três estratégias operacionais, aponta-se a nitrificação como a principal via de remoção de N-NH_4 no presente estudo.

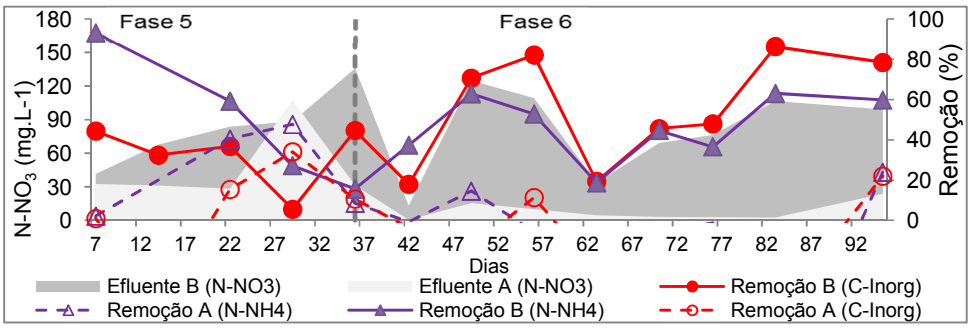


Fig. 6 – Concentração de N-NO_3, remoção de N-NH_4 e carbono inorgânico no efluente da unidade controle A e B ao longo da terceira estratégia operacional

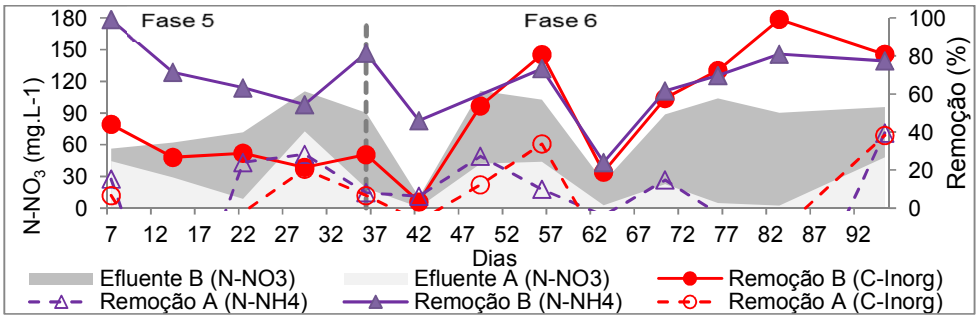


Fig. 7 – Concentração de N-NO_3, remoção de N-NH_4 e carbono inorgânico no efluente da unidade HP A e B ao longo da terceira estratégia operacional

O comportamento observado nas três estratégias apoia a sugestão da influência do TDH na eficiência de remoção do sistema WC-FH no presente estudo. *Wetlands* construídos de fluxo subsuperficial são considerados, em geral, como sistemas em grande parte anaeróbios, onde, a princípio o processo de nitrificação é limitado (Vymazal e Kröpfelová, 2009). No entanto, pode-se compreender o comportamento obtido no presente estudo a partir da difusão de oxigênio atmosférico, principalmente considerando a profundidade baixa das unidades. A principal via de fornecimento de oxigênio em WC-FH é por difusão, criando uma camada superficial aeróbia, onde ocorre a oxidação de N-NH_4. Assim, a remoção do N-NH_4 nessa camada superficial cria um gradiente de concentração do mesmo, promovendo o transporte ascendente, via difusão, do N-NH_4 nas camadas inferiores (anaeróbias) para a zona aeróbia. Assim, o fator limitante da nitrificação está mais associado à de difusão de O_2 atmosférico do que à concentração de OD em dado momento (Wu *et al.*, 2001).

