



# 2<sup>o</sup> SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE WETLANDS CONSTRUÍDOS

[simposiowetlands.ct.utfpr.edu.br](http://simposiowetlands.ct.utfpr.edu.br)  
[2sw.ct.utfpr.edu.br](http://2sw.ct.utfpr.edu.br)



**Wetlands Brasil**

ISSN 2446-631X

**11 a 13 de Junho de 2015**

Auditório UTFPR - Sede Centro



Curitiba, 11 de junho de 2015.

## ANAIS do 2º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos.

Este evento demonstra a consolidação do grupo de pesquisa Wetlands Brasil, constituído em 2011 durante o 26º CBESA/ABES. O 1º Simpósio Brasileiro sobre Aplicação de Wetlands Construídos para tratamento de Águas Residuárias, que ocorreu em maio de 2013 na UFSC, sob coordenação do Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino, foi o primeiro passo para o fortalecimento dessa integração entre os pesquisadores da área.

Com a realização do 2º Simpósio Brasileiro será possível consolidar os objetivos do grupo Wetlands Brasil, estabelecendo espaço e canais de comunicação que permitam troca de experiências entre os diversos grupos de pesquisa vinculados às universidades brasileiras, institutos de pesquisa, profissionais liberais, empresas ligadas ao ramo da Engenharia Sanitária e Ambiental e ONGs, que desenvolvem estudos e projetos empregando sistemas tipo wetlands para melhoria de condições ambientais.

Assim como na edição anterior, a programação do evento contará com palestras, mesa-redonda, apresentação de trabalhos orais e em painéis, e visita técnica. Neste ano, há também submissão de artigos para os Anais do 2º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos.

Os dez melhores artigos devem ser publicados na Revista Engenharia e Construção Civil (ISSN 2358-0259) do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Civil da UTFPR, Câmpus Curitiba. O evento 2º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos (ISSN 2446-631X) será sediado pela Universidade Tecnológica Federal do Paraná/UTFPR no auditório da Sede Centro do Câmpus Curitiba.

Sejam todos bem vindos!

Comissão Organizadora SW Brasil



## **AVALIAÇÃO CITOGENÉTICA DO TRATAMENTO COM O PROCESSO UASB/BIOFILTRO ANAERÓBIO/WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO SUBSUPERFICIAL (WCFSS) DE EFLUENTES DE PROPRIEDADE RURAL**

**Filipe Vargas Zerwes**

Engenheiro Ambiental, Mestre em Tecnologia Ambiental – UNISC

**Deivid Ismael Kern**

Biólogo – Mestre em Tecnologia Ambiental - Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

**Carlos Alexandre Lutterbeck**

Biólogo, Mestre em Tecnologia Ambiental - Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

**Lourdes Teresinha Kist**

Química, Doutora em Química Inorgânica, professora da Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

**Ênio Leandro Machado\***

Químico Industrial, Doutor em Engenharia, professor da Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul –RS, Brasil

Mestrado em Tecnologia Ambiental

Avenida Independência, 2293. Bairro Universitário. Santa Cruz do Sul - RS - CEP: 96815-900 -

Brasil - Tel: (51) 3717-7545 - e-mail: [enio@unisc.br](mailto:enio@unisc.br)

### **Resumo**

A eficiência do sistema UASB/Biofiltro Anaeróbio/WCFSS/UV foi avaliada quanto aos parâmetros de carga poluente e de potencial genotóxico de efluentes gerados em propriedade rural com cultivo de tabaco no interior do Rio Grande do Sul. O sistema WCFSS com o uso da *Hymenachne grumosa* operou com fatores de carga de DQO de  $10,7 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ ; de NTK de  $1,43 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$  e de fósforo total de  $0,17 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ . Com tempo de detenção hidráulico total de 10,17 dias nos *Wetlands* Construídos o sistema integrado de tratamento permitiu reduções superiores a 90% em todos os parâmetros de carga poluente. Quanto a genotoxicidade, os ensaios com *Allium cepa* demonstraram redução contínua da frequência de células micronucleadas para as amostras UASB/Biofiltro Anaeróbio e para os estágios dos *Wetlands* Construídos sequenciais nos estágios 1 e 2, bem como 3 e 4. Para os WCFSS não ocorreram diferenças quando comparadas com a resposta obtida na amostra de controle negativo com água destilada e deionizada.

**Palavras-chave:** Genotoxicidade; *Hymenachne grumosa*; *Wetlands* Construídos.

## 1 Introdução

O aumento significativo da frequência de células micronucleadas é considerado indicador tradicional e bastante confiável em avaliações de mutagenicidade de amostras ambientais. A origem destas alterações celulares está relacionada a danos não reparados no DNA e, até mesmo, são decorrentes de algumas aberrações cromossômicas. Estas alterações surgem através da eliminação de parte do DNA do núcleo principal em uma tentativa de restaurar as condições normais de poliploidia (FERNANDES *et al.*, 2007).

A suspeita de substâncias genotóxicas pode ter relação direta com a interferência de determinados tipos de substâncias químicas que entram no sistema por meio águas cinzas de lavanderias. Neste caso, tensoativos, sanitizantes, amaciantes e outros tipos de detergentes, podem acabar interferindo nas respostas genotóxicas. Além disso, o fato do sistema de tratamento estar inserido em uma propriedade rural nos remete a hipótese de que agro-químicos utilizados na cultura do tabaco, e que por ventura estejam aderidos as roupas dos trabalhadores, bem como de outros prováveis poluentes emergentes, influencie nas respostas da genotoxicidade.

A interferência dos poluentes emergentes tem recebido atenção nas últimas décadas da comunidade científica. Os poluentes emergentes envolvem uma vasta gama de produtos químicos que variam desde fármacos, até mesmo produtos de higiene pessoal, surfactantes, cosméticos, plastificantes, agrotóxicos e aditivos industriais (PETROVIC *et al.*, 2008).

Trabalhos da literatura indicam possíveis ações genotóxicas e, especialmente mutagênicas de efluentes que contenham carga de tensoativos e sanitizantes. Estas alterações podem ser observadas em trabalhos que envolveram o uso do sistema teste com *Allium cepa* no monitoramento de substâncias genotóxicas, procurando avaliar a possibilidade de redução dos indicadores.

Herrero *et al.* (2012) avaliaram três classes de compostos químicos emergentes, entre eles estavam representantes de composto comumente utilizado em ingredientes anti-bacterianos em cosméticos e produtos de limpeza (triclosan), além de (2-etil-hexil) ftalato produto de ampla utilização em materiais diversos, como materiais de construção, embalagens de alimento e de medicamento e Propilparabeno, conservante de alimento onipresente em esgotos urbanos.

Para toda a gama de produtos, contaminantes e poluentes em que ocorram associações de ecotoxicidade e citotoxicidade são necessárias investigações de remediação, mesmo com ações de tecnologias limpas e reduções na fonte dos poluentes citados anteriormente.

Neste sentido a remediação das águas residuárias com *Wetlands* Construídos vem sendo estudada com estes indicadores. Os trabalhos de Tanner e Headley (2011), Horn *et al.* (2014) e Galdoni *et al.* (2014) associam a citotoxicidade e genotoxicidade de efluentes urbanos, demonstrando que o uso de macrófitas permitem reduzir estes potenciais poluentes.



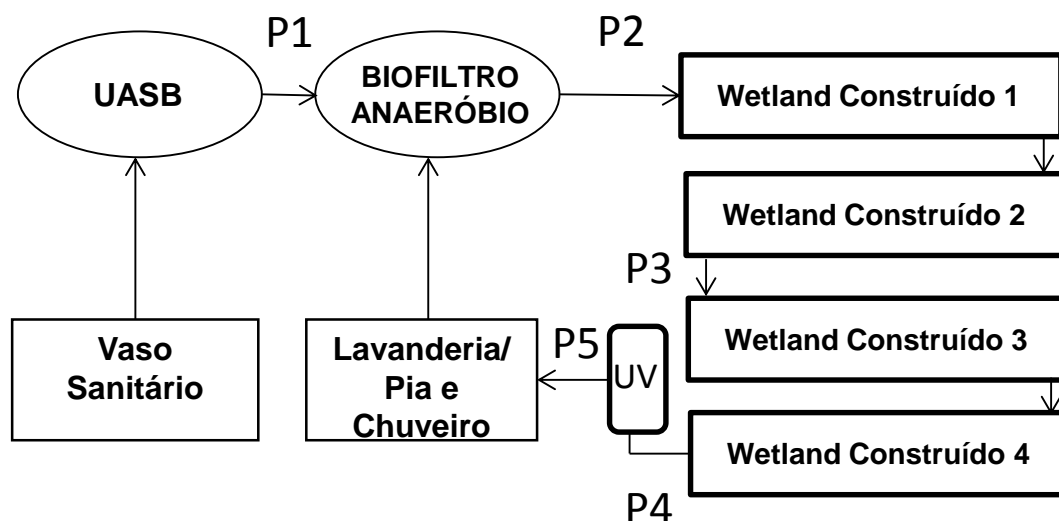
Logo, com objetivo de avaliar a redução da citotoxicidade em efluentes de propriedade rural típica de área central do estado do Rio Grande do Sul, na cidade de Vera Cruz, Vale do Rio Pardo, foram aplicados ensaios com *Allium cepa* para verificar a eficiência do sistema UASB/Biofiltro Anaeróbio/WCFSS/UV quanto a detoxificação dos efluentes compostos por águas negras, amarelas e cinzas geradas na propriedade.

## 2 Metodologia

### 2.1 Caracterização do Local de Estudo

A instalação da ETE UASB/Biofiltro Anaeróbio/WCFSS/UV está em área estritamente rural, em família com atividades de agricultura familiar e plantação de tabaco no município de Vera Cruz, Rio Grande do Sul. A residência estudada é caracterizada como unifamiliar, onde residem cinco moradores. A propriedade foi selecionada considerando a necessidade de área para a instalação da estação de tratamento, a disponibilidade da família para o uso da instalação, e principalmente o fato de que todos os moradores permanecessem em suas residências durante as suas atividades diárias.

A configuração da ETE aparece na Figura 1.



**Figura 1.** Configuração e localização dos pontos de amostragem no sistema UASB/Biofiltro Aerado/WCFSS/UV.

O dimensionamento do sistema de tratamento anaeróbio envolveu as características apresentadas na Tabela 1

Tabela 1 - Dimensões do sistema UASB/Biofiltro Anaeróbio utilizado na ETE rural de Vera Cruz, RS.

Itens	Dimensões	
	UASB	Biofiltro Anaeróbio
Altura total (m)	1,50	1,50
Altura útil (m)	1,10	1,10
Diâmetro (m)	0,68	0,68
Volume total (m <sup>3</sup> )	0,40	0,40
Volume útil (m <sup>3</sup> )	0,40	0,21
Vazão (m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup> )	0,6	0,6
Tempo de Detenção Hidráulica (h)	16	8

Como tratamento sequencial do UASB/Biofiltro foram adotados sistemas de *wetlands* construídos com regime subsuperficial de fluxo horizontal. Os quatro leitos de *wetlands* sequenciais foram construídos no solo com a utilização de uma manta de impermeabilização PEAD de 1,6 mm de espessura.

O meio suporte filtrante foi composto por 30 cm de brita nº4 (64 a 100 mm) sobreposta por 30 cm de brita nº1 (20 a 40 mm). Os acessórios hidráulicos utilizados para as zonas de distribuição e recolhimento foram constituídos por tubos de PVC perfurados e flanges com diâmetro de 40 mm.

A macrófita selecionada foi a *Hymenachne grumosa* referendando os estudos feitos por Silveira (2010).

O dimensionamento dos *wetlands* foi baseado na taxa de aplicação de carga orgânica e em referências de estudos, nas quais indicam um dimensionamento de 3 a 5 m<sup>2</sup> por pessoa (SOUSA *et al.*, 2004; CALIJURI *et al.*, 2009; VYMAZAL, 2010).

O estudo realizado por Sousa *et al.*, (2004), foi levado em consideração para o dimensionamento do sistema em questão, tendo em vista que a carga aplicada de DQO variou de 5,1 a 9,45 g DQO m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>.

As características construtivas dos *wetlands* são apresentadas na Tabela 2.

Tabela 2 - Características construtivas dos WCFSS.

Itens	Dimensões
Altura total do leito (m)	1,00
Altura do líquido no leito (m)	0,60
Comprimento (m)	5,00
Largura (m)	1,00
Porosidade total do meio filtrante (%)	0,50
Volume útil total dos leitos (m <sup>3</sup> )	12,00
Volume útil efetivo dos leitos (m <sup>3</sup> )	6,10
Área superficial total dos leitos (m <sup>2</sup> )	20,00
Vazão afluyente (m <sup>3</sup> dia <sup>-1</sup> )	0,60
Tempo de Detenção Hidráulica (dias)	10,17

O tempo de detenção hidráulico, bem como o volume total de cada leito, foram calculados a partir da determinação da porosidade do material suporte. A porosidade foi determinada por ensaios de variação de volume, através da utilização de volumes pré-estabelecidos para ambos os seixos utilizados nos leitos.

O tratamento de desinfecção foi feito através da utilização de lâmpada ultravioleta (UV) germicida, constituído por dois tubos de PVC com diâmetro de 100 mm, ligados em série, dispostas concêntricamente e com configuração para tempo de detenção mínimo de 1 min. A abordagem de análise do P5 não é discutida neste trabalho.

## 2.2 Caracterização dos parâmetros gerais de carga poluente

Em cada ponto de coleta (**Ponto 1:** esgoto bruto coletado no interior do reator UASB; **Ponto 2:** pós UASB/filtro anaeróbio; **Ponto 3:** pós *Wetlands 1 e 2*; bem como o **Ponto 4:** pós *Wetlands 3 e 4*, os quais foram caracterizados com os parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>), Demanda Química de Oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl, fósforo total e pH. Todos os procedimentos de coleta e análise das amostras foram desenvolvidos conforme descrito em APHA/AWWA (2005).

Os dados aqui são pertinentes a três meses de operação, sendo que a unidade da ETE no meio rural já opera desde 12/10/2012.

### 2.3 Avaliação citogenética por meio do teste envolvendo sementes de *Allium cepa*.

As sementes de *Allium cepa* utilizadas foram da ISLA PRO e isentas de qualquer tratamento químico. O método de exposição das sementes seguiu as adaptações de Sobrero e Ronco (2004), diferindo quanto à espécie utilizada (*A. cepa*) e tempo de exposição (168 horas), em incubadora com temperatura controlada ( $20^{\circ}\text{C} \pm 1$ ).

O método consistiu na exposição de sementes em placas de Petri com diâmetro de 100 mm, identificadas, forradas com papel filtro de qualidade similar ao Whatman nº 3, com diâmetro de 90 mm, e saturadas com 4 mL de amostra. As amostras utilizadas corresponderam aos efluentes brutos e tratados (pós UASB/Biofiltro Anaeróbio, e *wetlands* 1 e 2 e *wetlands* 3 e 4) nas concentrações de 100%. Para o controle negativo (CN), foi utilizado água destilada e deionizada e para o controle positivo (CP) foi optado pelo uso de dicromato de potássio ( $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ ) a  $10 \text{ mg L}^{-1}$ .

Após o período de exposição, as raízes emergidas das sementes foram imediatamente seccionadas com bisturi e fixadas em *Carnoy* (solução de etanol absoluto e ácido acético glacial na proporção de 3:1) por 24 horas a ( $25^{\circ}\text{C} \pm 2$ ). Para a preparação das lâminas, o material fixado em *Carnoy* foi previamente lavado e submetido à lise celular ácida com HCl 1N a  $60^{\circ}\text{C}$  por 11 minutos e, posteriormente imersos em corante reativo de *Schiff*, por 20 minutos no escuro.

Após este período a região meristemática foi removida e suavemente esmagada em duas gotas de ácido acético 45% sobre lâmina histológica, e recoberta por uma lamínula. Foram analisados, um meristema por lâmina e cinco lâminas por tratamento. As observações foram feitas por meio de microscópio óptico a partir da contagem entre 5.000 a 8.000 células, por grupo de cinco lâminas, e os registros fotográficos das alterações foi realizado com auxílio de câmera fotográfica Sony W30 6.0 megapixel de resolução.

A análise citogenética foi executada através da avaliação da citotoxicidade inerente ao registro das alterações no índice mitótico (IM), que corresponde ao percentual de células em divisão por tratamento, conforme equação abaixo:

$$IM = CD / TCA \times 100$$

Onde:

CD = nº de células em divisão;

TCA = nº total de células observadas por amostra.

Foram feitos os registros de frequência de aberrações cromossômicas (CA), como perdas, fragmentos, atrasos, pontes, aderências, viscosidade entre outras, presentes em metáfase, anáfase e telófase; e mutagenicidade, determinada através da frequência de células micronucleadas (MCN).

Os dados foram analisados por meio de cada índice e as diferenças foram testadas em relação ao CN, através do teste de Chi-quadrado ( $X^2$ ), em tabela de contingência de 2 x 2, com um nível de significância de  $p < 0.05$  (SPIEGEL, 1978). Foram utilizados pacotes estatísticos do programa *Instat Graphpad* versão 5.00.

### 3 Resultados e Discussões

#### 3.1 Eficiência do sistema quanto aos parâmetros de cargas gerais

A Tabela 3 mostra o desempenho do sistema UASB/BF/WCFSS em termos dos valores de carga poluente dos parâmetros de DQO, DBO<sub>5</sub>, pH, NTK e fósforo total.

Tabela 3. Caracterização do desempenho de cada etapa do sistema UASB/BF/WCFSS/UV.

Parâmetro	Efluente Bruto (P1)	UASB/Biofiltro Anaeróbio (P2)	WCFSS <sub>1-2</sub> (P3)	WCFSS <sub>3-4</sub> (P4)
DQO (mg L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub> )	1074,5	356,9	94,5	15,7
DBO <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub> )	903,9	262,5	95,2	4,7
NTK (mg L <sup>-1</sup> )	45,5	47,7	19,7	1,12
Fósforo total ( mg L <sup>-1</sup> )	16,64	5,9	4,2	1,9
pH	7,3	7,4	7,4	7,5

A adequação para o descarte dos efluentes já é observada parcialmente no tratamento dos tanques 1-2 dos WCFSS, permitindo de acordo com a Resolução Consema 128/06 do RS que os efluentes sejam descartados em corpo receptor sem ação de depleção de oxigênio dissolvido e eutrofizante.

A remoção de fósforo total pode ser melhorada, pois é um dos parâmetros mais críticos quanto a carga poluente em g m<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>. A melhor distribuição do fluxo de efluentes nos WCFSS poderá contribuir para este ajuste, visto que obstruções ocorreram com frequência nos *wetlands* construídos 1 e 2.

A carga poluente em cada compartimento do sistema integrado está sub-condicionada, especialmente pelos valores da Tabela 3 e por vazões na faixa de 310 a 920 L semana<sup>-1</sup>, justificando o bom desempenho dos *wetlands* construídos com a *Hymenachne grumosa*.

Neste contexto, os estudos de genotoxicidade foram encaminhados.

### 3.2 Resultados da avaliação citogenética com *Allium cepa*

Os resultados da avaliação citotóxica, por meio das alterações no índice mitótico, dos diferentes tratamentos, revelaram pouca citotoxicidade das amostras. Usualmente, na literatura, tem sido considerada como interferência citotóxica, a inibição capaz de reduzir 22% do índice mitótico em relação ao controle negativo (ANTONSIE-WIEZ, 1990), enquanto que a diminuição maior da divisão celular, 50% por exemplo, usualmente é interpretada como fator que potencialmente causa efeito letal ao organismo teste (PANDA e SAHU, 1985).

Diferenças significativas em relação ao controle negativo (CN) foram identificadas quando comparados os resultados encontrados para o índice mitótico das amostras expostas ao controle positivo (CP). Neste caso, foi possível constatar aumento da divisão celular em decorrência da presença do potássio.

Para as amostras de efluentes avaliadas, apenas a amostra de efluente tratado pós UASB/Biofiltro Anaeróbio apresentou diferenças significativas. Houve, neste caso, diminuição em 11,22% da divisão celular em relação ao CN. Nas demais amostras avaliadas, tanto para efluente bruto, quanto para os efluentes depurados em parte com os wetlands, as diferenças significativas inexistiram e o IM tendeu a normalização quando comparado à amostra CN.

As amostras do sistema de *wetlands* construídos proporcionaram aumento da taxa de divisão celular. Esta tendência pode ser observada, tanto na amostra coletada no ponto P3, o qual teve um aumento de 5,31% em relação ao CN, quanto para a amostra da saída do sistema, *Wetlands* Construídos 4, que apresentou aumento significativo da divisão celular em relação ao CN, indicando possível capacidade de remoção do potencial citotóxico do efluente.

As diferenças sutis encontradas nos valores de citotoxicidade não foram replicadas para outros indicadores de genotoxicidade do sistema-teste. Aberrações cromossômicas (CA), por exemplo, apresentaram significativo aumento para as raízes expostas ao efluente bruto, neste caso as células aberrantes aumentaram em 32,52% em relação ao CN (Tabela 4).

Na Tabela 4 são apresentados os resultados da avaliação citogenética realizada por meio da aplicação de *Allium cepa tests* obre uma amostragem do sistema de tratamento.

Os valores de incidência de células aberrantes (CA), do efluente bruto, superaram os valores encontrados no controle positivo (CP), que apresentou 31,40% de aumento significativo. A amostra oriunda do sistema biológico (pós UASB/Biofiltro Anaeróbio), assim como para o índice mitótico, apresentou o maior valor entre os demais índices de aberrações cromossômicas (CA). O valor do índice foi 39,4% maior do que o encontrado no controle negativo CN, diferindo, portanto, significativamente (Tabela 4).

A amostra coletada na metade do sistema de *wetland* (W1-2) e na saída do sistema (W4), indicaram redução da genotoxicidade a níveis não mais significativos em relação ao CN. As diferenças percentuais observadas foram respectivamente de -21,68 e 1,19%.

**Tabela 4** - Resultado da avaliação citogenética do efluente final do sistema UASB/Biofiltro Anaeróbio/WCFSS com a *Allium cepa*.

	NC	PC	Bruto	UASB/BF	WCFSS <sub>1-2</sub>	WCFSS <sub>3-4</sub>
Número de Células	5934	6834	6078	7239	5861	7990
Número de Divisões	656	1000	718	710	684	1010
MI	11,0 ± 3,5	14,63 ± 7,6	11,8 ± 4,8	9,8 ± 3,1	11,6 ± 5,1	12,6 ± 5,3
X <sup>2</sup>	0	35,7	1,6	5,3	1,0	7,9
Df NC %	0	24,5	6,4	-11,22	5,31	12,6
CA	0,8 ± 0,3	1,2 ± 0,4	1,2 ± 0,4	1,3 ±	0,6 ± 0,3	0,8 ± 0,2
X <sup>2</sup>	0	4,3	4,5	8,1	1,0	0,0
Df NC %	0	31,4	32,5	39,4	-21,6	1,2
MCN	0,1 ± 0,10	0,4 ± 0,2	0,6 ± 0,3	0,2 ± 0,1	0,1 ± 0,08	0,04 ± 0,03
X <sup>2</sup>	0	10,3	22,2	2,5	0,3	0,6
Df NC %	0	78,9	86,8	61,9	42,8	-50

**NC=** Controle negativo; **PC=** Controle Positivo; **MI=** Índice mitótico; **CA=** frequência de aberrações cromossômicas; **MCN =** frequência de células micronucleadas; **% Dif NC=** Percentual de redução ou aumento em relação ao CN; \* = p(<0.05) \*\* = p(<0.0001); de acordo com o teste de Chi-quadrado.

#### 4 Considerações finais

A avaliação do tratamento permitiu constatar a eficiência do sistema integrado UASB/Biofiltro Anaeróbio/WCFSS para a remediação dos efluentes domésticos gerados em propriedades rurais. A remoção dos parâmetros gerais de carga poluente foram superiores a 90%, tanto para a ação de depleção de oxigênio quanto para eutrofização, exceto o fósforo total que foi inferior a 70%. Ajustes de manutenção para desobstrução de fluxo nos *wetlands* construídos melhorarão este desempenho.

As amostras da saída do sistema indicaram aumento significativo da divisão celular em relação ao CN, indicando possível capacidade de remoção do potencial citotóxico do efluente com o sistema UASB/Biofiltro Anaeróbio/WCFSS.

## 5. Agradecimentos

Agradecimentos ao CNPq com o financiamento para o projeto número 481620/2013-3.

## 6. Referências

APHA/AWWA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2005.

CALIJURI, M. L. *et al.* Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. *Engenharia Sanitária e Ambiental*. v.14 n.3. 421-430. jul/set 2009.

FERNANDES, T. C. C., *et al.* Mechanism of micronuclei formation in polyploidized cells of *Allium cepa* exposed to trifluralin herbicide. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 88: 252-259, 2007.

HERRERO, O. *et al.* Toxicological evaluation of three contaminants of emerging concern by use of the *Allium cepa* test. *Mutation research*, 743(1-2): 20-4, 18 mar 2012.

PETROVIC, M. *et al.* *Emerging contaminants in waste-waters: sources and occurrence*. In: D. Barceló, M. Petrovic (Eds.), *Emerging Contaminants from Industrial and Municipal Waste: Occurrence, Analysis and Effects*, Hdb Env Chem, v. 5, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, p. 1–36, 2008,

SOBRERO, M. C.; RONCO, A. Ensayo de toxicidad aguda con semillas de lechuga (*Lactuca sativa* L). In: \_\_\_\_ MORALES, G. C. *Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de aguas estandarización, intercalibración, resultados y aplicaciones*. Centro internacional de investigaciones para el desarrollo: Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), México, 189p, 2004.

SOUSA, J. T. *et al.* Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. *Eng. Sanit. Ambient.* Rio de Janeiro, v. 9, n. 4, p. 285-290, , 2004.

TANNER, C. C. AND HEADLEY, T.R. Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants **Ecological Engineering**, v. 37(3), p.474-486, 2011

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 25. p. 478 – 490. 2005.





## **IMPLANTAÇÃO DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTO POR ZONA DE RAÍZES NA COMUNIDADE RURAL DA SEÇÃO JACARÉ DO MUNICÍPIO DE FRANCISCO BELTRÃO**

**Potira Soares de Abreu**

Bióloga, Especialista em Gestão Ambiental e Mestre em Desenvolvimento Regional pela UTFPR, Francisco Beltrão- PR, Brasil  
potiraabreu\_25@hotmail.com

**Elisete Guimarães**

UTFPR - Francisco Beltrão/PR, Brasil  
Coordenação de Engenharia Ambiental  
guimarães@utfpr.edu.br

### **Resumo**

O presente artigo pretende apresentar as etapas de implantação de uma estação de tratamento de esgoto por zona de raízes na Escola Municipal Eptácio Pessoa, localizada na Comunidade rural da Seção Jacaré em Francisco Beltrão, Paraná. A sensibilização realizada e a troca de informações entre os envolvidos promoveram grande aceitação por parte da comunidade local, tornando possível a transferência desta tecnologia alternativa para o tratamento de esgoto. Também serviu como um instrumento de mobilização social, promovendo a participação e a inserção da comunidade na busca de soluções aos problemas locais. As dificuldades encontradas na execução do projeto serviram como aprendizado e como comprovação de que a implantação de uma ETE por zona de raízes é possível, apesar das piores condições de solo, terreno, e tempo. O uso dessa tecnologia alternativa mostrou-se ser uma solução eficaz no tratamento de esgotos de comunidades rurais que sofrem com as consequências da falta deste serviço.

**Palavras-chave:** Saneamento básico, Educação ambiental, Tecnologia alternativa, Zona de raízes.

### **1 Introdução**

No Brasil, um dos maiores responsáveis pela poluição das águas é o lançamento indiscriminado de esgoto sanitário, onde grande parte dos municípios não é atendida com serviços de coleta e tratamento. As consequências ocasionadas pelo lançamento de efluentes domésticos com concentrações elevadas de poluentes alteram a qualidade da água, restringindo seu uso para fins nobres como o abastecimento humano e causando graves danos a saúde pública.

Tais informações comprovam que em comunidades rurais e agrícolas a falta de investimentos e de políticas públicas neste sentido, só faz agravar o problema, trazendo sérias

consequências à saúde humana e ao meio ambiente. Isso ressalta a importância e a urgência do desenvolvimento de tecnologias para solucionar este problema.

Uma alternativa que vem sendo muito utilizada para o tratamento de esgotos domésticos e que tem apresentado grande eficiência é o tratamento com plantas conhecido como filtro plantado com macrófitas ou simplesmente zona de raízes, e conforme descreve Olijnyk et al (2007),

“este sistema apresenta as vantagens de baixo custo de implantação e operação e simplicidade operacional. Também são sistemas ditos naturais, ou seja, se baseiam na capacidade de ciclagem dos elementos contidos nos esgotos em ecossistemas naturais, sem o fornecimento de qualquer fonte de energia induzida para acelerar os processos bioquímicos, os quais ocorrem de forma espontânea”.

Essa tecnologia alternativa de tratamento de esgoto tem sido aplicada em diversas regiões do Brasil e no exterior a qual, visa preservar a qualidade da água, tendo como princípio o baixo custo de energia, sendo ideal para comunidades rurais.

Nestes sistemas de tratamento, o esgoto entra em contato com as raízes de plantas, nas quais “fixam-se as bactérias que recebem oxigênio e nitrogênio e que são conduzidos por meio do arênquima do caule até as raízes, em troca, as bactérias decompõem a matéria orgânica, transformando em nutrientes que são repassados às plantas” (KAICK, 2002).

Desta maneira, o objetivo principal do presente trabalho foi construir uma ETE (Estação de tratamento de esgoto) por zona de raízes na Escola Municipal Epitácio Pessoa, localizada na comunidade rural da Seção Jacaré, no município de Francisco Beltrão, promovendo a mobilização desta comunidade e a disseminação de uma tecnologia alternativa no tratamento de esgoto.

Nesse aspecto, desenvolveu-se um trabalho de educação ambiental na Escola Municipal Epitácio Pessoa (EMEP), com a participação de alunos, professores e comunidade local, onde os temas abordados esclareciam assuntos que abordam temáticas como: poluição dos recursos hídricos, doenças veiculadas na água e a tecnologia empregada no tratamento por zona de raízes.

O desenvolvimento deste projeto teve apoio da Secretaria Municipal de Meio Ambiente do município e foi financiado com recursos do FUNDEMA (Fundo Municipal de Meio Ambiente), e a ETE foi projetada para tratar o efluente de 160 pessoas, tendo um custo de R\$ 3.833,53, o que represente cerca de R\$ 24,00 por pessoa.

## **2 Metodologia**

### **2.1 Sensibilização com alunos e professores da Escola Municipal Epitácio Pessoa**

Acreditando que a escola é um dos locais privilegiados para a realização da educação ambiental e que a mesma proporciona modificações fundamentais na própria concepção de educação, desenvolveu-se um trabalho de sensibilização e educação ambiental junto aos alunos e professores do 6º ao 9º ano do ensino fundamental da EMEP desta comunidade. Aulas e palestras foram

realizadas onde os temas abordados relacionavam preservação e poluição das águas, saneamento básico, saúde e a tecnologia alternativa para tratamento de esgoto por zona de raízes.

## **2.2 Aspectos dimensionais e construtivos do sistema**

Na construção da ETE (Estação de tratamento de esgoto) da Comunidade rural da Seção Jacaré, foi utilizado o sistema classificado como sub-superficial de fluxo vertical.

No sistema de fluxo vertical, segundo Philippi e Sezerino (2004), “as macrófitas emergentes são plantadas diretamente no material de recheio sendo o efluente disposto, intermitentemente, sob a superfície do módulo inundando-o e percorrendo verticalmente ao longo de todo o perfil vertical do módulo de tratamento, sendo coletado no fundo por meio de um sistema de drenagem/coleta”. Dessa maneira, segundo os autores o fluxo intermitente promove um arraste maior de oxigênio para o material filtrante. Fator fundamental para a degradação da matéria orgânica. O filtro vertical apresenta certa vantagem com relação ao filtro de fluxo horizontal, pois além de possuir maior capacidade de transferência de oxigênio, podem ser consideravelmente menores (entre 1 e 2 m<sup>2</sup> por habitante, enquanto que o filtro de fluxo horizontal considera 5 a 10 m<sup>2</sup> por habitante).

### **2.2.1 Fossa séptica**

A EMEP foi fundada em 1978, e a fossa existente foi construída logo na sua fundação, portanto possui cerca de 34 anos e desde então nunca foi feita a manutenção. A fossa foi construída a partir de um buraco no solo cheio de pedras, caracterizada então como uma fossa rudimentar ou “vala negra” como é conhecida. Esse tipo de fossa contribui muito com a contaminação do solo e das águas, pois não possui nenhum tipo de impermeabilização que impeça a percolação do efluente sanitário.

Para o dimensionamento da fossa séptica da Escola utilizamos como parâmetro a NBR 7229/93 – Projeto, Construção e operação de sistemas de tanque séptico. Segundo a norma, o dimensionamento, construção deve levar em consideração alguns aspectos muito importantes, tais como: a quantidade de pessoas, o consumo diário de água e o intervalo entre as limpezas, entre outros fatores.

Assim, apresentamos abaixo a Tabela 01 com dados para o cálculo da fossa séptica na Escola Municipal Eptácio Pessoa.

**Tabela 01: Dados para cálculo da Fossa séptica**

<b>Dados</b>	<b>Números</b>
Nº de pessoas atendidas (N)	160
Média de consumo diário de água	4,07 m <sup>3</sup>
Contribuição em litros por pessoa/dia (C)	25,4 L/pessoa/dia
Tempo de Detenção (T) Tabela 2 NBR7229/93	0,75
Lodo Fresco (Lf) Tabela 1 NBR7229/93	0,10
<b>Taxa de Acumulação Total de Lodo (K) Tabela 3 – NBR7229/93 - Considerando intervalo de limpeza de 1 ano.</b>	<b>57</b>

Fonte: Autora (2012).

Sendo assim, o cálculo para o volume e dimensionamento do tanque da Escola Municipal Epiácio Pessoa é descrita abaixo:

$$V = 1000 + 160 ( 25,4 \times 0,83 + 57 \times 0,1)$$

$$V = 1000 + 160 (21,08 + 6,5)$$

$$V = 1000 + 160 (27,58)$$

$$V = 1000 + 4412,8$$

$$V = 5.412,8 \text{ litros } \mathbf{V = 5,5 \text{ m}^3}$$

A partir da determinação do volume da fossa séptica, a questão é como deveria ser construída e que tipo de materiais seriam utilizados. Com o objetivo de reduzir custos optou-se pela escolha de materiais mais simples como, por exemplo, caixa de fibra ao invés da construção da fossa séptica em alvenaria. Sendo assim, utilizou-se um reservatório de fibra com capacidade de 5.000 litros. Percebe-se que o tamanho do reservatório (de 5m<sup>3</sup>) é menor que o volume determinado na (de 5,5 m<sup>3</sup>), mas por se tratar de uma escola, onde a ocupação é temporária e por permanecer desocupada durante o período de férias (cerca de três meses no ano), a capacidade do reservatório pode ser reduzida. A Figura 01 abaixo, demonstra as etapas de construção da fossa.

**Figura 01: Fossa séptica**



**Figura 1: Fossa séptica. (A): Colocação da caixa de fibra de 5m<sup>3</sup>; (B): Saída do esgoto sanitário da escola para a fossa séptica; (C): Abertura na caixa para realização da limpeza da fossa; (D): Fossa séptica finalizada.**

**Fonte: Autora (2013)**

### 2.2.2 Tanque de raízes

Esse tipo de tecnologia alternativa para o tratamento de esgoto não está descrita em nenhuma norma brasileira, o que dificulta a uniformização de parâmetros e critérios de dimensionamento.

O tanque de raízes de fluxo vertical deve ser dimensionado a fim de permitir uma grande transferência de oxigênio para o material de recheio, e desta forma, deve estar fundamentado na obtenção da área superficial mínima requerida para que o balanço de oxigênio possa ser positivo (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Sendo assim, a fórmula utilizada para determinar o dimensionamento da ETE por zona de raízes da EMEP, é apresentada por Andrade et al (2012):

$$AT = TDH \times Q \times Pop / 0,46$$

**Onde:**

AT= Área de Demanda (m<sup>2</sup>)

TDH = Tempos de Detenção Hidráulica (dias)

Q = Vazão (m<sup>3</sup>/dia)

Pop = Número de Usuários

**\*0,46 é o índice de espaços vazios para ZR com brita n° 2 e areia grossa.**

Abaixo são apresentados os dados a serem utilizados no cálculo de dimensionamento do tanque de raízes (Tabela 02).

**Tabela 02: Dados para o cálculo de dimensionamento do tanque de raízes**

<b>Dados</b>	<b>Números</b>
Tempo de detenção hidráulica em dias (TDH)	03 dias
Vazão por habitante (m <sup>3</sup> /dia) (Q)	25l/dia/hab. ou 0,025m <sup>3</sup> /dia/hab.
Número de usuários (Pop. Atendida)	160 pessoas

Fonte: A Autora (2012).

Dessa forma, o cálculo para o dimensionamento do tanque está descrito abaixo:

$$AT = 3 (0,025 \times 160) / 0,46$$

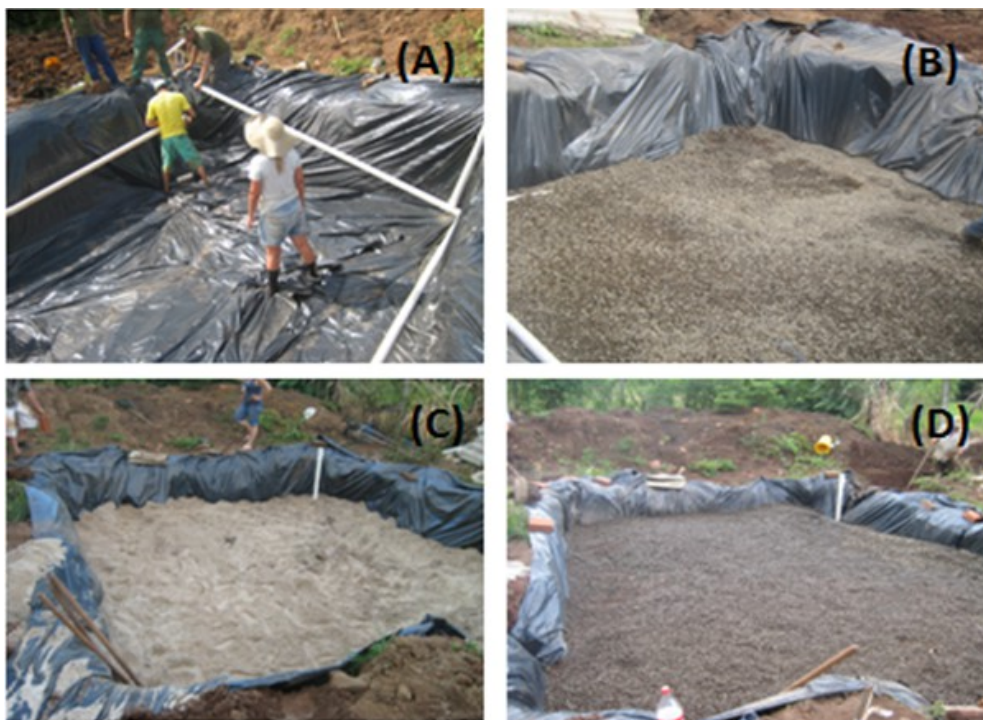
$$AT = 3(4) / 0,46$$

$$AT = 12 / 0,46$$

$$AT = 26,08 \text{ m}^2 \text{ ou } 5,10 \text{ metros de largura } \times 5,10 \text{ metros de comprimento}$$

Na Figura 02 abaixo, as imagens mostram as etapas de preenchimento do filtro e instalação da tubulação.

Figura 02: Preenchimento do filtro







**Figura 02:** Preenchimento do filtro. (A): Instalação da tubulação no interior da ETE; (B): Camada de 10 cm de brita nº 1; (C) Preenchimento com 40 cm de areia grossa; (D): Preenchimento com 40 cm de brita nº 1; (E): Instalação da tubulação de distribuição do efluente; (F): cobertura com brita nº 0.

Fonte: Autora (2013).

### 2.2.3 Macrófita

A espécie *Zantedeschia aethiopica* (copo-de-leite) é muito utilizada em ETE por zona de raízes. Apesar de ser uma planta exótica, originária da África do sul, a *Zantedeschia aethiopica*, pertencente à família das Araceae, é muito utilizada e comercializada no Brasil como plantas domésticas e ainda para decoração de jardim. Segundo Lemes et al (2008), “sua família botânica é composta por 107 gêneros e cerca de 3.000 espécies, a maioria característica de solos ricos em matéria orgânica e brejos, ou seja, ecossistemas úmidos. Essas plantas podem chegar a 1m de altura e crescem na presença de sol intenso”.

Através de conversas com moradores da comunidade da Seção Jacaré, descobriu-se que esta espécie existe em grande quantidade em algumas propriedades, estando bem adaptadas ao clima local, e ainda, e pela sua fácil adaptação em ambientes com clima quente e úmido, além de seu enorme potencial paisagístico, considerou-se que a planta *Zantedeschia aethiopica* (copo-de-leite) pode ser adequada para o uso em ETE por zona de raízes.

**Figura 03: Plantio da Macrófita**



Figura 03: Plantio de mudas pela comunidade local. (A): Morador da comunidade colhendo as mudas; (B): Mudas de *Zantedeschia aethiopica* (copo-de-leite); (C): Flor da *Zantedeschia aethiopica* (copo-de-leite); (D): Plantio de mudas.

Fonte: Autora (2013).

### 3 Conclusão

A tecnologia de tratamento de esgoto por zona de raízes mostrou-se ser aplicável em qualquer situação onde a infraestrutura de saneamento for inexistente, principalmente quando se trata de comunidades rurais afastadas dos centros urbanos. No caso da Comunidade Rural da Seção Jacaré, a qual está localizada cerca de 10 km do centro urbano de Francisco Beltrão, a implantação da ETE na Escola Municipal Epitácio Pessoa como numa proposta de saneamento descentralizado atingiu resultados satisfatórios, pois se tornou um mecanismo de mobilização social em prol do benefício coletivo.

As palestras de educação ambiental junto aos alunos, professores e funcionários da EMEP, e também a participação e o envolvimento da comunidade no desenvolvimento e construção da ETE, foram fundamentais na disseminação dessa tecnologia, além de esclarecer dúvidas sobre o saneamento básico da região e ampliar o conceito de desenvolvimento sustentável para a comunidade.

O desafio do desenvolvimento sustentável está em conciliar aspectos, ambientais, sociais e econômicos junto a uma sociedade cujo crescimento baseia-se na constante afirmação de auto suficiência, negando a natureza e explorando seus recursos de forma devastadora. Para que o



desenvolvimento sustentável seja possível, primeiramente faz-se necessário suprir as necessidades básicas das populações, sendo o saneamento básico uma delas.

A falta de investimento e estrutura nessa área tornou-se um dos grandes desafios da maioria dos municípios brasileiros, pois requer um alto custo de investimento, tornando-se inviável e isto, acarreta conseqüências em todos os níveis da sociedade, seja pela poluição causada ao ambiente ou nos danos à saúde da população.

Analisando os aspectos básicos que norteiam o desenvolvimento sustentável e a tecnologia alternativa empregada nesse projeto, pode-se concluir que a ETE por zona de raízes, é um projeto economicamente viável, pois permite o uso de recursos locais, baratos, acessíveis e com baixo custo de operação e manutenção. Ambientalmente correto, pois não utiliza de nenhum recurso energético para seu funcionamento, e é eficiente no tratamento diminuindo o impacto ambiental provocado na água e no solo. E tem uma utilização social enorme, pois promove a participação da comunidade local.

Isso demonstra que o uso de tecnologias acessíveis, que empregam métodos simples na busca de solucionar o problema do saneamento básico torna-se um instrumento promissor na construção de um desenvolvimento sustentável e na preservação ambiental.

A implantação da ETE por zona de raízes na Escola Municipal Epitácio Pessoa da Comunidade rural da Seção Jacaré no município de Francisco Beltrão, também funcionou como uma ferramenta de apoio na educação ambiental, sendo esta utilizada para demonstrar a importância da preservação da qualidade da água e do ambiente.

#### 4 Referências

ABNT. Associação Brasileira de Norma Técnicas. **NBR 7229. Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos.** Rio de Janeiro. 15p. 1993.

ANDRADE, Helisson H.B. de; BORBA, Aliny, L.B.; **Saneamento Descentralizado: Zonas de Raízes na Adequação de Esgotos.** Minicurso promovido por Ybá Projetos e Soluções ambientais. 09 e 10 de agosto de 2012. Quatro Barras. 2012.

OLIJNYK, Débora. P. **Avaliação da Nitrificação e Desnitrificação de Esgoto Doméstico Empregando Filtros Plantados com Macrófitas (Wetlands) de Fluxos Vertical e Horizontal – Sistemas Híbridos.** 2008. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. UFSC, 2008. 113p.

