

II-379 – AVALIAÇÃO COMPARATIVA DE SISTEMAS *WETLANDS* CONSTRUÍDOS DE FLUXO SUBSUPERFICIAL VERTICAL E HORIZONTAL NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO SINTÉTICO

Bianca Graziella Lento Araujo Gomes⁽¹⁾

Bacharel em Gestão Ambiental pela Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). Mestranda em Engenharia Civil pela Faculdade de Engenharia Civil da Universidade Estadual de Campinas (FEC/UNICAMP).

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⁾ Doutora em Hidráulica e Saneamento pela EESC/USP. Pós-doutoranda na Escola de Artes, Ciências e Humanidades (EACH/USP).

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⁾: Av. Albert Einstein, 951 – Cidade Universitária - Campinas - SP - CEP: 13083-970 - Brasil – Tel: +55 (19) 3521-2373 - e-mail: bianca.graziella@hotmail.com

RESUMO

A falta de redes coletoras e de estações de tratamento esgoto é um grande problema vigente em países emergentes que ainda tende a ser justificada pelo alto custo embutido nas obras de instalação e implantação das plantas de tratamento. Desta forma, este trabalho teve com objetivo avaliar comparativamente a eficiência de remoção de matéria orgânica (DQO) e de nutrientes (N e P) no tratamento de esgoto sanitário sintético por *wetlands* construídos em escala de bancada de nível subsuperficial e fluxo ascendente (vertical e horizontal), preenchidos com brita branca de jardim e cultivados com *Typha domingensis* (popularmente conhecidas por taboas). O sistema é constituído por quatro unidades de tratamento, uma unidade de fluxo vertical (V) e outra de fluxo horizontal (H) cultivadas com taboas e outras duas unidades controle (VC e HC) sem vegetação, mas de mesmas configuração e operacionalidade. O experimento teve duração de 149 dias, sendo dividido em quatro fases: Fase inicial (esgoto sintético não diluído) com duração de 40 dias, duas fases de diluição (90% e 70% da composição original diluída, em cada fase, respectivamente) com 31 dias cada, e Fase final com o retorno da condição original (sem diluições). Durante a fase inicial houve expressiva queda na concentração dos parâmetros analisados e uma rápida adaptação da vegetação, constando-se altos níveis de remoção de DQO (H = 89,35% e V = 88,97; HC = 88,5% e VC = 84,03%) e de nitrato (média de remoção: H = 86,06% e V = 81,37%; HC = 78,20% e VC = 77,56%). Perante a queda de eficiência do sistema a morte das plantas, optou-se pelo replantio e diluição do efluente. Durante as fases de diluição, o sistema se mostrou instável quanto à concentração de NO_3^- ; o melhor índice de remoção verificado durante a 2ª fase no 83º dia (H e V = 80%, HC = 73% e VC = 71%). Com relação à remoção de fosfato, obtiveram-se melhores resultados apenas durante a 2ª fase de diluição (remoção média: H = 53,4% e HC = 32%; V = 22,2% e VC = 24,5%). Já para N-amoniacoal, o sistema se mostrou eficiente apenas durante a fase inicial (média: H = 59,2%, V = 41,1%, HC = 56% e VC = 34,6%), apresentando aumentos gradativos de concentração nas demais fases. As unidades vegetadas apresentaram desempenho predominantemente superior às suas unidades controle, mas também se pode notar certa vulnerabilidade à perda da vegetação com a possível reintrodução de nutrientes pela matéria orgânica em decomposição. Os resultados obtidos permitem dizer que os *wetlands* de fluxo ascendente e nível subsuperficial são capazes de promover o processo de nitrificação e remover DQO. Mas, se mostraram limitados ao tratamento de esgoto bruto, sendo mais eficientes quando imposto o pré-tratamento (neste caso, introdução do afluente em menores concentrações) anterior a eles.

PALAVRAS-CHAVE: Wetlands construídos, Esgoto sintético, *Typha domingensis*.