Nesse sentido, com TDH acima de 8 dias, criou-se uma situação de maior aporte de oxigênio, por conta da difusão do mesmo por mais tempo, para as mesmas cargas de matéria orgânica e nitrogênio aplicadas até então. Nessa situação, pode ter ocorrido o consumo da matéria orgânica biodegradável e utilização do OD sobressalente pelas bactérias nitrificantes, culminando na oxidação de N-NH_4. O aumento de eficiência devido à elevação do TDH está de acordo com conclusões de outros estudos (Akratos e Tsihrintzis, 2007; Yalcuk e Ugurlu, 2009, Akinbile *et al.*, 2012)

Além disso, a unidade vegetada apresentou médias de remoção maiores em relação à unidade controle. Segundo Wu *et al.* (2001), embora a taxa de fornecimento de oxigênio pela planta varie amplamente por conta de diversos fatores relacionados à espécie vegetal, fatores ambientais e de operação do sistema, a principal fonte de oxigênio em WC-FH é a difusão a partir da atmosfera. Ouellet-Plamondon *et al.* (2006), verificaram, em WC-FH, que a implantação de um sistema de aeração artificial não compensou totalmente a ausência de vegetação para remoção de NTK, sugerindo que a vegetação, além de transportar oxigênio para a rizosfera, possui outros mecanismos de favorecimento do tratamento. Isso pode estar relacionado à capacidade da vegetação de favorecer um maior desenvolvimento de microrganismos, tanto em termos de quantidade quanto diversidade na rizosfera (Zhang *et al.,* 2010; Zhu *et al.*, 2010).

4. Conclusões

O presente trabalho avaliou o tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial horizontal através de diferentes estratégias operacionais. Conclui-se que o WC-FH pode ser usado para tratar lixiviado de aterro sanitário, no entanto, devido ao elevado TDH necessário para se obter bons resultados no tratamento, ele pode demandar grande área para instalação. O sistema tem significativa capacidade de remoção de poluentes combinada com simplicidade de operação, baixo custo e apelo estético para paisagismo. No entanto, são necessários mais estudos relacionados com o aumento da biodegradabilidade da matéria orgânica e da transferência de O_2 em WC-FH, a fim de melhorar o desempenho global de remoção de poluentes.

Referências

Akinbile, O. C., Yusoff, M. S., Zuki, A. Z. A., 2012. Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by Cyperus haspan. Waste Management, 32, 1387 – 1393.

Akratos, C. S., Tsihrintzis, V. A., 2007. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. Ecological Engineering, 29, 173 – 191.

Bidone, F. R. A., Povinelli, J., Cotrim, S. L. da S., 1997. Tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de filtros percoladores. In: 19º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental.

Cano, V., 2014. Estratégias de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com foco na matéria orgânica biodegradável e nitrogênio amoniacal. Dissertação (mestrado), FSP-USP.

Cheung, K. C., Chu, L. M, Wong, M. H., 1997. Ammonia stripping as a Pretreatment for Landfill Leachate. Water, Air and Soil Pollution, 94.

Del Grossi, A.C. , Lopes, D. D. , Blaich, C. , Prates, K. V., 2013. NMP de bactérias nitrificantes e desnitrificantes e sua relação com os parâmetros físico-químicos em lodo ativado para remoção biológica de nitrogênio de lixiviado de aterro sanitário. Revista DAE, 1, 60-69.

Esteves, F. A., 1998. Fundamentos de limnologia, 2. Interciência, Rio de Janeiro.

Fleck, E., 2003. Sistema integrado por filtro anaeróbio, filtro biológico de baixa taxa e wetland construído aplicado ao tratamento de lixiviado de aterro sanitário. Dissertação (Mestrado), UFRGS.

Germili, E., Orhon, D., Artan, N., 1991. Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wastewaters. Water Science and Technology. 23, 1077-1086.

Guisasola, A., Petzet, S., Baeza, J. A., Carrera, J., Lafuente, J., 2007. Inorganic carbon limitations on nitrification: Experimental assessment and modelling. Water Research, 41, 277 - 286.

Hoffmann, H., Platzer, C., Winker, M., Von Muench, E., 2011. Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Deutsche Gesellschaft fur, Alemanha.

Kamarudzaman, A. N., Ismail, N. S., Aziz, R. A., Jalil, M. F. A., 2011. 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.

Kargi, F., Pamukoglu, M.Y., 2004. Repeated fedbatch biological treatment of pre-treated landfill leachate by powdered activated carbon addition. Enzyme and Microbial Technology, 3, 422-428.