KAICK, Tamara. S. V. **Estação de tratamento de esgotos por zona de raízes: Uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná.** 2002. 128 f. Tese (Mestrado em Tecnologia) – Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná. Curitiba, 2002.

LEMES, João. L.V.B ; SCHIRMER, Waldir.N; CALDEIRA, Marcos Vinicius Winckler ; KAICK, Tamara Simone Van ; ABEL, Osnei ; BÁRBARA, Rozenilda Bárbara . **Tratamento de esgoto por meio de zona de raízes em comunidade rural**. Revista Acadêmica. Ciências Agrárias e Ambientais, v. 6, p. 169-179, 2008.



**SISTEMA INTEGRADO DE GESTÃO DE ÁGUAS  
EM INDÚSTRIA CARBOQUÍMICA:  
100 MILHÕES DE LITROS DA ÁGUA APROVEITADOS POR  
ALAGADOS CONSTRUÍDOS**

**João Eduardo Addad\***

Universidade Católica de Santos, Santos - SP, Brasil

IPECI

joao.addad@unisantos.br

**Izaias Entringer**

Elkem Carboderivados e Elkem Carboindustrial, Serra - ES, Brasil

Diretoria Executiva

izaias.entringer@elkem.com

**Resumo**

Alagados construídos apresentam vantagens sobre processos tradicionais de tratamento de água, conjugando baixos custos de instalação e simplicidade operacional. Sua aplicação para o tratamento de águas residuárias industriais não tem acompanhado, entretanto, a maior utilização destes sistemas para efluentes domésticos e agropecuários, ocorrida nas últimas décadas. Este trabalho apresenta o desenvolvimento de um sistema de alagados construídos sequenciais para o tratamento e aproveitamento das águas pluviais provenientes das áreas industriais da Elkem, Unidades Carboderivados e Carboindustrial, localizadas no Espírito Santo. O sistema foi desenvolvido para tratamento de cargas de hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs) presentes nas águas pluviais, a partir de um piloto montado com quatro células de 10 m<sup>2</sup> de área, 0,6 m de profundidade e vazão de 500 L/h. O piloto apresentou taxas elevadas de redução de HPAs por meio de uma sequência de quatro estágios compostos por: leito de brita, alagado de cianobactérias, alagado de macrófitas fixas e alagado de macrófitas flutuantes livres. A partir dos resultados do piloto, foi instalado um sistema operacional em 16 células, em uma área total de 160 m<sup>2</sup> e com vazão máxima de 5000 L/h. As duas unidades industriais foram interligadas ao sistema no direcionamento dos efluentes e no aproveitamento da água tratada, a qual manteve níveis adequados de abatimento dos HPAs. Entre janeiro de 2008 e julho de 2011, o sistema permitiu o aproveitamento de 108 milhões de litros de água.

**Palavras-chave:** Hidrocarbonetos poliaromáticos. Efluentes industriais. Poluentes orgânicos persistentes.

## 1 Introdução

A demanda por recursos hídricos e as ocorrências de lançamento de contaminantes no meio aquático apresentam aumentos significativos nas últimas décadas. Dentre os processos ambientalmente amigáveis para o tratamento de efluentes estão os sistemas baseados em alagados construídos (KADLEC; WALLACE, 2008). Áreas alagadas apresentam uma grande capacidade de alteração de parâmetros de qualidade da água, através de mecanismos biogeoquímicos atuantes na própria coluna de água, no sedimento e nos organismos que nelas se desenvolvem, principalmente na rizosfera e no perifiton. Esta capacidade determinou a utilização de equivalentes construídos como uma forma de tratamento de águas residuárias (BRIX, 1997; LAKATOS et al., 1997; COOPER et al., 1999; MÆHLUM, STALNACKE, 1999; HUANG et al., 2000). Alagados construídos apresentam diversas vantagens sobre processos convencionais de tratamento: simplicidade e baixo custo de instalação, operação e manutenção; tolerância a flutuações de volume de fluxo; capacidade de receber águas com diversas composições ou concentrações de contaminantes; facilidade na reutilização da água processada. Nos últimos anos, ocorreu a disseminação de alagados construídos, usualmente combinados com pré-tratamentos, para remoção de metais pesados, pesticidas, corantes têxteis e hidrocarbonetos aromáticos (KADLEC et al., 2000; GIRAUD et al., 2001; OATES, 2001; CHENG et al., 2002; VYMAZAL, 2005; FOUNTOULAKIS et al., 2009; NIVALA et al., 2009; KADLEC, ZMARTHIE, 2010; ZHANG et al., 2010; AKINBILE et al., 2012; GUSTAVSSON, ENGWALL, 2012; KORBOULEWSKY, WANG, BALDY, 2012). No cenário industrial, as aplicações devem ser analisadas em abordagens mais específicas, pois os requisitos para os seus tratamentos não são os mesmos aplicáveis para cargas de sólidos suspensos, nutrientes (N-P) ou matéria orgânica facilmente degradável.

Dentre os contaminantes mais importantes e de ocorrência generalizada, encontrados em todas as matrizes ambientais, estão os hidrocarbonetos poliaromáticos (HPAs). Os HPAs são derivados de operações como refino de petróleo e processamento de coque, estando presentes em óleo diesel ou óleo combustível, muitos insumos químicos, ou mesmo em quaisquer situações com queima incompleta de matéria orgânica, como incineradores de resíduos, churrasqueiras e na fumaça de cigarros. Os compostos deste grupo apresentam dois ou mais anéis benzênicos condensados e incluem 16 poluentes prioritários (USEPA, 2001), alguns considerados carcinogênicos e mutagênicos, como o benzo(a)pireno. A solubilidade, volatilidade e degradabilidade dos HPAs diminuem com o aumento de seus pesos moleculares. HPAs com maior número de anéis aromáticos apresentam aumento de persistência ambiental e de afinidade com matéria orgânica, sendo considerados entre os poluentes orgânicos persistentes (POPs).

Um sistema de alagados construídos foi desenvolvido, em 2004, para tratar o volume de água pluvial gerado sobre um complexo industrial carboquímico com objetivo de eliminar potenciais efluentes e permitir o aproveitamento de água. Os contaminantes-alvo do sistema desenvolvido foram os HPAs. A eficiência do sistema de alagados construídos em uma das unidades, Elkem Carboderivados - ECD, permitiu o uso da água no processo produtivo e provocou a expansão da utilização desta tecnologia no tratamento da água pluvial gerada na segunda unidade industrial, Elkem Carboindustrial - ECI, anteriormente tratada unicamente em sistemas baseados em separação água-óleo (SAO). A partir da chuva precipitada sobre a área industrial da ECD ocorre potencialmente o carreamento de óleos e HPAs, que, através de um sistema de canaletas, segue para um reservatório de grande capacidade. Para solucionar esta situação, foi prospectada uma forma de tratamento alternativo frente aos convencionais. Seria desejável que o tratamento alternativo resultasse na efetiva degradação dos compostos, sem a utilização de insumos ou energia.

Uma das principais características dos alagados construídos é a sua capacidade de funcionar com grandes flutuações de fluxo e com variações na composição e na concentração de contaminantes. Um sistema de alagados construídos foi definido como melhor candidato. Entretanto, um sistema convencional não alcançaria resultados pela dificuldade de degradação dos HPAs. Deste modo, foi necessário o desenvolvimento de um modelo de tratamento em etapas, baseada em uma hierarquia metabólica, onde os alagados iniciais teriam maior habilidade em lidar diretamente com os HPAs, enquanto que os subseqüentes poderiam mineralizar os subprodutos dos primeiros. Neste trabalho é descrito o desenvolvimento deste sistema de alagados construídos.

## **2 Desenvolvimento do modelo**

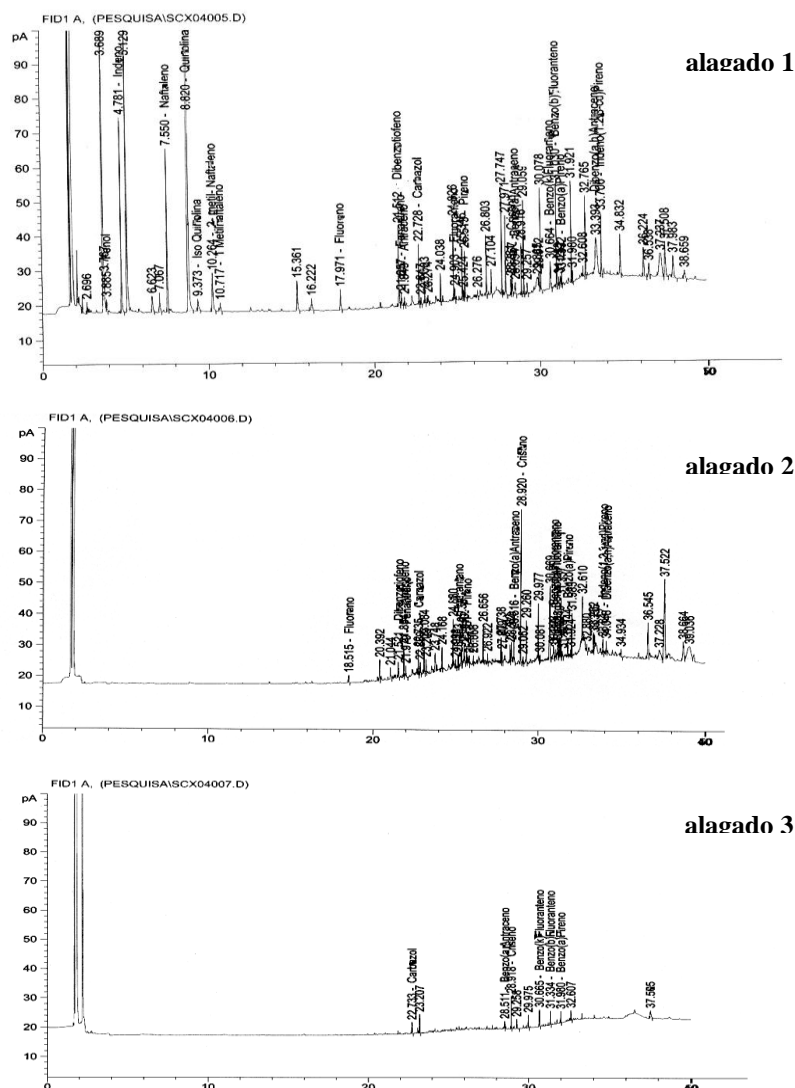
O modelo foi montado dentro dos limites de uma estação de tratamento de efluentes desativada, com paredes e fundo em concreto, onde foram construídas quatro células sequenciadas. Cada célula apresentava uma área de 10 m<sup>2</sup> e profundidade de 0,6 m. Foi instalado um sistema de bombeamento para transferência da água do reservatório de grande capacidade para alimentação do modelo. A água era armazenada em um tambor de 200 litros e passava por gravidade para o primeiro alagado, com controle de vazão em 500 litros/hora. Ao final do sistema, a água retornava para sua origem. Durante a modelagem, a água ao longo do sistema foi amostrada e analisada por cromatografia gasosa (CG) no laboratório da ECD. Foi possível verificar a diminuição tanto no número de picos, quanto na sua intensidade nas amostras coletadas na seqüência de alagados (Figura 1).

Após os testes, quatro comunidades sequenciais foram consideradas funcionalmente como biorreatores: leito de brita para ocupação por biofilmes bacterianos, alagado de cianobactérias, alagado de macrófitas fixas e alagado de macrófitas flutuantes livres. O leito de brita foi montado

de modo que não houvesse lâmina de água livre, com utilização de rocha britada de quatro polegadas, enquanto que no segundo estágio, uma camada de brita 1 estabeleceu uma lâmina de água de 25 cm de profundidade. O terceiro estágio consistiu de um alagado com macrófitas emergentes fixas, com introdução de *Cyperus* sp. (tiriricão do brejo), *Juncus* sp. (junco) e *Typha* sp. (taboa) sobre um leito de solo sobreposto a uma camada de brita média. No quarto estágio, foram inseridas macrófitas flutuantes livres, *Salvinia* sp. (erva-de-sapo), *Eichhornia* sp. (aguapé) e *Lemna* sp. (lentilha d'água) em lâmina de água sem preenchimento de fundo.

A introdução das macrófitas fixas e flutuantes foi realizada através de espécimes coletadas em lagoas da região. Nos indivíduos coletados, não foram eliminadas as comunidades de perifíton e rizosfera, consideradas importantes para os mecanismos reguladores dos fluxos de nutrientes dos ecossistemas aquáticos (POMPEO; MOSCHINI-CARLOS, 2003).

Figura 1 - Cromatogramas da água amostrada sequencialmente ao longo do sistema-modelo de alagados construídos em março de 2004, nos três primeiros alagados. Notar a diminuição em quantidade e intensidade dos picos de 1 para 3.



Fonte: Autoria própria (2004).

### 3 Aplicação

O modelo sequencial desenvolvido foi considerado capaz de ser aplicado e, no final de 2004, a estação de tratamento foi adaptada para receber os alagados construídos definitivos, com quatro alagados de cada tipo de tratamento (Figura 2). O volume máximo de operação atingiu 5000 litros por hora. A água tratada foi inicialmente utilizada para lavagem de pisos e umectação de vias. Em 2006 foi iniciada a utilização nas torres de resfriamento e projetada a interligação com a segunda unidade industrial, ECI.

A partir da instalação, em 2007, de linhas de distribuição abrangendo as duas unidades industriais, incluindo medição e controle automatizado de vazão, foi consolidado o Sistema Integrado de Gestão de Água, no qual a totalidade da água do complexo industrial carboquímico passou a ser tratada pelo sistema de alagados construídos em 2008.

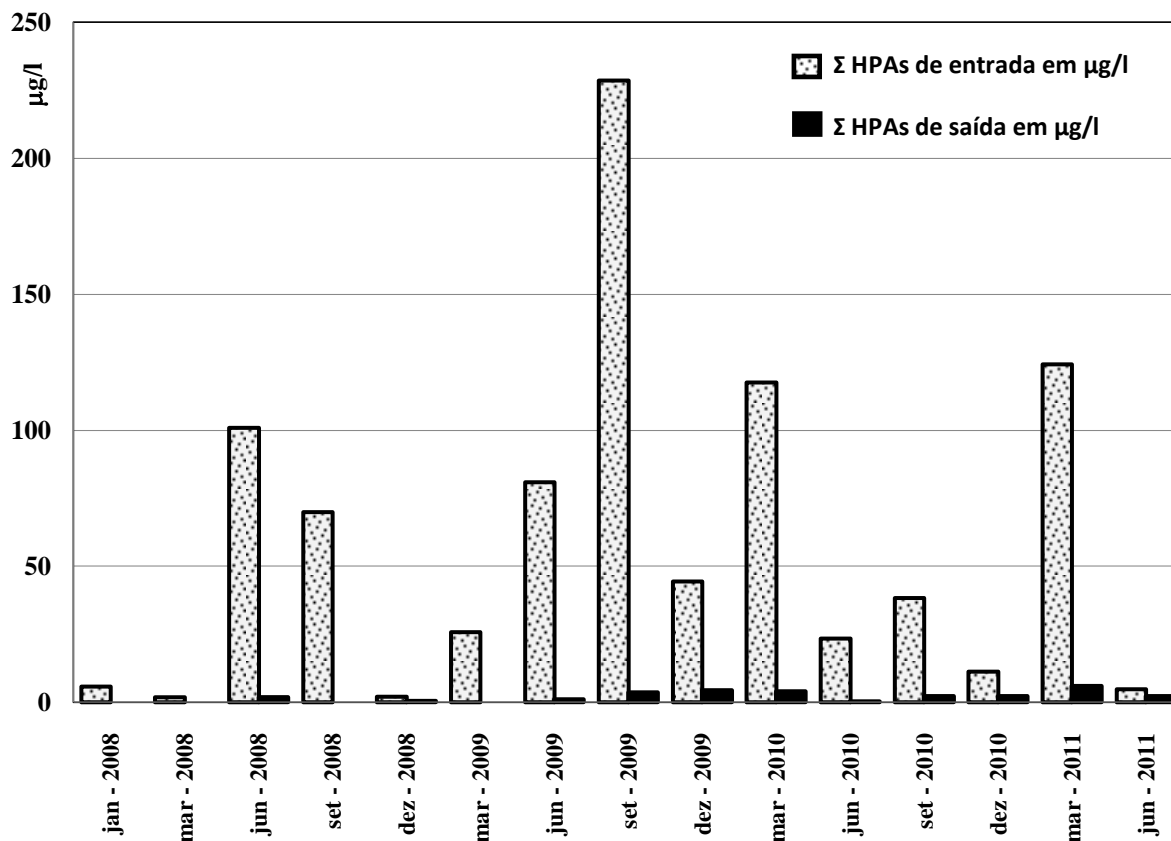
Figura 2 - Aspecto do sistema de alagados construídos definitivo.



Fonte: Autoria própria (2005).

Os alagados construídos foram monitorados trimestralmente para avaliação de eficiência na degradação dos HPAs. A concentração de HPAs na água de entrada obedeceu às variações na produção industrial e sua diluição pelas chuvas. Os resultados das cromatografias indicam o abatimento dos HPAs pelo tratamento por alagados construídos, como é apresentado na Figura 3, para amostragens entre 2008 e 2011.

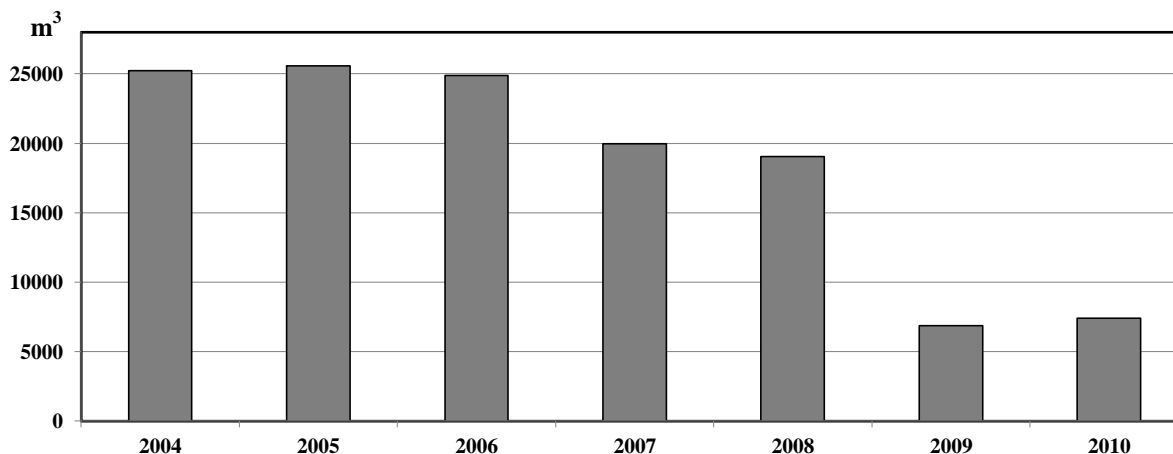
Figura 3 - Gráfico dos valores de concentração de HPAs totais, em  $\mu\text{g/l}$ , entre janeiro de 2008 e junho de 2011.



Fonte: Autoria própria (2015).

Entre 2004 e 2006, o aproveitamento industrial da água tratada pelos alagados construídos da ECD, foi limitado à umectação de vias. A partir de 2007, a água de aproveitamento foi incorporada em processos de produção, culminando com a sua introdução total na alimentação das Torres de Resfriamento, em novembro de 2008. Na Figura 4 é possível verificar este histórico anual no consumo de água fornecida pela CESAN (Compania Espirito Santense de Saneamento) para a ECD, entre 2004 e 2010.

Figura 4 - Gráfico do volume anual de água fornecida pela CESAN, em  $\text{m}^3$ , para a ECD, entre 2004 e 2010.



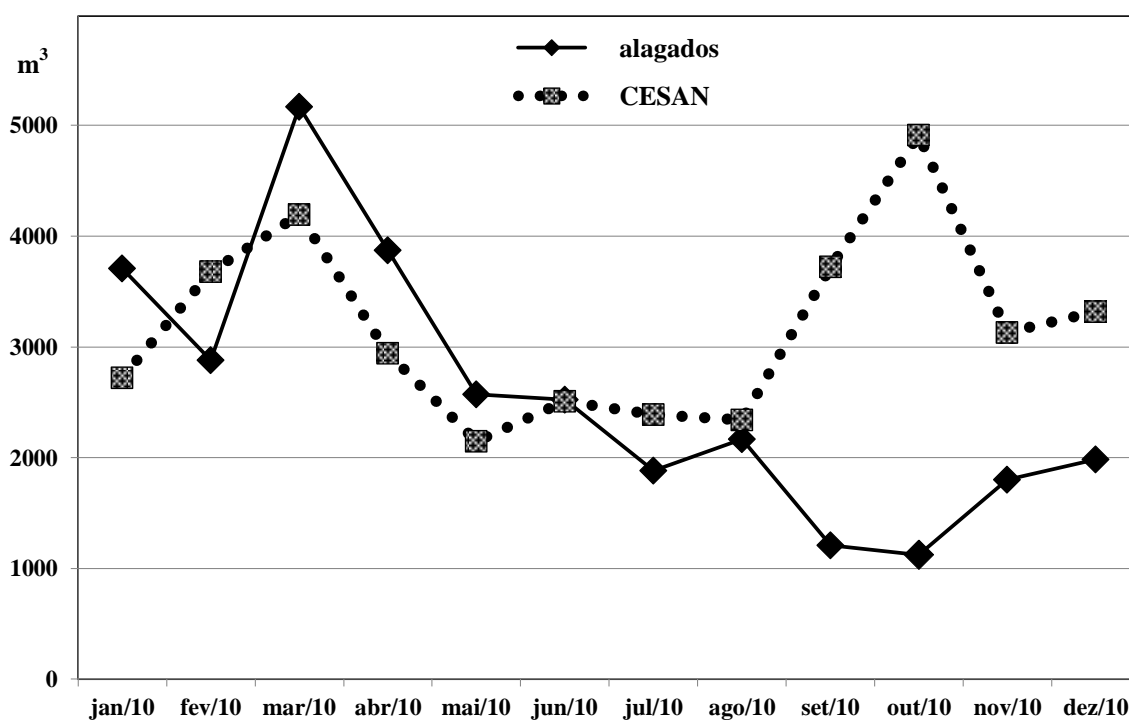
Fonte: Autoria própria (2015).



No Sudeste do Brasil, o regime de chuvas incidentes obedece a uma distribuição fortemente sazonal. Este comportamento das chuvas determina uma disponibilidade também sazonal para a água de aproveitamento na Elkem. A partir de junho, com a redução da incidência de chuvas, ocorre a diminuição da reposição dos estoques de água, os quais se restabelecem a partir de outubro, quando se inicia o período chuvoso.

A Figura 5 apresenta o volume do consumo de água na integração ECD e ECI em 2010. Pode ser verificada, além da sazonalidade, que os volumes provenientes das fontes de água, CESAN e aproveitamento, estão em equivalência até agosto, quando os estoques desta última diminuem. Situações de corte da utilização da água de aproveitamento ou mesmo recirculação nos alagados construídos ocorreram durante este período mais seco.

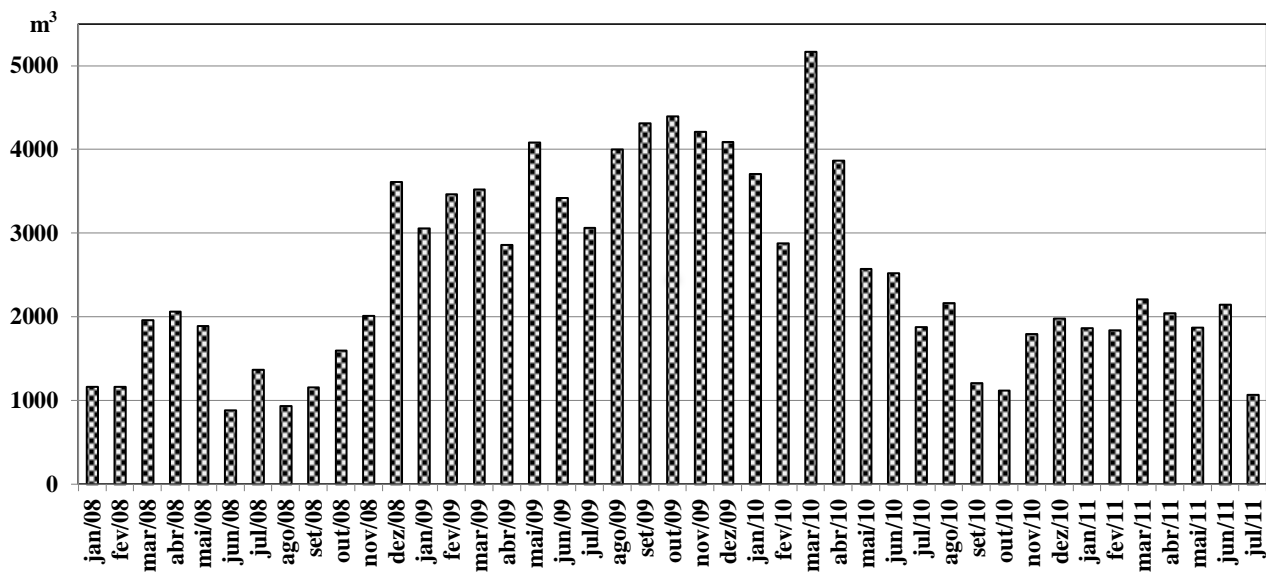
Figura 5 - Gráfico comparativo dos volumes mensais de água fornecida pela CESAN e aproveitada do sistema de alagados construídos, em m<sup>3</sup>, para a integração ECD e ECI, entre janeiro e dezembro de 2010.



Fonte: Autoria própria (2015).

Na Figura 6 são apresentados os volumes mensais de aproveitamento total de água na ECD com integração à ECI, entre janeiro de 2008 e julho de 2011. O somatório dos volumes atingiu 108 milhões de litros no período. Pode ser observado que os maiores volumes de aproveitamento estão posicionados entre o final de 2008 e o início de 2010, relacionados à anomalia pluvial positiva ocorrida em 2009 no Espírito Santo (SILVA; PIMENTA; NETO, 2010).

Figura 6 - Gráfico dos volumes mensais de água aproveitada, em m<sup>3</sup>, entre janeiro de 2008 e julho de 2011.



Fonte: Autoria própria (2015).

#### 4 Conclusão

O desenvolvimento de um sistema de alagados construídos para tratamento de água com cargas de HPAs foi possível por meio de processos associados às comunidades instaladas sequencialmente. Entre janeiro de 2008 e julho de 2011, o volume de água aproveitada ultrapassou 100.000.000 de litros. Toda a água processada é atualmente considerada um recurso renovável, em oposição à situação de passivo ambiental, cenário anterior ao desenvolvimento do Sistema Integrado de Gestão de Água. Como benefícios do aproveitamento podem ser considerados desde a preservação de recursos hídricos, repercutindo tanto na própria captação de água na bacia hidrográfica envolvida, quanto no consumo de insumos e na destinação de resíduos nas estações de tratamento de água de abrangência da região, passando pelo aumento de competitividade pela redução de custos de produção, até a não ocorrência de situações ambientais que requeiram dispêndio de recursos.

#### Referências

- AKINBILE, C.O.; YUSOFF, M.S.; ZUKI, A.Z. Landfill leachate treatment using sub-surface flow constructed wetland by *Cyperus haspan*. **Waste Management**, v. 32, p.1387-1393, 2012.
- BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v. 35, p. 11-17, 1997.
- CHENG, S.; GROSSE, W.; KARRENBROCK, F.; THOENNESSEN, M., Efficiency of constructed wetlands in decontamination of water polluted by heavy metals. **Ecological Engineering**, v. 18, p.317–325, 2002.

- COOPER, P.F.; GRIFFIN, P.; HUMPHRIES, S.; POUND, A. Design of a hybrid system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic wastewater. **Water Science and Technology**, v. 40, p.283-289, 1999.
- FOUNTOULAKIS, M.S.; TERZAKIS, S.; KALOGERAKIS, N.; MANIOS, T. Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons and linear alkylbenzene sulfonates from domestic wastewater in pilot constructed wetlands and a gravel filter. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 1702-1709, 2009.
- GIRAUD, F.; GUIRAUD, P.; KADRI, M.; BLAKE, G.; STEIMAN, R. Biodegradations of anthracene and flourenthene by fungi isolated from an experimental constructed wetland for wastewater treatment. **Water Research**, v.19, p. 4126-4136, 2001.
- GUSTAVSSON, L.; ENGWALL, M. Treatment of sludge containing nitro-aromatic compounds in reed-bed mesocosms - Water, BOD, carbon and nutrient removal. **Waste Management**, v. 32, p.104-109, 2012.
- HUANG, J.; RENEAU, J.R.R.B.; HAGEDORN, C. Nitrogen removal in constructed wetlands employed to treat domestic wastewater. **Water Research**, v. 34, p.2582-2588, 2000.
- KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L.; VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P.; HABERL, R., **Constructed wetlands for pollution control-processes, performance, design and operation**. IWA Scientific and Technical Report No. 8. IWA Publishing, London, UK, 2000.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**. 2nd ed., Boca Raton: CRC Press, 2008.
- KADLEC, R.H.; ZMARTHIE, L.A. Wetland treatment of leachate from a closed landfill. **Ecological Engineering**, v. 36, p. 946-957, 2010.
- KORBOULEWSKY, N.; WANG, R. Y.; BALDY, V. Purification processes involved in sludge treatment by a vertical flow wetland system: Focus on the role of the substrate and plants on N and P removal. **Bioresource Technology**, v. 105, p. 09-14, 2012.
- LAKATOS, G.; KISS, M.K.; KISS, M.; JUHASZ, P., Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Hungary. **Water Science and Technology**, v. 35, p.331–336, 1997.
- MÆHLUM, T.; STALNACKE, P. Removal efficiency of three cold-climate constructed wetlands treating domestic wastewater: effects of temperature, seasons, loading rates and input concentrations. **Water Science and Technology**, v. 40, p.273-281, 1999.
- 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 the Total Environment**, v. 380, p.19-29, 2009.
- OATES, K. **Wetland remediation system at Elmendorf Air Force Base, Alaska**. In: LORION, R., **Constructed wetlands, passive systems for wastewater treatment**, Technology Status Report, NNEMS, Environment Educational Division, United States Environmental Protection Agency, US EPA, 24p. 2001.
- POMPEO, M.L.M.; MOSCHINI-CARLOS, V. **Macrófitas aquáticas e perifiton, aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos: RiMa Editora, FAPESP, 2003.
- SILVA, A.C; PIMENTA, A.A.G.; NETO, F.B.S. **Histórico de desastres do estado do Espírito Santo 2000-2009**. Defesa Civil do Estado do Espírito Santo, 2010.
- USEPA, United States Environmental Protection Agency. **Guidance for Reporting Toxic Chemicals: Polycyclic Aromatic Compounds Category**, EPA 260-B-01-03, Washington, DC, 2001.
- VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, p.478-490, 2005.
- ZHANG L.; WANG M.-H.; HU J.; HO Y.-S. A review of published wetland research, 1991-2008: Ecological engineering and ecosystem restoration. **Ecological Engineering**, v. 36, p.973-980, 2010.



## **ALAGADOS CONSTRUÍDOS IMPACTADOS POR CARGAS DE ÓLEO EM MODELAGEM EM BANCADA: INCLUSÃO DE LEITO DE BRITA E PRODUÇÃO DE BIOSURFACTANTES**

**João Eduardo Addad\***

UNISANTOS, Santos - SP, Brasil  
IPECI  
joao.addad@unisantos.br

**Bianca Goncalves Teixeira**

UNISANTOS, Santos - SP, Brasil  
IPECI - bolsista PIBITI  
biagt@live.com

**Rafael Muri da Silva**

UNISANTOS, Santos - SP, Brasil  
IPECI - bolsista PROITI  
rmuri@ig.com.br

**Yasmin Atique**

UNISANTOS, Santos - SP, Brasil  
IPECI - IC  
yasmin.atique@gmail.com

**Camila Santana Amâncio**

UNISANTOS, Santos - SP, Brasil  
IPECI - IC  
camilaengamb@outlook.com

### **Resumo**

Este trabalho apresenta resultados da operação de dois sistemas de alagados construídos sequenciais, respectivamente com e sem leito de brita, em escala de bancada. O objetivo dos experimentos foi a avaliação da formação de biossurfactantes e da sua perda funcional, a partir de uma série de cargas emulsionadas de óleo comestível adicionadas aos sistemas. A geração de biossurfactantes foi avaliada por ensaio de espalhamento de óleo. Ambos os sistemas apresentaram produção de biossurfactantes em resposta à adição da carga. O sistema com presença de leito de brita apresentou estabilidade funcional e menor produção de biossurfactantes. O sistema sem leito de brita sofreu colapso após três semanas, com perda da comunidade de perifiton, acúmulo visível de carga residual de óleo e maior produção biossurfactantes. Os resultados associados ao leito de brita evidencia que a comunidade de biofilme associada representa um importante recurso no

desenho de aplicações de alagados construídos, atuando como degradadora efetiva de cargas oleosas.

**Palavras-chave:** Vetiver. Salvínia. Perifíton. Leito de brita.

## 1 Introdução

No Brasil, o número de sistemas de alagados construídos aplicados ao tratamento de esgoto doméstico, na sua forma bruta ou como lodo, assim como de pesquisas relacionadas, cresceu nos últimos anos (SOUZA et al., 2000; LAUTENSCHLAGER, 2001; MANNARINO, 2003; NOGUEIRA, 2003; VALENTIM, 2003; SOUZA et al., 2005; SEZERINO, 2006; DORNELAS, 2008; SANTIAGO, 2008; ZANELLA, 2008; CALIJURI et al., 2009; FREITAS, 2011; SUNTTI, MAGRI, PHILIPPI, 2011; AVELAR, 2012; AVELINO, 2012; BORSATO DE ANDRADE, 2012; DREIFUS, 2012; LIMA; SIPAÚBA-TAVARES, 2012; MIRANDA-SANTOS, 2012; MORAES, 2012; COSTA, 2013; LANA, 2013; PEREIRA, 2013; ZERWES, 2013; GIAFFERIS, BARROS, OLIVEIRA, 2014). A mesma intensidade de utilização de alagados construídos, entretanto, não é observada no setor industrial.

Considerando a aplicabilidade de alagados construídos no tratamento de efluentes industriais, entre os pontos que necessitam maior compreensão destaca-se o conhecimento de limites funcionais dos sistemas. Em um processo industrial, uma operação inadequada ou a perda momentânea de um controle na produção, podem significar uma carga excessiva no efluente produzido, suficiente para desestabilizar um sistema biológico. Apesar da grande variabilidade composicional (VYMAZAL, 2014), muitos efluentes industriais caracterizam-se pela presença de cargas oleosas e de metais. Enquanto que o abatimento de metais ocorre por mecanismos como a adsorção pela biomassa ou a formação de fitólitos, a eliminação de cargas oleosas advém da ação de comunidades bacterianas associadas ao perifíton ou à coluna de água, capazes de produzir biossurfactantes e utilizar os compostos hidrofóbicos.

Surfactantes (*surface active agents*) são moléculas anfífilas, que apresentam regiões de afinidade diferencial. Biossurfactantes são um grupo heterogêneo destes agentes, produzidos por microrganismos. A estrutura dos biossurfactantes inclui um domínio hidrofílico composto de aminoácidos ou peptídeos, ânions ou cátions, ou ainda mono, di ou polissacarídeos e uma porção hidrofóbica, composta usualmente de ácidos graxos saturados, insaturados ou hidroxilados (GEORGIU; LIN; SHARMA, 1992). As diferentes estruturas químicas determinam propriedades de superfície diversas. Esta diversidade indica que diferentes grupos de biossurfactantes possuem diferentes papéis nos microrganismos que os produzem (RON; ROSENBERG, 2001), incluindo o aumento na biodisponibilidade de substratos hidrofóbicos (CALVO; TOLEDO; GONZÁLEZ-LÓPEZ, 2004).

O objetivo deste trabalho foi a avaliação de sistemas modelo de alagados construídos sequenciais quanto à formação de biossurfactantes, à otimização representada por um leito de brita e à perda funcional, a partir da adição de uma série de cargas emulsionadas de óleo comestível.

## 2 Metodologia

### 2.1 Montagem dos modelos de alagados construídos

Os modelos de alagados construídos foram instalados em dois conjuntos de quatro tambores plásticos de 5 L de capacidade, conectados por tubos de PVC de ½ polegada, a partir de aberturas perfuradas a uma altura equivalente a 90% do volume útil. As conexões incluíram joelhos de 90° de modo a direcionar o fluxo para o fundo dos tambores. Deste modo, o fluxo entrava nos tambores em um regime vertical descendente, adquirindo um componente horizontal nas proximidades da saída. Para a circulação de água, foram consideradas bombas elétricas submersas reguláveis, de baixa vazão, estabilizadas em 1 L/min.

Após a montagem dos tambores e conexões hidráulicas, as comunidades foram instaladas. A composição das comunidades se baseou na distribuição de duas macrófitas aquáticas e de comunidades microbiológicas associadas. As macrófitas utilizadas foram capim vetiver (*Chrysopogon zizanioides* (L.) Roberty) e salvínia (*Salvinia auriculata* Aubl.), ocupando tambores específicos em posição central, sendo deixados sem ocupação os tambores das extremidades. Os exemplares de macrófitas foram padronizados considerando-se quantitativamente a biomassa, o comprimento de raízes e o número de segmentos. Para a instalação das comunidades microbiológicas foram utilizados inóculos mantidos com aeração forçada em tambores, coletados em áreas alagadas naturais regionais. Um dos conjuntos recebeu preenchimento de brita em um tambor da extremidade. O desenho sequencial final e a numeração dos tambores foram:

- a) **Conjunto A:** tambor de entrada sem preenchimento-1, tambor com salvínia-2, tambor com vetiver-3, tambor de saída com brita-4;
- b) **Conjunto B:** tambor de entrada sem preenchimento-5, tambor com salvínia-6, tambor com vetiver-7, tambor de saída sem preenchimento -8.

Um período de cinco semanas foi considerado para a aclimação das macrófitas e comunidades associadas, incluindo o incremento da biomassa e o estabelecimento de homeostase. Os modelos foram mantidos em recirculação constante durante o período de aclimação. Esta foi avaliada através do porte e do número dos indivíduos vegetais, da densidade dos sistemas radiculares, da presença de microinvertebrados aquáticos, da instalação de comunidades periféricas e da deposição de biomassa no fundo de cada compartimento. A partir do momento considerado

para a aclimação, efluentes sintéticos na forma de carga de óleo comestível emulsionado mecanicamente foram adicionados aos alagados.

## **2.2 Montagem e adição da carga de óleo**

Para a montagem da carga de óleo comestível emulsionado, 5 mL de óleo de soja comercial e 100 mL de água destilada foram adicionados ao copo de um liquidificador e processados por dez minutos, até ser obtida uma emulsão mecânica homogênea, de aspecto esbranquiçado. A emulsão resultante foi adicionada aos alagados aclimatados no tambor inicial de fluxo. Esse processo foi repetido três vezes (segunda-feira, quarta-feira e sexta-feira) durante quatro semanas.

## **2.3 Ensaio do espalhamento de óleo**

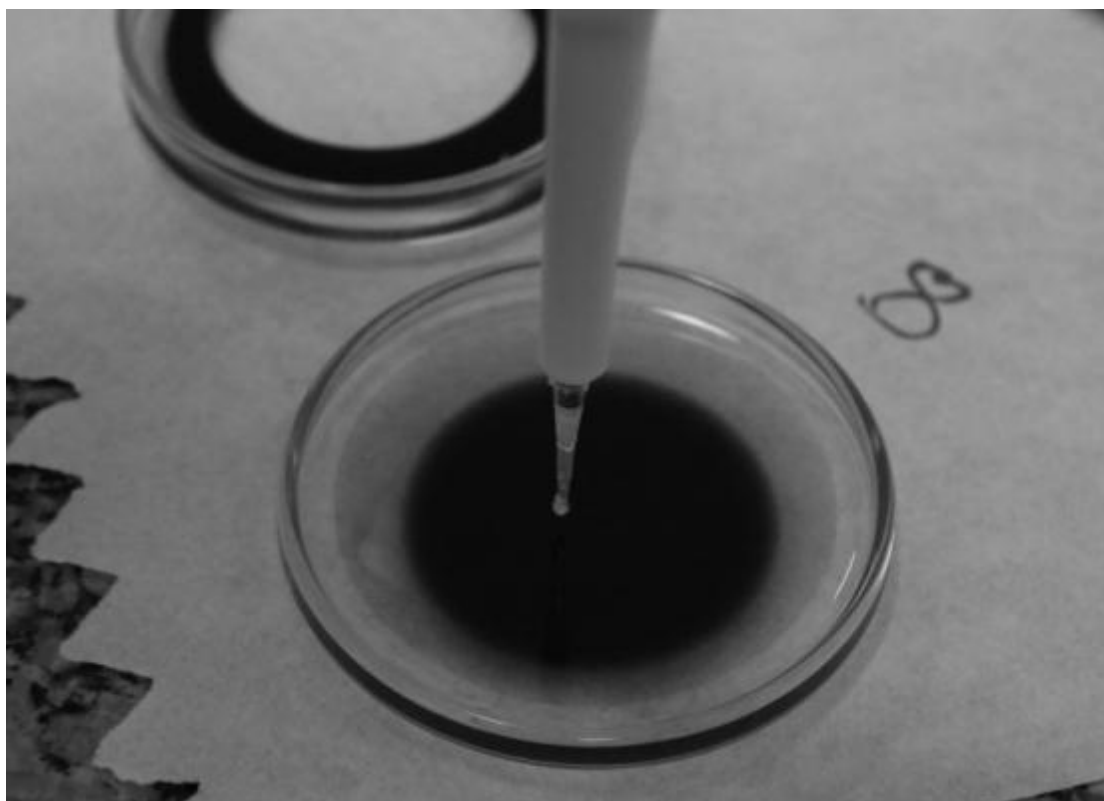
Para a técnica de espalhamento de óleo foi aplicado um ensaio modificado de Morikawa, Hirata e Imanaka (2000), de modo a permitir uma melhor visualização: 50 mL de água destilada foi adicionado a uma placa de Petri seguido pela adição de 1 mL de óleo pigmentado na superfície da água. Após este passo, 20 $\mu$ L de amostra foram, em seguida, adicionados à superfície do óleo com auxílio de um micropipetador (Figura 1). O diâmetro da zona clara sobre a superfície do óleo foi imediatamente medido com auxílio de um paquímetro digital e relacionado com a concentração de biossurfactante.

As análises para a avaliação de biossurfactantes nos alagados foram realizadas posteriormente ao término de quatro semanas de adição de carga emulsificada. Contando da última carga, após 24, 48 e 72 horas, foram coletadas amostras em cada tambor do sistema modelo e realizados ensaios de espalhamento de óleo (Figuras 2 e 3).

## **3 Resultados e discussão**

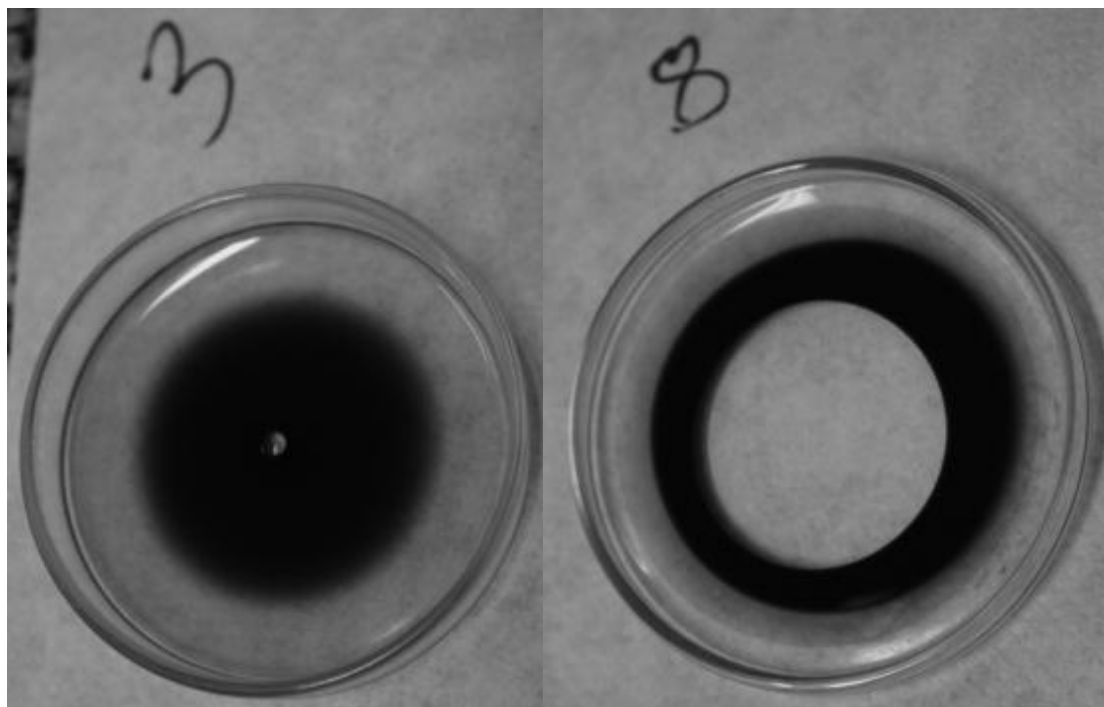
Os resultados dos ensaios de espalhamento de óleo são apresentados na Tabela 1. Morikawa, Hirata e Imanaka (2000) demonstraram que a área de deslocamento de óleo sobre água, por uma solução contendo surfactante, é diretamente proporcional à concentração deste surfactante. Pode ser observado que, após 24 horas, o tambor A-4, correspondendo ao preenchimento de brita, apresentou uma elevada ação biossurfactante, enquanto que os outros tambores do conjunto A não mostraram este efeito. Da mesma maneira, todos os tambores do conjunto A, após 48 e 72 horas, não manifestaram efeitos biossurfactantes.