INTRODUÇÃO

A última Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB, 2010) revelou que a oferta de serviços de esgotamento sanitário apresentou uma melhora de 6,7% desde o levantamento realizado em 2000. Contudo, ainda assim, apenas 55,2% dos 5564 municípios brasileiros existentes em 2008 eram atendidos pelo sistema apropriado de rede coletora de esgoto (IBGE – PNSB, 2010). A falta de redes coletoras e de estações de tratamento de esgoto tende a ser justificada pelo alto custo das instalações e implantação destas. Contudo, sabe-se que o baixo índice de tratamento dos esgotos domésticos é um dos grandes responsáveis pela poluição dos recursos hídricos do país, refletindo de maneira mais aguda em regiões densamente povoadas, nas quais se verifica a relação direta entre o aumento do consumo de água e geração de esgoto (BRASIL, 2010). A baixa oferta de saneamento, além de impactar o meio ambiente, também atinge a saúde humana – piorando o quadro epidemiológico, principalmente em áreas pobres, e aumentando a incidência de doenças infecciosas e parasitárias (FUNASA, 2006). Perante o cenário de crise da água devido à intensa urbanização, infraestruturas precárias em regiões urbanas, e a falta de articulação e de ações consistentes na governabilidade dos recursos, verifica-se a necessidade da implantação de sistemas de baixo custo para o tratamento de esgotos, os quais servirão como uma alternativa de esgotamento para localidades que ainda não são atendidas por redes coletoras de esgoto, visando também contribuir para a preservação dos corpos d'água.

Dentre os sistemas disponíveis estão os chamados *wetlands* construídos. Estes sistemas são elaborados baseados em processos ecológicos de ecossistemas naturais (como zonas úmidas e alagadas, brejos, etc.), sendo considerados uma opção apropriada para tratar uma ampla variedade de águas residuárias (agroindustrial e industrial, efluente de aterros sanitários, águas pluviais, e outros), fazendo parte dos processos de tratamento de esgoto descentralizado, sendo empregados, principalmente, como sistemas de tratamento secundário (GTZ, 2010; SILVA 2007).

OBJETIVOS

Este trabalho teve com objetivo avaliar a eficiência do tratamento de esgoto sanitário sintético por um sistema de *wetlands* construídos em escala de bancada composto por dois leitos de fluxos vertical (V) e horizontal (H) cultivados com *Typha domingensis* e outras duas unidades controle (não vegetadas). Também se buscou avaliar a eficiência na remoção de matéria orgânica (medida em DQO) e de nutrientes (nitrogênio e fósforo), comparando-se os diferentes fluxos e suas respectivas unidades controle. O sistema foi implementado no Laboratório de Ciências da Terra, pertencente ao Centro Multidisciplinar de Pesquisas (CEMP) da Escola de Artes Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP).

ASPECTOS METODOLÓGICOS

Os *wetlands* foram construídos em módulos plásticos (Tabela 1), sendo dois em formato retangular (unidades horizontais) e dois em formato cônico (unidades verticais) (Figura 1). A distribuição do afluente e captação do efluente tratado foram realizadas através de tubos de poliuretano (\varnothing 4 mm) perfurados a cada 2 cm e posicionados na parte interna dos módulos. O sistema foi mantido alagado (com nível d'água 01 cm abaixo do material suporte) durante todo o monitoramento (149 dias) através de fluxo ascendente. E, buscando proporcionar boas condições de filtração, sustentação à vegetação e desenvolvimento de microrganismos, optou-se pela brita branca de jardim (\varnothing 5 - 12 mm) como material suporte.

Tabela 1 - Características de projeto das unidades em escala de bancada

CARACTERÍSTICAS	VERTICAL	HORIZONTAL
Altura (cm)	30	14
Diâmetro inferior ou largura (cm)	17,5	30
Diâmetro superior (cm)	29,3	-
Comprimento (cm)	-	73,5
Camada de brita (cm)	29	13
Área (cm ²)	673,9	2205
Volume total (L)	14,650	30,5
Volume útil (L)	6,650	10,7
PARÂMETROS OPERACIONAIS		
Vazão média (L.dia ⁻¹)	3,73	3,15
Alimentação	Contínua	Contínua
CHV* (L.m ⁻³ .d ⁻¹)	561	294,4
TDH** (dias)	~2 dias	~3 dias

*Carga Hidráulica Volumétrica; ** Tempo de Detenção Hidráulica.