Lange, C. L., Amaral, M. C. S., 2009 Geração e Características do Lixiviado. In: Gomes, L. P. (coordenadora). Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. ABES, Rio de Janeiro.

Lavrova, S., Koumanova, B., 2010. Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate. Bioresource Technology, 101, 1756 – 1761.

Mannarino, C. F., Ferreira, J.A., Moreira, J.C., 2011. Tratamento combinado de lixiviado de aterros de resíduos sólidos urbanos e esgoto doméstico como alternativa para a solução de um grave problema ambiental e de saúde pública. Cadernos de Saúde Coletiva, 19.

Marttinen, S. K., Kettunen, R. H., Sormunen, K. M., Soimasuo, R. M., Rintala, J. A., 2002. Screening of physical–chemical methods for removal of organic material, nitrogen and toxicity from low strength landfill leachates. Chemosphere, 48, 851 - 858.

Ouellet-Plamondon, C., Chazarenc, F., Comeau, Y., Brisson, J., 2006 Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate. Ecological Engineering, 27, 258-264.

Povinelli, J., Sobrinho P. A., 2009. Introdução. In: Gomes, L. P. (coordenadora). Estudos de Caracterização e Tratabilidade de Lixiviados de Aterros Sanitários para as Condições Brasileiras. ABES, Rio de Janeiro.

Reneou, S., Givaudan, J. G., Pulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P., 2008. Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity. Journal of Hazardous Materials, 150, 468 – 493.

Rodrigues, F. S. F., 2004. Aplicação da ozonização e do reativo de Fenton como pré-tratamento de chorume com os objetivos de redução da toxicidade e do impacto no processo biológico. Dissertação (mestrado), UFRJ/COPPE.

Saeed, T., Sun, G., 2012. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. Journal of Environmental Management, 112, 429 – 448.

Sisinno, C. L. S., 2002 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), Fundação Oswaldo Cruz.

Souto, G. D. B., 2009. Lixiviado de Aterros Sanitários Brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar ("stripping"). Tese (Doutorado), EESS/USP.

Telles, C. A. S., 2010. Processos Combinados para o Tratamento de Lixiviado de Aterro Sanitário. Dissertação (Mestrado), UFRJ/COPPE.

Vymazal, J., 2009. The use of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. Ecological engineering, 35, 1 – 17.

Vymazal, J., Kröpfelová, L., 2009. Removal of nitrogen in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a review. Wetlands, 29, 1114 – 1124.

Wiszniowski, J., Robert, D., Surcmacz-Gorska, J., Miksch, K., Weber, J. V., 2006. Landfill Leachate Treatment Methods: A Review. Environmental Chemistry Letter, 4, 51 – 61.

Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., Fan, J., Liu, H., 2015. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. Bioresource Technology, 175, 594 – 601.

Wu, M. Y., Franz, E. H., Chen, S., 2001. Oxygen fluxes and ammonia removal efficiencies in constructed treatment wetlands. Water Environment Research, 73, 661 – 666.

Yalcuk, A., Ugurlu, A., 2009. Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. Bioresource Technology, 100, 2521 – 2526.

Zhang, C. B., Wang, J., Liu, W. L., Zhu, S. X., Ge, H. L., Chang, S. X., Chang, K., Ge, Y., 2001. Effects of plant diversity on microbial biomass and community metabolic profiles in a full-scale constructed wetland. Ecological Engineering, 36, 62 - 68.

Zhu, H., Yan, B., Xu, Y., Guan, J., Liu, S., 2014. Removal of nitrogen and COD in horizontal subsurface flow constructed wetlands under different influent C/N ratios. Ecological Engineering,63,58-63.

Zhu, S. – X., Ge, H. – L., Ge, Y., Cao, H.-Q., Liu, D., Chang, J., Zhang, C.-B, Gu, B.-J., Chang, S.-X., 2001. Effects of plant diversity on biomass production and substrate nitrogen in a subsurface vertical flow constructed wetland. Ecological Engineering, 36, 62-68.