Figura 1 – Aspecto do ensaio modificado do espalhamento de óleo. Em primeiro plano, momento de pipetagem de 20 uL de amostra proveniente do *wetland* modelo 8. Em segundo plano, grande espalhamento do óleo após a pipetagem da amostra 7.



Fonte: Autoria própria (2015).

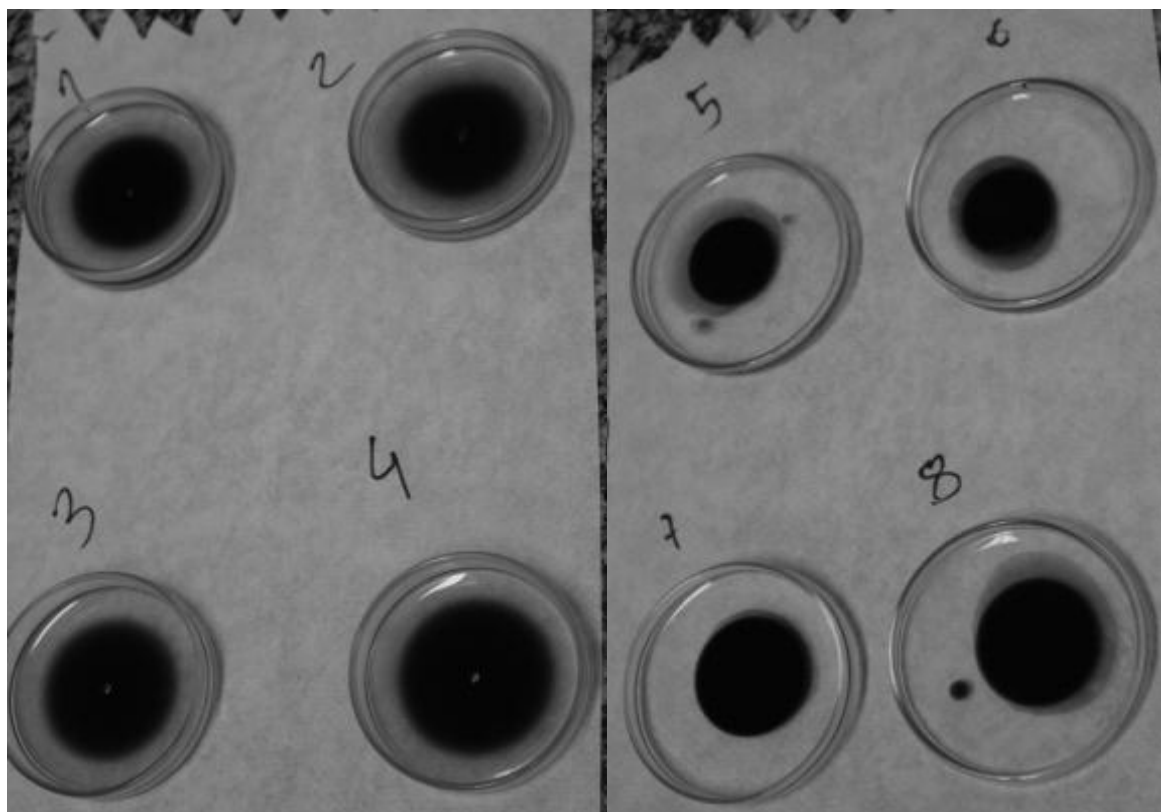
Figura 2 – Resultados do ensaio modificado do espalhamento de óleo. Notar o diâmetro de uma gota de 20 uL sem causar espalhamento no ensaio da amostra 3 e com grande espalhamento no ensaio da amostra 8.



Fonte: Autoria própria (2015).



Figura 3 – Resultados do ensaio modificado do espalhamento de óleo. Os ensaios das amostras 1 a 4 correspondem ao modelo de alagados com a presença de leito de brita. Os ensaios 5 a 8 correspondem modelo de alagados sem a presença de leito de brita. A intensidade do espalhamento provocou a ruptura e inversão da área alterada pela gota, prendendo o óleo espalhado dentro de uma faixa circular de ação de biosurfactante.



Fonte: Autoria própria (2015).

Tabela 1 – Resultados (diâmetro em milímetros) dos ensaios de espalhamento de óleo pelas amostras de água dos tambores dos alagados.

Conjunto-tambor	Descrição do tambor	Diâmetro (mm) do espalhamento da amostra coletada 24 horas após última adição	Diâmetro (mm) do espalhamento da amostra coletada 48 horas após última adição	Diâmetro (mm) do espalhamento da amostra coletada 72 horas após última adição
A-1	tambor de entrada	7,5	7,1	7,8
A-2	tambor com salvínia	5,1	6,2	6,5
A-3	tambor com vetiver	6,1	6,8	8,0
A-4	tambor de saída com brita	32,3	8,5	7,4
B-5	tambor de entrada	52,1	19,8	8,5
B-6	tambor com salvínia	41,6	23,4	8,5
B-7	tambor com vetiver	60,1	32,0	8,2
B-8	tambor de saída	54,4	27,7	7,1

Fonte: Autoria própria (2015).

Por outro lado, todos os tambores do conjunto B apresentaram efeitos intensos da presença de biossurfactantes nas 24 horas após a última carga oleosa. Passadas 48 horas, os efeitos sofreram diminuição e após 72 horas, estes foram reduzidos a uma ordem de valor menor.

Ao final do período de adição de cargas de óleo comestível emulsionado, foi observada a presença de óleo residual e perda das comunidades perifíticas do conjunto B, além da morte dos exemplares de salvinia do tambor B-6. Os indivíduos de vetiver do tambor B-7 se mantiveram vivos, sem, entretanto, exibir lançamento de novos brotos ou raízes, em oposição aos presentes no tambor A-3, que apresenta aumento de biomassa e número de brotos. No conjunto A, o perifiton se manteve ao longo do experimento, com presença de clorófitas, cianobactérias, protozoários e microinvertebrados, e uma comunidade de biofilme foi observada recobrando a superfície da brita de preenchimento do tambor A-4.

Elevadas cargas de matéria orgânica podem levar sistemas aquáticos ao colapso. O oxigênio é fornecido à coluna de água principalmente por difusão na interface água-ar e pela fotossíntese de algas e cianobactérias (KADLEC et al., 2000), entretanto, a sua demanda por cargas de matéria orgânica pode ultrapassar a capacidade de suporte de um sistema. O desenho do conjunto A incluiu um tambor com preenchimento de brita, possibilitando a instalação efetiva de uma comunidade de biofilme, que se mostrou como o diferencial capaz de degradar a carga de óleo de modo suficiente para evitar o colapso do conjunto. A definição da participação dos regimes metabólicos, aeróbio ou anaeróbio, associados a esta comunidade de biofilme não foi escopo deste trabalho, entretanto, considera-se o aporte de oxigênio dissolvido na água em circulação forçada através do leito de brita como um contribuinte para a degradação do óleo emulsionado, que correspondeu a um pulso de ação biossurfactante na amostragem de 24 horas do tambor A-4 (Tabela 1). A ausência do leito de brita no conjunto B não permitiu a instalação suficiente de biofilmes nem a efetiva degradação da carga oleosa, o que representou uma maior demanda por oxigênio dissolvido ao longo dos tambores. A permanência da carga oleosa também correspondeu aos maiores valores de biossurfactantes exibidos pelo conjunto B até 48 horas após a última carga oleosa (Tabela 1).

#### **4 Conclusão**

A inclusão de leitos de brita ou outros desenhos que permitam a instalação de comunidades de biofilme em sistemas de alagados construídos pode representar uma etapa degradativa importante, devendo ser considerada em aplicações que requeiram o abatimento de cargas oleosas. A eficiência destes sistemas pode ainda ser monitorada pela quantificação de biossurfactantes na água, indicando uma perda de efetividade do sistema e presença de carga residual.

## Referências

- AVELAR, F. F. **Desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com *Mentha aquatica* no tratamento de esgoto sanitário.** Tese (Doutorado, Pós-Graduação em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.
- AVELINO, M.C.G.S. **Construção de um sistema de alagados construídos e o comportamento dos parâmetros físico-químicos e biológicos da fase de maturação dos leitos de fluxo vertical.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) Universidade Estadual Paulista, Bauru, 2012.
- CALIJURI, M.L., BASTOS, R.K.X., MAGALHÃES, T.B., CAPELETE, B.C., DIAS, E.H.O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, p.421-430, 2009.
- CALVO, C.; TOLEDO, F.L.; GONZÁLEZ-LÓPEZ, J. Surfactant activity of a naphthalene degrading *Bacillus pumilus* strain isolated from oil sludge. **Journal of Biotechnology**, v.109, p.255-262, 2004.
- COSTA, J.F. **Remoção de poluentes em um sistema de alagados construídos atuando como pós tratamento de efluente de reator UASB e de filtro biológico percolador.** Tese (Doutorado, Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.
- DORNELAS, F.L. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB.** Dissertação (Mestrado, Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.
- DREIFUS, T. **Tratamento de águas residuárias por alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal, utilizando Vetiver (*Chrysopogon zizanioides* L.): avaliação e desempenho de três leitos distintos.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) Universidade Estadual Paulista, Bauru, 2012.
- FREITAS, T.R. **Desempenho de tanques vegetados em um ecossistema engenheirado para tratamento descentralizado de esgotos domiciliares na Ilha Grande, RJ.** Dissertação (Mestrado, Faculdade de Engenharia) Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.
- GEORGIU, G.; LIN, S.C.; SHARMA, M.M. Surface-active compounds from microorganisms. **Biotechnology**. v.10. n.1, p.60-65. 1992.
- GIAFFERIS, G. P.; BARROS, Z. X.; OLIVEIRA, E. L. Avaliação do potencial de reuso agrícola do efluente de uma estação de tratamento de esgoto com alagados construídos. **Energia na Agricultura**, v. 29, p. 48-56, 2014.
- KADLEC, R.H., KNIGHT, R.L., VYMAZAL, J., BRIX, H., COOPER, P., HABERL, R. **Constructed wetlands for pollution control-processes, performance, design and operation.** IWA Scientific and Technical Report No. 8. IWA Publishing, London, UK, 2000.
- LANA, L.C.O. **Remoção de poluentes em um sistema alagado construído de escoamento vertical com alimentação em pulso.** Dissertação (Mestrado, Escola de Engenharia) Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.
- LAUTENSCHLAGER, S.R. **Modelagem do desempenho de wetlands construídas.** Dissertação (Mestrado, Escola Politécnica) Universidade de São Paulo, São Paulo, 2001.
- LIMA, F. T.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Efficiency of a constructed wetland for wastewaters treatment. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 24, p.255-265, 2012.
- MANNARINO, C.F. **Uso de wetland sub-superficial no tratamento de efluente de estação de tratamento de chorume por lodos ativados.** Dissertação (Mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental) Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2003.
- MIRANDA-SANTOS, L. **Avaliação do desenvolvimento e da eficiência do capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) em sistemas híbridos de alagados construídos.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) Universidade Estadual Paulista, Bauru, 2012.

MORAES, D.C. **Influência da sazonalidade e de plantas na redução da concentração de poluentes em sistema de alagados construídos de escoamento vertical, com alimentação em pulso, empregado para tratar esgoto doméstico bruto.** Dissertação (Mestrado, Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

MORIKAWA, M., HIRATA, Y., IMANAKA, T. A study on the structure – function relationship of the lipopeptide biosurfactants. **Biochim. Biophys. Acta.** v.1488, p.211-218, 2000.

NOGUEIRA, S. F. **Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto.** Dissertação (Mestrado) Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Piracicaba, 2003.

PEREIRA, R. M. **Avaliação da utilização de sistemas de alagados construídos como sistema de tratamento terciário de efluentes e para geração de biomassa da cultura de taboa (*Typha sp*).** Tese (Doutorado, Faculdade de Ciências Agrônômicas de Botucatu) Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2013.

RON, E.Z.; ROSENBERG, E. Natural roles of biosurfactants. **Environmental Microbiology**, v.3, n.4, p.229-236. 2001.

SANTIAGO, A. F. **Sistema condominial de coleta de esgoto e tratamento em decanto-digestor seguido de alagados construídos. Estudo de caso: município de Nova Redenção - BA.** Dissertação (Mestrado, Escola de Engenharia de São Carlos) Universidade de São Paulo, São Carlos, 2008.

SOUZA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; COSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A. Pós tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas wetlands construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, p. 87-91. 2000.

SUNTTI, C., MAGRI, M.E., PHILIPPI, L.S. Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical aplicados na mineralização e desaguamento de lodo de tanque séptico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, p. 63-72. 2011.

SOUZA, J.T., VAN HAANDEL, A.C., CAVALCANTI, P.F.F., FIGUEIREDO, A.M.F. Treatment of sewage for use in the agriculture of the semi-arid Northeast Brazil. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 10, p. 260-265. 2005.

SEZERINO, P.H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.** Tese (Doutorado, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental) Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (constructed wetland) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação.** Tese (Doutorado, Faculdade de Engenharia Agrícola) Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: a review. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 724-751, 2014.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte.** Tese (Doutorado Engenharia Civil) Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

ZERWES, F.V. **Sistema de tratamento e reúso de águas residuárias em pequenas propriedades rurais: acompanhamento e operação de estação no Vale do Rio Pardo – RS.** Dissertação (Mestrado, Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental), Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2013.



## **AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM ÁGUA RESIDUÁRIA DE BOVINOCULTURA AO LONGO DA ESTAÇÃO PILOTO DE TRATAMENTO CONTENDO LEITOS CULTIVADOS**

**Gilda Vieira de Almeida\***

Universidade Federal Rural do Rio e Janeiro, Seropédica, RJ, Brasil  
Instituto de Tecnologia  
Departamento de Engenharia  
[gilda-almeida1@hotmail.com](mailto:gilda-almeida1@hotmail.com)

**Leonardo Duarte Batista da Silva**

Universidade Federal Rural do Rio e Janeiro, Seropédica, RJ, Brasil  
Instituto de Tecnologia  
Departamento de Engenharia  
[monitoreambiental@gmail.com](mailto:monitoreambiental@gmail.com)

**Alexandre Lioi Nascentes**

Universidade Federal Rural do Rio e Janeiro, Seropédica, RJ, Brasil  
Instituto de Tecnologia  
Departamento de Engenharia  
[alexandrelioi@gmail.com](mailto:alexandrelioi@gmail.com)

**Camila Pinho de Sousa**

Universidade Federal Rural do Rio e Janeiro, Seropédica, RJ, Brasil  
Instituto de Tecnologia  
Departamento de Engenharia  
[camilafepi@hotmail.com](mailto:camilafepi@hotmail.com)

**Thayza Oliveira Nacena de Santana**

Universidade Federal Rural do Rio e Janeiro, Seropédica, RJ, Brasil  
Instituto de Tecnologia  
Departamento de Engenharia  
[thayzah.oliveira@gmail.com](mailto:thayzah.oliveira@gmail.com)

### **Resumo**

Tendo em vista que o despejo de nutrientes em corpos hídricos ocasiona um desequilíbrio no ambiente aquático e conseqüentemente a eutrofização de lagos e rios causando a morte dos organismos que vivem neste ambiente, é imprescindível o tratamento da água residuária a ser lançada em corpos hídricos. Diante do problema de poluição dos recursos hídricos pela pecuária

leiteira, o presente trabalho apresenta a avaliação da remoção de nitrogênio em uma estação piloto de tratamento. O trabalho foi desenvolvido na área experimental do Sistema Integrado de Produção Agroecológica (SIPA), também conhecida como “Fazendinha Agroecológica” localizada no município de Seropédica, RJ/Brasil, no período compreendido entre junho e novembro de 2014. O sistema de tratamento da ARB é consistido por uma estação piloto composta por: tanque de sedimentação, caixa de passagem, filtro de brita, filtro orgânico, sistema de alagado construído (*wetland*). Em relação ao SAC verificou-se uma redução de amônia, nitrato, nitrito e nitrogênio total de 31%, 1,8%, 22% e 28%, respectivamente. O filtro anaeróbio apresentou redução de amônia, nitrato, nitrito e nitrogênio total de 1,8%, 38,6%, 52,5% e 28%, respectivamente. O filtro orgânico apresentou reduções de amônia e nitrato de 2,9% e 2,5%, respectivamente, e um acréscimo de nitrito e nitrogênio total de 6,2% e 1,1%. Os componentes mais eficientes da estação de tratamento foram o filtro anaeróbio e o sistema alagado construído, sendo que o SAC foi mais eficiente na remoção de amônia enquanto o filtro anaeróbio na remoção de nitrato. O filtro orgânico mostrou-se dispensável em relação à remoção de nitrogênio, uma vez que contribuiu para o incremento na concentração do mesmo.

**Palavras-chave:** Sistema alagado construído. Filtro anaeróbio. Filtro orgânico. Amônia. Recursos hídricos.

## 1 Introdução

A pecuária de leite apresentou elevada participação no Produto Interno Bruto (PIB) brasileiro, no ano de 2011, contribuindo com 32 bilhões de reais (IBGE, 2012). Essa contribuição evidencia a importância deste setor na economia do país, assim como na área social contribuindo para a nutrição e geração de empregos.

Pesquisas realizadas pelo Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA) apresentam uma taxa de crescimento anual de 1,9% na produção de leite, o que corresponderá a 41,3 bilhões de litros de leite cru no final de 2023. Regionalmente, verificou-se que o Sudeste foi responsável por 41% da aquisição nacional de leite, o Sul por 33,8% e o Centro-Oeste por 14,4% no 2º trimestre de 2014, fato que demonstra potencial de crescimento na região Sudeste (IBGE, 2014). A crescente produção de leite no Brasil demonstra a necessidade de maiores cuidados em relação ao efluente gerado pela criação de gado leiteiro.

Nesse sentido, a quantidade de dejetos produzidos diariamente por bovinos de leite é um dos maiores problemas em sistemas de manejo intensivo. A disposição dos resíduos das instalações animais tem se constituído num desafio para criadores e especialistas, pois envolve aspectos técnicos, sanitários e econômicos.

Além disso, os efluentes orgânicos oriundos de sistemas de produção leiteira confinada, quando lançados num corpo receptor, provocam alterações físicas e químicas nos mananciais, oferecem riscos à saúde pública e ao abastecimento, porque podem estar presentes na água potável elementos patogênicos e/ou tóxicos (SILVA E ROSTON, 2010).

Tendo em vista a problemática da contaminação ambiental causada pelo despejo inadequado dos

dejetos da produção leiteira, o governo federal tem se mobilizado a fim de desenvolver métodos de produção e tratamento que não causem contaminações no meio ambiente. Têm sido desenvolvidos projetos que visam fornecer apoio para que os produtores consigam realizar atividades produtivas economicamente viáveis, socialmente justas e ambientalmente corretas. Pode-se citar como exemplo de apoio o projeto Desenvolvimento Regional Sustentável (DRS) idealizado pelo Banco do Brasil que considera o impacto da contaminação da água e do solo (Fundação Banco do Brasil, 2010).

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define que as fontes potencial ou efetivamente poluidoras dos recursos hídricos deverão buscar práticas de gestão de efluentes com vistas ao uso eficiente da água, à aplicação de técnicas para redução da geração e melhoria da qualidade de efluentes gerados e, sempre que possível e adequado, proceder à reutilização. Os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas do seu enquadramento (CONAMA, 2011). Dentre as tecnologias utilizadas no tratamento de efluentes, o Sistema Alagado Construído (SAC) cultivado com macrófitas aquáticas tem sido apresentado como uma técnica ambiental economicamente viável (ABRAHÃO, 2006; FIA, 2008; AVELAR, 2012). Neste tratamento é utilizado o sistema substrato-planta-microrganismos como reator para a depuração dos resíduos.

Por usarem recursos naturais e renováveis, além de apresentarem fácil operação e manutenção, os SACs se tornaram indicados para aplicação em regiões carentes de saneamento básico, adequando-se perfeitamente aos países de clima tropical, como é o caso do Brasil (BRASIL, 2005). De acordo com Valentim (2003), por sua simplicidade conceitual e facilidade de construção, seu baixo consumo de energia, sua incorporação à paisagem, sua versatilidade e longevidade, os SACs são aplicados no tratamento de diversas águas residuárias.

O despejo de nutrientes em corpos hídricos ocasiona um desequilíbrio no ambiente aquático e conseqüentemente a eutrofização de lagos e rios causando a morte dos organismos que vivem neste ambiente. Além disso, algumas algas podem produzir toxinas prejudiciais à saúde humana e animal, comprometendo a vida dos seres vivos que se beneficiam destes corpos hídricos.

Diante do exposto no presente trabalho será avaliada a eficiência na remoção de nitrogênio ao longo da estação piloto de tratamento.

## **2 Materiais e métodos**

O trabalho foi desenvolvido na área experimental do Sistema Integrado de Produção Agroecológica (SIPA), também conhecida como “Fazendinha Agroecológica” localizada no município de Seropédica (latitude 22°48'00''S; longitude 43°41'00''W; altitude de 33 metros),

RJ/Brasil, no período compreendido entre junho e novembro de 2014. O SIPA é fruto de um convênio entre a EMBRAPA Agrobiologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ) e a Empresa de Pesquisa Agropecuária do Estado do Rio de Janeiro (PESAGRO – RIO). Com uma área total de 59 ha, ela é caracterizada como um espaço destinado à experimentação agrícola sob o manejo agroecológico.

O sistema de tratamento da ARB é consistido por uma estação piloto composta por: tanque de sedimentação, caixa de passagem, filtro de brita, filtro orgânico, sistema de alagado construído (*wetland*).

O tanque de sedimentação está instalado na área do SIPA e consiste de um reservatório de alvenaria de 5 m<sup>3</sup>. A água residuária de bovinocultura de leite chega por gravidade até este tanque por meio de uma tubulação que recebe o efluente proveniente da sala de ordenha e do curral que estão instalados próximos em uma área com uma cota mais alta.

A ARB é bombeada do tanque de sedimentação para a caixa de passagem para que possa descer por gravidade até o filtro de brita. O filtro de brita é constituído por uma caixa d'água de mil litros, possui fluxo vertical e ascendente onde o afluente atravessa a camada de brita de baixo para cima.

O filtro orgânico é composto por colmos de bambu triturado e peneirado como material filtrante inserido entre duas camadas de brita. A seleção deste material como meio filtrante está associado ao fato da existência abundante deste material no SIPA e porque apresenta alta eficiência de remoção de sólidos, conforme apresentado por Francisco *et al.* (2011).

O SAC possui uma área superficial de 4 m<sup>2</sup> e foi construído em alvenaria e impermeabilizado com lona de PVC de 0,5 mm de espessura e seu interior foi preenchido com brita número 1 até a altura de 40 cm e 5 cm de areia para fixar a cultura (Figura 1). Utilizou-se a cultura do arroz (*Oryza sativa*) devido essa espécie apresentar boa adaptação em SACs (BRASIL, 2005).

A Figura 1 apresenta o SAC, o filtro orgânico e o filtro anaeróbio, respectivamente. Estes componentes do sistema de tratamento são abastecidos por gravidade através de uma caixa de passagem localizada no lado direito da figura.



Figura 1. Sistema alagado construído cultivado com arroz, filtro orgânico e filtro anaeróbio.



Fonte: ALMEIDA (2014).

O desempenho do sistema de tratamento de água residuária, foi avaliado através das seguintes análises: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo, amônia, nitrato, nitrito, nitrogênio total, turbidez e pH. As análises foram realizadas no Laboratório de Monitoramento Ambiental I – Água e Efluentes do Departamento de Engenharia da UFRRJ, seguindo as recomendações contidas no APHA (1995).

### 3 Resultados e discussões

A tabela a seguir mostra as concentrações de nitrogênio na entrada e saída dos componentes da estação piloto de tratamento. Os parâmetros analisados foram: amônia, nitrato, nitrito e nitrogênio total, com base no nitrogênio total Kjeldahl.

Tabela 1. Concentrações de amônia, nitrato, nitrito, nitrogênio total e pH, na entrada e na saída do SAC com água residuária de bovinocultura.

Análises	Entrada*	Saída*	Desvio Padrão
Amônia (mg.L <sup>-1</sup> )	38,27	26,39	5,1
Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )	3,83	3,76	0,5
Nitrito (mg.L <sup>-1</sup> )	0,18	0,14	0,0
Nitrogênio total (mg.L <sup>-1</sup> )	58,94	42,28	19,2

pH

6,75

6,78

\*Valores obtidos através da média de quatorze análises realizadas.

Na Tabela 1 verificou-se uma redução de amônia, nitrato e nitrito, de 31%, 1,8% e 22%, respectivamente. A remoção de amônia se deve ao fato da cultura de arroz ter preferência na absorção do íon amônio, podendo absorver até 100 kg ha<sup>-1</sup> durante todo seu ciclo (SOSBAI, 2010; Holzschuh *et. al.*, 2011) Outra justificativa para remoção de nitrogênio amoniacal é a via de oxidação anaeróbia de amônia (ANAMOX), esta ocorre em ambientes com déficit de oxigênio através da oxidação dos íons nitrato e nitrito a nitrogênio atmosférico (Saeed *et. al.* 2012, Schereen *et. al.* 2010). Outro fato que explica a remoção de nitrogênio do sistema é o aporte deste nutriente pela biomassa (Saeed *et. al.*, 2012). Devido à baixa concentração de nitrato e nitrito, não foi possível observar o desempenho na remoção desses íons no sistema de tratamento.

O nitrogênio total, expresso com base no nitrogênio total Kjeldahl, corresponde ao somatório do nitrogênio orgânico e amoniacal. Sendo assim, a redução observada foi de 28%, parte deste decréscimo é decorrente da diminuição na concentração de amônia e da mineralização da matéria orgânica (Toniato, 2005).

É notória a predominância de nitrogênio na forma reduzida, nitrogênio orgânico e amoniacal, sobre as formas oxidadas, nitrato e nitrito, indicando um sistema deficiente em oxigênio dissolvido. As Tabelas 2 e 3 apresentam o comportamento do nitrogênio no tratamento primário da água residuária de bovinocultura.

Tabela 2. Concentrações de amônia, nitrato, nitrito, nitrogênio total e pH, na entrada e na saída do filtro anaeróbio com água residuária de bovinocultura

Análises	Entrada*	Saída*	Desvio Padrão
Amônia (mg.L <sup>-1</sup> )	38,71	39,41	3,5
Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )	5,88	3,61	3,7
Nitrito (mg.L <sup>-1</sup> )	0,34	0,16	0,13
Nitrogênio total (mg.L <sup>-1</sup> )	81,00	58,32	46,2
pH	6,72	6,93	

\*Valores obtidos através da média de quatorze análises realizadas.

De acordo com a Tabela 2, é possível perceber um pequeno aumento de 1,8% de amônia do afluente para o efluente, fato que pode ser explicado devido à carga orgânica ARB ainda ser alta nesta etapa, uma vez que, provavelmente, o processo de nitrificação não tenha sido o suficiente para a redução da amônia, já que a demanda química de oxigênio elevada diminui a nitrificação, provavelmente, devido à competição de bactérias sobre as bactérias nitrificantes (Toniato, 2005). Já para nitrato, nitrito e nitrogênio total houve respectivamente uma redução de 38,6; 52,9; e 28% do

afluente para o efluente. A redução de nitrito pode ter sido causada por vias de processo de nitrificação, transformando-se em nitrato. Paralelamente ao processo de nitrificação ocorreu também a desnitrificação, que é a redução biológica do nitrato à gás nitrogênio (N<sub>2</sub>), promovendo a remoção do nitrogênio do sistema de tratamento. Na redução assimilativa de nitrato, o NO<sub>3</sub><sup>-</sup> pode ser reduzido a NH<sub>4</sub><sup>+</sup> para fins de síntese celular, o que ocorre quando NH<sub>4</sub><sup>+</sup> está indisponível, sendo um processo independente da concentração de oxigênio dissolvido (OD) (FERREIRA, 2012). Outro processo, a redução dessimilativa do nitrato ou desnitrificação biológica, está ligado à cadeia respiratória de transporte de elétrons, em que nitrato ou nitrito são utilizados como aceptores de elétrons para oxidação de uma variedade de compostos orgânicos ou inorgânicos doadores de elétrons (Saeed *et al*, 2012).

A remoção de nitrogênio total pode ter acontecido principalmente por transformações microbianas. Isso pode também ser explicado pela presença do biofilme aderido ao leito fixo formado pela brita que favoreceu tal diminuição (FERREIRA, 2012).

Tabela 3. Concentrações de amônia, nitrato, nitrito, nitrogênio total e pH, na entrada e na saída do filtro orgânico com água residuária de bovinocultura

Análises	Entrada*	Saída*	Desvio Padrão
Amônia (mg.L <sup>-1</sup> )	39,41	38,27	4,5
Nitrato (mg.L <sup>-1</sup> )	3,61	3,52	0,5
Nitrito (mg.L <sup>-1</sup> )	0,16	0,17	0,05
Nitrogênio total (mg.L <sup>-1</sup> )	58,32	58,94	18,5
pH	6,93	6,75	

\*Valores obtidos através da média de quatorze análises realizadas.

A Tabela 3 reduções de amônia e nitrato de 2,9% e 2,5%, respectivamente, e um acréscimo de nitrito e nitrogênio total de 6,2% e 1,1%. Observa-se que o filtro orgânico apresentou baixas taxas de remoção de nitrogênio. Verifica-se que houve um acréscimo de nitrogênio total, o que evidencia a decomposição do material filtrante constituído por colmo de bambu triturado.

O desvio padrão desmontra numericamente a variação entre os resultados das diferentes amostras e a média. Sendo assim, observa-se que houve valores elevados decorrentes da alta variabilidade nos parâmetros da água residuária que entra no sistema de tratamento.

#### 4 Conclusões

De acordo com os dados obtidos no experimento o SAC obteve uma remoção de amônia, nitrato e nitrito, de 31%, 1,8% e 22%, respectivamente. Estes dados permitem concluir que a presença da cultura foi de vital importância no *wetland*, uma vez que esta foi responsável pela

extração de grande parte do nitrogênio amoniacal. No filtro anaeróbio foi observado um comportamento inverso ao do SAC, visto que este componente apresentou um acréscimo de amônia e redução de nitrato e nitrito.

Observou-se que o filtro orgânico houve reduções de amônia e nitrato de 2,9% e 2,5%, respectivamente, e um acréscimo de nitrito e nitrogênio total de 6,2% e 1,1%. Esta baixa remoção de amônia e nitrato e o incremento de nitrito e nitrogênio total, pode ser justificada pela degradação do material filtrante.

Em síntese os resultados permitem concluir que os componentes mais eficientes da estação de tratamento foram o filtro anaeróbio e o sistema alagado construído, sendo que o *wetland* foi mais eficiente na remoção de amônia enquanto o filtro anaeróbio na remoção de nitrato. O filtro orgânico mostrou-se dispensável em relação a remoção de nitrogênio, uma vez que contribuiu para o incremento na concentração do mesmo.

## 5 Referências bibliográficas

- ABRAHÃO, S. S. **Tratamento de água residuária de laticínio sem sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras.** 2006. Dissertação (Mestre em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2006.
- AMERICAM PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – **Standart methods for the examination of water and wastewater.** New York. APHA, WWA, WPCR, 19ª ed., 1995.
- AVELAR, F. F. **Desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com *Mentha aquatica* no tratamento de esgoto sanitário.** 2012. Tese (Doutor em Engenharia Agrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.
- BRASIL, M. S. **Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico.** 2005. Tese (DoutoremEngenhariaAgrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução nº 430**, de 13 de maio de 2011.
- FERREIRA, D. C. **Pós-tratamento de águasresiduária da suinocultura em sistemas alagados construídos combinados.** 2012. Tese (DoutoremRecursosHídricosemSistemasAgrícolas). Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.
- FIA, R. **Desempenho de sisistemasalagadosconstruídos no tratamento de águasresiduárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro.** 2008. Tese (DoutoremEngenhariaAgrícola). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.
- FRANCISCO, J. P. *et al.* Desempenho de filtros orgânicos no tratamento de água residuária de bovinocultura de leite. **Cadernos de Agroecologia**, v.6, p. 1-5. 2011.
- FUNDAÇÃO BANCO DO BRASIL. **Bovinoicultura de leite** – Parte 1. Brasília, 2010.
- HOLZSCHUH, M. J. *et al.* Absorção de nutrientes e crescimento do arroz com suprimento combinado de amônio e nitrato. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 35, p1357-1366, 2011.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores IBGE, Estatística da produçãopecuária.** 2012.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Indicadores IBGE, estatística da produção pecuária.** 2014

SAEED, T. *et al.* 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**. v. 112, p. 429-448, 2012.

SCHEEREN, M. B. *et al.* O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo altas concentrações de nitrogênio. **Revista brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental** v. 15, n.12, p.1289-1297, 2011.

SILVA, E.M. *et al.* Tratamento de efluentes de sala de ordena de bovinocultura: lagoas de estabilização seguidas de leito cultivado. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.1, p. 67-73. Jan/fev. 2010.

SOCIEDADE SUL-BRASILEIRA DE ARROZ IRRIGADO. **Arroz irrigado recomendações técnicas da pesquisa para o Suldo Brasil**. Porto Alegre, 2010. 188p.

TONIATO, J. V. **Avaliação de um wetland construído no tratamento de efluentes sépticos – estudo de caso Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil**. 2005. Dissertação (Mestre em Ciências) Fundação Osvaldo Cruz, Rio de Janeiro, 2005.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. 2003. Tese. Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.



## **AVALIAÇÃO DA APLICABILIDADE DE UM SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO DE ESCOAMENTO VERTICAL PARA O TRATAMENTO DE LODOS DE CAMINHÕES LIMPA-FOSSA**

**Cynthia Franco Andrade\***

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
cynfranco@gmail.com

**Marcos von Sperling**

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
marcos@desa.ufmg.br

### **Resumo**

A pesquisa consistiu na avaliação da aplicabilidade de um SAC tratando lodo de tanques sépticos, em termos de população atendida, custos, área e aproveitamento das plantas. O SAC avaliado foi construído em 2007 para o tratamento em escala real de esgotos sanitários brutos, conforme o primeiro estágio do sistema francês de SAC, compreendendo três leitos em paralelo. Em setembro de 2013, um leito, com área de 29,1 m<sup>2</sup>, 0,7 m de altura do meio suporte e plantado com capim tifton-85, interrompeu o recebimento de esgotos, e começou a receber a aplicação de lodos de caminhões limpa-fossa uma vez por semana. Este leito foi monitorado por 405 dias, e foram realizadas análises de ST no lodo bruto afluente, líquido percolado efluente e lodo acumulado no leito, bem como análise de produtividade das plantas. Na análise da aplicabilidade chegou-se a um custo total do saneamento inferior a 32 R\$/hab.ano e atendimento a uma faixa de 39 a 131 hab/m<sup>2</sup>.

**Palavras-chave:** Wetlands construídos. Sistema alagado construído. Tanque séptico. Lodo. Caminhões limpa fossa.

### **1 Introdução**

A coleta e o tratamento de esgotos, ainda hoje, são um desafio no mundo. No Brasil, o índice de atendimento da população total com coleta de esgotos é de apenas 46,2% (SNIS, 2012) e os sistemas individuais de tratamento, como os tanques sépticos, têm sido uma alternativa para destinar adequadamente os efluentes domésticos. No Brasil, 20,7% (IBGE, 2008) da população utilizam os tanques sépticos. Eles se destacam devido ao tratamento *in loco*, o custo relativamente

baixo e a simplicidade operacional. Porém, a manutenção necessita ser periódica, pois o lodo acumulado no sistema deve ser removido. A limpeza dos tanques ocorre por meio dos serviços de empresas conhecidas como “desentupidoras” ou “caminhões limpa-fossa”. Algumas dessas empresas não são regularizadas ambientalmente e muitas vezes não fornecem uma destinação adequada do material coletado, despejando-o, por exemplo, em corpos d’água.

O lodo retirado na limpeza dos tanques deve ser tratado e disposto corretamente e para isso os caminhões limpa-fossa têm encaminhado o lodo às estações de tratamento de esgoto (ETE), quando estas existem e podem receber o material. Além disso, os caminhões limpa-fossa nem sempre recolhem o lodo somente de tanques sépticos, abrangendo, por exemplo, resíduos de caixas de gordura ou banheiros químicos, conduzindo a um material ainda mais heterogêneo e de difícil caracterização. Em alguns países da Europa, Ásia e África (UGGETTI *et al.*, 2010), uma alternativa tecnológica para o lodo anaeróbio, incluindo o de tanques sépticos, tem sido o tratamento através de sistemas alagados construídos (SAC), também conhecidos como *wetlands construídos* ou leitos de secagem plantados. A variante de SAC mais adequada para o tratamento de lodo de tanques sépticos é a de escoamento vertical.

Os SAC apresentam algumas características e vantagens interessantes, notadamente citadas por diversos autores, como serem considerados tecnologias apropriadas para pequenas localidades, apresentarem baixo custo em relação a outras tecnologias convencionais e gerarem subprodutos que podem ser aproveitados (KOOTTATEP, 2002; SUNTTI *et al.*, 2011). Com o intuito de melhor ilustrar tais características e vantagens dos SAC, esta pesquisa tem como objetivo avaliar a aplicabilidade de um SAC tratando lodo de tanques sépticos, em termos de população atendida, custos, área e aproveitamento das plantas.

## 2 Materiais e Métodos

O SAC avaliado foi construído em 2007, com características típicas do primeiro estágio de um sistema francês de escoamento vertical para o tratamento apenas de esgotos sanitários. Consiste em três filtros verticais, com alimentação em pulso e com alternância entre os leitos. A partir de 2013, um dos leitos passou a receber apenas a aplicação de lodo do caminhão limpa-fossa. Cada leito possui 3,1 m de largura, 9,4 m de comprimento e 1,0 m de parede lateral, preenchidos com 0,70 m de meio suporte, sendo 0,40 m de brita 0 na camada superficial, 0,15 m de brita 1 na camada intermediária e 0,15 m de brita 3 na camada inferior, e plantado com capim tifton-85 (*Cynodon dactylon Pers*). A área de cada leito é 29,1 m<sup>2</sup>. A saída do sistema era mantida aberta, ou seja, com um baixo tempo de detenção hidráulica (TDH).

A operação do sistema com lodo teve início em 27/09/2013 e foi finalizada após 405 dias de

operação, em 05/11/2014, sendo aplicado uma vez por semana todo o volume de lodo de um caminhão limpa-fossa, de empresas distintas. A taxa de aplicação de sólidos (TAS) não era controlada a cada aplicação, como ocorre em outros estudos da literatura, sendo determinada após a análise da concentração de sólidos totais (ST) em laboratório. No que se refere à taxa de aplicação hidráulica (TAH), os leitos recebiam todo o volume transportado por cada caminhão, também implicando em distintas taxas a cada batelada. Tal estratégia foi adotada, pois em uma localidade real, possivelmente, essas seriam as condições de operação, sem exercer controle absoluto sobre os volumes e cargas aplicados.

Para verificação do desempenho do sistema foi avaliada, semanalmente, a concentração de ST no lodo bruto afluente e no líquido percolado efluente, de acordo com as orientações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA/AWWA/WEF, 2012). A coleta de amostras e análise da camada de lodo acumulada no leito foram realizadas de acordo com orientações propostas por Kiehl (1985), sendo realizada em laboratório a análise do percentual de sólidos totais e umidade. Além disso, realizou-se o corte da parte aérea do capim tifton-85, sendo realizadas a análise de produtividade das plantas, conforme descrito por Pompêo (2013). Maiores detalhes sobre todo o experimento podem ser obtidos em Andrade (2015) e Andrade *et al.* (2015).

A avaliação da aplicabilidade do SAC tratando lodo de tanques sépticos foi realizada por meio de dados primários obtidos no monitoramento e secundários provenientes da literatura.

### 3 Resultados

Para a avaliação da aplicabilidade do SAC tratando lodo de tanques sépticos é importante destacar alguns resultados obtidos no monitoramento, que são apresentados na Tabela 1. Nota-se que a concentração mediana de ST afluente foi baixa, quando comparada com outros autores: Kootattep *et al.* (2001), Tailândia, de 2000 a 67000 mg/L; Koné e Strauss (2004), Argentina, de 6000 a 35000 mg/L; Suntti *et al.* (2011), Brasil, de 3479 a 36814 mg/L. Consequentemente, a TAS média resultante (81 kgST/m<sup>2</sup>.ano) também foi inferior à relatada na literatura, que tem citado como uma faixa adequada para regiões de clima quente a TAS de 125 a 250 kgST/m<sup>2</sup>.ano. Esses baixos valores, somados à granulometria mais grossa do meio filtrante e ao baixo TDH, podem ter ocasionado na baixa eficiência de remoção do sistema, que em outros estudos tem sido acima dos 90%. Já no que se refere ao desaguamento do lodo acumulado no leito, obteve-se uma elevada concentração média de 53% de ST e uma relação de STV/ST de 0,60, o que indica que o sistema foi realmente adequado para o tratamento do lodo, por proporcionar bom desaguamento e um lodo digerido.



Tabela 1: Resultados do monitoramento da unidade para tratamento de lodo

Resultado	Valor	Resultado	Valor
Volume médio aplicado em cada semana (m <sup>3</sup> )	8	Produtividade cada corte (kg matéria seca/m <sup>2</sup> )	1,04 e 1,43
TAS média resultante (kgST/m <sup>2</sup> .ano)	81	Taxa de acúmulo de lodo (cm ao ano)	7,3
TAH média resultante (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .ano)	13,1	Percentual ST lodo bruto (%)	0,23
Concentração mediana de ST afluyente (mg/L)	2349	Percentual ST lodo acumulado no leito (%)	53,0
Concentração mediana de ST efluente (mg/L)	1159	STV/ST lodo bruto	0,54
Eficiência de remoção mediana de ST (%)	46	STV/ST lodo acumulado no leito	0,60

Fonte: Pesquisa de campo (2014)

### 3.1 População atendida

Conhecer o número de habitantes que um sistema tem capacidade de atender é de grande importância para analisar sua aplicação. Conforme a Tabela 2, observa-se que o valor da produção volumétrica de lodo em tanques sépticos citada por alguns autores varia entre 0,3 a 1,5 L/hab.dia. Com esses dados e o volume de lodo bruto recebido no SAC, é possível estimar o número de pessoas atendidas em relação à produção volumétrica. No cálculo para o presente SAC foi considerado o volume médio das aplicações realizadas semanalmente, de 8 m<sup>3</sup>.

Tabela 2: Estimativa da população atendida com o SAC tratando lodos de tanques sépticos

Referência	Produção volumétrica média de lodo em tanques sépticos, segundo a literatura		Volume médio de lodo por aplicação (L) no presente experimento		Nº de atendidos no leito do experimento (hab)
	Dia (L/hab.dia)	Ano (L/hab.ano)	Semanal	Ano	
Strande <i>et al.</i> (2014)	1,5	548	8000	416000	760
Klingel (2001)	0,8	300	8000	416000	1387
Andreoli <i>et al.</i> (2001) - Valor mín	0,3	110	8000	416000	3799
Andreoli <i>et al.</i> (2001) - Valor máx	1,0	365	8000	416000	1140
ABNT (NBR 7229) (1993)	-	65	8000	416000	6400

Fonte: Autoria própria (2015)

O SAC de 29,1 m<sup>2</sup>, considerando os resultados com os dados de diferentes autores, apresentou capacidade estimada de atender de 760 hab (STRANDE *et al.*, 2014) até 6400 hab (ABNT, 1993). Analisando com base nas faixas sugeridas por Andreoli *et al.* (2001), pois são autores brasileiros, mais recentes que a NBR 7229/1993, e talvez retratem melhor a realidade do sistema em estudo, o SAC investigado no presente estudo atende a 1140-3799 hab, a depender das características do lodo, o que equivale a 285-950 famílias com quatro moradores por residência e a 39-131 hab/m<sup>2</sup> (0,007-0,025 m<sup>2</sup>/hab).