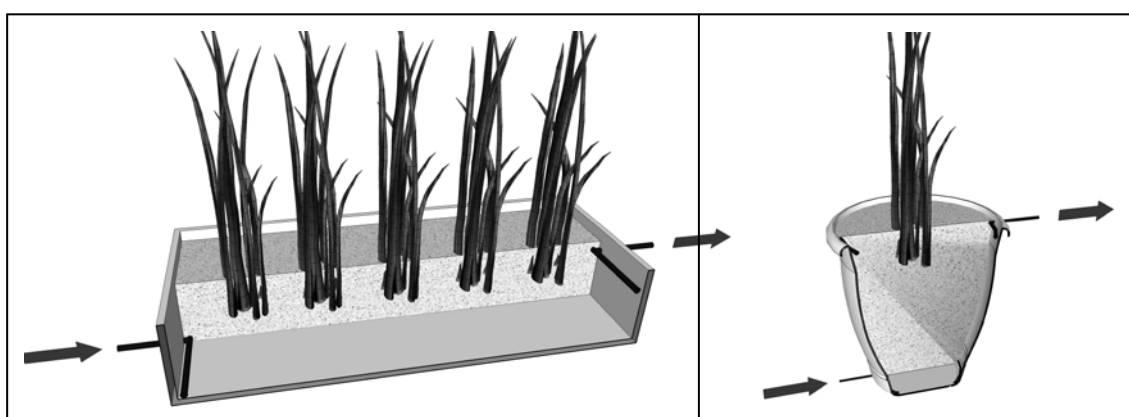


Figura 1 - Unidades de Fluxos Horizontal e Vertical

As macrófitas aquáticas cultivadas foram as *Typhas domingensis*. Esta espécie possui grandes volumes de espaços internos capazes de transportar oxigênio para as raízes, permitindo oxigenar a rizosfera e criar condições favoráveis para a degradação de MO e para o desenvolvimento de bactérias nitrificantes (SALATI et al, 2009). As mudas foram coletadas de *wetlands* construídos em escala piloto utilizados no pós-tratamento de efluentes de reator anaeróbio do tipo UASB implantados na ETE do campus. Considerando o tamanho das unidades de bancada e perante o rápido desenvolvimento da vegetação nos *wetlands* da ETE, optou-se por introduzir 11 propágulos à unidade horizontal e 07 propágulos à unidade vertical. As mudas possuíam comprimento médio de 0,30 cm no momento do plantio e para melhor adaptação da vegetação, manteve-se parte do substrato anterior aderido às raízes. Já as unidades controle foram preenchidas apenas com brita branca.

A composição da água residuária foi baseada na proposta desenvolvida por Torres (1992), modificada por Sarti (1998) e acrescida por uma fonte de sulfato (sulfato de sódio – Na₂SO₄) como proposto por Souza (2011). Objetiva-se, nesta composição, uma DQO média de 500 mg.L⁻¹ a partir de proteínas (extrato de carne), carboidratos (sacarose, amido e celulose) e lipídeos (óleo de cozinha). A formulação conta ainda com sais minerais, micronutrientes e detergente (comercial), simulando a complexidade de substâncias encontradas em efluentes sanitários (Tabela 2). A preparação do esgoto sintético foi realizada duas vezes por semana e todo o sistema passou a ser alimentado por um fluxo contínuo, para um TDH de 2 a 3 dias.

Tabela 2 – Composição orgânica do esgoto sintético

Fração Orgânica	Porcentagem da DQO (%)	Composto Orgânico
Proteínas	50	Extrato de Carne
Carboidrato	40	Sacarose (20%)
		Amido comercial (60%)
		Celulose (20%)
Lipídios	10	Óleo de soja

Fonte: TORRES, 1992

A princípio, o sistema foi alimentado com água potável de abastecimento público por sete dias e outros sete dias com solução nutritiva de hidroponia segundo a solução proposta por Pestana e Correa (2009). Procurou-se, com a solução nutritiva, introduzir nutrientes para atendimento das necessidades das plantas, como uma forma de auxiliar na adaptação e estabilização da vegetação. Após este período, o sistema passou a ser abastecido com esgoto sintético não diluído. Contudo, devido à queda da eficiência do sistema e rápido ressecamento e morte das plantas, optou-se pela diluição da solução inicial, buscando reduzir a concentração dos componentes do afluente (simulando um pré-tratamento). Desta forma, o experimento passou a ser dividido em três fases distintas:

- Primeira fase: 1 parte do esgoto sintético para 9 partes de água (1:9) por 31 dias;
- Segunda fase: 3 partes do esgoto sintético para 7 partes de água (3:7) por mais 31 dias;
- Terceira fase: retorno a condição inicial (alimentação com esgoto sintético não diluído).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O sistema foi abastecido com esgoto sintético bruto por 40 dias. Houve queda na concentração dos parâmetros analisados e uma rápida adaptação da vegetação. A remoção de matéria orgânica (DQO) foi elevada, com melhor desempenho verificado nas unidades vegetadas ($H = 89,35\%$ e $V = 88,97$; $HC = 88,5\%$ e $VC = 84,03\%$). O mesmo ocorreu com a remoção de nitrato (média de remoção: $H = 86,06\%$ e $V = 81,37\%$; $HC = 78,20\%$ e $VC = 77,56\%$). Já fosfato apresentou um comportamento oposto, sendo as unidades controle mais eficientes (média de remoção: $H = 52,3\%$ e $V = 30\%$; $HC = 90\%$ e $VC = 49,5\%$). Contudo, no 26º dia de monitoramento, observou-se uma queda na eficiência (de forma mais expressiva para nitrato e N-amoniacal) e as plantas começaram a ressecar. Optou-se, portanto, por realizar o replantio e alimentar o sistema com diferentes concentrações, passando a operar em três fases distintas. Primeira fase: 1 parte do esgoto sintético para 9 partes de água (1:9) por 31 dias; Segunda fase: 3:7 por mais 31 dias; Terceira fase: retorno da condição inicial (alimentação com esgoto sintético não diluído).

Tabela 3 – Características operacionais dos wetlands em escala de bancada

Parâmetros operacionais	VERTICAL (V)				HORIZONTAL (H)			
	Fase Inicial	1ª Fase	2ª Fase	3ª Fase	Fase Inicial	1ª Fase	2ª Fase	3ª Fase
Vazão ($L \cdot dia^{-1}$)	3,3	4,03	3,63	2,99	3,58	3,36	2,70	3,87
CV ($m^3 \cdot m^3 \cdot d^{-1}$)	0,5	0,61	0,55	0,45	0,33	0,11	0,25	0,35
CH ($mm \cdot d^{-1}$)	48,97	59,8	53,86	44,37	16,25	15,24	12,24	17,14
TDH (dias)	2,02	1,65	1,83	2,22	3	3,20	3,9	2,84
Diluição	Não	90%	70%	Não	Não	90%	70%	Não

CV: carga volumétrica; CH: carga hidráulica; TDH: tempo de detenção hidráulica.

A concentração média de DQO afluente na primeira fase foi de $53 \text{ mg} \cdot L^{-1}$, na segunda, $209 \text{ mg} \cdot L^{-1}$, e na terceira, com exceção das duas primeiras coletas que apresentaram valores muito altos ($1465 \text{ mg} \cdot L^{-1}$ e $1274 \text{ mg} \cdot L^{-1}$), apresentou média de $690 \text{ mg} \cdot L^{-1}$. Ainda que todas as unidades tenham se mostrado eficientes na remoção de DQO durante todas as fases (médias superiores a 54%), avaliando-se o período, verifica-se que os melhores resultados foram obtidos durante a 2ª fase de diluição, na qual o TDH médio foi de 3,9 dias para a

unidade H e de 1,83 dias para a unidade V. Nesta fase, as unidades cultivadas com *Typha* alcançaram 100% de remoção de DQO (no 97º dia), sendo o leito horizontal a unidade que apresentou comportamento mais estável (Figura 3).