Suntti (2010) alcançou um máximo de 38 hab/m<sup>2</sup> (0,03 m<sup>2</sup>/hab), utilizando a produção volumétrica de 300 L/hab.ano, citada por Klingel (2001). Koottatep *et al.* (2004) estimaram que a área requerida para a implantação de um SAC tratando lodo é de 32 m<sup>2</sup>/1000 hab (0,032 m<sup>2</sup>/hab).

Cabe mencionar, ainda, que o volume médio de 8 m<sup>3</sup> (TAH de 14,3 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.ano) foi o mais

recorrente aplicado no SAC, devido a essa ser a capacidade mais comum dos caminhões limpa-fossa. Ocorreram aplicações com até 12 m<sup>3</sup> (o que resultaria em uma TAH de 21,4 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.ano) e o desempenho do sistema foi mantido, o que sugere possibilidades de um atendimento maior de habitantes, sendo bastante interessante para pequenas localidades.

### 3.2 Custos de implantação e operação

Em relação aos custos de implantação de um SAC tratando lodo de tanque séptico, Heiness *et al.* (1999) estimaram um custo, incluindo implantação, operação e manutenção, de 75–95 US\$/ton ST (~ 150–190 R\$/ton ST). Em estudo mais recente, Giraldi *et al.* (2009) estimaram que o custo de construção de SAC para tratamento de lodo na Itália foi de 150 €/m<sup>2</sup> (~ 450 R\$/m<sup>2</sup>), incluindo também os custos para esvaziamento, transporte e disposição final do lodo acumulado (como condicionador do solo, no caso), levando em conta o período de 10 anos para enchimento completo e necessidade de remoção do lodo acumulado.

Em outro estudo na Itália, Giraldi e Iannelli (2009), assumindo uma expectativa de vida global do sistema de 30 anos, estimaram um custo de construção dos SAC de 250 €/m<sup>2</sup> (~ 750 R\$/m<sup>2</sup>), levando em conta os custos com aquisição de plantas, plantio, tubulações e obras. Já para a manutenção, incluindo corte de plantas, tratamento, transporte e disposição final do lodo, chegaram ao valor de 130 €/m<sup>2</sup> (~ 390 R\$/m<sup>2</sup>). Os autores comentam que os custos podem variar, significativamente, mesmo em uma mesma localidade, pois os custos relacionados com o transporte e disposição final dependem fortemente das condições locais (distância do SAC ao local de disposição, possibilidade de reutilização agrícola, entre outros).

Strande *et al.* (2014) ressaltam que, apesar das análises de custos associados com a construção e manutenção de um SAC não serem representativas dos custos de todo o mundo, elas fornecem alguns indicativos importantes. Destaca-se também que as pesquisas apresentadas são do ano de 2009, podendo haver diferenças na valorização da moeda.

Considerando os custos estimados mencionados pelos autores e a área do SAC da presente pesquisa, foram calculados o custo anual do SAC, conforme Tabela 3. Como o sistema em estudo foi construído originalmente para o tratamento de esgotos domésticos, é difícil computar-se os custos de implantação resultantes. No entanto, pode-se comentar que eles se aproximam mais dos valores citados pro Giraldi *et al.* (2009). Para se converter os custos em uma base anual, necessita-se de utilizar a fórmula do valor presente e gastos anuais constantes. Assumindo uma taxa de juros de 12% ao ano e os horizontes de projeto de 10 e 30 anos do SAC, adotados pelos autores referenciados, os valores anuais correspondentes estão apresentados na última coluna da Tabela 3.

Tabela 3: Estimativa do custo para implantação e operação do SAC

Referência	Horizonte (anos)	Custo (R\$/m <sup>2</sup> )	Área (m <sup>2</sup> )	Custo total (R\$)	Custo por ano (*) (R\$/ano)
Giraldi <i>et al.</i> (2009)	10	450,00	29,1	13095,00	2.318,00
Giraldi e Iannelli (2009)	30	1140,00	29,1	33174,00	4.118,00

(\*) Custo de amortização, com horizontes de 10 e 30 anos e taxa de juros de 12% ao ano (usar fórmula de relação entre valor presente e gastos anuais constantes)

Fonte: Autoria própria (2015)

Nota-se que os valores citados nos dois estudos são similares quando avaliados anualmente. Se verificado o custo em relação à faixa de população estimada para o SAC, de 1140-3799 habitantes, e considerando o horizonte de 10 anos, o custo (implantação e operação) seria de 6,10-20,33 R\$/hab e 10,84-36,12 R\$/hab, para os valores de Giraldi *et al.* (2009) e Giraldi e Iannelli (2009), respectivamente.

Koottatep *et al.* (2004) estimam que o custo anual de operação e manutenção, excluindo a retirada do lodo acumulado ao final, de um SAC tratando lodo de tanque séptico é de 250 US\$/1000 hab, o que equivale a 0,25 US\$/hab.ano (~ 0,50 R\$/hab.ano). Ressalta-se que há uma diferença de 5 anos entre esse e os outros estudos, e que esse não considera a retirada do lodo ao final da operação.

Apesar das fragilidades da análise, vale para ilustrar que o SAC é uma tecnologia de baixo custo, como apontado por Rulkens (2004), que considera como as principais vantagens dos SAC a sustentabilidade a longo prazo e os custos de operação e de manutenção extremamente baixos.

Nielsen (2015) comenta que o SAC tratando lodo é um processo de baixo custo operacional, baixo consumo de energia, não necessita de pré-tratamento e proporciona um tratamento de lodo de longo prazo. Em seu estudo de análise econômica do tratamento do lodo excedente de lodos ativados em SAC comparada ao tratamento em um sistema mecânico convencional, o autor concluiu que o custo inicial de um SAC é maior do que o de um sistema mecânico convencional, mas o SAC irá fornecer economia significativa de custo operacional, ocasionando em uma poupança expressiva no custo global da instalação, durante 20-30 anos. O autor comenta ainda que o SAC é a opção mais rentável e com menor impacto ambiental.

Gkika *et al.* (2014), em estudo na França que avalia os custos de construção e operação de SAC, resultaram na equação em que o Custo =  $307 \times \text{Área}^{0,900}$ , com um R<sup>2</sup> de 0,99, onde a área deve ser inserida em hectares e o resultado do custo é em 10<sup>3</sup> US\$. Os autores comentam ainda que a equação é válida para áreas na faixa de 0,01 e 0,05 ha, a qual não contempla o SAC em estudo.

Cabe ainda realizar uma análise que contemple os custos envolvidos no SAC, já apresentados, mais o custo para implantação dos tanques sépticos e os custos para recolhimento do lodo nos tanques e transporte até o SAC. De acordo com von Sperling (2014), o custo per capita de implantação de tanques sépticos é entre 80 e 150 R\$/hab. Considerando um valor médio de 120 R\$/hab, a faixa populacional de 1140-3799, tem-se um custo de implantação entre R\$136.800 e

R\$455.880. Assumindo uma taxa de juros de 12% ao ano, e o mesmo horizonte de projeto de 10 anos do SAC, o valor de amortização anual (fórmula do valor presente e gastos anuais constantes) correspondente seria de R\$24.211 a R\$80.684, ou seja, 21 R\$/hab.ano. Já com relação à coleta e transporte do lodo, segundo a empresa de caminhões limpa-fossa, JM Desentupidora (2014), a coleta e o transporte do lodo de tanques sépticos dentro de Belo Horizonte, em caminhão com capacidade de 8 m<sup>3</sup>, é de R\$ 190,00. Se ultrapassado o volume, é cobrado outro transporte e se o deslocamento for para outras cidades, o valor é variável conforme a distância. Com isso, tem-se um valor ao ano de custos com a coleta e transporte do lodo bruto de, aproximadamente, 9880 R\$/ano (Custo em R\$/Caminhão em L x Volume aplicado anual em L/ano = 190/8000 x 416000). Ressalta-se que esse valor pode ser variável entre as empresas de caminhão limpa-fossa e localidades. Considerando a faixa populacional de 1140-3799 habitantes, tem-se um custo de 2,60-8,67 R\$/hab.ano para a realização dessa operação, conforme Tabela 4.

Tabela 4: Estimativa do custo global do saneamento por tanques sépticos com SAC para lodo, no horizonte de 10 anos

Etapa	Custos do SAC segundo Giraldi et al. (2009)		Custos do SAC segundo Giraldi e Iannelli (2009)	
	Mínima	Máxima	Mínima	Máxima
População (hab)	1140	3799	1140	3799
Custo implantação de tanque séptico (R\$/hab.ano)	21,00	21,00	21,00	21,00
Custo coleta e transporte do lodo de tanque séptico (R\$/hab.ano)	8,67	2,60	8,67	2,60
Custo implantação e operação de SAC para lodo (R\$/hab.ano)	2,03	0,61	1,20	0,36
<b>Custo total do saneamento (R\$/hab.ano)</b>	<b>31,70</b>	<b>24,21</b>	<b>30,87</b>	<b>23,96</b>

Fonte: Autoria própria (2015)

Dentro das estimativas dos dois estudos quanto ao custo da implantação, operação e manutenção de SAC tratando lodo e considerando o custo da implantação do tanque séptico, a coleta e o transporte do lodo de tanques sépticos, estima-se um custo global do saneamento de 24,21-31,70 R\$/hab.ano para os valores do SAC de Giraldi *et al.* (2009) e 23,96-30,87 R\$/hab.ano para Giraldi e Iannelli (2009). Tal resultado indica que essa solução de saneamento é de baixo custo, podendo ser implantada em localidades com um valor inferior a três reais por habitante ao mês. Destaca-se ainda, que, sendo os custos do tratamento do lodo bem menores do que os custos envolvidos na construção do tanque séptico, coleta e transporte do lodo (entre 1% e 7%, segundo os dados da Tabela 4), não há muitas justificativas, do ponto de vista meramente econômico, de não se implantar a solução completa do saneamento por tanques sépticos, incluindo o tratamento adequado do lodo). Outro ponto a se comentar que os custos globais não serão totalmente assumidos, diretamente, pela população. Esta deve arcar com os custos de implantação dos tanques sépticos e de coleta e de transporte do lodo. Os custos associados aos SAC deverão ser de responsabilidade do prestador de serviços do saneamento na localidade.

### 3.3 Comparação entre SAC e leitos de secagem

A TAS tem sido considerada o parâmetro mais importante para o dimensionamento de um SAC para tratamento de lodo. Na presente pesquisa, a TAS média foi de 81 kgST/m<sup>2</sup>.ano, valor inferior ao comumente encontrado na literatura.

A NBR 12209/2011 (ABNT, 2011), referente a projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário, recomenda que a TAS de leitos de secagem deve ser menor ou igual a 15 kg ST/m<sup>2</sup> de leito para cada ciclo de secagem, quando considerado um valor intermediário de 10 kgST/m<sup>2</sup> e um ciclo de secagem de 15 dias e de limpeza de 5 dias, comumente relatado, calcula-se uma TAS de 183 kgST/m<sup>2</sup>.ano, conforme a Tabela 5. De forma comparativa, a tabela apresenta também os cálculos da área de um leito de secagem para a mesma faixa de população estimada de atendimento do SAC, de 1140-3799 habitantes, bem como a mesma concentração mediana de ST (2349 mg/L) e volume médio aplicado (8 m<sup>3</sup>). No dimensionamento foram inseridas também estimativas usualmente utilizadas em concepção de projetos e citadas por Andreoli *et al.* (2001).

Tabela 5: Estimativa da área requerida para um leito de secagem

Parâmetros	Mín	Máx	Parâmetros	Mín	Máx
População estimada (hab)	1140	3799	Tempo de Limpeza (dias)	5	5
Concentração mediana de ST (mg/L)	2349	2349	Tempo Ciclo (dias)	20	20
Produção mássica média (gST/hab.d)	11,5	11,5	Volume de lodo desaguado (m <sup>3</sup> /ciclo)	22,9	22,9
Carga de ST no lodo (kgST/d)	13,2	43,9	TAS por batelada (kg ST/m <sup>2</sup> )	15	15
Produção volumétrica média (L/hab.d)	0,3	1,0	Bateladas por ano	18	18
Vazão de lodo (m <sup>3</sup> /d)	1,1	1,1	TAS anual (kg ST/m <sup>2</sup> /ano)	183	183
Tempo de Secagem (dias)	15	15	Área requerida (m <sup>2</sup> )	26,3	87,7

Fonte: Pesquisa de campo (2014); Andreoli *et al.* (2001)

Diante disso, para uma mesma faixa populacional de 1140-3799 habitantes, tem-se a possibilidade de tratamento do lodo gerado nos tanques sépticos ser realizada em um SAC (plantado) de 29,1 m<sup>2</sup> com TAS de 81 kgST/m<sup>2</sup>.ano e em um leito de secagem (não plantado) com 26,3-87,7 m<sup>2</sup> e TAS de 183 kgST/m<sup>2</sup>.ano, a depender das características do lodo.

É importante dizer que tal análise não visa concluir se uma tecnologia é melhor do que outra, mesmo porque há outros fatores locais a serem abordados, mas sim conseguir ilustrar as possibilidades de um SAC para tratamento de lodo, que ainda é pouco utilizado no Brasil.

Giraldi *et al.* (2009), em estudo que realiza a análise de custo de SAC tratando lodo de lodos ativados na Itália, relatam que a estação de tratamento possuía leitos de secagem, mas optavam por transportar o lodo para outras estações maiores, por um custo de 12 €/m<sup>3</sup> (~ 36 reais/m<sup>3</sup>) para o transporte, tratamento e disposição final, pois o custo de operação e manutenção dos leitos de secagem foi avaliado como maior do que o custo de transporte e tratamento externo. Após os leitos de secagem serem convertidos para SAC, o tratamento passou a ser realizado na própria estação. Os

autores comentam ainda que o custo de operação e manutenção para tratar nos SAC uma carga específica de 3,8 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup> de lodo por ano foi estimado de 4 €/m<sup>2</sup>.ano (~ 12 reais/m<sup>2</sup>.ano), ocasionando em uma economia de 41,6 €/m<sup>2</sup>.ano (~ 125 reais/m<sup>2</sup>.ano).

Giraldi e Iannelli (2009) relatam que SAC são menos caros do que os tradicionais leitos de secagem, uma vez que eles só precisam ser esvaziados a cada poucos anos. Strande *et al.* (2014) comentam que os SAC podem ser mais caros do que os leitos de secagem, tanto em termos de custos de implantação (por exemplo a compra das plantas), como de custos operacionais (como a realização do corte), mas têm a vantagem de exigir menos retiradas do lodo acumulado, sendo de uma vez a cada alguns anos nos SAC, enquanto nos leitos de secagem ocorrem a cada duas ou três semanas.

Cabe ainda destacar que o o SAC em estudo, após o desaguamento do lodo acumulado no leito, alcançou um percentual de 53% de ST, enquanto as faixas de concentração de ST para lodos primários em filtros prensa é de 40 a 46%, nos leitos de secagem de 30 a 40% e em centrífugas é de 29 a 34% (ANDREOLI *et al.*, 2001). Em regiões tropicais, segundo Kengne *et al.* (2009), é possível alcançar um percentual de sólidos secos de pelo menos 30% no tratamento de lodo de tanques sépticos em SAC.

### 3.4 Aproveitamento das plantas

As plantas cultivadas em SAC podem ser reaproveitadas para outros fins, como paisagísticos, artesanato e alimentação animal, como é o caso do capim tifton-85. Sonko *et al.* (2014) comentam que os SAC tratando lodo de tanques sépticos são uma tecnologia promissora para países de baixa renda, pois o lodo pode ser diretamente aplicado e os produtos finais podem ser vendidos para compensar os custos de operação, como por exemplo, uso do lodo acumulado no solo e das plantas para alimentação animal.

Os dois cortes da parte aérea realizados e mensurados na presente pesquisa apresentaram produtividade de 1,04 e 1,43 kg de matéria seca/m<sup>2</sup> (ou 10,4 e 14,3 ton. de matéria seca/ha), o que pode se estimar no ano, com a realização de 4 cortes, uma produtividade em torno de 50 ton. de matéria seca/ha.ano. Alvim *et al.* (1999), em estudo de análise da resposta do capim tifton-85 a doses de nitrogênio e intervalos de cortes, detectaram produtividades entre 2,6 a 23,1 ton. matéria seca/ha.ano.

De acordo com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) (1983), um boi de, aproximadamente, 400 kg se alimenta de 8,5 kg de matéria seca/dia, em média. Com isso, sem entrar em detalhes específicos da alimentação animal (pois se alimentam também de outras fontes) e da importância da avaliação da presença de poluentes e organismos patogênicos nas

plantas, a produção obtida na presente pesquisa poderia fornecer a matéria seca equivalente a 20 dias de alimentação de um boi.

#### 4 Conclusões

A avaliação da aplicabilidade do SAC tratando lodo de tanques sépticos confirmou que a tecnologia, realmente, apresenta como vantagem o baixo custo, já que, considerando a implantação do tanque séptico, a coleta e o transporte do lodo e o custo da implantação, operação e manutenção do SAC, o custo do saneamento é de menos de 32 R\$/hab.ano.

Além disso, mostrou-se de potencial interesse para localidades menores, alcançando uma faixa de 39 a 131 hab/m<sup>2</sup> e possibilidade de aproveitamento das plantas como alimento para animais, podendo diminuir ainda mais o custo do saneamento.

#### 5 Referências

- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). **NBR-7229. Construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. 1993.
- ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). **NBR-12209. Elaboração de projetos hidráulico-sanitários de estações de tratamento de esgotos sanitários**. 2011.
- ALVIM, M. J.; XAVIER, D. F.; VERNEQUE, R. S.; BOTREL M. A. **Resposta do tifton 85 a doses de nitrogênio e intervalos de cortes**. Pesq. agropec. bras., Brasília, v.34, n.12, 1999.
- ANDRADE, C. F.; VON SPERLING, M.; VALLEJO, L. F. C.; MANJATE, E. S. **Avaliação do efeito da recirculação no tratamento de lodo de fossas sépticas em sistemas alagados construídos de escoamento vertical em escala real e piloto**. In: ABES, 28º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro. 2015.
- ANDRADE, C. F. **Avaliação do tratamento do lodo de caminhões limpa-fossa e do percolado em sistemas alagados construídos de escoamento vertical**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais - Programa de Pós Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. 2015.
- ANDREOLI, C. V.; VON SPERLING, M.; FERNANDES, F. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Lodo de esgotos: tratamento e disposição final** v.6. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia sanitária e Ambiental – UFMG. 483p. 2001.
- APHA/AWWA/WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed.. Washington: APHA, 2012.
- EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Terminação de bovinos na entressafra**. Comunicado Técnico - COT, n. 22, 1983.
- GIRALDI, D., MASCIANDARO, G.; PERUZZI, E.; BIANCHI, V.; PERUZZI, P.; CECCANTI, B.; IANNELLI, R. **Hydraulic and biochemical analyses on full-scale sludge consolidation reed beds in Tuscany (Italy)**. Wat. Sci. Tech. v. 60, n. 5, 2009.
- GIRALDI, D.; IANNELLI, R. **Short-term water content analysis for the optimization of sludge dewatering in dedicated constructed wetlands (reed bed systems)**. Desalination, 24, 2009.
- GKIKI, D.; GIKAS, G. D.; TSIHRINTZIS, V. A. **Construction and operation costs of constructed wetlands treating wastewater**. Wat. Sci. Tech., v. 70, n. 5, 2014.

- HEINSS, U.; LARMIE, S.A.; STRAUSS, M. **Characteristics of faecal sludges and their solids-liquid separation.** EAWAG/SANDEC, 1999.
- IBGE, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Temas e subtemas. Famílias e domicílios. Saneamento básico. Esgotamento sanitário.** 2008. Disponível em: <<http://www.seriesestatisticas.ibge.gov.br/>>. Acesso em: nov. 2013.
- JM DESENTUPIDORA. **Informação por e-mail.** Jan. 2015.
- KENGNE, I. M.; DODANE, P. H.; AKOA, A.; KONÉ, D. **Vertical-flow constructed wetlands as sustainable sanitation approach for faecal sludge dewatering in developing countries.** Desalination, 248, 2009.
- KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos.** São Paulo: Agronômica Ceres, 1985.
- KLINGEL, F. **Nam Dinh urban development project – septage management study.** Nam Dinh City, Vietnam. EAWAG/SANDEC, 78p. 2001.
- KONÉ, D.; STRAUSS, M. **Low-cost Options for Treating Faecal Sludges (FS) in Developing Countries – Challenges and Performance.** In: International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control and to the 6th International IWA Specialist Group Conference on Waste Stabilisation Ponds, 9th. Avignon, France, 2004.
- KOOTTATEP, T. **Constructed Wetlands for Septage Treatment - Towards Effective Faecal Sludge Management.** In: IWA, 8th Conference on wetland systems for water pollution control, Arusha, Tanzania. p.17. 2002.
- KOOTTATEP, T.; SURINKUL, N.; POLPRASERT, C.; KAMAL, A. S. M.; KONÉ, D.; MONTANGERO, A.; HEINSS, U.; STRAUSS, M. **Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate - lessons learnt after seven years of operation.** Wat. Sci. Tech. v. 51, 2004.
- NIELSEN, S. **Economic assessment of sludge handling and environmental impact of sludge treatment in a reed bed system.** Water Sci. Technol. v. 71, 2015.
- POMPÊO, M. **Macrófitas aquáticas.** Universidade de São Paulo. Portal de Ecologia Aquática. Disponível em: <<http://ecologia.ib.usp.br/portal/>>. Acesso em: 10 de dezembro de 2013.
- RULKENS, W. H. **Sustainable sludge management—what are the challenges for the future?** Water Sci. Technol. v. 49, 2004.
- SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2010.** MCIDADES. Brasília: 448 p. 2012.
- SONKO, E. M.; MBÉGUÉRÉ, M.; DIOP, C.; NIANG, S.; STRANDE, L. **Effect of hydraulic loading frequency on performance of planted drying beds for the treatment of faecal sludge.** Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development. v. 4, n. 4, 2014.
- STRANDE, L.; RONTELTAP, M.; BRDJANOVIC, D. **Faecal Sludge Management. Systems Approach for Implementation and Operation.** IWA. p. 427. 2014.
- SUNTTI, C. **Desaguamento de lodo de tanque séptico em filtros plantados com macrófitas.** Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. 2010.
- SUNTTI, C.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. **Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical aplicados na mineralização e desaguamento de lodo de tanque séptico.** Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 16, 2011.
- UGGETTI, E.; FERRER, I.; LLORENS, E.; GARCIA, J. **Sludge treatment wetlands: A review on the state of the art.** Bioresource Technology, v. 101, n. 9, p. 2905-2912, 5// 2010.
- VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos v.1.** 4ª edição. Belo Horizonte: Editora UFMG. 470p. 2014.





## **AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO POR WETLAND CONSTRUÍDO COM ETAPA AERADA**

**Helisson Henrique Borsato de Andrade\***

EACH/USP, São Paulo – SP, Brasil  
Sustentabilidade  
helisson@usp.br

**Leandro Lopez Barbosa**

EACH/USP, São Paulo – SP, Brasil  
Gestão Ambiental  
leandro.lopez.barbosa@usp.br

**Gabriel Inácio da Silva Neto**

EACH/USP, São Paulo – SP, Brasil  
Gestão Ambiental  
gabriel.inacio.neto@usp.br

**Marcelo Antunes Nolasco**

EACH/USP, São Paulo – SP, Brasil  
Sustentabilidade  
mnolasco@usp.br

### **Resumo**

Os wetlands construídos (WC) representam uma forma cada vez mais empregada em todo o mundo para o tratamento de esgoto sanitário, esta tecnologia é baseada em processos naturais de ciclagem de nutrientes e degradação da matéria orgânica presente na água residuária em taxas similares as encontradas na natureza. Os WC apresentam eficiências satisfatórias na remoção de compostos como matéria orgânica, tem baixo consumo de energia e simplicidade operacional, no entanto, pode requerer significativas áreas para a construção e apresenta instabilidade na remoção de nutrientes. O objetivo deste trabalho é demonstrar o desempenho inicial de um sistema de tratamento de esgoto sanitário através da avaliação de parâmetros físico-químicos realizado em um aparato em escala de bancada tratando substrato sintético. O sistema composto por tanque séptico, decantador, wetland de fluxo livre aerado e wetland de fluxo subsuperficial vertical afogado. Foram obtidas eficiências de até 89% de remoção de matéria orgânica em termos de COT, 87% de remoção de nitrogênio total e 8% de fósforo livre.

**Palavras-chave:** Wetlands construídos. Aeração. Tratamento de Esgoto Sanitário. Remoção de Nitrogênio

## 1 Introdução

Os wetlands construídos (WC) são classificados como “Sistemas Naturais de Tratamento de Águas Residuárias”, de modo que seu funcionamento estará sujeito aos fenômenos químicos, físicos e biológicos em velocidades próximas as encontradas na natureza. Tais sistemas utilizam-se dos processos supracitados para ciclagem e degradação de compostos com potencial poluente. (KADLEC; WALLACE, 2009; SEZERINO, 2006; STOTTMEISTER et al., 2003).

Um WC constitui-se de uma complexa reunião de agentes, meio líquido (água residuária), substrato (matéria orgânica e nutrientes), plantas (vasculares e algas), meio suporte (brita, solo etc.), animais invertebrados (larvas de insetos) e uma ampla gama de microrganismos (principalmente bactérias), interagindo através de diversos processos, como sedimentação, filtração, precipitação química, transformação química e biológica, adsorção e sorção de compostos, além de predação e morte natural de patógenos (KADLEC et al., 2000).

A utilização dos sistemas naturais de tratamento de esgotos como os wetlands construídos pode se demonstrar como uma alternativa favorável do ponto de vista de operação, com menores demandas tecnológicas para sua implantação e eficiência no tratamento secundário de esgotos sanitários, favorecendo sua aplicação na realidade de um país em desenvolvimento como o Brasil (VYMAZAL, 2008; WU et al., 2015).

Entretanto, os sistemas de tratamento por WC requerem maiores áreas de instalação e muitas vezes não apresentam a remoção de nutrientes esperada, seja por problemas de operação ou pelas características desfavoráveis do modelo escolhido.

Este fato tem conduzido a realização de estudos visando a melhoria do desempenho quanto a remoção de nitrogênio e fósforo, por exemplo, e também visando uma maior compactação dos aparatos, para sua aplicação em regiões onde não há muita disponibilidade de área ou possuem valor muito elevado, inviabilizando sua implantação.

O objetivo do trabalho aqui descrito é apresentar os dados prévios do estudo denominado “Desenvolvimento e Avaliação de um Sistema Intensificado de Tratamento de Esgoto Sanitário por Wetland Construído”. O trabalho contempla os dados obtidos nos meses de novembro de dezembro de 2014 no aparato em escala de bancada montado com intuito de obtenção de informações para dimensionamento e construção de um sistema em escala real para adequação de esgotos sanitários.

## 2 Metodologia

O sistema descentralizado de tratamento de águas residuárias adotado compõe-se por uma sequência constituída por tanque séptico, *wetland* construído de fluxo livre com aeração, decantador secundário e *wetland* construído de fluxo vertical subsuperficial. Na aplicação real está previsto uma qualidade final de efluente suficiente para sua disposição segura em corpo hídrico mais restritivo como em áreas de manancial ou recarga de aquíferos.

O tanque séptico utilizado dimensionado conforme o descrito pela NBR ABNT 7229 de 1993. Esta etapa do tratamento tem por finalidade a remoção de matéria orgânica sedimentável e/ou flutuante bem como possível digestão anaeróbia.

Posterior ao tanque séptico, o efluente é aplicado em *wetland* construído de fluxo livre com aeração. Este sistema funciona como um reator com baixa taxa de aeração, onde serão cultivadas macrófitas aquáticas flutuantes ou macrófitas fixas em sistemas de flutuação artificial, para assimilação de nutrientes e favorecer o desenvolvimento da comunidade microbiana relacionada ao sistema radicular das plantas, contribuindo assim para maior estabilidade do sistema e eficiência no tratamento.

O sistema de fluxo livre adotado neste projeto tem como referência os descritos como “*Solar Aquatic Aerated Tanks*” descrito por Peterson e Teal (1996) aplicado na adequação de esgotos domésticos de pequenas comunidades. Em sua utilização original o sistema foi construído em uma estufa agrícola, e consistia em 9 tanques aerados com TDH total de 6,5 dias cultivados com *Eichhornia crassipes* seguidos por WC de fluxo subsuperficial. Este sistema tinha como meta atender eficiências bastante elevadas, 96% para remoção de nitrogênio total e 86% para fósforo total. Nesta pesquisa a utilização da etapa de aeração será prevista com menor TDH (entre 24 e 12h) visando a redução de área de implantação e preparação para etapa posterior de tratamento.

Neste tipo de sistema pode-se empregar o cultivo de macrófitas fixas sobre leitos flutuantes como nos sistemas estudados Tanner et al, (2011) e Weragoda et al., (2012), que apesar de não possuírem sistema de aeração, apresentaram valores consideráveis de remoção de matéria orgânica e principalmente nutrientes pela incorporação das plantas pela raiz em contato com os efluentes.

O efluente oriundo dos tanques de aeração será encaminhado ao um decantador secundário sem mecanização para remoção de material suspenso, que pode ser produzido na etapa anterior. Seu dimensionamento seguirá a NBR ABNT 12.209 de 2009 com a taxa de escoamento superficial igual ou inferior a 24 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.d.

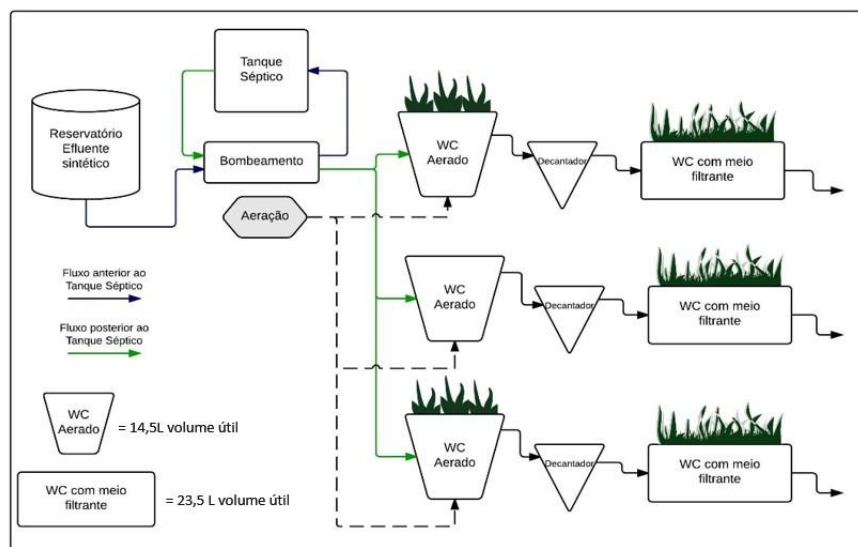
Posterior a passagem pelo decantador o efluente é aplicado em um *wetland* construído de fluxo vertical afogado. O objetivo nesta etapa é remover a matéria orgânica remanescente pela via

anóxica e induzir a desnitrificação através da redução do nitrato e nitrito a nitrogênio atmosférico, além de propiciar processos de adsorção de compostos no meio filtrante e incorporação nas plantas.

O modelo em escala de bancada tem como objetivo principal o estabelecimento de critérios prévios, dimensional e operacional, para o modelo em escala real a ser implementado, além de obtenção de dados iniciais sobre a dinâmica de remoção de nutrientes e matéria orgânica.

O sistema está sendo submetido ao tratamento de substrato sintético similar a esgoto doméstico desenvolvido por Torres (1992), que utiliza extrato de carne como fonte de matéria orgânica e solução de sais para micro e macro nutrientes.

Figura 1 - Fluxograma das linhas de tratamento do modelo de bancada.



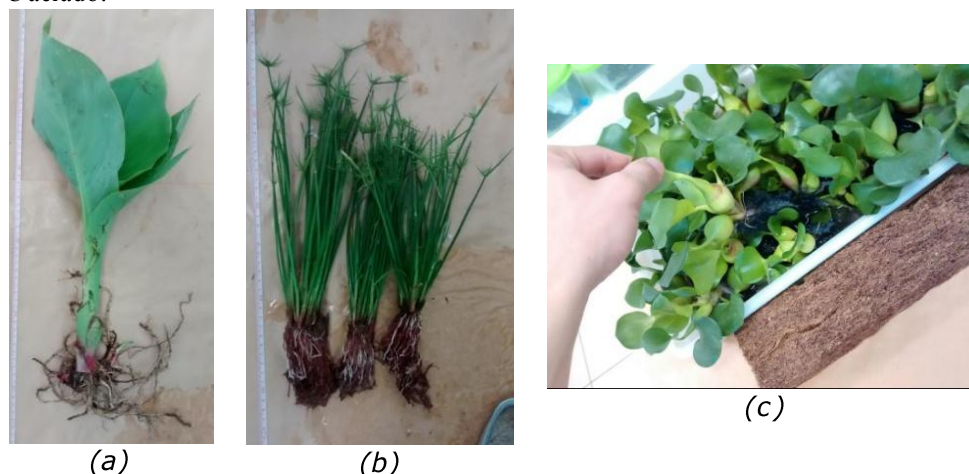
A vazão de alimentação é determinada por uma bomba peristáltica de 8 canais (PolyCanal 5000<sup>®</sup> Provitec), com vazão máxima de 6,2 ml/min por canal.

Os módulos de WC aerados são constituídos em recipientes de polietileno com volume total de 18,3L e volume útil de 14,5L, considerando a borda livre de 5,5cm. Para remoção dos sólidos suspensos que podem se formar nos WC aerados foram adaptados cones de Imhoff, com saída perfurada a 5 cm da borda, com volume útil de 1L.

Para cada um dos módulos WC de fluxo subsuperficial foram utilizados recipientes plásticos de 0,22 m<sup>2</sup> de superfície, totalizando 26cm de profundidade total com volume total de 57,2L, considerando a porosidade média do meio filtrante de 49% (Ø 0,5mm) e o enchimento até 21cm (com 5cm de borda livre), obtém-se o volume útil de 23,5L. A distribuição foi acomodada na parte superior do meio filtrante, e o tubo de coleta do efluente na parte inferior teve a saída elevada, para criar um volume de líquido dentro do sistema fazendo com que o modelo hidráulico seja de escoamento vertical afogado como o descrito por KAICK *et al.* (2011).

Estão sendo testadas duas espécies de plantas, *Cyperus* spp. e *Eichhornia crassipes*, juntamente com um sistema de controle (não plantado). No wetland de fluxo vertical subsuperficial serão cultivadas plantas da espécie *Canna x generalis* (Figura 2).

Figura 2 - Plantas utilizadas no sistema de bancada: (a) *C. x generalis* cultivada nos módulos de WC de fluxo subsuperficial; (b) *Cyperus* spp. cultivada em um dos aparatos de WC aerado; (c) *E. Crassipes* cultivada em outro dos aparatos de WC aerado.



As espécies de plantas selecionadas tiveram como critérios principais de escolha um crescimento vegetativo vigoroso sob as condições climáticas locais, tolerância a água residuária relatada e apresentar potencial paisagístico (YI et al., 2014; ZHANG et al., 2014).

O monitoramento do aparato em escala de bancada terá três fases, cada uma com aproximadamente 60 dias de duração, considerando o tempo necessário para estabilização da atividade biológica em cada fase. Estas fases serão diferenciadas pelas vazões de aplicação, incorrendo em alteração nas taxas e cargas dos sistemas. O objetivo destas alterações é definir com segurança o limite de aplicação sem que haja perda significativa de eficiência na remoção dos parâmetros de interesse. As vazões e outros parâmetros hidráulicos estão apresentados na Tabela 1 abaixo, onde os dados apresentados neste estudo correspondem a primeira fase de operação.

Tabela 1 - Vazões e tempo de detenção hidráulica em cada aparato nas diferentes etapas de monitoramento.

Operação	Vazão (L/h)	WC aerado		WC vertical subsuperficial	
		TDH (horas)	Taxa (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia)	TDH (horas)	Taxa (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> .dia)
Fase 1	0,15	96	0,06	155	0,02
Fase 2	0,30	48	0,11	77	0,03
Fase 3	0,61	24	0,23	39	0,07

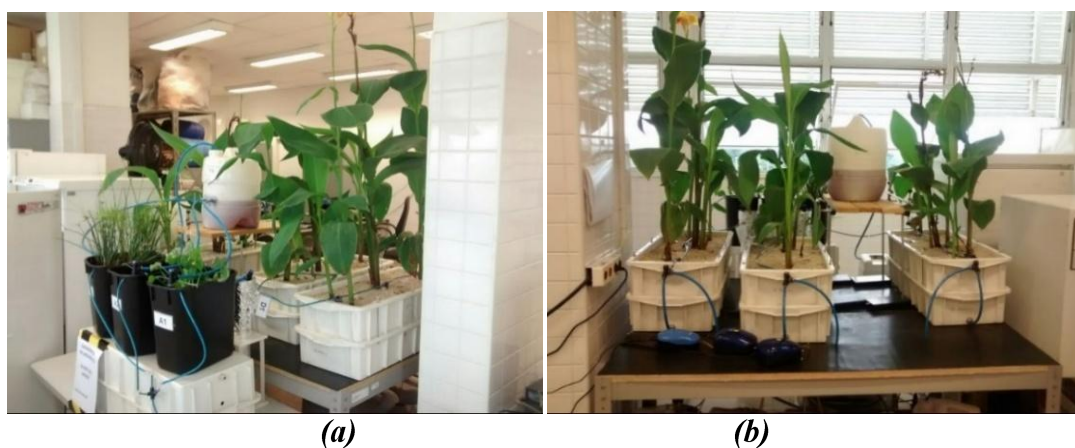
Para o monitoramento do funcionamento do sistema estão sendo realizadas amostragens para análise de pH, Temperatura, Oxigênio Dissolvido, Nitrogênio Total Kjeldahl, Nitrogênio amoniacal, Nítrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), Nitrato(N-NO<sub>3</sub>), Fósforo Livre e Carbono Orgânico Total – COT,

todos os ensaios realizados como base o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2005)

### 3 Resultados

Foi dado início a operação do sistema em escala laboratorial (Figura 3) no dia 13/10/2014 com o plantio das macrófitas aquáticas e introdução do efluente sintético para enchimento de todo o aparato. Com o intuito de auxiliar a atividade biológica, foi misturado ao substrato sintético uma fração de 1/3 de esgoto sanitário do campus universitário da EACH/USP.

Figura 3 - Vistas do sistema de bancada montado no laboratório de saneamento com 25 dias de operação: a) vista frontal com detalhe nos WC aerados plantados e controle, seguidos pelos WC de fluxo subsuperficial; b) Vista da saída dos WC de fluxo subsuperficial.



No tocante as condições operacionais no interior do sistema são apresentadas os valores de pH, Temperatura e Oxigênio Dissolvido (OD) na Tabela 2 abaixo, suas características podem variar dependendo aplicação de aeração (nos WC iniciais) ou refrigeração (no reservatório).

Tabela 2 – Condições ambientais das etapas de tratamento

	pH		Temperatura °C		OD mg/L	
	Média	DP*	Média	DP	Média	DP
<b>Res</b>	6,3	0,3	14,6	7,5	0,3	0,3
<b>TS</b>	6,5	0,1	23,5	1,5	0,3	0,2
<b>A1</b>	7,5	0,6	23,1	1,6	1,5	1,2
<b>A2</b>	7,6	0,4	22,8	1,6	1,4	1,1
<b>A3</b>	7,5	0,3	23,3	1,5	1,3	1,5
<b>D1</b>	7,4	0,2	23,5	1,4	2,2	3,1
<b>D2</b>	7,5	0,1	23,5	1,4	1,5	1,3
<b>D3</b>	7,7	0,1	23,6	1,4	1,7	1,3
<b>WC1</b>	7,2	0,1	22,1	1,5	0,6	0,2
<b>WC2</b>	7,2	0,1	22,3	2,0	0,7	0,3
<b>WC3</b>	7,2	0,1	22,5	2,1	0,7	0,2



DP = Desvio Padrão; Pontos de coleta: Res = Reservatório; TS = Tanque Séptico; A1= WC aerado cultivado com *e. crassipes*; A2 = WC aerado controle (não-plantado); A3 = WC aerado cultivado com *Cyperus* spp.; D (1,2 e 3) = Decantadores subsequentes aos WCs aerados; WC (1, 2 e 3) = WC de fluxo subsuperficial referente a cada linha de tratamento.

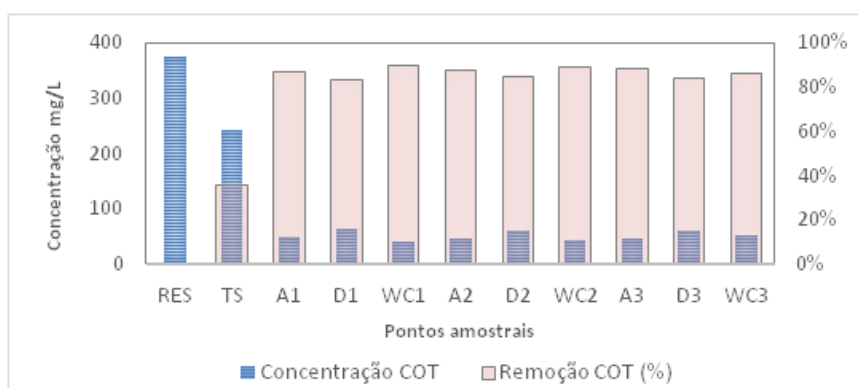
Os valores de pH apresentaram baixa variação entre os sistemas, permanecendo dentro da neutralidade e não afetando drasticamente a atividade microbiana. Valores de pH entre 7,00 e 7,99, considerados como estando dentro da faixa de neutralidade, propicia crescimento microbiano de bactérias generalistas adaptadas a estes valores, como as nitrificantes, por exemplo, com exceção das acidófilas, que têm como pH ótimo valores entre 2 e 3,5, e fungos que desenvolvem-se preferencialmente em pH < 5 (HE et al., 2012).

Os valores de temperatura permaneceram estáveis não representando um fator ao decréscimo de atividade biológica, no reservatório (Res) foram encontrados valores mais baixos devidos a refrigeração aproximadamente a 10°C em estufa.

O oxigênio dissolvido nos sistemas aerados foi mantido entre 1,5mg/L e 1,2mg/L. Esta pesquisa busca a manutenção de baixa aeração para verificar o mínimo de utilização de energia no sistema, e nas etapas não aeradas as concentrações ficaram próximas a 0mg/L com o intuito de induzir a desnitrificação e a degradação anaeróbia no sistema.

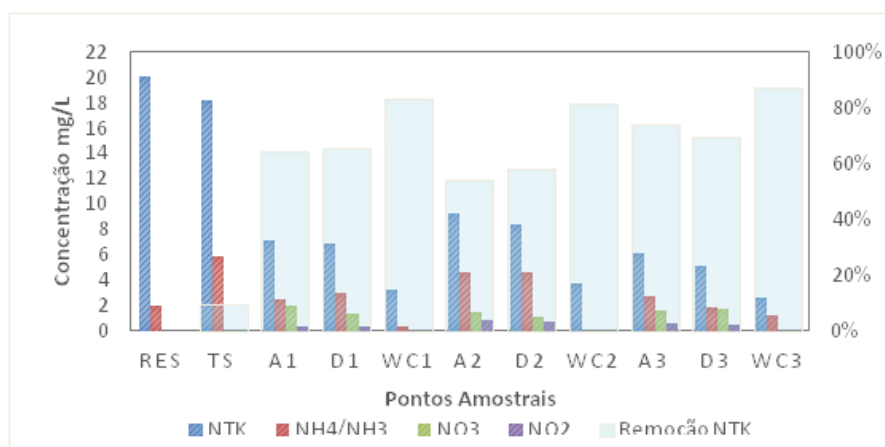
A concentração média de matéria orgânica em termos de COT aplicada no aparato é igual a 374 mg/L, o sistema apresentou valores finais entre 41 e 50mg/L, representando uma eficiência de até 89% de remoção de matéria orgânica.

Figura 3 - Gráfico das concentrações de carbono orgânico total e as eficiências de remoção do mesmo.



Para as formas nitrogenadas verifica-se a amonificação no tanque séptico e posteriormente oxidação a nitrito e nitrato na etapa aerada, a eficiências de remoção de nitrogênio em um WC podem ser atribuídas também a incorporação das plantas, onde o sistema estudado apresentou uma remoção máxima de 87% de remoção de nitrogênio total.

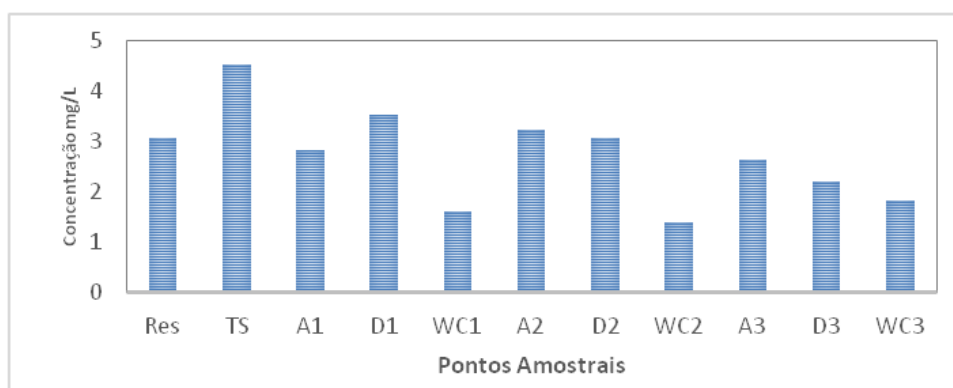
Figura 4 - Gráfico das concentrações nitrogênio total Kjeldahl, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato bem eficiências de remoção de nitrogênio total.



No tocante a remoção de nitrogênio dos sistemas de WC aerados artificialmente os resultados têm indicado um desempenho bastante favorável, com ressalvas aos sistemas de único módulo aerado de maneira contínua, que limita a remoção de nitrogênio total pela ausência de fase anóxica. Os sistemas com aeração intermitente apresentaram em alguns estudos cerca de 90% na remoção de nitrogênio amoniacal e 80% na remoção de nitrogênio total (FAN et al., 2013), chegando até valores acima de 90% de remoção NTK, conforme demonstrado por Hu et al., (2012).

Os fenômenos envolvidos na remoção de fósforo de águas residuárias em sistemas de WC são incorporação nas plantas e microrganismos, adsorção no meio filtrante e precipitação química. As formas mais facilmente disponíveis ao metabolismo biológico são os ortofosfatos (PO4<sup>3-</sup>, HPO4<sup>2-</sup>, H2PO4<sup>-</sup>, H3PO4), já os polifosfatos necessitam de uma quebra antes de sua assimilação (KADLEC et al., 2000; VYMAZAL, 2008).

Figura 5 - Gráfico das concentrações de fósforo livre.



Os sistemas estudados apresentaram remoção máxima de fósforo livre na ordem de 8%, bem inferiores os valores obtidos por Piedade (2010) estudando a dinâmica de fósforo em leitos



cultivados com plantas do gênero *Typha* sem aeração, no tratamento de esgoto doméstico, na qual obteve valores médios de remoção de fósforo de até 41,9%.

#### 4 Considerações finais

Os dados apresentados demonstram o potencial de aplicação da aeração nos sistemas de WC, elevando consideravelmente a remoção de matéria orgânica e principalmente de nitrogênio total. Pelissari et al., (2014) em estudo realizado no sul do Brasil comparando as formas nitrogenadas em um WC subsuperficial vertical e em um horizontal aplicados ao tratamento de esgotos sem etapa de aeração, observou uma remoção média de nitrogênio total na ordem de 59% com taxas na ordem de 1,5 gNTK/m<sup>2</sup>.dia no sistema de fluxo horizontal e 3,1 gNTK/m<sup>2</sup>.dia no sistema de fluxo vertical. Este resultado é relativamente baixo, se comparado ao obtido na pesquisa até o momento média de 70±12% com taxas de 1,7 gNTK/m<sup>2</sup>.dia.

A baixa remoção de fósforo pode estar relacionada a concentração de matéria orgânica. Estudos utilizando areia grossa para avaliar a remoção de fósforos em água residuária sintética em WC intensificado, Li; Wu e Dong (2015), verificaram aumento de 13% para 88% na remoção P-PO<sub>4</sub>, aumentando as concentrações de COT de 30mg/L para 1147mg/L. Estes estudos também indicam que em meios filtrantes com baixa reatividade, como utilizados na pesquisa, a forma mais representativa de remoção de fósforo seria a incorporação biológica no biofilme e nas plantas.

Outros fatores ainda devem ser considerados como a quantidade de energia aplicada para aeração, considerando custos adicionais e maior complexidade de instalação e operação. Também se deve considerar o desempenho do sistema nas próximas fases de operação verificando possíveis instabilidades.

#### 5 Referências

- FAN, J. et al. Intermittent aeration strategy to enhance organics and nitrogen removal in subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource Technology*, v. 141, p. 117–122, 2013.
- HE, Y. et al. Effects of pH and seasonal temperature variation on simultaneous partial nitrification and anammox in free-water surface wetlands. *Journal of Environmental Management*, v. 110, p. 103–109, 2012.
- HU, Y. et al. High rate nitrogen removal in an alum sludge-based intermittent aeration constructed wetland. *Environmental Science and Technology*, v. 46, p. 4583–4590, 2012.
- KADLEC, H. R.; WALLACE, D. S. *TREATMENT WETLANDS*. 2. ed. Ne: CRC Press, 2009. p. 965
- KADLEC, R. H. et al. *Constructed wetlands for pollution control*. p. 156, 2000.
- KAICK, T. S. VAN et al. *RELAÇÃO À CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS APÓS UMA*. n. 1, p. 1–6, 2011.
- LI, C.; WU, S.; DONG, R. Dynamics of organic matter, nitrogen and phosphorus removal and their interactions in a tidal operated constructed wetland. *Journal of Environmental Management*, v. 151, p. 310–316, 2015.

- PELISSARI, C. et al. Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil. *Ecological Engineering*, v. 73, p. 307–310, dez. 2014.
- PIEDADE, A. R. Dinâmica da Remoção de Fósforo em Leitos Cultivados com *Typha* sp. [s.l.] Unicamp, 2010.
- SEZERINO, P. H. Potencialidade dos Filtros Plantados Com Macrófitas (Constructed Wetlands) no Pós-Tratamento de Lagoas de Estabilização sob Condições De Clima SubTropical. [s.l.] Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.
- STOTTMEISTER, U. et al. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. *Biotechnology Advances*, v. 22, n. 1-2, p. 93–117, dez. 2003.
- TANNER, C. C. et al. Floating treatment wetlands: a new tool for nutrient management in lakes and waterways. 24th Annual FLRC Workshop, 8-10 February 2011, n. Figure 1, p. 1–12, 2011.
- TORRES, P. Desempenho de um reator de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários. [s.l.] Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1992.
- VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. p. 965–980, 2008.
- WASTEWATER, S. M. FOR THE E. OF W. AND. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 20th Edition. [s.l.: s.n.].
- WERAGODA, S. K. et al. Tropical Application of Floating Treatment Wetlands. *Wetlands*, v. 32, n. 5, p. 955–961, 29 ago. 2012.
- WU, H. et al. Bioresource Technology A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, v. 175, p. 594–601, 2015.
- YI, N. et al. *Eichhornia crassipes* Cleans Wetlands by Enhancing the Nitrogen Removal and Modulating Denitrifying Bacteria Community. v. 42, n. 5, p. 664–673, 2014.
- ZHANG, C. et al. Comparison of effects of plant and bio film bacterial community parameters on removal performances of pollutants in floating island systems. *Ecological Engineering*, v. 73, p. 58–63, 2014.



**EFEITO DA INVERSÃO NO SENTIDO DO ESCOAMENTO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS NA PRODUTIVIDADE DO *Cynodon* spp. E *Alternanthera philoxeroides***

**Gheila Corrêa Ferres Baptestini\***

Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Agrícola  
gheilacf@yahoo.com.br

**Antonio Teixeira de Matos**

Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Agrícola  
atmatos@ufv.br

**Paola Alfonsa Vieira LoMonaco**

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo  
Campus Santa Teresa  
paolalm@ifes.edu.br

**Érika Caroline Martins**

Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Agrícola  
erikacmartins@hotmail.com

**Resumo**

Com a realização deste estudo objetivou-se avaliar o efeito da inversão no sentido de escoamento da água residuária em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) na produtividade de matéria seca de duas espécies vegetais. Para isso, foram utilizados seis SACs-EHSS: dois não cultivados (SACs-EHSS 1 e 4), dois cultivados com capim Tifton 85 (*Cynodon* spp.) (SACs-EHSS 2 e 5) e dois cultivados com *Alternanthera philoxeroides* (SACs-EHSS 3 e 6). Os SACs-EHSS 1, 2 e 3 foram adaptados para possibilitar a inversão no sentido do escoamento da água residuária, que foi realizada quando se observou que escoamento superficial da água residuária em tratamento (ES) alcançou 50% do comprimento do SAC-EHSS. Foram realizados 8 cortes entre jul/2012 e set/2013, em média, a cada 63 dias. A produtividade de matéria seca variou, ao longo do tempo e comprimento nos sistemas, de 5.060 a 17.086 kg ha<sup>-1</sup>, nos SACs-EHSS cultivados com Tifton 85, e de 4.534 a 16.615 kg ha<sup>-1</sup> nos SACs-EHSS cultivados com *Alternanthera*. A inversão no sentido do escoamento da água residuária proporcionou alterações na produtividade de matéria seca do capim Tifton 85 nos SACs-EHSS 2i e

5ni. Não foi possível observar alterações na produtividade de matéria seca da *Alternanthera*, cultivada nos SACs-EHSS 3 e 6.

**Palavras-chave:** Colmatção. Água residuária de suinocultura. *Wetlands* construídos horizontais.

## 1. Introdução

Um dos principais problemas relativos à operação de sistemas alagados construídos (SACs), e que se tornou evidente nas últimas duas décadas, é a crescente colmatção do meio poroso (KNOWLES et al., 2011). Esse fenômeno é caracterizado pelo entupimento dos poros, com conseqüente redução na porosidade livre, principalmente na parte inicial do sistema (KNOWLES et al., 2011; NIVALA et al., 2012).

Para que se possa propor técnicas operacionais adequadas, existe a necessidade de maior entendimento da dinâmica do processo de entupimento dos poros e de que forma esse entupimento pode ser retardado ou, até mesmo, retrocedido. Além de identificar e caracterizar a colmatção, muitos estudos vêm sendo realizados com o foco na gestão da colmatção em SACs (NIVALA et al., 2012).

A proposição de técnicas operacionais que possibilitem controle da colmatção é essencial para que haja maior disseminação no uso de SACs para tratamento de águas residuárias. Neste contexto, se insere a inversão no sentido do escoamento da água residuária. Nessa técnica, após a inversão no sentido do escoamento, a parte inicial do SAC-EHSS, com alto índice de entupimento de poros, passaria a receber uma água residuária que já passou por um processo de depuração. Isso estimularia os microrganismos a degradar o material colmatante do meio poroso na zona de entrada dos SAC-EHSS, visto que, essa água parcialmente tratada possui alta concentração de nutrientes disponíveis. Além dos microrganismos, o processo de descolmatção seria também realizado pelas plantas, ao colaborarem com a mineralização do material orgânico e pela considerável remoção de material inorgânico. Sabe-se que as plantas cultivadas em SACs-EHSS são capazes de incorporar ar atmosférico pelas folhas, transferindo-o para rizomas e raízes, por meio de aerênquimas, o que dá origem a sítios aeróbios próximos às raízes, o que facilita a degradação do material orgânico presente no meio (MATOS et al., 2010; ZHANG et al., 2014).

Por serem as plantas importantes no processo de tratamento de águas residuárias em SACs e, possivelmente, no processo de descolmatção do meio poroso, é essencial que elas apresentem boas condições de crescimento nesses sistemas, uma vez que são geralmente sensíveis às mudanças no meio.

Dessa forma, teve-se por objetivo, com a condução deste trabalho, avaliar o efeito da inversão no sentido de escoamento da água residuária em sistemas alagados construídos de

escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) na produtividade de matéria seca de duas espécies vegetais.

## 2. Material e métodos

O experimento foi conduzido na Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa/MG. A estrutura experimental foi constituída por seis SACs-EHSS, mantidos em casa de vegetação, utilizados no tratamento de água residuária de suinocultura (ARS). Estes sistemas estavam em operação há aproximadamente 1 ano, quando iniciou-se a coleta de dados do presente estudo.

Os SACs-EHSS foram constituídos por caixas de fibra de vidro, em escala piloto, nas dimensões de 0,6 m x 0,5 m x 2,0 m de altura, largura e comprimento, respectivamente, assentados sobre o solo, sem declividade de fundo. Como meio suporte foi utilizada brita ( $D_{60} = 9,1$  mm, coeficiente de uniformidade –  $CU D_{60}/D_{10} = 3,1$  e volume de vazios inicial de  $0,398 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ), com a qual se preencheu os SACs-EHSS até a altura de 0,55 m, sendo o nível d'água mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material-suporte.

Na saída de cada unidade experimental foi instalado um sistema de drenagem composto por tubos de PVC de 32 mm de diâmetro. Para possibilitar a inversão no sentido do escoamento, em três das unidades experimentais foram instaladas uma segunda entrada e uma segunda saída (SACs-EHSS 1, 2 e 3).

As espécies vegetais cultivadas foram o capim Tifton 85 (*Cynodon* spp.) (SAC-EHSS 2 e SAC-EHSS 5) e a Alternanthera (*Alternanthera philoxeroides*) (SAC-EHSS 3 e SAC-EHSS 6). Nos SAC-EHSS 1 e 4 não houve cultivo.

Na entrada de cada SAC-EHSS foi instalado um reservatório de 20 L, equipado com uma torneira de PVC em seu fundo, que alimentava o sistema com a ARS. Diariamente, cada reservatório de 20 L era preenchido até sua máxima capacidade e só depois a ARS era aplicada nos SACs-EHSS. A ARS era homogeneizada antes de cada aplicação, a fim de garantir que os sólidos presentes na mesma fossem aplicados de maneira uniforme nos sistemas. A aplicação era intermitente, superficial e durava em média 2,0 h.

As faixas de valores das principais variáveis analisadas na ARS afluente aos SACs-EHSS, ao longo de todo período de tempo de condução do experimento, estão apresentadas na Tabela 1. As características operacionais dos SACs-EHSS, estabelecidas com base nas características da ARS, estão apresentadas na Tabela 2.

Tabela 1 – Valores médios e desvio padrão das principais variáveis da ARS afluyente aos SACs-EHSS

pH	CE	DQO	DBO	ST	SVT	SST	NT	P	K	Na
	(dS m <sup>-1</sup> )	----- (mg L <sup>-1</sup> ) -----								
7,46	5,741	5.529	2.220	4.363	2.419	2.111	675	127	350	84
± 0,30	± 2,768	± 4.392	± 1.548	± 2.684	± 1.504	± 2.032	± 411	± 97	± 258	± 56

Fonte: Baptestini (2014).

Tabela 2. Características operacionais dos SACs-EHSS

Q	Q*	TDH	TCO
(m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	(m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )	(h)	(g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> de DBO)
0,020	0,010	19,9	44,4 ± 31,0

Q – vazão afluyente, Q\* - vazão afluyente considerando o tempo de aplicação de 2,0 h, TDH – tempo de detenção hidráulica, TCO – taxa de carregamento orgânico, estabelecida com base na área superficial. Fonte: Baptestini (2014).

Ao longo do período experimental, foram feitos cortes das plantas, em média, a cada 65 dias. O SAC-EHSS foi dividido em três Terços, numerados de 1 a 3, da entrada para saída, respectivamente. Todo o material de cada Terço foi coletado, posto em sacos de papel e levado à estufa com circulação de ar, para secagem sob temperatura de 65 °C, até ser atingida massa constante, para então ser quantificada a produtividade de matéria seca.

As plantas de Tifton 85 foram cortadas a altura aproximada de 6,0 cm acima do nível do substrato. Já as plantas de alternanthera foram cortadas a uma distância de 6,0 cm do enraizamento. Em ambas as espécies cultivadas, impôs-se, como critério, o corte de todos os ramos não enraizados. Foram realizados 8 cortes entre jul/2012 e set/2013, em média, a cada 63 dias.

O monitoramento do avanço do ES foi realizado medindo-se, duas vezes por semana, o alcance do mesmo, com auxílio de fitas métricas instaladas nas bordas dos sistemas. A inversão no sentido de escoamento da água residuária foi efetuada quando se observou que o ES da água residuária aplicada alcançou 50% do comprimento do SAC-EHSS, ou seja, 1,0 m, permanecendo por no mínimo quatro medidas sucessivas. Portanto, o sentido de escoamento da água residuária nos sistemas foi invertido em épocas diferentes, para cada tratamento.

Durante o período experimental, fez-se uma única inversão no sentido do escoamento em cada sistema, sendo o primeiro a ter seu escoamento invertido o SAC-EHSS 2, cultivado com Tifton 85, em jul/2012, o segundo o SAC-EHSS 1, não cultivado, em nov/2012 e, por último, o SAC-EHSS 3, cultivado com Alternanthera, em set/2013.

Após a inversão no sentido do escoamento, a distribuição dos tratamentos foi feita da seguinte forma: SACs-EHSS controle, que não tiveram o sentido do escoamento invertido - SAC-

EHSS 4ni, SAC-EHSS 5ni e SAC-EHSS 6ni;SACs-EHSS que tiveram o sentido do escoamento invertido - SAC-EHSS 1i, SAC-EHSS 2i e SAC-EHSS 3i.

Os dados foram estudados por meio de estatística descritiva, com base nos fenômenos físicos, químicos e biológicos observados, além das informações fornecidas pelos dados coletados e analisados ao longo do período experimental.

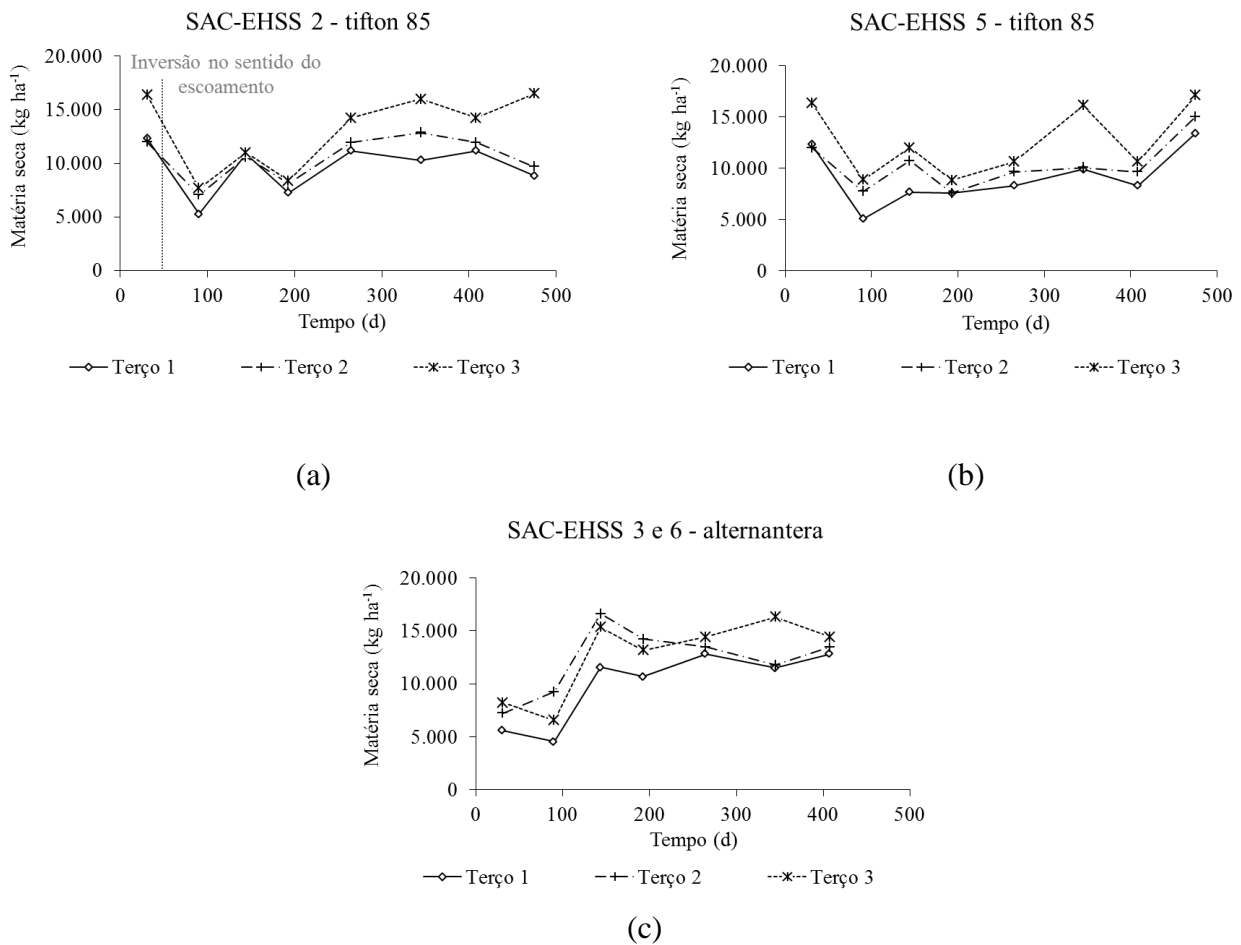
### **3.Resultados e discussão**

Durante o período experimental, ocorreram problemas com infestação de pragas em ambas as espécies vegetais, o que pode ter sido favorecido pelo cultivo dentro da casa de vegetação. Segundo Picanço e Marquini(1999), algumas pragas encontram condições ótimas de desenvolvimento e reprodução em ambiente protegido. Apesar dos problemas com as pragas, considerou-se que as espécies cultivadas apresentaram boa adaptação ao meio de cultivo durante o período de monitoramento do experimento.

Os resultados obtidos na quantificação da produtividade de matéria seca das espécies cultivadas ao longo do tempo estão apresentados na Figura 1. A apresentação dos resultados foi discriminada para os SACs-EHSS 2 e 5, cultivados com Tifton 85, devido à inversão no sentido do escoamento. A partir da inversão cada sistema estava submetido a tratamentos distintos (com inversão e sem inversão), sendo denominados SAC-EHSS 2i e SAC-EHSS 5ni.

Nos SACs-EHSS 3 e 6, cultivados com Alternantera, essa discriminação não foi feita porque os dados de produtividade de matéria seca referem-se ao período sem inversão no sentido do escoamento, portanto, estes sistemas se constituem em repetições, tendo sido apresentados os dados médios. Não há valores de produtividade de matéria seca para a Alternantera no último corte, o que se deve ao ataque de pragas, o que deixou as plantas bastante debilitadas.

Figura 1. Variação na produtividade de matéria seca (kg ha<sup>-1</sup>) para: (a) SAC-EHSS 2, com inversão no sentido do escoamento a partir do segundo corte da parte aérea das plantas, e (b) SAC-EHSS 5, sem inversão no sentido de escoamento, ambos cultivados com Tifton 85; e (c) SACs-EHSS 3 e 6, cultivados com Alternanthera.



Fonte: Baptestini (2014).

Os SACs-EHSS 2, 3 e 6 apresentaram tendência de aumento na produtividade de matéria seca com o decorrer do tempo de operação dos sistemas, sendo essa tendência menos evidente no SAC-EHSS 5. Em relação aos SACs-EHSS 3 e 6, isso pode estar relacionado ao fato da *Alternanthera* ser uma espécie aquática, adaptando-se melhor às condições de alagamento a que foi exposta. Esta mesma tendência foi observada por Matos et al. (2009) e pode ser um indicativo de que o acúmulo de material orgânico no meio poroso torna as condições mais apropriadas para o crescimento da *Alternanthera*.

No caso dos SACs-EHSS 2i e 5ni, cultivados com o capim Tifton 85, o incremento na produtividade de matéria seca da parte aérea das plantas foi mais pronunciado no primeiro sistema, ou seja, naquele em que o sentido de escoamento da água residuária foi invertido. Nota-se que no SAC-EHSS 2i a produtividade foi ligeiramente maior em todos os terços, resultando em uma média total igualmente maior. Além disso, analisando os resultados apresentados na Figura 1, verifica-se



que, pelo menos aparentemente, a inversão foi especialmente benéfica para o Terço 3 do SAC-EHSS 2i.

Esperava-se que, com a inversão do sentido do escoamento, a ARS chegaria mais “tratada” no Terço 1 do sistema, ou seja, com nutrientes disponibilizados com a degradação da matéria orgânica nos terços anteriores. Isso estimularia os microrganismos a degradarem o material colmatante, bem como proporcionaria maior disponibilidade de nutrientes para as plantas, com isso, as plantas se desenvolveriam mais e melhor no Terço 1 dos SACs-EHSS em que houve inversão no sentido do escoamento. Assim, em conjunto, microrganismos e vegetação, atuariam como agentes descolmatantes do meio poroso.

Analisando as produtividades médias de matéria seca obtidas para o capim Tifton 85, verifica-se um incremento de 6,3%, 2,3% e 3,8% nos Terços 1, 2 e 3, respectivamente, no SAC-EHSS 2i, quando comparado ao SAC-EHSS 5ni, que não teve inversão no sentido do escoamento. Portanto, apesar da produtividade média de matéria seca do primeiro terço não ter superado a dos demais terços do SAC-EHSS 2i, o Terço 1 foi o que apresentou maior incremento em resposta à inversão no sentido do escoamento.

Outro fato, demonstrando os benefícios da inversão para a vegetação foi a observação em campo de maior dificuldade de rebrota no SAC-EHSS 5ni em relação ao SAC-EHSS 2i, principalmente para os Terços 1 e 2. Tal fato ocorreu com um pouco mais de 2 anos de operação dos sistemas. Acredita-se que essa diferença na capacidade de rebrota esteja relacionada ao comportamento do potencial redox (*Eh*) do meio poroso, já que o SAC-EHSS 2i, também cultivado com Tifton 85, não apresentou o mesmo problema de rebrota.

Em SACs-EHSS, o *Eh* varia ao longo do comprimento e profundidade do sistema, aumentando, no primeiro caso, da entrada para saída, e diminuindo, no segundo caso, da superfície para o fundo (KADLEC; WALLACE, 2008; MATOS et al., 2010; PRATA et al., 2013). Dessa forma, acredita-se que a inversão no sentido do escoamento tenha proporcionado aumento no *Eh* nos dois primeiros terços do SAC-EHSS 2i, em virtude da aplicação da ARS passar a ocorrer no Terço 3 (nova posição de aplicação do afluente) e, com isso, a matéria orgânica passou a chegar mais degradada e os nutrientes mais disponíveis nos Terços 2 e 1, dando chance à recuperação da vegetação nessas áreas, o contrário do ocorrido no SAC-EHSS 5ni. Além disso, a inversão no sentido do escoamento pode ter favorecido a difusão de oxigênio na camada superior do leito, nos Terços 1 e 2, ao eliminar o *ES* dessas zonas, favorecendo o aumento do *Eh* próximos às raízes e, com isso, o desenvolvimento da vegetação no SAC-EHSS 2i.

#### 4. Conclusão

Com base nos resultados apresentados pode-se concluir que:

- A inversão no sentido do escoamento da água residuária proporcionou alterações na produtividade do capim Tifton 85, ao longo do comprimento e tempo de operação dos SACs-EHSS 2i e 5ni;
- Não foi possível observar alterações na produtividade da Alternantera cultivada nos SACs-EHSS 3 e 6, devido à inversão demasiadamente tardia no sentido do escoamento e ao ataque de pragas nas plantas em cultivo.

#### 5. Agradecimentos

Ao Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento de Científico e Tecnológico (CNPq) e ao Grupo de Pesquisa em Qualidade Ambiental (GPQA).

#### 6. Referências

BAPTESTINI, G. C. F. **Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial com inversão no sentido de escoamento**. 2014. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2014.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment wetlands**. 2<sup>nd</sup> ed. Florida: CRC press, 2008. 1016 p.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; BRASIL, M. S.; BORGES, A. C. Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 3, p. 518-526, 2010.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009.

PICANÇO, M. C.; MARQUINE, F. Manejo integrado de pragas de hortaliças em ambiente protegido. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v. 20, p. 126-133, 1999.

PRATA, R. C. C.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; LO MONACO, P. A. V.; PIMENTA, L. A. Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-amarelo. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 33, n. 6, p. 1144-1155, 2013.



## UTILIZAÇÃO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA NA ESTIMATIVA DO GRAU DE COLMATAÇÃO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS

**Gheila Corrêa Ferres Baptestini\***

Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Agrícola  
gheilacf@yahoo.com.br

**Antonio Teixeira de Matos**

Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Agrícola  
atmatos@ufv.br

**Mauro Aparecido Martinez**

Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Agrícola  
mmauro@ufv.br

**Mateus Pimentel de Matos**

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
matmatos\_eaa@yahoo.com.br

### Resumo

Com a realização deste estudo, objetivou-se avaliar a utilização da condutividade hidráulica em meio saturado ( $K_s$ ) como variável de monitoramento do grau de colmatação de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS). Para isso, as medições foram efetuadas em seis SACs-EHSS: dois não cultivados (SACs-EHSS 1 e 4), dois cultivados com capim tifton 85 (*Cynodon spp.*) (SACs-EHSS 2 e 5) e dois cultivados com alternanthera (*Alternanthera philoxeroides*) (SACs-EHSS 3 e 6). Nos SACs-EHSS 1, 2 e 3 foram instaladas uma segunda entrada e uma segunda saída, visando possibilitar a inversão no sentido do escoamento da água residuária.  $K_s$  variou de 866 a 3340 m d<sup>-1</sup> e de 103 a 1350 m d<sup>-1</sup>, no início e fim do período experimental, respectivamente. No SAC-EHSS 2i, após a inversão no sentido do escoamento da água residuária, houve aumento de  $K_s$ ; o mesmo não tendo sido detectado nos SACs-EHSS 1i e 3i. Por não ter sido obtida associação muito estreita entre valores de  $K_s$  e o grau de colmatação dos sistemas, recomenda-se que essa variável deva ser analisada em conjunto com outras, para que se possa estimar, com confiabilidade, o grau de colmatação de SACs-EHSS.

**Palavras-chave:** Colmatação. Escoamento superficial. *Wetlands* construídos horizontais.

## 1. Introdução

A colmatção, causada pelo acúmulo de sólidos no meio poroso, se constitui em um dos principais problemas de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) (NIVALA et al., 2012). Pode dar origem a problemas operacionais que vão desde decréscimo na eficiência do sistema a, até, necessidade de troca do substrato e, nesse caso, tempo para que o sistema alcance desejáveis condições de operação.

No âmbito do aperfeiçoamento da gestão operacional de SACs-EHSS, com a finalidade de retardar a colmatção e tornar desnecessária a troca do substrato, se insere a proposta da inversão no sentido do escoamento da água residuária. Com a inversão no sentido do escoamento da água residuária, a parte inicial do SAC-EHSS, com alto índice de entupimento de poros, passaria a receber uma água residuária que já passou por um processo de depuração. Isso estimularia os microrganismos a degradar o material colmatante, visto que essa água parcialmente tratada possui alta concentração de nutrientes disponíveis. Isso traria benefícios aos microrganismos e às plantas cultivadas, proporcionando descolmatção, ao menos parcial, do meio poroso (MATOS et al., 2010; ZHANG et al., 2014).

Para se monitorar a evolução do processo de colmatção e a possível descolmatção do meio poroso de SACs-EHSS, devem ser utilizadas variáveis hidrodinâmicas que estejam associadas ao fenômeno da colmatção, mas que sejam de fácil medição e, se possível, não invasivas. Segundo Nivala et al. (2012), dentre as alternativas para medir a extensão e o impacto do entupimento em meios porosos está a medição de condutividade hidráulica em meio saturado ( $K_s$ ).

Considerando-se a necessidade da disponibilização de técnicas que possibilitem a caracterização das condições operacionais de SACs-EHSS, com a realização deste trabalho, teve-se por objetivo avaliar o monitoramento da condutividade hidráulica em meio saturado como variável a ser utilizada na estimativa do grau de colmatção do meio poroso desses sistemas.

## 2. Material e métodos

O experimento foi conduzido na Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa/MG. A estrutura experimental foi constituída por seis SACs-EHSS, mantidos em casa de vegetação, utilizados no tratamento de água residuária de suinocultura (ARS). Estes sistemas estavam em operação há aproximadamente 1 ano, quando iniciou-se a coleta de dados do presente estudo.

Os SACs-EHSS foram constituídos por caixas de fibra de vidro, em escala piloto, nas dimensões de 0,6 m x 0,5 m x 2,0 m de altura, largura e comprimento, respectivamente, assentados sobre o solo, sem declividade de fundo. Como meio suporte foi utilizada brita ( $D_{60} = 9,1$  mm,

coeficiente de uniformidade –  $CU D_{60}/D_{10} = 3,1$  e volume de vazios inicial de  $0,398 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ), com a qual se preencheu os SACs-EHSS até a altura de 0,55 m, sendo o nível d'água mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material-suporte.

Na saída de cada unidade experimental foi instalado um sistema de drenagem composto por tubos de PVC de 32 mm de diâmetro. Para possibilitar a inversão no sentido do escoamento, em três das unidades experimentais foram instaladas uma segunda entrada e uma segunda saída (SACs-EHSS 1, 2 e 3).

As espécies vegetais cultivadas foram o capim tifton 85 (*Cynodon spp.*) (SAC-EHSS 2 e SAC-EHSS 5) e a alternantera (*Alternanthera philoxeroides*) (SAC-EHSS 3 e SAC-EHSS 6). Nos SAC-EHSS 1 e 4 não houve cultivo.

Na entrada de cada SAC-EHSS foi instalado um reservatório de 20 L, equipado com uma torneira de PVC em seu fundo, que alimentava o sistema com a ARS. Diariamente, cada reservatório de 20 L era preenchido até sua máxima capacidade e só depois a ARS era aplicada nos SACs-EHSS. A ARS era homogeneizada antes de cada aplicação, a fim de garantir que os sólidos presentes na mesma fossem aplicados de maneira uniforme nos sistemas. A aplicação era intermitente, superficial e durava em média 2,0 h. Dessa forma, o tempo de detenção hidráulica foi de 19,9 h, a vazão aplicada de  $0,020 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , ou  $0,010 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , considerando o tempo de aplicação de 2,0 h, e a taxa de carregamento orgânico, estabelecida com base na área superficial, de  $44,4 \pm 31,0 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  de DBO.

O critério para inversão no sentido do escoamento da água residuária baseou-se no monitoramento do avanço do *ES*, feito medindo-se, duas vezes por semana, o alcance do mesmo, com auxílio de fitas métricas instaladas nas bordas dos sistemas. A inversão no sentido do escoamento foi efetuada quando se observou que o *ES* da água residuária aplicada alcançou 50% do comprimento do SAC-EHSS, ou seja, 1,0 m, permanecendo, assim, por no mínimo quatro medidas sucessivas. Durante o período experimental, fez-se uma única inversão no sentido do escoamento em cada sistema, sendo o SAC-EHSS 2, cultivado com tifton 85, o primeiro a ter seu escoamento invertido, o que ocorreu em jul/2012; o SAC-EHSS 1, não cultivado, foi o segundo, o que ocorreu em nov/2012 e, por último, o SAC-EHSS 3, cultivado com alternantera, em set/2013.

Após a inversão no sentido do escoamento, a distribuição dos tratamentos foi feita da seguinte forma: SACs-EHSS controle, que não tiveram o sentido do escoamento invertido - SAC-EHSS 4ni, SAC-EHSS 5ni e SAC-EHSS 6ni; SACs-EHSS que tiveram o sentido do escoamento invertido - SAC-EHSS 1i, SAC-EHSS 2i e SAC-EHSS 3i.

A medição de  $K_s$  no leito dos SACs-EHSS vegetados e não vegetados foi feita, de maneira pontual, ao longo do comprimento do sistema e ao longo do tempo de experimentação, com intuito

de serem avaliados os efeitos dos fatores vegetação, da posição e do tempo nessa propriedade hidrodinâmica. Cada SAC-EHSS foi dividido em três partes ou terços e, em cada um desses terços, foi feita a medição de  $K_s$ , assim, as medições foram realizadas às distâncias de 0,33; 1,00 e 1,67 m do início do sistema. Os SACs-EHSS entraram em operação em jul/2011 e as medições realizadas de set/2011 a out/2013.

O procedimento para determinar  $K_s$  consistiu na utilização de um tubo de PVC (piezômetros) de 75 mm de diâmetro (2R), inserido de forma permanente no leito do SAC-EHSS, a uma profundidade molhada de 0,1 m (L), sendo então aplicada, no tubo, uma carga hidráulica inicial de 0,40 m ( $h_0$ ), na forma de um pulso, medindo-se o tempo que a água demorava a infiltrar no meio poroso do leito, ou seja, o decaimento da carga hidráulica (h) com o tempo. Trata-se de uma medição de carga variável, realizada *in situ*, com nível de água descendente (*falling head test*), semelhante, porém com um piezômetro de geometria diferente, às efetuadas por Caselles-Osorio et al. (2007), Pedescoll et al. (2009) e Paoli e von Sperling (2013).

Para o cálculo de  $K_s$ , foi utilizado o procedimento proposto por Hvorslev (1951), em que são empregados os parâmetros do piezômetro e da curva, em escala semi-logarítmica,  $(h/h_0) \times t$ . De acordo com essa solução,  $K_s$  pode ser obtida utilizando-se:

$$K_s = \frac{2.R.\pi + 11.L}{11.t_{37}} \quad (1)$$

Em que,  $R$  é o raio interno do tubo ou piezômetro (m);  $L$  é a altura do tubo submerso (m); e  $t_{37}$  é o tempo de retardo básico (s).

O  $t_{37}$  corresponde ao tempo decorrido até que seja obtido  $h/h_0 = 0,37$ . Considerando-se o *design* do piezômetro utilizado, os valores medidos de  $K_s$  representam o escoamento vertical no meio poroso e foram corrigidos para a temperatura de referência de 20 °C.

Para estimativa da  $K_s$  na brita limpa, a mesma medição (em três repetições) descrita anteriormente foi realizada em três pontos de um SAC-EHSS, de mesmas dimensões e mesmo material suporte que as demais unidades experimentais, utilizando água limpa.

Para caracterização do grau de colmatção nos sistemas avaliados, ao fim do período experimental, em out/2013, foram retiradas amostras do material (substrato mais sólidos ocupantes dos poros) do leito dos SACs-EHSS com o objetivo de quantificar e caracterizar os sólidos intersticiais, que foram divididos em sólidos grosseiros (diâmetro das partículas entre 0,212 e 1,0 mm) e sólidos finos (diâmetro das partículas menor que 0,212 mm). As análises efetuadas nos sólidos intersticiais foram: sólidos totais (ST), pelo método gravimétrico, sólidos voláteis totais (SVT) e sólidos fixos totais (SFT), obtidos após a calcinação do material em mufla, sob temperatura

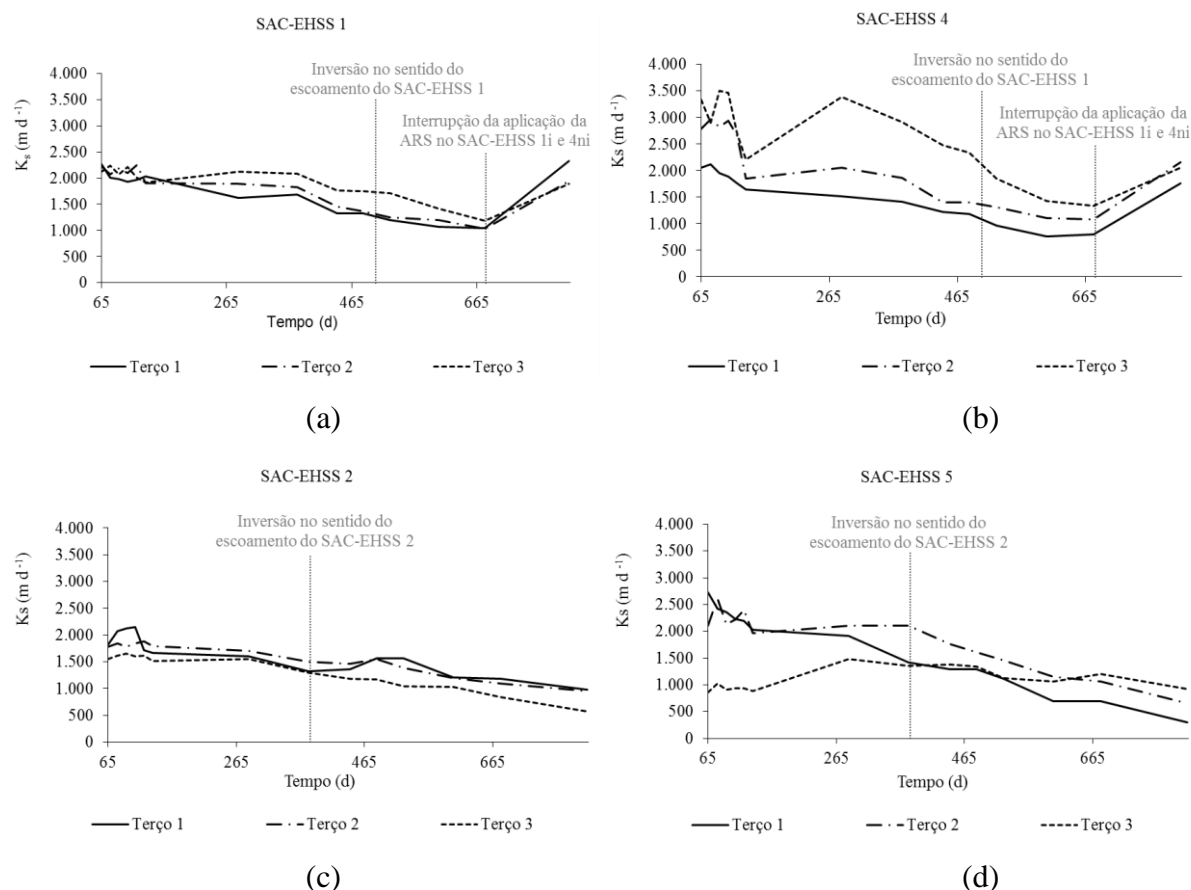
de 550 °C, por 2,0 h (APHA et al., 2012). Os dados de teor de sólidos foram convertidos para razão massa de sólidos intersticiais por volume de poros, em relação à matéria seca.

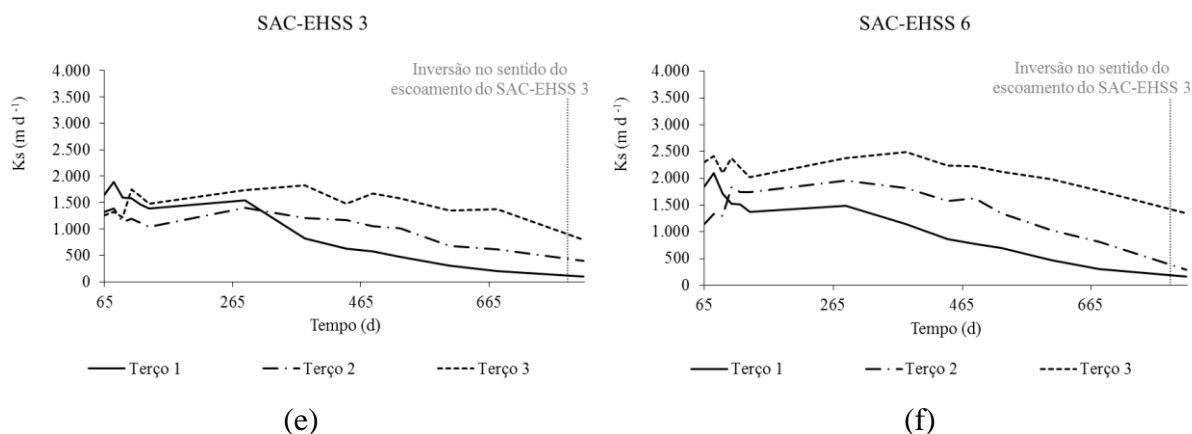
Os dados foram estudados por meio da estatística descritiva, com base nos fenômenos físicos, químicos e biológicos observados, além das informações fornecidas pelos dados coletados e analisados ao longo do período experimental.

### 3. Resultados e discussão

Na Figura 1 estão apresentadas as variações dos valores de  $K_s$  ao longo do tempo, para cada SAC-EHSS. O período de tempo experimental apresentado nessas figuras compreende 813 dias (set/2011 a out/2013). O valor médio de  $K_s$  obtido para brita limpa foi de  $2.504 \text{ m d}^{-1}$ .

Figura 1. Variação de  $K_s$  ao longo do tempo, antes e após a inversão no sentido do escoamento, nos Terços 1, 2 e 3 de: (a) e (b) SACs-EHSS 1 e 4, não cultivados; (c) e (d) SACs-EHSS 2 e 5, cultivados com capim tifton 85; e (e) e (f) SACs-EHSS 3 e 6, cultivados com alternantera





Fonte: Baptestini (2014).

Segundo Caselles-Osprio e Garcia (2007), os valores de  $K_s$  obtidos em SACs-EHSS pelo método do *falling head test* são "aparentes" e, portanto, não podem ser comparados com os outros valores de  $K_s$  medidos em sistemas com características e condições operacionais diferentes.