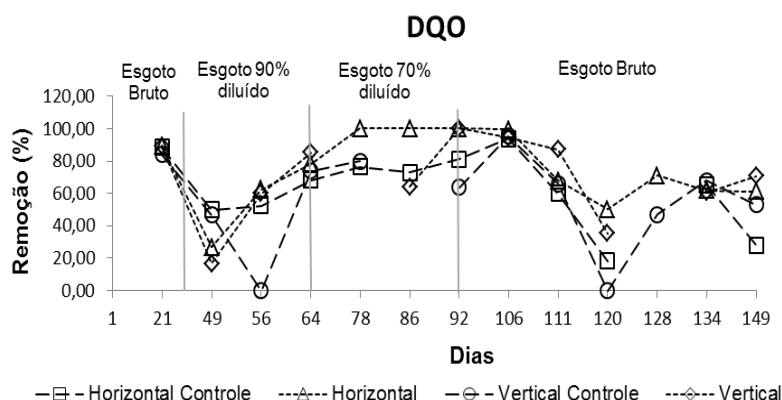


Figura 3 – Eficiência na remoção de DQO pelas unidades de tratamento em função do tempo

O desempenho das unidades controle, com percentuais de remoção próximos aos das unidades cultivadas, indica que o material filtrante possui dimensões suficientes para o estabelecimento de microrganismos facultativos capazes de degradar MO nos referidos períodos de TDH, pois, assim como os leitos cultivados, as unidades controle apresentaram melhores taxas médias de remoção durante a 2ª fase (HC= 76,5% e VC= 71,8%).

Durante as fases de diluição, o sistema se mostrou instável quanto à concentração de NO_3^- . O melhor resultado de remoção foi verificado durante a segunda fase no 83º dia (H e V= 80%, HC= 73% e VC= 71%), ocorrendo aumento da concentração nas demais análises (Figura 4). O aumento verificado no final da 2ª fase e início da 3ª fase pode estar associado aos índices de remoção de N-amoniaco, indicando a oxidação de íons amônio a nitritos, posteriormente oxidados a nitrato; este por sua vez pode ter sido absorvido e metabolizado pelas macrófitas e/ou sofrido desnitrificação, principalmente, a partir do 125º dia de operação em que o sistema mostrou-se novamente eficiente, com as maiores taxas de remoção obtidas pelas unidades horizontais e vertical.

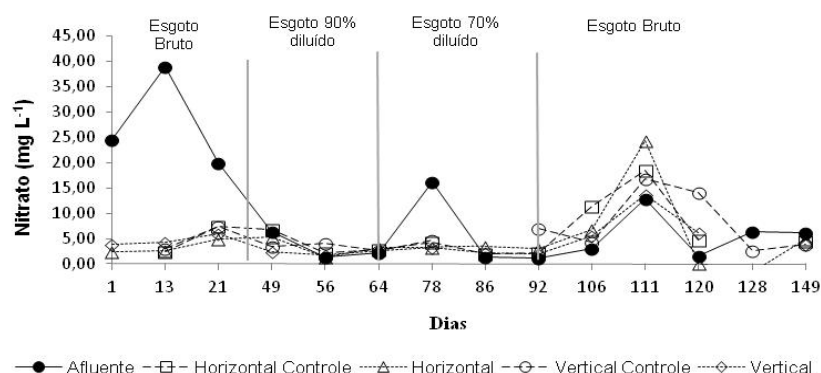


Figura 4 – Concentração de NO_3^- em função do tempo

A nitrificação e desnitrificação podem ser consideradas os principais processos realizados por *wetlands* construídos para remoção de nitrogênio (XINSHAN et al, 2010). Estudos mostram que sistemas verticais promovem maior taxa de nitrificação, principalmente através da alimentação intermitente. No entanto, ainda que em alimentação contínua, as unidades horizontais apresentaram aumento na concentração de nitrato, algumas vezes superior às unidades verticais.