Ao final de pouco mais de 2 anos de operação dos sistemas, as medidas de  $K_s$  reduziram de  $1.774 \text{ m d}^{-1}$  para  $785 \text{ m d}^{-1}$ , nos sistemas em que houve inversão no sentido do escoamento, e de  $2.130 \text{ m d}^{-1}$  a  $766 \text{ m d}^{-1}$ , para os sistemas em que essa inversão não ocorreu. Os valores de  $K_s$  obtidos no presente trabalho foram maiores que os obtidos por Caselles-Osorio et al. (2007), que foi de 0 a  $200 \text{ m d}^{-1}$ , Pedescoll et al. (2009), menores que  $20 \text{ m d}^{-1}$  a  $800 \text{ m d}^{-1}$ , e Paoli e von Sperling (2013), de 7 a  $324 \text{ m d}^{-1}$ , em SACs-EHSS em operação entre 8 meses e 4 anos de operação.

Em relação à variação de  $K_s$  ao longo do comprimento dos SACs-EHSS, nota-se na Figura 1, para os SACs-EHSS sem cultivo e cultivados com alternantera, que houve tendência de aumento dessa variável do Terço 1 para o Terço 3. Nos sistemas cultivados com tifton 85, esta mesma tendência não foi observada. Estudos comparativos de  $K_s$  entre as zonas de entrada e saída de SACs-EHSS também têm identificado alteração dessa variável em relação à posição nos SACs-EHSS, como demonstram os trabalhos de Suliman et al. (2006), Pedescoll et al. (2009) e Paoli e von Sperling (2013). Supõe-se que a forma de desenvolvimento da espécie vegetal em cultivo tenha forte influência em  $K_s$ , tendo em vista que a carga de sólidos aplicada foi a mesma em todos os SACs-EHSS.

As plantas também influenciaram a colmatção do meio poroso superficial dos SACs-EHSS, ao contribuir com detritos vegetais que aumentaram devido ao ataque de pragas, conduzindo à mais rápida redução de  $K_s$ . O método utilizado de medição de  $K_s$  é muito sensível às condições da camada superficial e, por isso, não expressa as condições hidrodinâmicas de todo o meio poroso e nem da quantidade de sólidos retida nos poros (PEDESCOLL et al., 2009; CASELLES-OSORIO et al., 2007).



Notou-se, no cruzamento dos dados de  $K_s$  e de sólidos, entre sólidos intersticiais finos e grosseiros, obtidos nas camadas 0-20 cm e 20-55, que, em razão da forma como as medições foram feitas, não existe boa correlação de  $K_s$  com o grau de colmatação do meio poroso. A colmatação do meio poroso está associada a fatores como quantidade de sólidos intersticiais e superficiais, características destes sólidos e presença ou não de plantas e esses fatores interagem maneira complexa que só com a medição de  $K_s$ , principalmente em razão das condições que é feita, não é possível sua quantificação. Para Llorens et al. (2009), as propriedades dos sólidos, como a densidade, são tão importantes no processo de colmatação como sua quantidade. Por exemplo, o crescimento de biofilme dá origem à formação de um material gelatinoso, de baixa densidade, capaz de reter a água, o que reduz significativamente a porosidade drenável e, conseqüentemente,  $K_s$  (SULIMAN et al., 2006; KNOWLES et al., 2011). Segundo Knowles et al. (2011), as raízes e rizomas contribuem para o entupimento subsuperficial, principalmente nos primeiros centímetros superficiais do leito, influenciando  $K_s$ . Todavia, no trabalho de Fu et al. (2013), conduzido em SACs-EV, ficou evidente que a presença das plantas adiou, a princípio, o processo de colmatação e, assim como no trabalho de Brasil e Matos (2008) com SACs-EHSS, os autores creditaram esse fenômeno à expansão, proporcionada pelas raízes, no espaço poroso do meio suporte.

Quanto ao efeito da inversão no sentido do escoamento sobre a variável  $K_s$ , não se observou uma reação positiva nos SACs-EHSS 1i e 3i (sem cultivo e cultivado com alternantera, respectivamente), ou seja, após a inversão, os valores de  $K_s$  continuaram diminuindo nestes sistemas. Já no SAC-EHSS 2i (cultivado com capim tifton 85) ocorreu aumento de  $K_s$  nos Terços 1 e 2, após efetuada a inversão. Com relação aos SACs-EHSS 1i e 4ni, em maio/2013 os mesmos foram desativados já que o  $ES$  alcançou os 200 cm, ou seja, os sistemas ficaram totalmente alagados entretanto, também neles foi medido  $K_s$ , estando os resultados aprestados na Figura 1. Na Figura 1a e 1b é possível notar que, após um período de repouso de 133 dias, sem esvaziá-los, houve aumento de  $K_s$  e o aumento em relação ao  $K_s$  de antes do repouso foi de 120%, 90% e 60%, para os Terços 1, 2 e 3, respectivamente, no SAC-EHSS 1i, e de 120%, 100% e 50%, para os Terços 1, 2 e 3, respectivamente, no SAC-EHSS 4ni. Acredita-se que, durante o repouso, por não haver aplicação de ARS, o nível de água no interior do leito foi rebaixado por evaporação, proporcionando uma aeração na parte superior do meio poroso, degradação parcial do material orgânico e, com isso, aumento de  $K_s$ . De acordo com Nivala et al. (2012), a aeração do meio poroso presumivelmente proporciona maior digestão aeróbia, *in situ*, dos sólidos orgânicos, o que pode reestabelecer a porosidade, ajudando a desobstruir o sistema e, conseqüentemente, aumentar  $K_s$ . Além disso, o SAC-EHSS funcionou como um reator biológico, no qual também ocorreu a degradação de parte do

material retido nos interstícios do meio poroso, aumentando a porosidade livre e, por conseguinte,  $K_s$ .

A inversão no sentido do escoamento, a princípio, amorteceu a redução de  $K_s$  no SAC-EHSS 1i, apesar de não ter eliminado a tendência de sua redução. Nos sistemas cultivados com tifton 85, os valores de  $K_s$  do Terço 1 e 2 do SAC-EHSS 2i apresentaram aumento após a inversão no sentido do escoamento e as reduções de  $K_s$  no Terço 2 foram menores no SAC-EHSS 2i, em relação ao Terço 2 do SAC-EHSS 5ni. Nos cinco meses seguintes após a inversão no sentido do escoamento do SAC-EHSS 2i, percebeu-se aumento gradual de  $K_s$  no Terço 1. Isso também pode ser observado na Figura 1c e 1d, quando ocorrem mudanças no comportamento de  $K_s$  entre os Terços, para os sistemas SAC-EHSS 2i e 5ni, considerando o período de tempo após a inversão.

Considerando-se os resultados obtidos, acredita-se que haveria maior persistência e intensidade dos efeitos positivos, resultantes da inversão, caso a mudança no sentido do escoamento tivesse sido feita mais prematuramente nos SACs-EHSS, ou seja, não se permitindo que  $ES$  tivesse alcançado uma extensão tão longa como a de 50% do comprimento dos SACs-EHSS. Neste contexto, supõe-se que os Terços 1 e 2 não estariam tão afetados pelos efeitos da colmatção e isso aumentaria as chances de ocorrer a degradação do material colmatante formado nestas regiões, pela ação dos microrganismos e plantas, de forma que essa degradação seria mais eficiente e persistente. Logo, com o aumento da porosidade efetiva, haveria aumento de  $K_s$ .

Cabe destacar que, a metodologia utilizada para determinação  $K_s$  despreza os 5 cm superficiais do leito, que não permaneciam saturados. Essa desconsideração pode ter prejudicado a sensibilidade na associação dos valores de  $K_s$  com o grau de colmatção do meio poroso. Por essa razão, as medidas de  $K_s$ , em razão das inadequações associadas ao método utilizado, devem ser analisadas com cautela, e em conjunto com outras variáveis, para que se possa ter uma estimativa confiável do grau de colmatção do meio poroso.

#### 4. Conclusão

Com base nos resultados apresentados pode-se concluir que:

- As medições de  $K_s$  foram capazes de detectar alterações do meio poroso após a inversão no sentido do escoamento da água residuária, embora, no geral, não tenham apresentado sensibilidade suficiente para adequada associação com o grau de colmatção (teor de SVT) no sistema;
- - Em razão da colmatção de SACs-EHSS ser um fenômeno predominantemente superficial, a medição de  $K_s$  à profundidade de 10 cm abaixo do nível de água

impediu que houvesse sua mais estreita associação com o teor de SVT no meio poroso;

- - Os valores de  $K_s$ , da forma como foram determinados, não apresentaram boa correlação com o grau de colmatção e, por isso, devem ser analisados em conjunto com outras variáveis, para adequada interpretação do grau de colmatção de SACs-EHSS.

## 5. Agradecimentos

Ao Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e ao Grupo de Pesquisa em Qualidade Ambiental (GPQA).

## 6. Referências

BAPTESTINI, G. C. F. **Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial com inversão no sentido de escoamento**. 2014. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2014.

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION); AWWA (AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION); WEF (WATER ENVIRONMENT FEDERATION). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22<sup>nd</sup> ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2012. 1046 p.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 323-328, 2008.

CASELLES-OSORIO, A.; GARCIA, J. Effect of physico-chemical pretreatment on the removal efficiency of horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Environmental Pollution**, v. 146, n. 1, p. 55-63, 2007.

CASELLES-OSORIO, A.; PUIGAGUT, J.; SEGÚ, E.; VAELLO, N.; GRANÉS, F.; GARCÍA, D.; GARCÍA, J. Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, v. 41, n. 6, p. 1388-1398, 2007.

FU, G.; ZHANG, J.; CHEN, W.; CHEN, Z. Medium clogging and the dynamics of organic matter accumulation in constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 60, p. 393-398, 2013.

HVORSLEV, M. J. **Time lag and soil permeability in ground water observations**. Bulletin 36. Vicksburg, Mississippi: U.S. Army Corps of Engineers Water-way Experimentation Station, 1951.

KNOWLES, P.; DOTRO, G.; NIVALA, J.; GARCÍA, J. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: occurrence and contributing factors. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 99-112, 2011.

LLORENS, E.; PUIGAGUT, J.; GARCÍA, J. Distribution and biodegradability of sludge accumulated in a full-scale horizontal subsurface-flow constructed wetland. **Desalination and water treatment**, v. 4, n. 1-3, p. 54-58, 2009.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; BRASIL, M. S.; BORGES, A. C. Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 3, p. 518-526, 2010.

NIVALA, J.; KNOWLES, P.; DOTRO, G.; GARCÍA, J.; WALLACE, S. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: measurement, modeling and management. **Water Research**,v. 46, p. 1625-1640, 2012.

PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Evaluation of clogging in planted and unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands: solids accumulation and hydraulic conductivity reduction. **Water Science and Technology**,v. 67, n. 6, p. 1345-1352, 2013.

PEDESCOLL, A.; UGGETTI, E.; LLORENS, E.; GRANÉS, F.; GARCÍA, D.; GARCÍA, J. Practical method based on saturated hydraulic conductivity used to assess clogging in subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**,v. 35, p. 1216-1224, 2009.

SULIMAN, F.; FRENCH, H. K.; HAUGEN, L. E.; SØVIK, A. K. Change in flow and transport patterns in horizontal subsurface flow constructed wetlands as a result of biological growth. **Ecological Engineering**,v. 27, n. 2, p. 124-133, 2006.

ZHANG, D. Q.; JINADASA, K. B. S. N.; GERSBERG, R. M.; LIU, Y.; NG, W. J.; TAN, S. K. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries – A review of recent developments (2000–2013). **Journal of Environmental Management**, v. 141, p. 116-131, 2014.



**RESPIROMETRIA COM AMOSTRAS INDEFORMADAS:  
UMA METODOLOGIA INOVADORA PARA INVESTIGAÇÃO DE  
PARÂMETROS CINÉTICOS EM LEITOS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS  
HORIZONTAIS SUBSUPERFICIAIS EM ESCALA REAL**

**André Baxter Barreto\***

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte - MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
andrebxterbarreto@gmail.com

**Gabriel Rodrigues Vasconcellos**

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte - MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
gabrielvasconcellos183@hotmail.com

**Marcos von Sperling**

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte - MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
marcos@desa.ufmg.br

**Resumo**

O objetivo da presente pesquisa é apresentar uma metodologia inovadora para ensaios respirométricos em amostras indeformadas de leitos de sistemas alagados construídos (SAC) de escoamento horizontal subsuperficial em escala real. O método compila adaptações do reator de leito fixo (*Planted Fixed Bed Reactor*) desenvolvido no UFZ (Alemanha) e do método respirométrico com colunas de escoamento descendente, além de inovações propostas pelos presentes autores para obtenção de amostras indeformadas. Foram realizados ensaios respirométricos utilizando amostras indeformadas de SAC em escala real maduro, plantadas com duas espécies (*Typha latifolia* e *Canna x generalis*). As taxas de respiração endógena nas amostras de *Typha latifolia* ( $1 \text{ mgO}_2/\text{L.h}^{-1}$ ) foram inferiores às de *Canna x generalis* ( $3 \text{ a } 4 \text{ mgO}_2/\text{L.h}^{-1}$ ). Os resultados validam o método para ensaios respirométricos com amostras indeformadas de SAC e sugerem influência espécie específica nas taxas de respiração e comunidades microbianas no leito.

**Palavras-chave:** Wetlands construídos. Respirometria. Consumo de oxigênio. Rizosfera.

**1 Introdução**

Devido à complexa natureza dos SAC, a quantificação direta das taxas de transferência e consumo de oxigênio tem sido uma barreira ao entendimento das dinâmicas deste elemento nestes sistemas. Os SAC são sistemas particularmente complexos neste sentido devido à presença da vegetação e suas interações com o ambiente subsuperficial do leito suporte.

As plantas transferem ar (oxigênio) para seu sistema radicular (BRIX, 1997; STOTTMEISTER *et al.*, 2003) e formam camadas aeróbias ao redor da raiz, criando gradientes de oxirredução (KADLEC e WALLACE, 2009; WIESSNER *et al.*, 2002; MÜNCH *et al.*, 2005). Como resultado, a rizosfera apresenta um mosaico de condições redox com vários nichos ecológicos e ocorrência de diversos processos microbiológicos simultaneamente. Isso influencia as comunidades microbianas predominantes, aumentando a densidade, diversidade e atividade microbiológica (MÜNCH *et al.*, 2005; GAGNON *et al.*, 2007). Como, de maneira geral, a distância média entre as raízes é de 35 mm, a influência da zona de raiz pode se estender por todo o leito do SAC (MÜNCH *et al.*, 2005).

Segundo Nivala *et al.* (2013), novos métodos vêm sendo desenvolvidos para aperfeiçoar a quantificação *in situ* da taxa de transferência e da taxa de consumo de oxigênio. Estão inclusos os métodos de traçador gasoso, estimando a transferência de oxigênio (TYROLLER *et al.*, 2010); inferência a partir de dados de qualidade de água e o método respirométrico, ambos estimando o consumo de oxigênio (ANDREOTTOLA *et al.*, 2007; ORTIGARA *et al.*, 2010). Segundo Langergraber e Šimůnek (2005), procedimentos para medição direta de parâmetros cinéticos da biomassa em SAC, como as taxas de respiração e concentração de biomassa, são raros.

A técnica de respirometria em amostras de leitos de SAC é uma ferramenta promissora para validação dos dados obtidos por modelos matemáticos, aperfeiçoamento de critérios de projeto, dentre outras aplicações. Uma vez empregada para leitos em escala real, esta técnica pode elucidar o metabolismo do meio suporte, como sugerem os modelos e teorias apresentados por Samsó e García (2013), Langergraber e Šimůnek (2012) e Faulwetter *et al.* (2009), que mostram uma heterogeneidade de microrganismos nos SAC e ainda influência da vegetação nesta distribuição.

Uma das dificuldades associadas a estes estudos é a obtenção de amostras do meio suporte original sem a deturpação ou ruptura do ambiente subsuperficial e do ecossistema estabelecido. Para contornar esta questão é necessário um dispositivo para obtenção de amostras indeformadas dos leitos. Outra necessidade é um reator que permita a realização dos ensaios sob condições controladas, recriando as condições da rizosfera em macroescala. Nesse caso, o Reator de Leito Fixo (*Planted Fixed Bed Reactor - PFR*, em inglês) destaca-se como importante ferramenta. Este reator foi desenvolvido no Centro Helmholtz para Pesquisas Ambientais (UFZ-Alemanha) como unidade universal para testes em solos plantados em escala laboratorial (KAPPELMEYER *et al.*, 2002).

O objetivo do presente trabalho é apresentar uma metodologia inovadora para realização de ensaios respirométricos em amostras indeformadas de leitos de SAC de escoamento horizontal subsuperficial em escala real, utilizando uma adaptação do Reator de Leito Fixo (PFR) como unidade respirométrica.

## 2 Metodologia

### 2.1 Região do estudo e configuração da unidade experimental

O estudo foi realizado no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) em parceria com a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA). O CePTS localiza-se na Estação de Tratamento de Esgotos do Arrudas (ETE Arrudas - coordenadas 19°53'42" S e 43°52'42" W), que recebe esgotos sanitários das cidades de Belo Horizonte e Contagem, Brasil. A região apresenta clima tropical de altitude (Cwa) com altitude média de 858 m, com temperatura média anual de 21 °C.

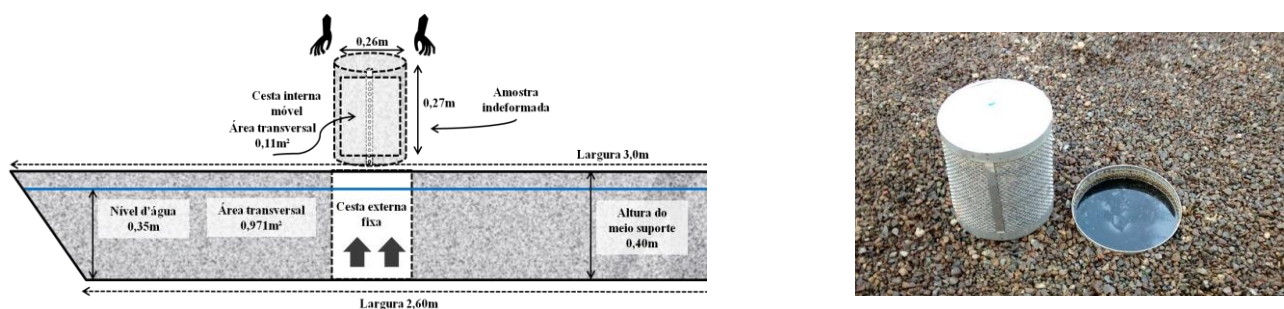
A presente pesquisa utilizou amostras indeformadas de SAC de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS) recebendo efluentes sanitários após um reator tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). O esgoto, antes de ser encaminhado para as unidades de estudo, passa por tratamento preliminar, composto por sistema de gradeamento e desarenador. O reator UASB apresenta um volume útil de 22 m<sup>3</sup>, operando com vazão de 80 m<sup>3</sup>/d, resultando em Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) médio de 6,6 horas. Parte do efluente do reator UASB é encaminhada para dois SAC horizontais, sendo uma unidade plantada com *Thypha latifolia* e outra unidade não plantada (controle), sendo que há alguns indivíduos de *Canna x generalis* presentes no leito plantado, além de espécies invasoras. Cada leito apresenta 25 m de comprimento, 3 m de largura, 0,4 m de altura, tendo como nível d'água de projeto 0,30 m. Ambas unidades utilizam escória de alto forno como meio suporte, com d<sub>10</sub> igual a 19 mm e coeficiente de uniformidade d<sub>60</sub>/d<sub>10</sub> igual a 1,2. Os SAC-EHSS operam desde junho de 2007, em paralelo, e cada um recebe vazão de 7,5 m<sup>3</sup>/d, com TDH de 1,41 e 1,36 dias para o plantado e não plantado, respectivamente (de Paoli e von Sperling, 2010). Cada unidade foi dimensionada para um equivalente populacional de 50 habitantes e foram objeto de vários estudos científicos. Os trabalhos de Costa *et al.* (2013), de Paoli e von Sperling (2013) e von Sperling e de Paoli (2013) apresentam diversas informações sobre o sistema. Atualmente ambos os leitos encontram-se em avançado processo de colmatação.

### 2.2 Dispositivo para obtenção de amostras indeformadas

Nesta pesquisa foi desenvolvido um método para obtenção de amostras indeformadas de leitos de SAC, que permite a remoção e reposicionamento das amostras e garante a preservação da

biomassa sob as condições originais no meio suporte (Figura 1 e Figura 3, esquerda). Com esta abordagem é possível remover as amostras indeformadas do leito real, posicioná-las nos reatores PFR, realizar as investigações de interesse e reposicionar as amostras no leito. Este procedimento pode ser realizado periodicamente, permitindo um acompanhamento de longo prazo da evolução do meio suporte e da rizosfera. O dispositivo consiste em uma cesta interna móvel (30 cm de altura e 28 cm de diâmetro) com capacidade para 18 L, encaixada dentro de uma cesta externa fixa no leito (30 cm de altura e 30 cm de diâmetro) que mantém o meio suporte estruturado, ambas armadas com tela de aço inoxidável com malha de 0,5 cm x 0,5 cm.

Figura 1- Corte ilustrativo da seção transversal no SAC apresentando o dispositivo para obtenção de amostras indeformadas (esquerda) e foto do dispositivo removido do leito (direita)



Fonte: Autoria própria (2014)

### 2.3 Adaptação do PFR para respirometria em amostras indeformadas de SAC

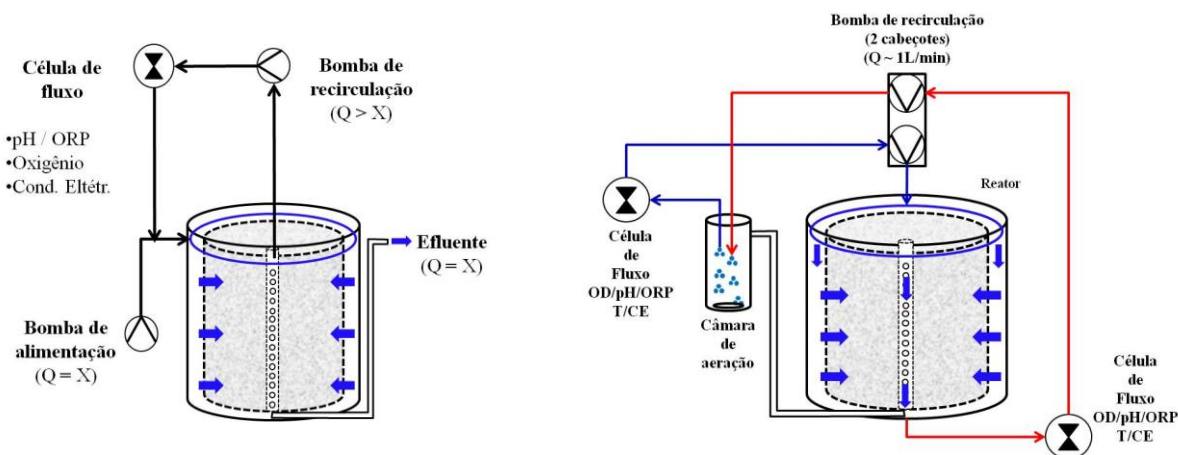
O projeto do PFR, segundo a concepção original de Kappelmeyer *et al.* (2002), foi simplificado e reconstruído, permitindo o controle e manipulação de condições operacionais com precisão (Figura 2, esquerda e Figura 3, centro e direita). Foi construído em PVC, tendo como dimensões 30 cm de altura e 30 cm de diâmetro. A alimentação do reator ocorre por uma bomba peristáltica e a distribuição do líquido se dá por uma mangueira que circunda o reator na parte superior. A saída do líquido se dá pelo tubo central, com diâmetro de 4 cm, instalado dentro da cesta com amostra indeformada do meio suporte, e pelo orifício no fundo do reator. O nível d'água é controlado pelo tubo ajustável na parte externa do reator. Há a possibilidade de instalação de uma linha de recirculação para aumentar a mistura no reator. A configuração cria um reator de mistura completa (CSTR), com escoamento radial e elevada mistura, conforme o projeto original de Kappelmeyer *et al.* (2002). Maiores informações encontram-se em Barreto *et al.* (2015).

Para operação do reator como unidade respirométrica (Figura 2, direita e Figura 3, centro e direita), o PFR foi equipado com uma câmara de aeração externa, uma bomba peristáltica com dois cabeçotes e duas células de fluxo. Nesta configuração, o líquido deixa a câmara de aeração, entra na 1ª célula de fluxo, passa pela bomba peristáltica (cabeçote 1), entra no PFR, sai do PFR, entra na 2ª célula de fluxo, passa pela bomba peristáltica (cabeçote 2), retorna à câmara de aeração e reinicia o



ciclo. São tomadas medidas de concentração de oxigênio dissolvido em ambas as células de fluxo em curtos intervalos de tempo. Para isso foram utilizadas duas sondas multiparamétricas (oxigênio dissolvido, pH, potencial REDOX, Temperatura, Condutividade Elétrica) YSI modelo 600 XLM equipadas com datalogger interno. É importante ressaltar que o sensor de oxigênio dissolvido nessa sonda foi um sensor ótico.

Figura 2- Ilustração esquemática do PFR adaptado (esquerda) e foto do sistema em operação como respirômetro (direita)



Fonte: Autoria própria (2015)

## 2.4 Respirimetria em amostras indeformadas

Foram realizados três ensaios respirométricos com duas amostras indeformadas do leito dos SAC horizontais, uma delas plantada com *Typha latifolia* e outra plantada com *Canna x generalis*, ambas espécies amplamente empregadas em SAC. Os ensaios tiveram duração de aproximadamente 48 horas. O objetivo desta abordagem foi investigar o comportamento das amostras através de respirogramas até alcançarem o estado endógeno de respiração e após um pulso de substrato.

As amostras foram removidas da região de saída (23 m de distância da entrada) dos SAC horizontais no CePTS após 300 dias de aclimação no leito. Em seguida, as amostras foram enxaguadas com água limpa em abundância para remoção do excesso de substrato e instaladas no respirômetro. A Figura 3 apresenta a amostra plantada com *Canna x generalis* removida do leito (esquerda) e instalada no respirômetro (centro) e a amostra de *Typha latifolia* instalada no respirômetro (esquerda).

As amostras foram mantidas sob aeração e circulação constantes por períodos de 3 a 4 dias antes dos ensaios, de modo a trazer a biomassa ao estado endógeno. As concentrações de oxigênio dissolvido (entrada e saída) foram monitoradas a cada minuto. Estes valores foram aplicados na equação 1, resultando nas taxas de consumo de oxigênio e produzindo os respirogramas. Num primeiro momento, foram registradas as taxas de respiração endógena em ambas as amostras. Num segundo momento, a amostra plantada com *Canna x generalis* foi utilizada para um ensaio de

respiração exógena, aplicando-se um pulso de substrato com efluente do reator UASB, produzindo uma concentração no reator da ordem de 85mgDQO/L.

Figura 3- Amostra indeformada plantada com *Canna x generalis* retirada do leito (esquerda) e respirômetro montado com amostra de *Canna x generalis* (centro) e *Typha latifolia* (direita)



Fonte: Autoria própria (2015)

Para determinar a taxa de consumo de oxigênio utilizou-se a equação 1 sugerida por Andreottola *et al.* (2007) e Ortigara *et al.* (2010). Esta equação assume que o coeficiente de transferência de oxigênio (kLa) é nulo, uma vez que são monitoradas as concentrações de entrada e saída no respirômetro, sendo desnecessária a contabilização deste parâmetro.

$$TCO \text{ (mgO}_2\text{/L.h}^{-1}\text{)} = \frac{OD_{\text{entrada}} - OD_{\text{saída}}}{TDH} \quad (1)$$

Onde:

TCO = taxa de consumo de oxigênio (mgO<sub>2</sub>/L.h<sup>-1</sup>)

OD<sub>entrada</sub> = concentração de oxigênio dissolvido na entrada do respirômetro (mg/L)

OD<sub>saída</sub> = concentração de oxigênio dissolvido na saída do respirômetro

TDH = tempo de detenção hidráulica teórico no sistema (h)

Neste experimento o tempo de detenção hidráulica foi calculado em 0,3 h, obtido com vazão de 60 L/h e volume de 11 L.

As taxas de consumo de oxigênio são afetadas pelas variações diurnas de temperatura, que influenciam tanto a concentração de saturação do oxigênio quanto a taxa de atividade microbiana. Por isso, conforme Ortigara *et al.* (2010), é necessário excluir a influência das variações de temperatura nos respirogramas usando uma referência para 20°C, conforme a equação 2 a seguir:

$$TCO_{20^\circ\text{C}} \text{ (mgO}_2\text{/L.h}^{-1}\text{)} = \frac{TCO_t}{\theta^{(T-20^\circ\text{C})}} \quad (2)$$

Onde:

TCO<sub>20°C</sub> = taxa de consumo de oxigênio (mgO<sub>2</sub>/L.h<sup>-1</sup>) corrigida para 20°C

TCO<sub>t</sub> = taxa de consumo de oxigênio (mgO<sub>2</sub>/L.h<sup>-1</sup>) em determinado tempo

Θ = coeficiente de conversão (1,08)

T = Temperatura da água (°C)

### 3 Resultados e discussão

Os ensaios de respirometria revelaram que o aparato experimental proposto aplica-se adequadamente a testes respirométricos em amostras indeformadas de leitos de SAC. O reator apresentou condições operacionais estáveis permitindo a realização dos testes por longos períodos sob condições controladas. Os resultados coletados pelas sondas mostram-se precisos e confiáveis, fato exemplificado pelas flutuações nas concentrações de oxigênio dissolvido em função da variação da temperatura da água. Sabe-se que a temperatura influencia a solubilidade dos gases na água, o que pode ser observado nas curvas das figuras 4, 5 e 6.

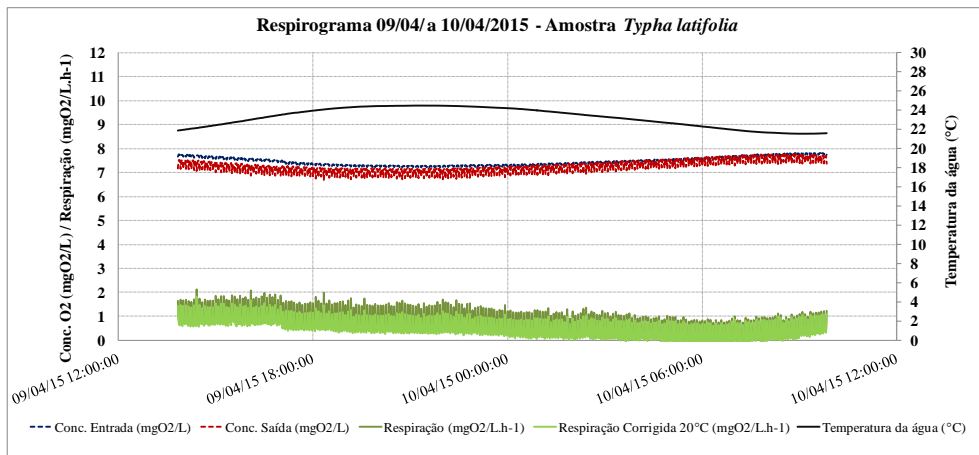
Os respirogramas endógenos (figura 4 e 5) sugerem um efeito espécie específico da vegetação na atividade e densidade microbiana, corroborando as teorias de Gagnon *et al.* (2007), Ruiz-Rueda *et al.* (2009), Faulwetter *et al.* (2009), Langergraber e Simunek (2012), Samsó e García (2013) e Lai *et al.* (2012). Na amostra plantada com *Typha latifolia* observaram-se taxas de respiração endógena da ordem de  $1 \text{ mgO}_2/\text{L.h}^{-1}$ , enquanto nas amostras plantadas com *Canna x generalis* observaram-se taxas de respiração endógena da ordem de 3 a  $4 \text{ mgO}_2/\text{L.h}^{-1}$  (referente a valores corrigidos para  $20^\circ\text{C}$  usando a equação 2). Este fenômeno parece estar relacionado às maiores massas de biomassa heterotrófica e autotrófica nitrificante, favorecidas por uma zona radicular mais densa e desenvolvida na espécie *Canna x generalis*. Outro fato que pode explicar este fenômeno é a maior liberação de oxigênio pela zona radicular, aumentando a disponibilidade de micronichos aeróbios no meio suporte e a concentração de biomassa aeróbia. Há que se observar que a amostra plantada com *Typha latifolia* apresentava partes aéreas (folhas) menos desenvolvidas que as de *Canna x generalis* (Figura 3), fato que pode ter influenciado os resultados.

Com intuito exploratório, foi realizado um ensaio de respiração exógena simplificado, no reator contendo amostra plantada com *Canna x generalis*, aplicando-se um pulso de efluente que trouxe ao reator uma concentração de aproximadamente  $85 \text{ mgDQO/L}$ . A Figura 6 mostra o respirograma da respiração exógena, evidenciando que o sistema partiu de uma condição endógena ( $\sim 3,5 \text{ mgO}_2/\text{L.h}^{-1}$ ) e alcançou um pico de  $6,6 \text{ mgO}_2/\text{L.h}^{-1}$  (referente a valores corrigidos para  $20^\circ\text{C}$  usando a equação 2). Após o pulso de substrato, o sistema levou aproximadamente três horas para retornar ao estado endógeno.

Apesar dos resultados ainda iniciais apresentados neste artigo (pesquisas em desenvolvimento), os autores destacam as inovações do aparato experimental aqui apresentado por compilar os princípios de funcionamento do PFR de Kappelmeyer *et al.* (2002), a metodologia de ensaios respirométricos de Andreottola *et al.* (2007) e Ortigara *et al.* (2010), além das inovações desenvolvidas pelos autores da presente pesquisa para obtenção de amostras indeformadas de leitos em escala real. O aparato permite a obtenção de amostras do leito sem que haja a sua ruptura ou

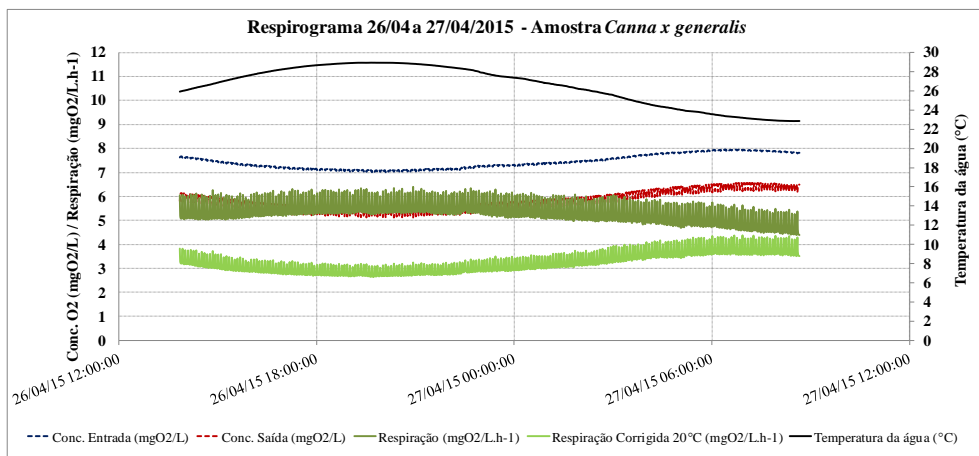
deturpação, seja pela escavação ou pela remoção de biofilme aderido aos grãos do meio suporte. Outra vantagem é que os ensaios podem ser realizados com meio suporte aclimatado no leito original, diferentemente de outras metodologias que exigem a aclimação do meio suporte em laboratório ou a remoção do biofilme aderido aos grãos do meio suporte.

Figura 4- Respirograma da respiração endógena em amostra indeformada de SAC plantada com *Typha latifolia*.



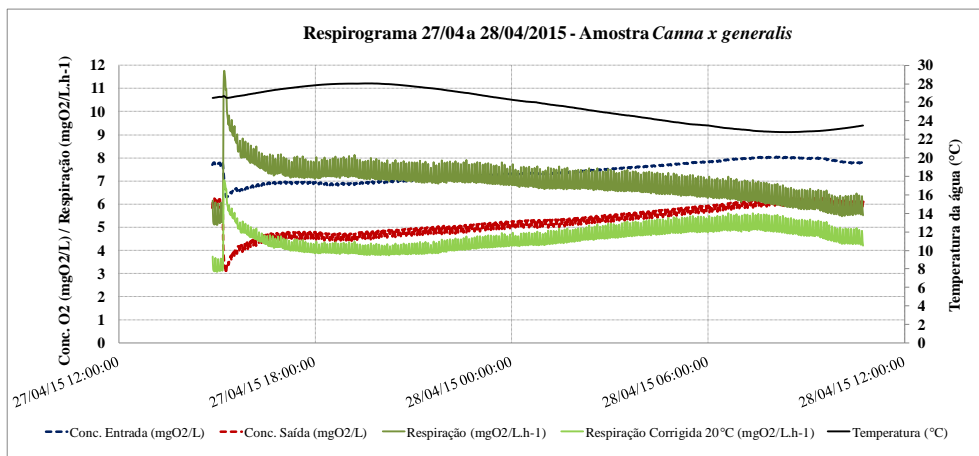
Fonte: Autoria própria (2015)

Figura 5- Respirograma da respiração endógena em amostra indeformada de SAC plantada com *Canna x generalis*.



Fonte: Autoria própria (2015)

Figura 6- Respirograma da respiração exógena em amostra indeformada de SAC plantada com *Canna x generalis*.



Fonte: Autoria própria (2015)

Esta metodologia contribui para o avanço das investigações sobre a dinâmica da comunidade microbiana no meio suporte de wetlands construídos, como recomendam Nivala *et al.* (2013), bem como sua interação com a comunidade vegetal. Permite ainda o acompanhamento da evolução do amadurecimento/colonização do leito. Coletando-se as amostras posicionadas em diferentes posições no leito e submetendo-as a ensaios respirométricos em intervalos de tempo determinados, é possível acompanhar o desenvolvimento das comunidades microbianas ao longo do tempo. Os resultados destas investigações podem ser comparados com modelagem matemática validando ou obtendo dados para o modelo. Outra aplicação deste método é o cultivo de amostras com diferentes espécies de plantas e a realização de ensaios respirométricos comparando as taxas de respiração endógena, heterotrófica e autotrófica nitrificante, o que pode indicar a relação entre o tipo de vegetação e a comunidade microbiana predominante no leito.

#### 4 Conclusão

O aparato experimental proposto pela presente pesquisa revelou-se adequado para realização de ensaios respirométricos com amostras indeformadas de meio suporte de SAC em escala real. Foi possível observar as taxas de respiração endógena e exógena nas amostras plantadas com duas espécies de plantas. Os resultados sugerem um efeito espécie específico da vegetação nas taxas de respiração endógena, o que corrobora as teorias atuais sobre a influência da zona de raízes nas comunidades microbianas em SAC. Os autores destacam esta metodologia como uma importante ferramenta para o avanço dos estudos sobre o meio suporte em SAC horizontais.

#### 5 Agradecimentos

Os autores do trabalho agradecem à CAPES, ao CNPq, à FINEP, à FUNASA, à COPASA, à FAPEMIG ao Dr. Jean-Luc Vassel (ULg – Bélgica), ao Dr. Uwe Kappelmeyer e ao Dr. Peter Kuschik (UFZ – Alemanha) por todo apoio e envolvimento nas distintas fases desta pesquisa.

#### Referências

ANDREOTTOLA, G. *et al.* Respirometric techniques for assessment of biological kinetics in constructed wetland. **Water Science & Technology**. v. 56, n. 3, p. 255–261, 2007.

BARRETO, A. B. *et al.* Field application of a planted fixed bed reactor (PFR) for support media and rhizosphere investigation using undisturbed samples from full-scale constructed wetlands. **Water Science and Technology**. No Prelo. 2015.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v. 35, p. 11-17, 1997.

- COSTA, J. F. *et al.* Performance and behaviour of planted and unplanted units of a horizontal subsurface flow constructed wetland system treating municipal effluent from a UASB reactor. **Water Science & Technology**, 68 (7), 1495–1502, 2013.
- DE PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Evaluation of clogging in planted and unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands: solids accumulation and hydraulic conductivity reduction. **Water Science & Technology**, 67 (6), 1345-1352, 2013.
- FAULWETTER, J. L. *et al.* Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. **Ecological Engineering**. v. 35, p. 987-1004, 2009.
- GAGNON, V. *et al.* Influence of macrophyte species on microbial density and activity in constructed wetlands. **Water Science and Technology**. v. 56, n. 3, p. 249-254, 2007.
- KADLEC. H. R.; WALLACE, S. **Treatment wetlands**. 2. ed. Boca Raton: Editora CRC Press, 2009.
- KAPPELMEYER, U. *et al.* Operation of a universal test unit for planted soil filters – Planted Fixed Bed Reactor. **Engineering and Life Sciences**. v. 2, p. 311-315, 2002.
- LAI, W. L. *et al.* Radial oxygen loss, photosynthesis and nutrient removal of 35 wetland plants. **Ecological Engineering**. v. 39, p. 24-30, 2012.
- LANGERGRABER G.; ŠIMŮNEK J. Modeling variably saturated water flow and multicomponent reactive transport in constructed wetlands. **Vadose Zone Journal**, v. 4, p. 924–938, 2005.
- LANGERGRABER, G.; SIMUNEK, J. Reactive transport modeling of subsurface flow constructed wetlands using the HYDRUS wetland module. **Vadose Zone Journal**. 11 (2), 2012.
- MÜNCH, Ch. *et al.* Root stimulated nitrogen removal: only a local effect or important for water treatment? **Water Science and Technology**. v. 51, n. 9, p. 185 - 192, 2005.
- NIVALA, J. *et al.* Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. **Ecological Engineering**. V.61, p. 544-554, 2013.
- ORTIGARA, A.; FALADORI, P.; ANDREOTTOLA, G. Kinetics of heterotrophic biomass and storage mechanism in wetland cores measured by respirometry. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 12, 2010, Veneza. **Anais da International Conference on wetland systems for water pollution control**. Veneza: IWA, 2010. p.760-768.
- RUIZ-RUEDA, O.*et al.* Structure and function of denitrifying and nitrifying bacterial communities in relation to the plant species in a constructed wetland. **Microbial Ecology**. v. 67, p. 308-319, 2009.
- SAMSÓ, R.; GARCÍA, J. Bacteria distribution and dynamics in constructed wetlands based on modeling results. **Science of the Total Environment**. v. 461-462, p. 430-440, 2013.
- STOTTMEISTER, U. *et al.* Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, v. 22, p. 93-117, 2003.
- TYROLLER, L. *et al.* Application of the gas tracer method for measuring oxygen transfer rates in subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, v. 44, n. 14, p. 4217-4225, 2010.
- VON SPERLING, M.; DE PAOLI, A. C. First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, 57, 205-209, 2013.
- WIESSNER, A. *et al.* Oxygen release by roots of *Thypha latifolia* and *Juncus effusus* in laboratory hydroponic systems. **Acta Biotechnologica**. v. 22, p. 209-216, 2002.



## PROJETO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES DO ZOOLOGICO MUNICIPAL DE CURITIBA POR MEIO DA TECNOLOGIA DE *WETLANDS*

**Raquel Hubie Busato\***

Universidade Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Programa de Educação Continuada em Ciências Agrárias  
raquelbusato@gmail.com

**Dr<sup>a</sup> Tamara Simone van Kaick**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Química e Biologia  
tamara.van.kaick@gmail.com

### Resumo

O Zoológico Municipal de Curitiba, localizado no Parque Municipal do Iguaçu, compreende uma região de mata nativa, com amplos recintos, ilhas e lagoas que compõem a paisagem do local. Estas lagoas por sua vez apresentam-se degradadas devido às condições favoráveis que apresentam à ocorrência de florações de algas com a conseqüente perda da qualidade de suas águas. Buscando-se evitar a geração de qualquer impacto sobre estas águas vitais ao bem-estar animal e especialmente, buscando-se considerar a destinação adequada das águas residuárias e excretas geradas no próprio zoológico, desenvolveu-se o presente projeto para tratamento de efluentes por meio da tecnologia de *wetlands*. De acordo com as características desejadas para o sistema e baseando-se nas características da área estabelecida e no Sistema de Fluxo Vertical Afogado para o dimensionamento, definiu-se a implantação de um tanque séptico, seguido por um sistema de fluxo vertical, seguido por sua vez por um sistema de fluxo horizontal e finalizado por uma lagoa com plantas, em vista da eficiência da combinação dos mesmos frente à degradação de matéria orgânica. Os sistemas de fluxo vertical e horizontal irão operar de forma aneróbia e aeróbia respectivamente, de forma que a DBO removida no primeiro estágio possa prevenir interferências no processo de nitrificação no segundo. Para a definição do material filtrante considerou-se o modelo proposto por Kaick (2002) e quanto à escolha da vegetação das macrófitas. Optou-se por utilizar no filtro de fluxo vertical *Canna generalis*, no de fluxo horizontal *Zantedeschia aethiopica* e na lagoa *Typha sp.* e *Eleocharis sp.*

**Palavras-chave:** Eutrofização. *Wetlands* construídos. Sistema de Fluxo Vertical Afogado. Unidades de conservação.

### 1 Introdução

O Zoológico Municipal de Curitiba, criado em 29 de março de 1982 para acolher os grandes animais, até então confinados no Passeio Público, apresenta atualmente aproximadamente uma

população de 2.086 animais de vários locais do mundo e das mais variadas espécies e compreende uma região de mata nativa. Esta região por sua vez, caracteriza-se por amplos recintos, ilhas e lagos que compõem a paisagem do local, buscando oferecer um ambiente de qualidade, próximo do habitat natural de cada espécie, mantendo condições básicas de alimento, ar, água e espaço, desejáveis as necessidades dos animais nele presentes (RUSCHMANN, 1997).