O aumento na concentração de nutrientes e de DQO pode estar relacionado à decomposição da vegetação, principalmente na unidade H, na qual o ressecamento e morte da vegetação foram mais intensos. Durante as fases de diluição, a concentração de N-amoniaco afluente se manteve em uma faixa relativamente baixa (de

4,24 a 5,91 mg.L⁻¹) se comparada à fase inicial (de 16,59 a 52,83 mg.L⁻¹) (Figura 5). Contudo, com exceção da unidade H durante a 2ª fase de diluição (remoção de 6,3% e 20,8% nos 86º e 92º dias, respectivamente), não houve remoção de N-amoniaco nestes períodos, verificando-se elevações gradativas em todas as unidades, principalmente durante a 3ª fase; sobretudo pelas unidades cultivadas em que a concentração dos efluentes foi predominantemente superior a dos efluentes das unidades controle. Pode-se supor que a maior parte do oxigênio tenha sido usada para degradar DQO (por ser, neste caso, assimilável mais facilmente), culminando no processo de amonificação e reduzindo a disponibilidade de oxigênio para nitrificação, o que acabou causando o acúmulo de N-amoniaco.

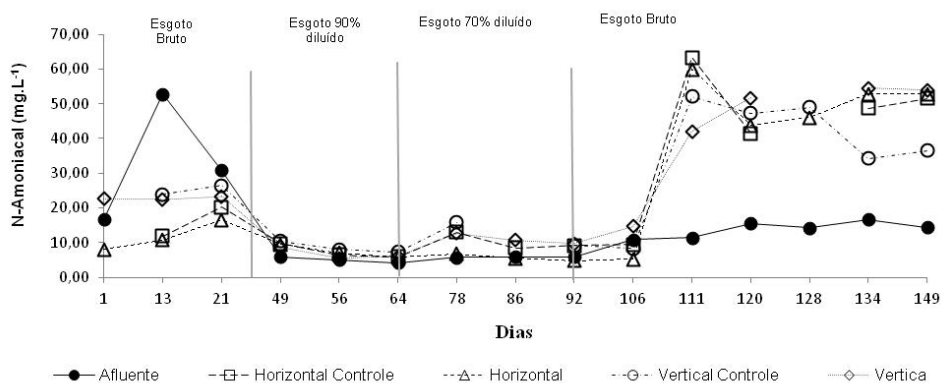


Figura 5 – Concentração de N-amoniaco em função do tempo

Em relação ao PO₄, a princípio, todas as unidades apresentaram remoção, ainda que em taxas decrescentes. Durante a primeira fase de diluição, verificou-se uma mudança de comportamento, que pode ser associada à reintrodução de nutrientes pela morte das plantas e por certo acúmulo dos mesmos devido à condição anterior (solução não diluída). Já a segunda fase apresentou resultados mais favoráveis, sendo a unidade H mais eficiente neste período (remoção média: H= 53,4% e HC= 32%; V= 22,2% e VC= 24,5%). Como esta fase é concomitante ao período de crescimento da vegetação, pode-se supor que a assimilação deste nutriente pelas plantas somada à adsorção pelo material suporte tenha contribuído para este melhor desempenho. Supõe-se também que tenha ocorrido boa assimilação microbiológica, pois mesmo as unidades controle apresentaram taxas de concentração inferiores às do afluente. Contudo, ao retomar a alimentação com esgoto não diluído, a eficiência cai novamente (Figura 6). O que mais uma vez pode estar relacionado à degradação das plantas senescentes.

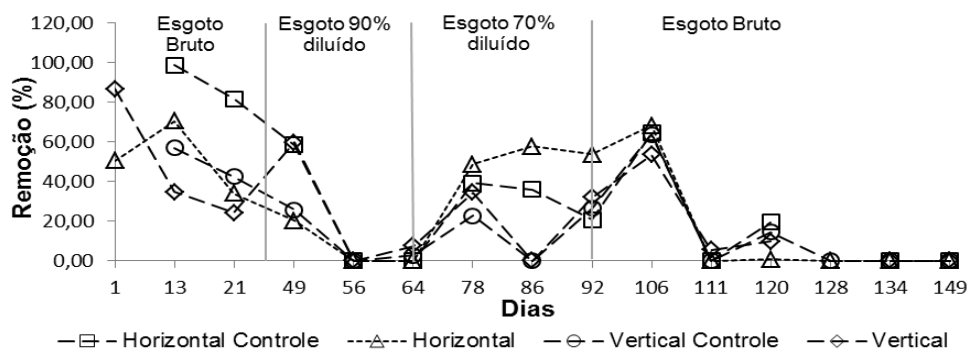


Figura 6 – Eficiência quanto à remoção de PO₄³ em função do tempo

CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Perante os resultados obtidos é possível dizer que os *wetlands* de fluxo ascendente e nível subsuperficial são capazes de promover o processo de nitrificação e remover DQO. A brita branca de jardim se mostrou suficientemente porosa e promover a filtração sem, contudo, apresentar indícios de colmatagem; e também

possibilitou a fixação da vegetação. A fase inicial, abastecida com esgoto sintético não diluído, apresentou rápido desenvolvimento da vegetação e remoção de todos os parâmetros analisados, mas não manteve os níveis de eficiência. O aumento de nutrientes também foi verificado durante a 3ª fase (retorno do abastecimento sem diluição), revelando, dessa forma, certa limitação do sistema se usado como pré-tratamento de efluentes, não propiciando, também, condições favoráveis ao desenvolvimento das plantas, uma vez que as macrófitas cultivadas ressecaram e morreram em ambos os momentos.

A 2ª fase de diluição (3:7) foi aquela que apresentou os melhores índices de remoção, na qual, também, se verificou queda na concentração de fosfato.

As unidades vegetadas apresentaram melhor desempenho do que suas respectivas unidades controle para a remoção de DQO (superior a 60% durante todo o monitoramento, sendo a unidade H mais eficiente que a unidade V), de nitrato (durante as fases de diluição, sendo a unidade V mais eficiente que a unidade H), de fosfato (durante a 2ª fase de diluição, sendo a unidade H mais eficiente que a unidade V), mas também sofreram interferência da decomposição da vegetação, o que, em sistemas maiores poderia ser minimizado com a poda das plantas antes que estas fossem degradadas. Mas, com relação ao N-amoniaco, o sistema se mostrou eficiente apenas durante a fase inicial, apresentando aumentos gradativos na concentração nas demais fases, principalmente durante a 3ª fase, com o retorno da alimentação com esgoto sintético não diluído.

Dessa forma, sugere-se a utilização de *wetlands* construídos no pós-tratamento de efluentes, com menores concentrações de matéria orgânica e de nutrientes. Também sugere-se que o material suporte utilizado possua maior porosidade do que a da brita branca de jardim para auxiliar na oxigenação do sistema e possibilitar o desenvolvimento em profundidade das raízes das macrófitas, o que, dependendo da espécie escolhida, também requererá estruturas com altura interna maior do que a altura dos módulos plásticos utilizados nas unidades de fluxo horizontal do presente estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. BRASIL. Objetivos de Desenvolvimento do Milênio. Relatório Nacional de Acompanhamento. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica e Aplicada (Ipea), Mar. 2010
2. FUNASA (Fundação Nacional de Saúde). Manual de saneamento. 3. ed. Rev. Brasil, Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006
3. GTZ. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit. Constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment in developing countries. Sustainable sanitation – Ecosan Program. June, 2010.
4. IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. Rio de Janeiro. 2010
5. PESTANA, M.; CORREIA, P. Cultura em Sistemas Hidropônicos. Universidade do Algarve, Portugal, 2009. Disponível em: http://www.isa.utl.pt/dqaa/soloseambiente/PSA_CulturaHidroponica.pdf
6. SALATI, E; SLATI FILHO, E; SALATI, E. Utilização de sistemas de *wetlands* construídas para tratamento de águas. Piracicaba – São Paulo, 2009.
7. SILVA, S. C. “Wetlands construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos. 2007. 250p. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2007.
8. SOUZA, T. S. O. Desnitrificação autotrófica usando sulfeto como doador de elétrons para remoção de nitrogênio de efluentes de reatores anaeróbios utilizados no tratamento de esgotos sanitários. Tese de Doutorado em Ciências. Escola de engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo. São Carlos, SP, 167p, 2011.
9. TORRES, P. Desempenho de um reator de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários. 1992. 185p. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 1992.
10. XINSHAN S.; QIN, L.; DENGHUA, Y. Nutrient Removal by Hybrid Subsurface Flow Constructed Wetlands for High Concentration Ammonia Nitrogen Wastewater. *Procedia Environmental Sciences* 2 (2010) 1461–1468.