O zoológico apresenta suas águas conectadas e em fluxo contínuo dentro de sua área. Águas oriundas de nascentes localizadas dentro do zoológico se misturam a águas servidas, geradas pela manutenção do mesmo gerando-se um fluxo de sedimentos e nutriente variável e dependente de características físicas e químicas destas águas, em especial da composição das águas residuárias.

Estas águas por sua vez apresentam-se degradadas em vista das condições favoráveis que apresentam à ocorrência de florações de algas com a conseqüente perda da qualidade das suas águas (YAMAMOTO, 2012). A combinação de fatores como erosão, poluição difusa e descarga de água residuárias pela atividade antrópica que ocorre fora do parque, com a descarga de efluentes não tratados, e pelos dejetos produzidos pelos animais do zoológico, as tem levado a um estado de eutrofização que pode alterar a biodiversidade e os ciclos hidrológico e biogeoquímico, afetando a qualidade dos corpos d'água, através de infecções e/ou envenenamentos.

Para a dessedentação de animais, a legislação brasileira, através da RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357, de 17/3/2005 (CONAMA, 2005), estabelece a utilização de água de classe 3 e vários estudos ainda indicam que a água destinada ao consumo animal deve ter as mesmas características da água potável consumida pelos seres humanos (AMARAL, 2001). Assim sendo, é de extrema importância buscar-se evitar a geração de qualquer impacto sobre estas águas vitais ao bem-estar animal e especialmente, considerar a destinação adequada de águas residuárias e excretas, geradas no próprio Zoológico Municipal de Curitiba.

Atualmente buscam-se métodos eficazes para prevenção e tratamento da eutrofização, sendo o uso de *wetlands* naturais ou construídas (artificiais) uma alternativa eficiente para a purificação dos sistemas ecológicos, que se deve especialmente ao fato desses sistemas apresentarem como vantagens baixo investimento, baixo consumo de energia elétrica, fácil manutenção e evidentes efeitos de purificação da água (LIMA, 2011). Além de apresentarem importantes funções dentro dos ecossistemas onde estão inseridos, destacando-se a capacidade de regularização dos fluxos de água; a capacidade de modificar e controlar a qualidade das águas; sua função de reprodução e alimentação da fauna aquática; a proteção à biodiversidade como área de refúgio da fauna terrestre; e o controle da erosão, evitando-se o assoreamento dos rios (SALATTI, 2003).

Embora inicialmente projetados para tratamento de efluentes domésticos, após mais de cinquenta anos de pesquisa, os *wetlands* construídos passaram a ser largamente utilizados para controle de poluição ambiental, pelo tratamento de uma grande variedade de efluentes, que incluem



industriais, urbanos, agrícolas, provenientes de aquicultura, dentre outros (SCHOLZ & LEE, 2005). Atualmente reconhecidos em todos os continentes por sua relevante capacidade de purificação ao funcionar como armadilha para o sedimento, poluentes orgânicos, nutrientes e compostos tóxicos (STRASKRABA & TUNDISI, 1999).

Em vista dos benefícios proporcionados pelos sistemas de *wetlands*, destacando-se sua eficiência no tratamento de águas residuárias (STRASKRABA & TUNDISI, 1999) e do seu baixo custo de instalação e fácil manutenção (LIMA, 2001) o presente trabalho propôs a implantação do sistema de *wetlands* no Zoológico Municipal de Curitiba. O projeto objetiva a reversão da atual situação das águas do mesmo, que por sua vez, apresentam-se eutrofizadas, propondo desta forma a recuperação da qualidade das águas utilizadas para dessedentação e como habitat, trazendo bem-estar aos animais pertencentes a esta unidade de conservação, e também favorecendo seu potencial turístico e de Educação Ambiental.

## **2 Materiais e Métodos**

### **2.1 Área de estudo**

O Zoológico Municipal de Curitiba localiza-se dentro do Parque Regional do Iguaçu que por sua vez, insere-se na porção leste do município de Curitiba, na divisa com os municípios de Pinhais e São José dos Pinhais. Sua área é limitada a leste pelo Rio Iguaçu, a oeste pelo ramal ferroviário de Engenheiro Bley, ao norte pela divisa Curitiba/Pinhais e a sul pelo Ribeirão dos Padilhas. Com área de 8.264.316 m (aproximadamente 830 ha) é o maior parque da cidade, também considerado o maior parque regional do país situado em centro urbano (JARDIM ZOOLOGICO DE CURITIBA, 2011).

### **2.2 Identificação dos tipos de *wetlands* mais adequados para o estudo de caso**

Primeiramente identificou-se a topografia da área, dinâmica da drenagem das águas pluviais, a presença dos diferentes gêneros de macrófitas espécimes e a distribuição dos espaços que podem comportar sistemas de *wetlands*. Posteriormente, de acordo com as características da área, tamanho e a carga de efluentes recebidos pela mesma, determinou-se quais seriam os sistemas e respectivos fluxos, o material filtrante e a vegetação conforme literatura consultada.

### **2.3 Cálculo da área**

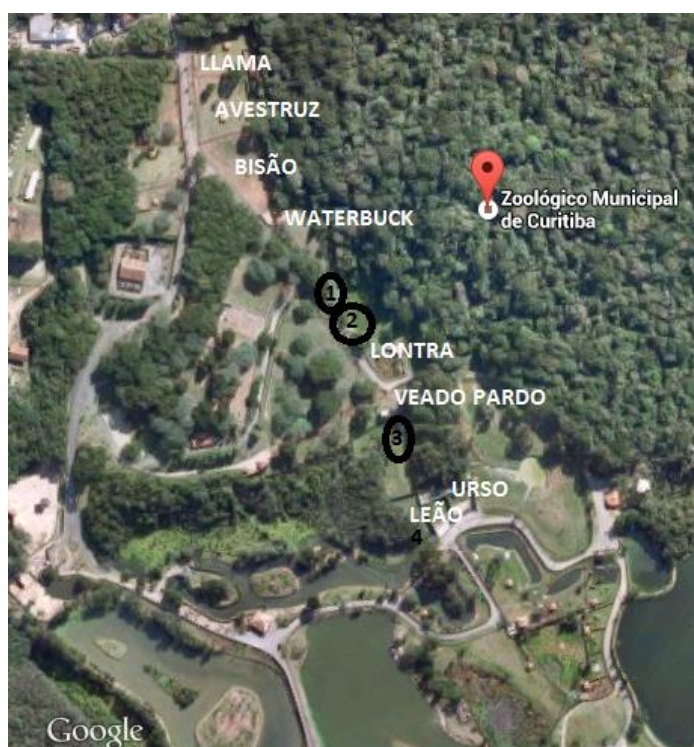
Para o cálculo da área do tanque séptico utilizou-se a NBR 7229/1993 (ABNT, 1993) e para a determinação da carga da DBO necessária para o cálculo da área utilizou-se a comparação da carga de DBO de suínos (OLIVEIRA, 1993), considerando-se o seu peso e produção de dejetos, com o provável peso e produção de dejetos dos demais animais presentes na área de implantação dos sistemas de *wetlands*.

Para o cálculo da área do primeiro sistema de *wetlands*, utilizou-se o Método Kaick (KAICK, 2002), também conhecido como fluxo vertical afogado. Para o segundo sistema utilizou-se a área disponível, visto que se trata de uma área em declive com um pequeno córrego e para a lagoa, apenas determinou-se a área já existente, que poderia ser aproveitada, utilizando-se mapa fornecido pela coordenação do zoológico.

### 3 Resultados da proposta para implantação do sistema de *wetlands*

De acordo com o esperado e com as características desejadas para o sistema, baseando-se nas características da área estabelecida dentro do zoológico e considerando o Método Kaick (2002) (relação de equivalente habitante) para o dimensionamento, visto sua eficiência e da redução de custo de material em função da redução da área de implantação necessária (BORBA, 2012) sugeriu-se o seguinte sistema (Figura I): tanque séptico como módulo preliminar, antecedido por um gradeamento, visando à remoção de sólidos grosseiros; seguido por um módulo primário, um sistema *wetland* de fluxo vertical; posteriormente, por um módulo secundário, um sistema de fluxo horizontal; e ao final uma lagoa como unidade de polimento. Os sistemas de fluxo vertical e horizontal irão operar de forma aneróbia e aeróbia respectivamente, de forma que a DBO removida no primeiro estágio possa prevenir interferências no processo de nitrificação no segundo (PHILIPPI & SEZERINO, 2004).

Figura I: Local de instalação dos sistemas (1- tanque séptico; 2- Wetland de fluxo vertical afogado; 3- Wetland de fluxo horizontal; 4- Lagoa)



Fonte: <https://maps.google.com.br/> (2014)

Para a definição do material filtrante considerou-se o modelo proposto por Kaick (2002) que emprega camadas de brita nº 2 e areia grossa e os resultados obtidos com o mesmo por Lohmann (2011), os quais demonstraram que as maiores transformações de matéria orgânica e nutrientes registradas no filtro com zona de raízes aconteceram mais intensamente nos primeiros 10 cm, na camada com brita nº 2 e que a camada de areia de 50 cm mostrou-se eficiente na redução de microorganismos. A eficiência da utilização da areia como meio suporte e filtrante foi observada por Almeida *et al.* (2007) que obtiveram redução de 89% na remoção de coliformes em filtros plantados.

Quanto à escolha da vegetação das macrófitas, deve-se considerar sua resistência, origem e apresentação estética. Assim as espécies sugeridas para este projeto são espécies tolerantes ao frio, com flexibilidade de cultivo a pleno sol ou a sombra, considerando-se o clima da região, que se multipliquem rapidamente, preferencialmente nativas da área e que apresentem flores perfumadas e de grande efeito ornamental, bem como folhagem decorativa. No filtro de fluxo vertical serão utilizadas *Canna generalis*, no de fluxo horizontal *Zantedeschia aethiopica* e na lagoa *Typha sp.* e *Eleocharis sp.*

Parolin *et al.* (2012) obteve eficiência média de: 83% para turbidez; 87,4% para DQO; 84,3% para DBO e 77,5% para o fósforo em sistema com a utilização de *Canna generalis*. Santos *et al.* (2011) mostrou a boa adaptação da *Zantedeschia aethiopica* ao leito cultivado, sendo a mesma efetiva na inativação de microrganismos patogênicos, bem como na redução de DBO e coliformes totais e fecais, alcançando valores limites ou muito próximos dos estabelecidos pela legislação. Almeida *et al.* (2007) concluíram, em seu estudo sobre a eficiência de espécies vegetais na purificação de esgotos, que a taboa (*Typha angustifolia*) mostrou-se eficiente na redução da DBO e de fosfatos, na oxigenação do substrato, na remoção do nitrogênio amoniacal e na remoção de coliformes. E Sousa *et al.* (2000) experimentaram meio suporte de areia grossa lavada, plantado com junco encontrando eficiências de remoção de Matéria Orgânica Carbonácea – MOC de (79% a 84%); N (76% a 87%) e P (78% a 100%).

### 3.1 Viabilidade econômica

Para o dimensionamento considerou-se a demanda (vazão em função do uso e do número de habitantes), o espaço físico e o terreno (relevo, tipo de solo e nível d'água), bem como a presença de corpo hídrico (lago, rio ou área de alagado), visto que o custo total de implantação de um sistema de tratamento de esgoto que utiliza filtros com zona de raízes varia conforme a área necessária para implantação do filtro, principalmente em função dos volumes de brita e areia necessários para compor as camadas filtrantes.

**Tanque séptico:** O tanque séptico pode ser definido como uma unidade com fluxo horizontal para tratamento de esgotos que tem por objetivo a detenção dos despejos por um determinado período de tempo, induzindo a decantação dos sólidos e permitindo a retenção do material graxo. O tratamento através de tanques sépticos resulta em uma eficiência média de 60% na redução de sólidos em suspensão e de 30% na redução da DBO e seu dimensionamento e projeto devem seguir as recomendações da NBR 7229/1993 (ABNT, 1993).

$$V = 1000 + N (C.T + K.Lf)$$

Onde:

V = Volume útil (L);

N = Número de pessoas a serem atendidas (hab);

C = Contribuição diária de esgoto por ocupante (L/h ab.dia);

T = Período de detenção (dias);

K = Taxa de acumulação de lodo digerido (dias);

Lf = Contribuição de lodo fresco (L/hab.dia).

Levando-se em conta uma das áreas com o relevo mais alto do zoológico, e quais animais habitam este espaço, cujos dejetos são drenados pela vala de drenagem das águas pluviais e chegam na área mais baixa do zoológico, foi considerado necessário desenvolver um sistema que pudesse conter estes dejetos e tratá-los antes que os mesmos chegassem aos lagos da parte mais baixa do terreno, por meio do arraste ocasionado pelas águas pluviais.

Como não se obteve dados sobre a produção dos dejetos destes animais, foi realizada uma estimativa tendo como base dados existentes sobre a criação de suínos. Foi então considerado para esta estimativa a produção de dejetos líquidos e de DBO de suínos com a dos animais do zoológico (de acordo com o peso dos animais): 1 waterbucke (170 Kg) equivale a 2 suínos; 1 bisão (1130 Kg) equivale a 10 suínos ; 1 llama ( 155 Kg) equivale a 1 suíno e 1 avestruz (110 Kg) equivale a 1 suíno. Para a área que atende a estes animais foi considerado a geração de efluentes equivalentes a um total de 28 suínos (1 waterbucke + 2 bisões + 1 llama + 5 avestruzes).

Sabendo-se que um suíno de aproximadamente 90 Kg tem uma produção diária de 5 litros de efluente e 279 gramas de DBO (OLIVEIRA, 1993) e que uma pessoa produz diariamente 54 gramas de DBO (BRAILE & CAVALCANTI, 1993), entendemos que 1 suíno produzirá em efluente aproximadamente o mesmo que 5 pessoas. Esta relação e comparação entre DBO, produção diária de uma pessoa e de um suíno, permite a transposição para a realização do seguinte cálculo para a

construção da Fossa Séptica: 28 suínos x 5 pessoas = 140 pessoas. E assim:  $V = 1000 + 140 (5 \times 0,5 + 65 \times 0,1)$ , onde:  $V = 2.260,00$  litros.

Assim será necessário uma área aproximada de 1,5 m, considerando uma profundidade de 1,5 m conforme NBR 7229/1993 (ABNT, 1993).

E o custo será de aproximadamente R\$ 1.400,00 segundo Mannich (2011) e R\$ 1.850,00 segundo Santos & Giglio (2011), de acordo com o material utilizado, R\$ 1.104,57 se o sistema utilizado for de placas pré-moldadas, R\$ 2.073,24 de alvenaria e R\$ 2.430,00 de anéis pré-moldados de concreto, para sistemas que exigem o mesmo volume do estimado para o zoológico.

**Wetland de fluxo vertical afogado:** Kaick (2002) estabeleceu a relação de área superficial do filtro de 1 m para cada 120 litros de efluente líquido produzido. Considerando um volume de aproximadamente 2.260 litros, a área estimada para a *wetland* será de aproximadamente 19 m (2.260 L / 120 L). Para a construção da mesma a área impermeabilizada do wetlands deverá ser preenchida com um filtro composto por areia grossa, brita nº 2, nos quais o fundo deverá ser preenchido com areia grossa até a altura de 40 cm de areia grossa, 40 cm de brita nº 2 e 20 cm de brita nº 1, conforme Manual de Dimensionamento e Implantação de Filtro com Zona de Raízes (BORBA, 2012). O custo da mesma será de aproximadamente R\$ 2.362,75, conforme quadro de custos abaixo (Quadro I):

Quadro I: Custo do sistema de *Wetland* de fluxo vertical afogado

MATERIAL	QUANTIDADE	VALOR PARCIAL
Areia grossa	7,6 m <sup>3</sup>	R\$ 433,20
Brita nº 0	0,95 m <sup>3</sup>	R\$ 42,75
Brita nº 1	7,6 m <sup>3</sup>	R\$ 342,00
Brita nº 2	3,8 m <sup>3</sup>	R\$ 174,80
Lona	40 m <sup>2</sup>	R\$ 180,00
Mudas	Unidades	R\$ 190,00
Tubulação e demais acessórios	Variável	R\$ 1.000,00

Fonte: Autoria própria (2014)

**Wetland de fluxo horizontal:** Aproveitando-se a declividade do terreno, bem como o espaço disponível, o tratamento se dará pela extensão da *wetland*, que apresentará uma área de aproximadamente 60 m (1 m de largura por 60 m de comprimento). A extensão da mesma será de acordo com a disponibilidade da área já existente para a mesma e seu preenchimento será de brita nº 2 (50 cm). O custo da *wetland* será de aproximadamente R\$ 3.663,00, conforme quadro abaixo (Quadro II):

Quadro II: Custo do sistema de *Wetland* de fluxo horizontal

MATERIAL	QUANTIDADE	VALOR PARCIAL
Areia grossa	13,5 m <sup>3</sup>	R\$ 513,00
Brita nº 2	30 m <sup>3</sup>	R\$ 1.380,00
Lona	60 m <sup>2</sup>	R\$ 270,00
Mudas	100 unidades	R\$ 500,00
Tubulação e demais acessórios	Variável	R\$ 1.000,00

Fonte: Aatoria própria (2014)

**Lagoa:** Numa área alagada já existente que apresenta um fluxo natural serão plantadas as mudas de macrófitas emergentes e logo em seguida as mudas de macrófitas flutuantes que devem realizar um trabalho de polimento do afluente. A área será de aproximadamente 216 m (12m de largura por 12 m de comprimento) e serão necessárias aproximadamente 30 mudas. A lagoa apresenta baixo custo de implantação em relação às lagoas de estabilização, têm operação simples e de custo reduzido e resulta em boa remoção de carga orgânica e nutrientes. Sendo o custo da mesma de R\$ 150,00, conforme quadro abaixo (Quadro III):

Quadro III: Custo do sistema de lagoa

MATERIAL	QUANTIDADE	VALOR PARCIAL
Mudas	30 unidades	R\$ 150,00

Fonte: Aatoria própria (2014)

### 3.2 Lançamento em galerias pluviais e águas superficiais

Os parâmetros apresentados pela NBR 13969/1997, bem como as Resoluções CONAMA 357 e 430 estipulam os limites de lançamento em galerias pluviais e águas superficiais. Sendo que para lançamento em galeria de águas pluviais, não é estipulado limite mínimo de lançamento para oxigênio dissolvido, nitrogênio amoniacal, nitratos e fosfatos e para lançamentos em águas superficiais, os parâmetros e valores variam conforme a classificação do corpo receptor.

### 4 Considerações finais

Experiências brasileiras e internacionais têm demonstrado que os sistemas de *wetlands* construídas podem ser uma excelente alternativa para o tratamento integral de esgoto (SALATI *et al.*, 1996); para o tratamento de efluente agrícola (casas de vegetação, recinto de animais e tanques de peixes) (JUNSAN *et al.*, 2000); para o tratamento de água de rios Classe 2 para abastecimento industrial e urbano (ELIAS *et al.*, 2000); bem como na recuperação de áreas alagadas com o intuito principal de aumento de biodiversidade (KADLEC & KNIGHT, 1996), principalmente por

apresentarem vantagens como o baixo custo de implantação, a fácil manutenção, e a alta eficiência de melhoria dos parâmetros que caracterizam os recursos hídricos.

Desta maneira espera-se com o presente projeto de implantação de sistemas de *wetlands*, a reversão da atual situação dos lagos do Zoológico Municipal de Curitiba e consequente recuperação da qualidade de suas águas. Águas utilizadas para dessedentação e também como habitat, que enquadradas dentro das condições exigidas para tal uso, deverão trazer maior bem-estar aos animais pertencentes a esta unidade de conservação, favorecendo também deste modo seu potencial turístico e de Educação Ambiental.

## Referências

ALMEIDA, R. A. *et al.* **Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário.** Pesquisa Agropecuária Tropical, Goiânia, n. 37, 2007.

AMARAL, L. A. **Qualidade higiênico-sanitária e teor de nitratos na água utilizada em propriedades leiteiras situadas na região nordeste do Estado de São Paulo.** Tese (Livre Docência) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS **NBR 7229:** Projeto, construção e execução de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS **NBR 13969:** Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

BORBA, A. L. B. **Filtros Com zonas de raízes de fluxo subsuperficial vertical para o tratamento de esgoto doméstico: dimensionamento e implantação.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

BRAILE, P.M. & CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias.** São Paulo: CETESB, 1993.

CONAMA. **Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em 25/10/2013.

CONAMA. **Resolução Nº 430, de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 27 mai. 2011.

ELIAS, J.M.; SALATI FILHO, E. & SALATI, E. **Performance of constructed wetland system for public water supply.** In: International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. Orlando, v.3, p. 1539-1544, 2000.

JARDIM ZOOLOGICO DE CURITIBA. **Parque Iguacu.** 2011. Disponível em: <http://www.curitibacity.com/pt/parques/85-jardim-zoologico-de-curitiba-parque-iguacu.html>. Acesso em: 16/08/2013.

JUNSAN, W.; YUHUA, C. & QIAN, S. **The application of constructed wetland to effluent purification in pig farm.** In: International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control. Orlando, v.3, p.1477-1480, 2000.

KADLEC, R. H. & KNIGHT, R. L. **Treatment Wetlands.** Boca Raton: Lewis Publishing, 1996.

KAICK, T. S. V. **Estação de Tratamento de Esgoto por Meio de Zona de Raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná.** Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Curitiba, 2002.

LIMA, C. A. **Considerações sobre ocupações irregulares e parcelamento urbano em áreas de mananciais da região metropolitana de Curitiba-PR.** Desenvolvimento e Meio Ambiente, Curitiba, n.3, p.97-114, 2001.

- LIMA, F. T. **Capacidade de retenção e dinâmica de um wetland construído no tratamento de águas residuárias.** Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós-Graduação em Aquicultura do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP). Jaboticabal, 2011.
- LOHMANN, G. **Caracterização de uma Estação de Tratamento de Esgoto por Zona de Raízes Utilizando Variáveis Abióticas e Microbiológicas.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2011.
- MANNICH, P. K. A. **Preço orçado pela Funasa para tanques sépticos,** 2011.
- OLIVEIRA, P.A.V. **Produção e manejo de dejetos de suínos.** EMBRAPA, 1993.
- PAROLIN, M., CRISPIM, J. Q., KAICK, T. S. V. **Tratamento de esgoto por zona de raízes: análise e eficiência.** Rev. GEOMAE, Campo Mourão, PR v.3-n.1 p.45 – 57, 2012.
- PHILLIPI, L. S. & SEZERINO, P. H. **Aplicação de Sistemas Tipo Wetlands no Tratamento de Águas Residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.** Florianópolis: 144p., 2004.
- RUSCHMANN, D. V. M. **Turismo e planejamento sustentável.** Campinas: Papirus, 1997.
- SALATI, E. FILHO; MANFRINATO, E.S. & SALATI, E. **Secondary and tertiary treatment of urban sewage utilizing the hds system with upflow transport.** In: International Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, 5. Viena. Proceedings. Viena v.1, p.VI/3-1-VI/3-6, 1996.
- SALATTI, E. **Utilização de Sistemas de Wetlands Construídas para Tratamento de Águas.** São Paulo, v.65, n.1/2, p.113-116, 2003.
- SANTOS, R. J.; FORTES NETO, P. & BATISTA, G. T. **Tratamento de efluentes por leito cultivado: Sistema para pequenas comunidades.** Repositório Eletrônico Ciências Agrárias, Coleção Ciências Ambientais: 1-11, 2011
- SANTOS, G. B. D. & GIGLIO, P. H. M. **Estudo de viabilidade econômica e construtiva de um tanque séptico pré moldados para residências unifamiliares.** Trabalho (Graduação) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2011.
- SCHOLZ, M. & LEE, B-H. **Constructed wetlands: a review.** *International Journal of Environmental Studies*, v. 62, n. 4, p. 421–47, 2005.
- SOUZA, J. T., VAN-HAANDEL, A. C., COSENTINO, P. G. S. & GUIMARÃES, A. V. A. **Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas wetlands Construídos.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. Campina Grande, p. 87-91, 2000.
- STRASKRABA, M. & TUNDISI, J. G. **Reservoir water quality management. Guidelines of lake management handbook.** Japão: ILEC/UNEP, v. 9, p. 229, 1999.
- YAMAMOTO, C. R. G. **Wetlands na Região Metropolitana de Curitiba – PR: Gestão e Desafios.** Revista online: Caminhos da Geografia, Uberlândia, v.13, p. 138-156, 2012.





## WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO

**Nahuel Ernesto Camaño Silvestrini<sup>1,\*</sup>**

<sup>1</sup>Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Santa Fe, Santa Fe, Argentina.

\*[nahuel.bio@gmail.com](mailto:nahuel.bio@gmail.com)

**Gabriela C. Sanchez<sup>2</sup>, Cesar.I. Gonzalez<sup>1</sup>, Hernán R. Hadad<sup>1</sup>, Maria Alejandra Maine<sup>1,2</sup>**

<sup>1</sup>Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).

<sup>2</sup>Química Analítica, Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina.

**Resumo:** A formação de lixiviado de aterro sanitário ocorre quando a água da chuva se infiltra e tem contato com os resíduos orgânicos e inorgânicos depositados no aterro que combinados com as águas residuais do próprio produzem o lixiviado. Estes lixiviados contêm uma vasta gama de poluentes com diferentes concentrações, especialmente amônio, que é muito tóxico para o meio ambiente. O objetivo deste estudo foi avaliar a viabilidade da utilização de um wetland construído de fluxo superficial e um de fluxo sub-superficial horizontal para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário diluído a 10%. Os wetlands construídos foram monitorados durante 39 dias. Foram montados 2 módulos simulando wetlands superficiais com *Typha domingensis* com substrato de terra para cultivo e 4 wetlands sub-superficiais horizontais com *Iris pseudacorus*(2) e *T. domingensis*(2), estes com substrato de leca (argila expandida). As folhas de *T.domingensis*, foram podadas, a uma altura inicial de 20 cm, no início da experiência para mensurar seu crescimento. Estas espécies utilizadas provêm do aterro sanitário de onde o efluente foi enviado. Houve uma remoção significativa de amônio e DQO em todos os tratamentos. *T. domingensis* teve um crescimento de folha significativo se comparado com *I.pseudacorus*. Ambas macrófitas podem ser usadas para a remoção de poluentes de um lixiviado de aterro sanitário diluído. O trabalho continua avaliando a porcentagem máxima de lixiviado que as macrófitas podem tolerar.

**Palavras-chaves:** Fitorremediação . Contaminantes . Efluentes . Macrófitas

### 1 Introdução

Um wetland ou pantanal é um ambiente constituído por sedimentos inundados onde plantas aquáticas crescem (Martelo e Bastião, 1989; Kadlec e Wallace, 2009). Os wetlands naturais têm sido utilizados como receptores de águas residuais desde a antiguidade, neles ocorrem um grande numero de mecanismos de retenção e remoção, tais como processos físico-químicos (adsorção, precipitação, sedimentação) e biológicos (transformação bacteriana e

assimilação através da vegetação aquática) (Brix, 1993; Jenssen et al, 1993). O século XX trouxe o desenvolvimento de wetlands artificiais ou construídos, projetados para aperfeiçoar os processos que ocorrem naturalmente nas vegetações dos wetlands, sedimentos e microorganismos associados, a fim de melhorar a eficiência do sistema de purificação de água. Esta tecnologia foi documentada pela primeira vez nos anos 50 pela Dra. Keithe Seidel, desde então o estudo desta “eco tecnologia” vem se desenvolvendo de forma elevada. Por causa de sua eficiência na remoção de poluentes, baixo custo de instalação e manutenção e mão-de-obra não especializada, seu uso e estudo têm aumentado em varias partes do mundo.

Existem diferentes tipos de wetlands construídos: o de fluxo superficial (têm áreas de água a céu aberto e são similares na aparência aos pântanos naturais) e de fluxo sub-superficial (fluxos de água abaixo da superfície). Este último, por sua vez, é dividido em fluxo horizontal e fluxo vertical, de acordo à como a água infiltra através do substrato. Cada tipo de wetland usa diferentes modelos de design, areia, pedras, plantas, padrões de fluxo, etc. O tipo de wetland a utilizar é escolhido de acordo com o efluente a eliminar, o espaço necessário para construção, etc. (Kadlec et al, 2000;. Vymazal, 2005).

O tratamento final e eliminação de lixiviado de aterros sanitários é um dos problemas mais importantes na utilização destes sistemas para a eliminação de resíduos sólidos. O lixiviado é produzido quando a água da chuva e as águas subterrâneas do próprio aterro se infiltram combinando com os resíduos orgânicos e inorgânicos já presentes. A grande variabilidade dos resíduos sólidos, a diversidade na sua composição e nos processos químicos e biológicos que ocorrem durante a degradação do mesmo, resulta em uma vasta gama de poluentes com concentrações variadas.

Entre os principais poluentes estão as espécies nitrogenadas, especialmente amônio (Yalcuk e Ugurlu, 2009; Sochacki et al, 2014.). O mecanismo para a remoção de espécies nitrogenadas podem ser de diversas formas, incluindo processos biológicos que convertem o amônio em nitrato num ambiente aeróbio (nitrificação) antes de ser reduzido a nitrogênio gasoso ( $N_2$ ) num ambiente anaeróbico (denitrificação) (Leverenze et al, 2010;. Mietto et al, 2015). Verificar as condições para a remoção de nitrogênio sob diferentes formas ( $NH_4^-$ ,  $NO_3^+$  e  $NO_2^+$ ) é essencial para uma boa eficiência na remoção destes (Saeed e Guangzhi, 2012).

A escolha da planta a ser utilizada é um passo importante na concepção destes sistemas, porque, além de participar na remoção de poluentes, deve tolerar os efeitos tóxicos do efluente. Macrófitas mantém a condutividade hidráulica, facilitam o crescimento de colônias de bactérias e outros microorganismos que formam um biofilme aderido à superfície da raiz e do substrato. Elas podem transportar oxigênio para a rizosfera, o que permite sua sobrevivência quando inundadas (Brix, 1997).

Este estudo tem como finalidade entender se os poluentes de um lixiviado de aterro sanitário serão tóxicos para wetlands superficiais e sub-superficiais de fluxo horizontais e se estes terão uma boa remoção nas espécies nitrogenadas.

## 2 Objetivo

Avaliar a viabilidade da utilização de um wetland construído de fluxo superficial e um de fluxo subsuperficial horizontal para o tratamento de lixiviado de aterro sanitário diluído a 10%.

## 3 Materiais e Métodos

### 3.1 Desenho Experimental

Os wetlands subsuperficiais horizontais foram montados utilizando modelos plásticos de 25cm de largura, 30cm de comprimento e 30cm de altura preenchidos com Leca (granulometria 1.5-6cm), um tipo de argila expandida, enquanto que os wetlands superficiais foram montados utilizando um balde de tinta de 30cm de altura por 20cm de diâmetro preenchido com 12kg de terra para cultivo. Para a vegetação foram escolhidas as macrófitas *Iris pseudacorus* e *Typha domingensis* (Figura 1), para cada módulo subsuperficial foram plantadas três plantas. Os wetlands superficiais de fluxo horizontal foram montados cinco meses antes de começar a experiência e por isso contavam com 22 plantas. Todas as macrófitas foram podadas a uma altura de 20cm no dia zero, menos *I. pseudacorus* por apresentar um crescimento mais lento que *T. domingensis*.

Figura 1. Wetland Sub-superficial horizontal com *T. domingensis*, *I. pseudacorus* e wetland superficial com *T. domingensis*, respectivamente.



Fonte: Autoria própria (2015).

O lixiviado foi coletado semanalmente na entrada e saída dos wetlands. Os seguintes

parâmetros foram determinados: pH, condutividade,  $\text{NH}_4^-$ ,  $\text{NO}_3^+$ ,  $\text{NO}_2^+$  e demanda química de oxigênio (DQO). Os wetlands foram monitorados durante um mês, com um tempo de retenção de uma semana. A altura e quantidade de macrófitas também foram medidas e contadas.

### 3.2 Determinações analíticas

A condutividade foi medida com um condutímetro YSI modelo 33 e o pH com um pH metro Orion. O nitrito pelo método colorimétrico (Espectrofotômetro UV-VIS Perkin Elmer Lambda 20). O nitrato y o amônio em água se determinaram por potenciometria utilizando um eletrodo Orion Ion plus 93-07 e Orion 9512 BN, respectivamente. A determinação de DQO se realizou de acordo a Standard Methods (APHA, 1998).

### 3.3 Estatística

Para a análise estatística dos dados foi utilizado o software Minitab®. Para a análise da eficiência dos wetlands e crescimento das macrófitas, se utilizou ANOVA de um fator.

## 4 Resultados

**4.1 Parâmetros em Água.** Os wetlands foram monitorados durante 28 dias e, os parâmetros medidos a cada semana totalizando quatro entradas e saídas por módulo. As altas temperaturas no período da experiência submeteram os módulos a altas taxas de evapotranspiração, as colunas de remoção nas tabelas a seguir foram calculadas ajustando a diferença de litros entre o inicial e o final coletado. Os wetlands sub-superficiais com *T. domingensis* tiveram valores altos de remoção de amônio e DQO - 86,4% e 75,4%, respectivamente - ao passo que *I. pseudacorus* demonstrou valores de remoção menores para estes parâmetros - 80,6% e 73,9% (Tabela 1 e 2).

Tabela 1 - Valores médios iniciais e finais (rango entre parênteses). Remoção (com ajuste da evapotranspiração) dos parâmetros analisados, nos wetlands sub-superficiais com *T. domingensis*.

Parâmetro	Wetland Sub-superficial com <i>T. domingensis</i>		
	Inicial	Final	Remoção (%)
pH	7,8 (7,43-8,13)	7,1 (7,03-7,24)	-
Condutividade	3495 (2690-4770)	2835 (2360-3205)	-
DQO (mg/L O <sub>2</sub> )	321,4 (225,7-385,6)	180,1 (134,6-230,6)	75,4
$\text{NH}_4^+$ (mg/L)	231 (147,03-287)	75,6 (28,4-116,2)	86,4
$\text{NO}_3^-$ (mg/L)	25,2 (16,3-48,8)	64,6 (13,10-72,50)	58,1
$\text{NO}_2^-$ (mg/L)	4,7 (0,5-10,6)	9,21 (1,25-17,17)	0,8

Fonte: Aatoria própria (2015).

Os wetlands sub-superficiais com *T. domingensis* não apresentaram remoção para nitrito (0,8%), contudo os wetlands com *I. pseudacorus* tiveram uma maior remoção para o mesmo parâmetro (14,8%) (Tabela 2). A diferença nos valores de nitrito pode ser explicada pela falta de

crescimento de *I.pseudacorus*, que incrementa o carbono no substrato, por senescência das raízes e partes aéreas. A falta de matéria orgânica (não apresentado) deste lixiviado e um alto valor de matéria inorgânica explicam o comportamento e a baixa remoção de nitrito.

Tabela 2 - Valores médios iniciais e finais (rango entre parênteses). Remoção (com ajuste da evapotranspiração) dos parâmetros analisados, nos wetlands sub-superficiais com *I. pseudacorus*.

Parâmetro	Wetland Sub-superficial com <i>I. pseudacorus</i>		
	Inicial	Final	Remoção (%)
pH	7,9 (7,75-8,13)	7,3 (6,93-7,67)	-
Condutividade	2700 (2360-3210)	3500 (2395-5090)	-
DQO (mg/L O <sub>2</sub> )	306,2 (225,7-385,6)	178,1 (116,38-219,7)	73,9
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	232,2 (147,03-287)	100,4 (47,31-140,1)	80,6
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	26,4 (16,3-48,8)	20,7 (10,45-41,45)	66,2
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	23,5 (0,5-85,56)	8,7 (0,5-31,49)	14,8

Fonte: Autoria própria (2015).

O pH nos dois wetlands tendeu a neutralidade. A condutividade teve uma variação nos wetlands, *T. domingensis* apresentou uma pequena diminuição e *I. pseudacorus* um aumento nos níveis de condutividade. Este aumento pode ser ocasionado por diversos fatores como a liberação de minerais pelo substrato selecionado, evapotranspiração e, principalmente, por um aumento na temperatura no wetland que leva a uma interação do biofilme com o substrato liberando sal solúvel do substrato para o efluente (Stefanakis e Tsihrintzis, 2012).

Observam-se na Tabela 3 os resultados para os wetlands superficiais. A remoção de amônio, DQO e nitrito são explicados pela alta evapotranspiração que ocorreu nestes wetlands. Foram despejados 7L de efluente diluído a 10% por wetland, contudo nas ultimas 2 semanas por causa das altas temperaturas e alto crescimento vegetal o wetland perdeu todo o efluente. Para coletar o efluente, 2L de água da torneira foram administrados 1 dia antes. A configuração de wetlands superficiais pode ser uma saída para efluentes com alta carga de tóxicos na sua composição.

Tabela 3 – Valores médios iniciais e finais (rango entre parênteses). Remoção (com ajuste da evapotranspiração) dos parâmetros analisados, nos wetlands superficiais com *T. domingensis*.

Parâmetro	Wetland Superficial com <i>T. domingensis</i>		
	Inicial	Final	Remoção (%)
pH	7,8 (7,43-8,13)	7,4 (7,21-7,56)	-
Condutividade	2902,5 (2360-3310)	815 (371-1825)	-
DQO (mg/L O <sub>2</sub> )	321,4 (225,7-385,6)	86,1 (15,1-243)	92,62
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	231 (147,03-287)	14,3 (10,3-37,82)	98,05
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	17,4 (16,3-19)	30,6 (10,3-48,8)	49,18
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	23,5 (0,5-85,56)	5,54 (2,31-10,34)	26,98

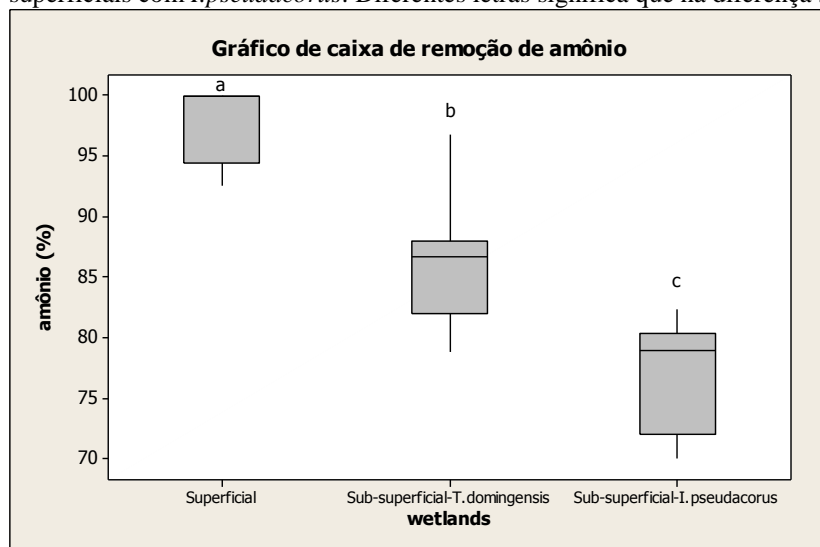
Fonte: Autoria própria (2015).

Randerson (2012) também apresentou aumento nas concentrações dos poluentes por causa da evapotranspiração e García (2010) obteve um aumento na salinidade do efluente depois de ser tratado por wetlands construídos.

Quando o efluente foi despejado no wetland superficial as plantas apresentavam um maior grau de desenvolvimento de sua parte aérea e de suas raízes, resultado de um cultivo prévio que durou 6 meses. Esta diferença na quantidade de plantas demonstrou ser um fator imprescindível para melhores resultados na remoção de lixiviado de aterro sanitário.

A ANOVA de um fator, com significância  $p < 0,001$ , mostrou que há diferença significativa na remoção de amônio entre os wetlands (Figura 2).

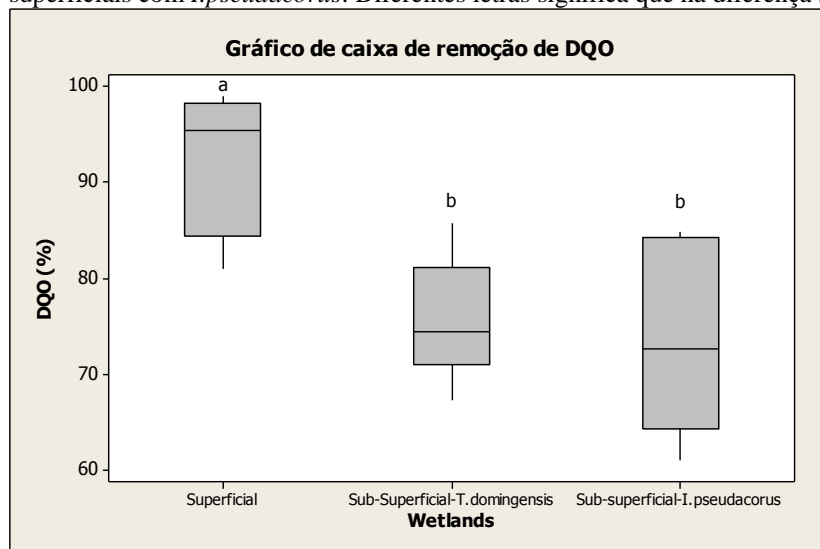
Figura 2. Box-Plot de remoção de Amônio nos wetlands superficiais, sub-superficiais com *T.domingensis* e sub-superficiais com *I.pseudacorus*. Diferentes letras significa que há diferença significativa.



Fonte: Aatoria Própria (2015).

Para a DQO não houve diferença significativa entre os módulos sub-superficiais, somente o wetland superficial obteve significância  $p < 0,05$  (Figura 3).

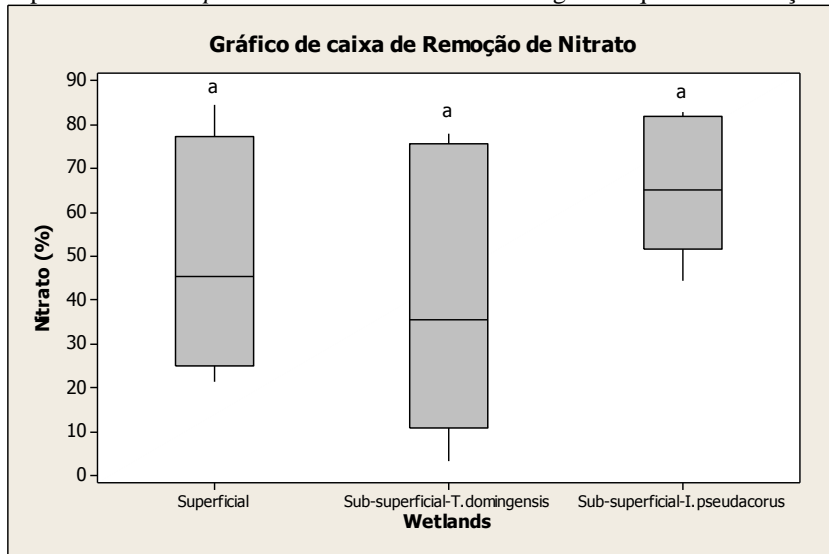
Figura 3. Box-Plot de remoção de DQO nos wetlands superficiais, sub-superficiais com *T.domingensis* e sub-superficiais com *I.pseudacorus*. Diferentes letras significa que há diferença significativa.



Fonte: Aatoria Própria (2015).

Não houve diferença significativa entre na remoção de nitrato nos wetlands (Figura 4).

Figura 4. Box-Plot de remoção de Nitrato nos wetlands superficiais, sub-superficiais com *T.domingensis* e sub-superficiais com *I.pseudacorus*. Diferentes letras significa que há diferença significativa.

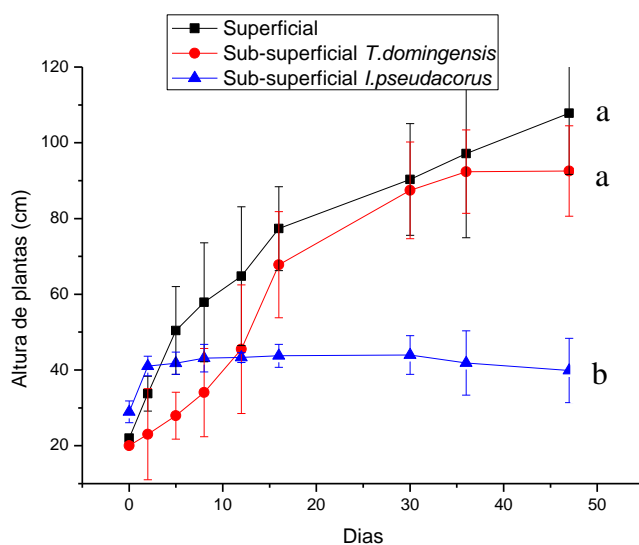


Fonte: Autoria Própria (2015).

## 4.2 Crescimento Macrófitas.

Os wetlands com *T.domingensis* apresentaram um crescimento significativo da parte aérea se comparados com os que continham *I. pseudacorus*. Foi feito uma ANOVA de um fator para a última medição da altura das plantas, os wetlands superficiais e sub-superficiais com *T.domingensis* não apresentaram diferença significativa entre eles e sim houve uma diferença com *I.pseudacorus* ( $p < 0,001$ ). Altas temperaturas e toxicidade do efluente podem ser fatores limitantes para o desenvolvimento das raízes e folhas de *I.pseudacorus*.

Figura 5 - Crescimento aéreo nos wetlands superficiais, sub-superficiais com *T.domingensis* e sub-superficiais com *I.pseudacorus*. Diferentes letras significa que há diferença significativa.



Fonte: Autoria própria (2015).

Os wetlands superficiais tiveram um alto crescimento, entretanto, a presença de um tipo de grilo acarretou na eliminação da réplica de um dos módulos superficiais. Na segunda semana do experimento algumas plantas já estavam comidas, conseqüentemente a réplica foi descartada. Foi utilizado um veneno em spray para controlar a proliferação na réplica restante e assim não houve mais problemas.

## 5 Conclusão

De acordo com os resultados podemos concluir que:

1. O objetivo do trabalho foi comprovado com os resultados apresentados.
2. Wetlands Superficiais e Sub-superficiais horizontais podem ser utilizados para a redução/eliminação de efluentes tóxicos de lixiviado de aterro sanitários.
3. As macrófitas apresentaram altos valores de remoção para amônio, nitrato e DQO.
4. *T. domingensis* parece ser uma adequada espécie vegetal para wetlands superficiais e sub-superficiais.

Continuamos com experiências aumentando a diluição do lixiviado de aterro sanitário, para saber até que ponto a macrófita consegue tolerar o efluente.

## 6 Bibliografia

Brix, H. 1993. **Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance**. Lewis Pub. USA.

Brix, H. 1997. **Do macrophytes play a role in a constructed treatment wetlands?** Wat. Sci. Tech. 35(5): 11-17.

García, J., Rousseau, D,P,L., Morató, J., Lesage, E., Matamoros, V., Bayona, J,M. 2010. **Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: a review**. Critical Reviews in Environmental Science and Technology 40, 561-661

Jenssen, P.D., Mahlum, T., Krogstad, T. 1993. **Potential use of constructed wetlands for wastewater treatment in northern environments**. Water Sci. Technol. 28: 149-157.

Leverenz, H,L., Haunschild, K., Hopes, G., Tchobanoglous, G., Darby, J.L. 2010. **Anoxic treatment wetlands for denitrification**. Ecol. Eng. 36(11): 1544-1551.

Hammer, D,A., Bastion, R.K. 1989. **Wetlands ecosystems: Natural water purifiers? En: Constructed wetlands for wastewater treatment**. Hammer, D.A. ed. Lewis publishers, Chelsea, Michigan. pp. 5-20.

Kadlec, R.H., Wallace, S.D. 2009. **Treatment wetlands**. 2nd edn. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Kadlec, R.H., Knight, R.L., Vymazal, J., Brix, H., Cooper, P., Haberl, R. 2000. **Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation**. IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control. IWA Publishing.

Mietto, A., Politeo, M., Breschigliaro, S., Borin, M. 2015. **Temperature influence on nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system in Northern Italy**. Ecol. Eng. 75: 291-302.



Randerson, P., Albuquerque, A., Bialowiec, A. 2012. **The influence of evapotranspiration on wastewater constructed wetland treatment efficiency.** In:Limnaeus ECO-TECH, Kalmar, Sweden, 26-28 November.

Saeed, T., Guangzhi, S. 2012. **A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media.** J. Environ. Manag. 112: 429-448.

Sochacki, A., Surmacz-Górska, J., Faure, O., Guy, B. 2014. **Polishing of synthetic electroplating wastewater in microcosm upflow constructed wetlands: Metals removal mechanisms.** Chem. Eng. J. 242: 43-52.

Stefanakis, A., Tsihrintzis, V, A. 2012. **Effect of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetland.** Chem. Eng. J. 181-182 416-430.

Vymazal, J. 2005. **Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment.** Ecol. Eng. 25: 478-490.

Yalcuk, A., Ugurlu, A. 2009. **Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment.** Biores. Technol. 100: 2521-2526.



## **WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO HORIZONTAL PARA O TRATAMENTO DE LIXIVIADO DE ATERRO SANITÁRIO: ESTRATÉGIAS OPERACIONAIS**

**Vitor Cano\***

Universidade de São Paulo, São Paulo – SP, Brasil  
Saúde Ambiental  
vitorc@usp.br

**Helisson Henrique Borsato de Andrade**

Universidade de São Paulo, São Paulo – SP, Brasil  
Sustentabilidade  
helisson@usp.br

**Daniele Vital Vich**

Universidade Federal da Bahia, Salvador – BA, Brasil  
Engenharia Civil  
danielevich@gmail.com

**Marcelo Antunes Nolasco**

Universidade de São Paulo, São Paulo – SP, Brasil  
Saúde Ambiental e Sustentabilidade  
mnolasco@usp.br

### **Resumo**

Este estudo teve por objetivo a avaliação do tratamento de lixiviado, com foco na matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, por *wetland* construído de fluxo subsuperficial horizontal 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 DQO entre 336 e 750 mg.L-1 e N-NH<sub>4</sub> entre 47 e 199 mg.L-1. A operação ocorreu empregando-se três estratégias: (1<sup>a</sup>) alimentação contínua (2<sup>a</sup>) regime de ciclos de recirculação do efluente; (3<sup>a</sup>) alimentação contínua de duas unidades em série. Obteve-se baixa remoção de DQO com médias inferiores a 40%. No entanto, verificou-se remoção de N-NH<sub>4</sub>, principalmente na 2<sup>a</sup> e 3<sup>a</sup> estratégias operacionais, com médias de remoção entre 43% e 81%, resultando em concentração de 20 a 223 mg.L-1. A baixa eficiência para DQO provavelmente está relacionada à recalctrância do lixiviado. Quanto ao N-NH<sub>4</sub>, infere-se que o aumento do TDH proporcionou maior tempo de difusão de oxigênio para o sistema culminando na oxidação do N-NH<sub>4</sub>.

**Palavras-chave:** lixiviado de aterro sanitário. fluxo horizontal. recalctrância. nitrificação. TDH.

## 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).

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 para adequação, 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, em relação ao esgoto doméstico, como a baixa biodegradabilidade e altas concentrações.

Sistemas de tratamento biológico, 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 empregada para tratar, com diferentes graus de eficiência, vários tipos de águas residuárias, tais como esgotos domésticos, efluentes agrícolas, industriais, águas poluídas de rios e drenagem urbana (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 custos de construção e operação e, sobretudo, o consumo de energia são reduzidos se comparados aos sistemas convencionais de tratamento de águas residuárias, tais como lodos ativados (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-se sob a influência de diferentes estratégias no pós-tratamento de sistema de *stripping* de amônia, visando à remoção de matéria orgânica biodegradável e nitrogênio amoniacal.

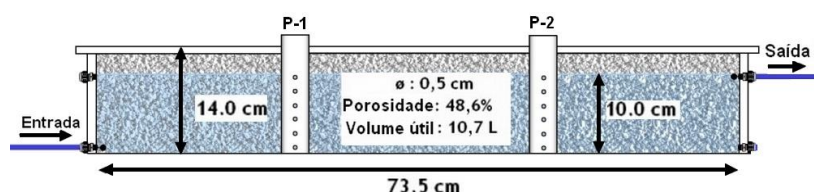
## 2 Métodos

### 2.1 Configuração do sistema de tratamento

O sistema de tratamento, composto por *stripping* de amônia seguido de *wetlands* construídos, foi montado no interior do laboratório de saneamento da Escola de Artes, Ciências e Humanidades da Universidade de São Paulo (EACH-USP). Os 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, utilizando-se uma bomba peristáltica (Provitec – PolyCanal DM5000). Os tanques foram preenchidos com brita branca, tipo calcária, 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 Figura 1.

Figura 1 – Perfil da unidade de WC-FH preenchido



As espécies macrófitas selecionadas foram: *Cyperus papyrus nanus* (CP), *Heliconia psittacorum* (HP) e *Gynerium sagittatum* (GS). Foram plantadas três mudas de cada espécie por tanque, equidistantes em aproximadamente 18 cm, mantendo-se a densidade aproximada de 14 plantas.m<sup>-2</sup>, detalhadas em Cano (2014).

### 2.2 Lixiviado de aterro sanitário

O lixiviado foi coletado mensalmente no Aterro Sanitário Quitaúna, localizado na cidade de Guarulhos, Região Metropolitana de São Paulo. Após coletado, o lixiviado (proveniente dos resíduos domésticos aterrados desde 2001) era transportado e mantido congelado a -20°C 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-NH <sub>4</sub>	2178	Cloretos	5526	mg.L <sup>-1</sup>
DQO filtrada	2484	Ferro	15,6	Turbidez	337	NTU
Carboidratos	114,1	Zinco	1	Fósforo	16,4	mg.L <sup>-1</sup>
Lipídeos	243,88	Cromo	0,8	ST	12640	mg.L <sup>-1</sup>
Subs. Húmicas	1619,71	Cádmio	<0,02	STF	8550	mg.L <sup>-1</sup>
Proteínas	1490,64	Chumbo	<0,2	STV	3910	mg.L <sup>-1</sup>
Alcalinidade	10459	Condutividade	26,49	SST	234	mg.L <sup>-1</sup>
pH	8,08	COT	1122	SSV	122	mg.L <sup>-1</sup>

### **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, pré-tratamento, tempo de detenção hidráulica (TDH) e diluição do lixiviado em água 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 *stripping* 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.

### **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<sup>-1</sup>, solução de micronutrientes descrita por Germili *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).

Todas as análises foram realizadas com base no Standard Methods (APHA, 2008) ou através de Kits (HACH), com espectrofotômetro (HACH-DR5000), no laboratório de saneamento ambiental da EACH.

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 <sup>-1</sup>
CV	0,39	0,25	0,19	0,21	0,25±0,02	0,23±0,08	m <sup>3</sup> .m <sup>-3</sup> .d <sup>-1</sup>
CH	19,1±3,7	12,1±2,3	9,4±0,9	10,7	12,1±1	11,4±4	mm.d <sup>-1</sup>
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	-
Pré-tratamento	não	<i>stripping</i>	<i>stripping</i>	<i>stripping</i>	<i>stripping</i>	<i>stripping</i>	-

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

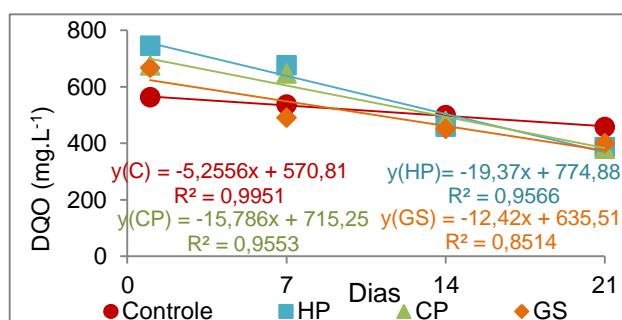
### 3 Resultados e discussão

#### 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 afluyente de DQO variou entre 336 e 750 mg.L<sup>-1</sup>. O melhor desempenho geral do sistema ocorreu após a implantação do pré-tratamento por *stripping* 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%.

Para a segunda estratégia operacional (recirculação total), após 21 dias, a DQO do *wetland* controle passou de 641 mg.L<sup>-1</sup> para 458 mg.L<sup>-1</sup>, 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 (Figura 2), com taxa de decaimento maior para as unidades com plantas.

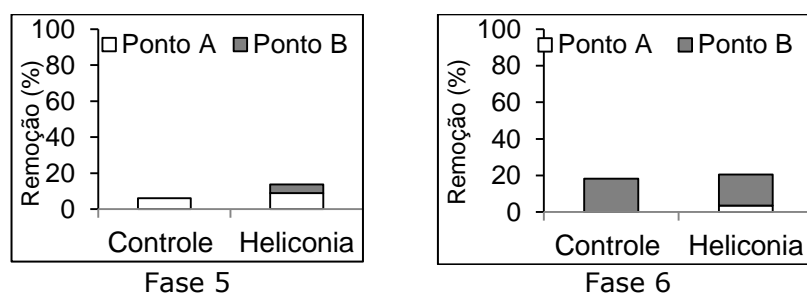
Figura 2– Concentração de DQO nos WC-FH ao longo da segunda estratégia operacional



A terceira estratégia operacional foi caracterizada pelo acoplamento de duas unidades WC-FH em série (unidade A seguida da unidade B). Durante a Fase 5, quando não houve ajuste do pH, o lixiviado afluente apresentou concentração média de DQO de  $641 \pm 32 \text{ mg.L}^{-1}$ , resultando em carga orgânica de  $1,9 \pm 0,1 \text{ g.d}^{-1}$  e taxa de aplicação de  $3,9 \pm 0,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . 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 (Figura 3). Para o controle, a unidade A foi responsável por toda a remoção, 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 afluente apresentou concentração média de DQO de  $722 \pm 104 \text{ mg.L}^{-1}$ , resultando em carga orgânica de  $1,8 \pm 0,7 \text{ g.d}^{-1}$  e taxa de aplicação de  $3,9 \pm 1,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . 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 3,5% (Figura 3).

Figura 3 – Contribuição proporcional das unidades A e B em relação à remoção global de DQO para fase 5 e 6.



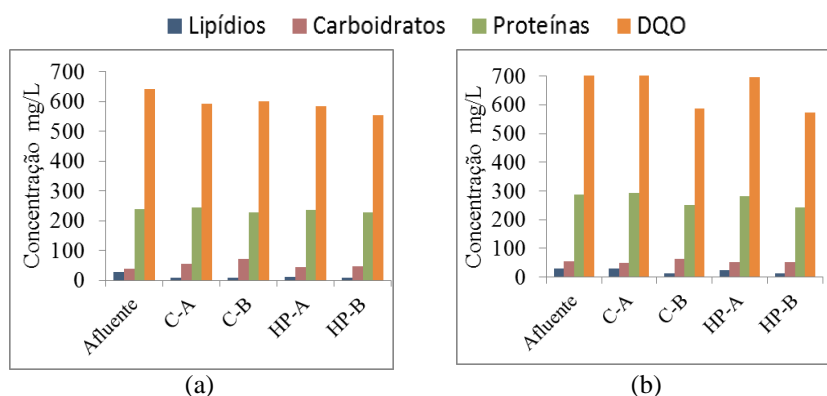
Para toda a terceira estratégia operacional, considerando as duas fases (5 e 6), os sistemas apresentaram remoção global de DQO variando entre nula e 34% com média de 13%, para o controle, e entre 7% e 37% com média de 18% para HP. Segundo o teste estatístico Mann-Whitney, não houve diferença significativa 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 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%.

A Figura 4 mostra parte da composição da matéria orgânica presente no lixiviado, indicando que não ocorreram alterações significativas dos compostos ao longo do tratamento. Isso pode significar que parte da limitação na remoção de DQO não é proveniente da recalcitrância.

Figura 4 – Concentração média de matéria orgânica em diferentes formas no afluente e efluente de cada unidade da fase 5 (a) e fase 6 (b) da terceira estratégia operacional



Segundo Esteves (1998) em ambientes aquáticos com macrófitas existe uma variação de compostos como fósforo, nitrogênio, lipídios, proteínas e carboidratos. Estas variações estão ligadas à dinâmica da comunidade de macrófitas, à disponibilidade de nutrientes do meio e a fatores climáticos, que possibilitem estocá-los, metabolizá-los, translocá-los ou mesmo excretá-los para o meio ambiente. Podendo ser um fator de manutenção de concentração destes compostos nos sistemas de WC.

### 3.2 Nitrogênio

Para a primeira estratégia operacional as remoções de  $N-NH_4$  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  $N-NH_4$ . 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. Com exceção de GS, todas as unidades apresentaram correlação positiva entre a concentração de  $N-NH_4$  e alcalinidade total. Ao final de 21 dias todas as unidades apresentaram eficiências semelhantes de remoção de  $N-NH_4$ , sendo de 72%, 63%, 81% e 65% para o controle, HP, CP e GS, respectivamente.



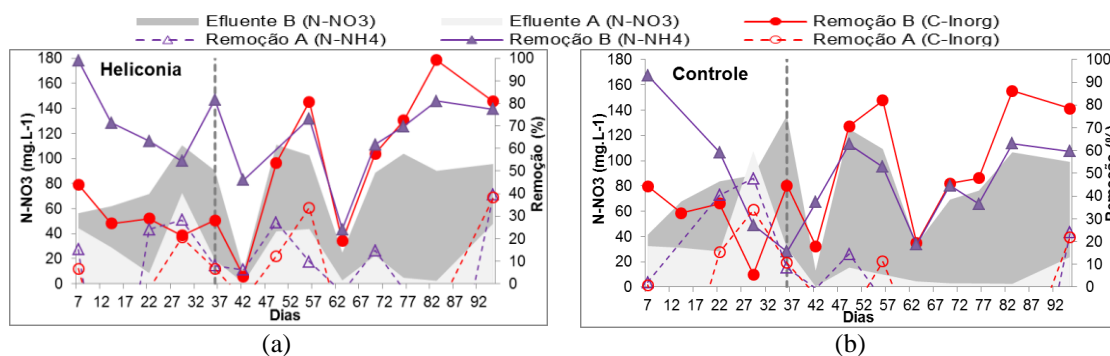
Durante a terceira estratégia operacional, com duas unidades (A e B) acopladas em série, o sistema apresentou o melhor desempenho para remoção de N-NH<sub>4</sub>. Durante a fase 5 (sem ajuste de pH), o lixiviado afluente apresentou concentração média de N-NH<sub>4</sub> de 148,3±67,6 mg.L<sup>-1</sup>. 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<sub>4</sub> foi de 168,8±28,7 mg.L<sup>-1</sup>. 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%.

A Figura 5 (a) e (b) e mostram que os aumentos de nitrato ocorreram nos mesmos momentos em que se obteve remoção de N-NH<sub>4</sub> e remoção de carbono inorgânico. A nitrificação é um dos principais processos responsáveis pela de remoção de N-NH<sub>4</sub> em WC-FH, caracterizando-se pela oxidação do N-NH<sub>4</sub> a NO<sub>3</sub> (SAEED e SUN, 2012). Nesse sentido, considerando os dados gerados pelas três estratégias operacionais, aponta-se a nitrificação como a principal via de remoção de N-NH<sub>4</sub> 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, entende-se o comportamento obtido a partir da difusão de oxigênio atmosférico, criando uma camada superficial aeróbia, onde ocorre a oxidação de N-NH<sub>4</sub>. Assim, a remoção do N-NH<sub>4</sub> nessa camada superficial cria um gradiente de concentração do mesmo, promovendo o transporte ascendente, via difusão, do N-NH<sub>4</sub> nas camadas inferiores (anaeróbias) para a zona aeróbia. Logo, o fator limitante da nitrificação está mais associado à difusão de O<sub>2</sub> atmosférico do que à sua concentração em dado momento (WU *et al.*, 2001).

Figura 5 – Concentração de N-NO<sub>3</sub>, remoção de N-NH<sub>4</sub> e carbono inorgânico no efluente da unidade HP A e B (a) e Controle A e B (b) ao longo da terceira estratégia operacional



Nesse sentido, com TDH acima de 8 dias, pode ter ocorrido o consumo da matéria orgânica biodegradável e utilização do OD sobressalente pelas bactérias nitrificantes, culminando na oxidação de N-NH<sub>4</sub>. O aumento de eficiência devido à elevação do TDH está de acordo com 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. 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 na rizosfera, tanto em termos de quantidade quanto diversidade (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. Baseado no presente estudo, 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, o sistema pode demandar grande área para instalação, caso a produção de lixiviado seja em grande volume diário. Por outro lado, o sistema tem significativa capacidade de remoção de poluentes combinada com simplicidade de operação, baixo custo de instalação e operação e apelo estético para paisagismo. No entanto, são necessários mais estudos relacionados com os processos prévios que possam aumentar o grau de biodegradabilidade da matéria orgânica e da transferência de O<sub>2</sub> em WC-FH, a fim de melhorar seu desempenho global.

#### Referências

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

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

CANO, V. **Estratégias de tratamento de lixiviado de aterro sanitário com foco na matéria orgânica biodegradável e nitrogênio amoniacal**. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública), FSP-USP, 2014.

CHEUNG, K. C., CHU, L. M, WONG, M. H. **Ammonia stripping as a Pretreatment for Landfill Leachate**. Water, Air and Soil Pollution, 94, 1997.

DEL GROSSI, A.C. , LOPES, D. D. , BLAICH, C. , PRATES, K. V. **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, 2013.

- ESTEVEES, F. D. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciencia, 1998.
- GERMILI, E., ORHON, D., ARTAN, N. **Assessment of the initial inert soluble COD in industrial wastewaters**. *Water Science and Technology*, 23, 1077-1086, 1991.
- HOFFMANN, H., PLATZER, C., WINKER, M., VON MUENCH, E. **Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment**. Deutsche Gesellschaft fur, Alemanha, 2011.
- 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 limncharis flava and scirpus**. In: 2011 International Conference on Environmental and Computer Science, 2011.
- LAVROVA, S., KOUMANOVA, B. **Influence of recirculation in a lab-scale vertical flow constructed wetland on the treatment efficiency of landfill leachate**. *Bioresource Technology*, 101, 1756 – 1761, 2010.
- OUELLET-PLAMONDON, C., CHAZARENC, F., COMEAU, Y., BRISSON, J. **Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate**. *Ecological Engineering*, 27, 258-264, 2006.
- 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**. ABES, Rio de Janeiro, 2009.
- RENEOU, S., GIVAUDAN, J. G., PULAIN, S., DIRASSOUYAN, F., Moulin, P. **Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity**. *Journal of Hazardous Materials*, 150, 468 – 493, 2008.
- SAEED, T., SUN, G. **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, 2012.
- 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), Fundação Oswaldo Cruz, 2002
- SOUTO, G. D. B. **Lixiviado de Aterros Sanitários Brasileiros: estudo de remoção do nitrogênio amoniacal por processo de arraste com ar (“stripping”)**. Tese (Doutorado), EESS/USP, 2009.
- VYMAZAL, J.. **The use of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater**. *Ecological engineering*, 35, 1 – 17, 2009
- VYMAZAL, J., KRÖPFELOVÁ, L. **Removal of nitrogen in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow: a review**. *Wetlands*, 29, 1114 – 1124, 2009.
- WU, H., ZHANG, J., NGO, H. H., GUO, W., HU, Z., LIANG, S., FAN, J., LIU, H. **A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation**. *Bioresource Technology*, 175, 594 – 601, 2015.
- WU, M. Y., FRANZ, E. H., CHEN, S.. **Oxygen fluxes and ammonia removal efficiencies in constructed treatment wetlands**. *Water Environment Research*, 73, 661 – 666, 2001
- YALCUK, A., UGURLU, A. **Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment**. *Bioresource Technology*, 100, 2521 – 2526, 2009.
- ZHANG, C. B., WANG, J., LIU, W. L., ZHU, S. X., GE, H. L., CHANG, S. X., CHANG, K., GE, Y. **Effects of plant diversity on microbial biomass and community metabolic profiles in a full-scale constructed wetland**. *Ecological Engineering*, 36, 62 - 68, 2010.
- ZHU, H., YAN, B., XU, Y., GUAN, J., LIU, S. **Removal of nitrogen and COD in horizontal subsurface flow constructed wetlands under different influent C/N ratios**. *Ecological Engineering*, 63,58-63, 2014.
- ZHU, S. – X., GE, H. – L., GE, Y., CAO, H.-Q., LIU, D., CHANG, J., ZHANG, C.-B, GU, B.-J., Chang, S.-X. **Effects of plant diversity on biomass production and substrate nitrogen in a subsurface vertical flow constructed wetland**. *Ecological Engineering*, 36, 62-68, 2010.



## **QUALIDADE DE CONTROLE APLICADA A TRATAMENTO DE EFLUENTE DE LATICÍNIO POR SISTEMA ALAGADO CONSTRUÍDO HÍBRIDO**

**Mariane Libório Cardoso**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina–Pr, Brasil  
Engenharia Ambiental  
marianeliborio@gmail.com

**Ricardo Naganime Costanzi**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina–Pr, Brasil  
Engenharia Ambiental  
ricardocostanzi@gmail.com

### **Resumo**

A qualidade dos recursos hídricos está associada com a eficiência dos sistemas de tratamento de efluentes industriais e urbanos, pois os corpos de água são utilizados para diluição. Desta forma, existe uma necessidade premente de monitorar os sistemas de tratamento de efluentes visando possibilitar modificações operacionais preventivas, bem como aumentar a confiabilidade dos processos visando à conformidade dos parâmetros de legislação. Esse trabalho realizou o monitoramento do tratamento de efluente de laticínio por um Sistema Alagado Construído (SAC) Híbrido em escala de bancada, na cidade de Londrina – Paraná. As variáveis monitoradas foram: Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Fósforo total (P-total), pH, Condutividade Elétrica, Cor Aparente e Turbidez. Para cada variável descrita foi realizada uma análise de desempenho do sistema e controle do processo por meio de métodos estatísticos de qualidade, como gráficos de controle de Shewart e índices de capacidade do processo. O cálculo de índice de capacidade do processo permitiu avaliar o desempenho do tratamento de efluentes dentro de valores limites especificados por normas ou legislações. O sistema apresentou capacidade de controle de processo para a maioria das variáveis. Porém, para as variáveis DQO, NTK, P-total, cor e turbidez os índices de capacidade de processo calculados foram menores que 1,0, o que indica que as condições estabelecidas tem possibilidade de não serem alcançadas. Desta forma, o desempenho de um SAC pode ser controlado por processos estatísticos de controle visando a implementação de ações operacionais de melhoria necessárias para evitar valores acima de limites de especificação.

**Palavras-chave:** Sistemas alagados construídos. Efluente de laticínios. Controle de qualidade.

## 1 Introdução

A oferta de água no planeta depende do local e é variável no tempo e espaço. A quantidade de água local é determinada pelas condições climáticas, época do ano e atividades humanas, tais como o uso da água para sistemas urbanos, industriais e agrícolas. O uso inadequado dos recursos hídricos pode causar poluição, principalmente pelos despejos de esgoto sanitário e efluentes industriais sem tratamento adequado (MIERZWA & HESPANHOL, 2005).

Atualmente, o tratamento de efluentes industriais é imprescindível para conservação dos corpos hídricos, pois dependendo da qualidade do efluente inexistente a capacidade de autodepuração. Esse aspecto é de suma importância, pois acarreta degradação dos sistemas hídricos devido à alta carga de matéria orgânica com a consequente diminuição da concentração de oxigênio dissolvido e a eutrofização pelo excesso de nutrientes. Ambos têm sido objetos de estudo e preocupação (ISCEN et al., 2008; OUYANGA et al., 2006).

Efluentes de indústrias de laticínios têm alto potencial poluidor, pois a carga de matéria orgânica de seus derivados é muito alta e há excesso de nutrientes provindos de detergentes e produtos químicos das limpezas dos equipamentos, que são necessárias para indústrias alimentícias (GOMES, 2006).

Desta forma, o lançamento de efluentes deste tipo de indústria deve apresentar características e especificações de qualidade adequadas. Ou seja, devem-se prover métodos para controle e redução das variabilidades existentes. Isto acarreta uma necessidade de reformulação de conceitos atuais sobre o uso da água, tratamento e descarte dos efluentes gerados (MIERZWA & HESPANHOL, 2005).

Ou seja, a qualidade de um sistema pode ser melhorada pelo controle estatístico do processo como forma de avaliar o processo para que este atenda as legislações vigentes, mesmo que todo sistema apresente variabilidades naturais. Por meio deste método é possível constatar a ocorrência de causas atribuídas ou mudanças no processo para viabilizar ação corretiva mais eficiente para o problema (MONTGOMERY & RUNGER, 2013).

Então, a finalidade de um gráfico de controle é a detecção de causas não aleatórias que deixam o sistema fora de controle. Neste contexto, um processo pode ser definido como uma distribuição de probabilidade que representa uma qualidade característica constante ao longo do tempo (WALPOLE et al., 2009).

Este trabalho aplica técnicas de controle estatístico em um Sistema Alagado Construído Híbrido que trata efluentes de uma fábrica de laticínios, localizado no Campus da Universidade Tecnológica Federal do Paraná na cidade de Londrina visando estabelecer um melhor controle quanto a procedimentos operacionais e qualidade do efluente lançado.

## 2 Materiais e Métodos

### 2.1 Características do Sistema Alagado Construído

O experimento foi realizado na Universidade Tecnológica Federal do Paraná do campus de Londrina, sendo realizado no período de 90 dias (novembro de 2014 a fevereiro de 2015). O sistema foi confeccionado com duas caixas de polipropileno de dimensões de 0.36 x 0.20 x 0.26 m.. Cada caixa foi conectada em série (adaptado de Begosso, 2009), sendo a primeira um SAC de fluxo horizontal contendo como substrato brita no 0 (malha de 12mm) com a espécie Papiros (*Cyperus papyrus nanus*) plantada; o segundo SAC de fluxo vertical contendo areia média (de 0,42 mm a 1,2 mm) com a espécie Helicônia (*Heliconia psittacorum*).

O sistema foi alimentado em ciclos de 24 horas com volume de 8 Litros de efluente clarificado de sistema de flotação por ar dissolvido de indústria de laticínio localizado na cidade de Londrina, Paraná.

### 2.2 Qualidade de Controle

Foi aplicada inicialmente estatística descritiva por meio de médias, desvio padrão, coeficiente de variação e normalidade. Para verificação de normalidade, foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk pelo *software Bioestat 5.3*. A constatação de normalidade no teste realizado foi utilizada como condição para uso de métodos estatísticos de controle de qualidade individuais. Caso ocorra não normalidade, foram utilizadas técnicas de controle estatístico de processos pela confecção de gráficos de controle elaborados através das médias móveis.

### 2.3 Gráficos de Controle

Para este trabalho foram utilizados os gráficos de controle de *Shewhart*. Estes gráficos permitem detectar a ocorrência de causas de variabilidade específicas para permitir uma ação corretiva.

Os critérios definidos para verificação do não controle do processo (Smeti, 2007; Benneyan, 1998) foram:

Teste 1: um ponto com valor maior do que 3 vezes o desvio padrão;

Teste 2: 2 de 3 pontos com valores maiores do que 2 vezes o desvio padrão;

Teste 3: 6 pontos consecutivos, todos aumentando ou diminuindo.

Os limites superiores e inferiores apresentados nesses gráficos foram calculados pelas eq. 1 e 2, utilizadas apenas para amostras individuais (MONTGOMERY & RUNGER, 2013).

$$LSC = \mu + 3\left(\frac{AM}{1,128}\right) \quad (1)$$

$$LIC = \mu - 3\left(\frac{AM}{1,128}\right) \quad (2)$$

Onde:

LCS é o limite superior de controle;

LCI é o limite inferior de controle;

$\mu$  é a média das médias móveis e

AM é a amplitude móvel média.

#### 2.4 Índices de Capacidade do Processo

O índice de capacidade potencial (Cp) e o índice de desempenho (Cpk) do processo foram calculados para o SAC híbrido visando avaliar se os parâmetros pH, Nitrogênio, Cor Aparente e Turbidez estão dentro do valor máximo exigido pela Resolução CONAMA 430/11 (BRASIL, 2011), para o lançamento do efluente.

O Cp considera que o processo está centrado no valor nominal da especificação e é definido pela equação 3.

$$Cp = \frac{(LSE-LIE)}{6\sigma} \quad (3)$$

Onde:

Cp é a capacidade do processo;

LSE é o limite superior de especificação;

LIE é o limite inferior de especificação e

$\sigma$  é o desvio padrão estimado.

O Cpk é utilizado caso a média do processo não coincida com o centro do intervalo de especificação (Louzada et. al., 2013) e é determinado pela equação 4.

$$Cpk = \min\left(\frac{LSE-\mu}{3\sigma}, \frac{\mu-LIE}{3\sigma}\right) \quad (4)$$

Onde:

Cpk é a capacidade do processo não centrado;

LSE é o limite superior de especificação;

LIE é o limite inferior de especificação;

$\mu$  é a média das médias móveis e  
 $\sigma$  é o desvio padrão estimado.

### 3 Resultados

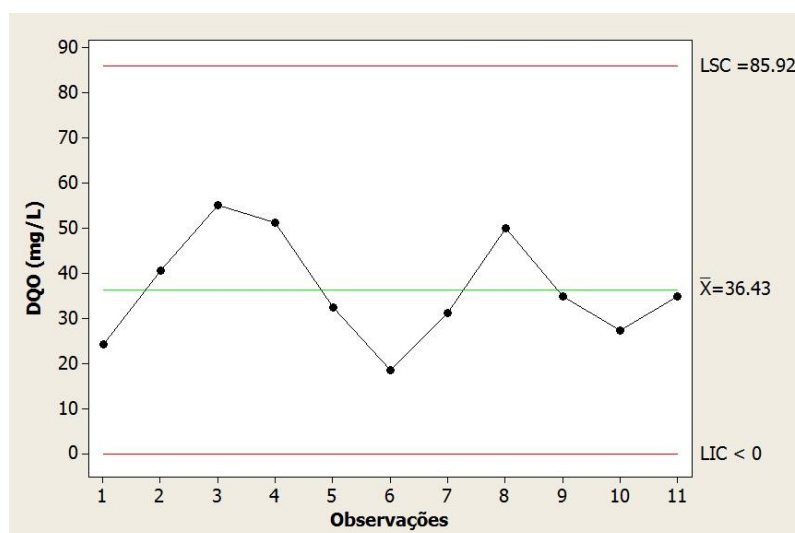
#### 3.1 Normalidade

Ao aplicar o teste de normalidade de Shapiro-Wilk para os parâmetros DQO, NTK, P-total, pH, condutividade elétrica, turbidez e cor, a maioria dos parâmetros obtiveram um comportamento não normal, por esse fato os dados foram transformados em médias móveis com realização do teste de normalidade novamente. Desta forma, verificou-se que os dados apresentaram normalidade. Então foram elaborados os gráficos de controle com o cálculo dos limites superiores, inferiores e centrais.

#### 3.2 Gráficos de Controle

Os gráficos de controle de processo do SAC híbrido no tratamento de efluente de laticínios apresentaram para a DQO de saída (figura 1) ao longo do tempo um estado de controle, pois estão em conformidade com os limites e apresentam pontos variando acima e abaixo da linha central. Para o teste 1, não existiu nenhum valor fora dos limites de controle, a análise de hipótese para o teste 2 também não apresentou pontos acima de duas vezes a AM e o teste 3 não apresentou pontos seguidos de decaimento ou crescimento.

Figura 1 – Gráfico de controle de DQO na saída do SAC.



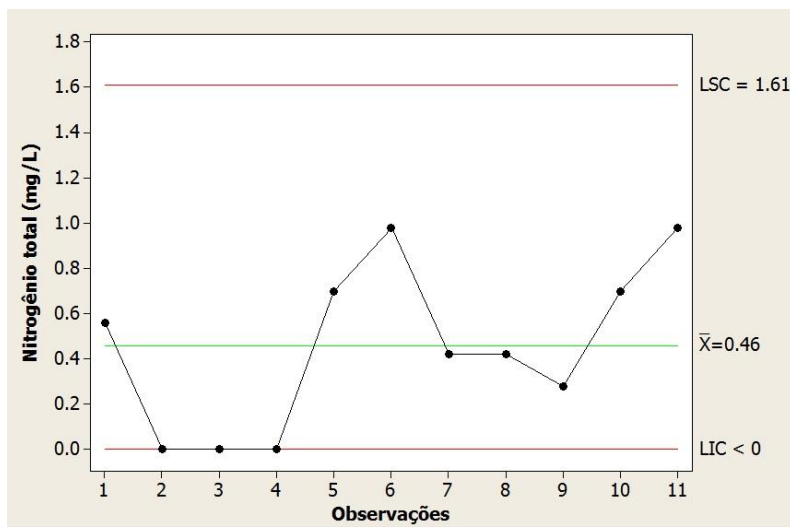
Fonte: Autores.

Para o nitrogênio, o gráfico de controle (figura 2) apresentou dados dispostos de modo aleatório. Para o teste 1, nenhum ponto ficou fora dos limites de controle. A hipótese do teste 2 e 3



não foram confirmadas. Ou seja, em conformidade com processos normais de variabilidade, o sistema encontra-se sob controle para a variável Nitrogênio Total.

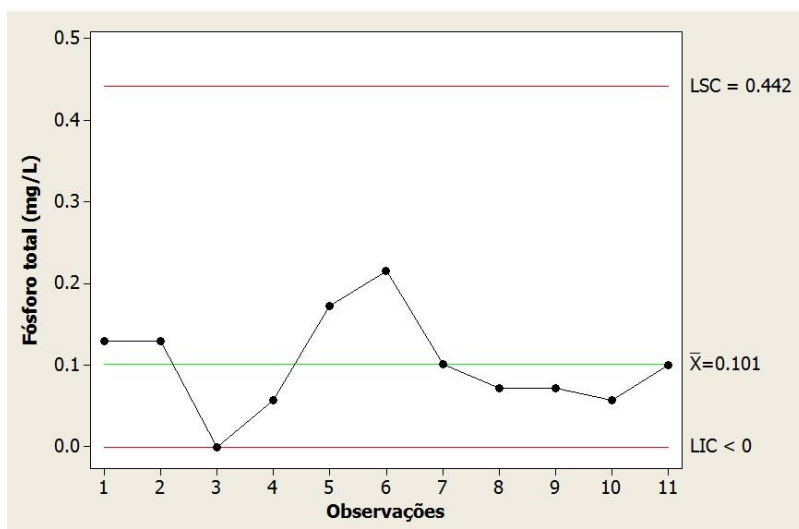
Figura 2 – Gráfico de controle de NTK na saída do SAC.



Fonte: Autores.

Na análise da variação da concentração de fósforo na saída do sistema de tratamento ao longo do tempo, o sistema (figura 3) apresentou uma variação aleatória. Analisando as hipóteses dos 3 testes, tem-se que para a remoção de fósforo o sistema operou de forma controlada, pois as três hipóteses não foram confirmadas.

Figura 3 – Gráfico de controle de P-total na saída do SAC.

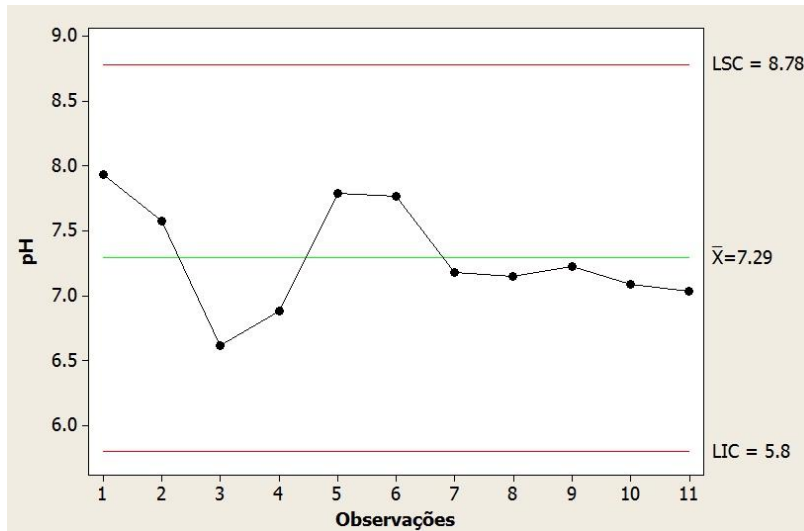


Fonte: Autores.

Os valores de pH (figura 4) mostraram uma distribuição aleatória no início. Para o teste 1 a hipótese não foi ratificada, para o teste 2 também não houve a confirmação da hipótese de 2 de 3 pontos acima de duas vezes a AM, o teste 3 também não foi confirmado. Assim, pode-se considerar

o sistema como sob controle. Isto pode ser um fator positivo, pois o pH é um fator importante no lançamento de efluentes em corpos hídricos, sendo que o pH final não deve estar abaixo de 5, segundo a Resolução CONAMA 430 (BRASIL, 2011)

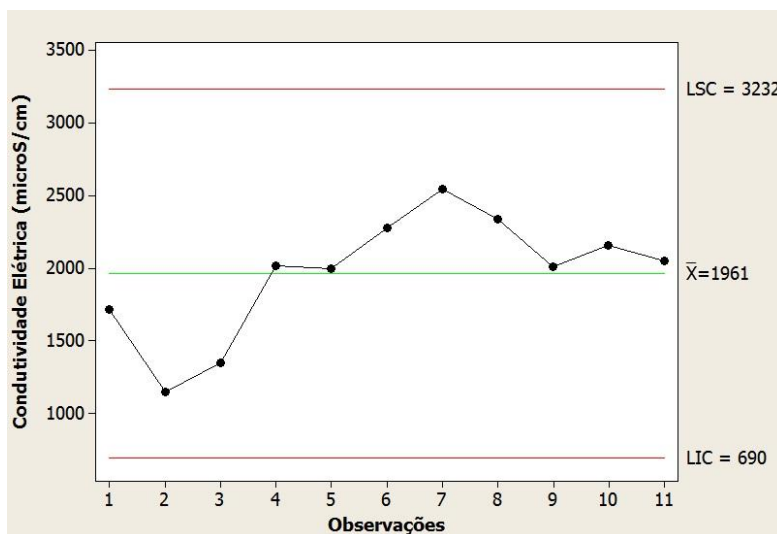
Figura 4 – Gráfico de controle de pH na saída do SAC.



Fonte: Autores.

A condutividade elétrica não teve uma disposição aleatória ao longo do período de funcionamento do SAC, porém os pontos flutuaram em sequências contínuas entre a linha central, tanto acima quanto abaixo da mesma. Dentro os testes realizados, a hipótese do teste um não foi confirmada, pois não houve pontos fora dos limites de controle, para o teste 2 não houve confirmação de pontos com valores acima de duas vezes a AM, porém para o teste 3 confirmou-se a hipótese com 7 pontos seguidos acima da média entre a segunda e a oitava semana.

Figura 5 – Gráfico de controle de Condutividade Elétrica na saída do SAC.

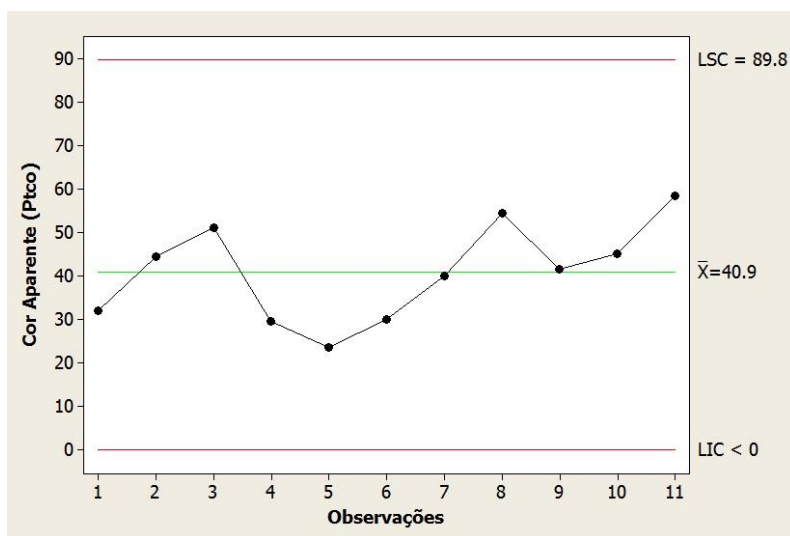


Fonte: Autores.

A condutividade apresentou um provável acúmulo de sais e sólidos dissolvidos no sistema alagado construído com fluxo vertical. Fato que pode ser verificado no gráfico de controle de condutividade elétrica. O aumento da condutividade elétrica no sistema também pode estar associado a solubilização de substâncias orgânicas.

A cor aparente indicou uma distribuição aleatória das amostras, sendo que nenhuma das hipóteses dos três testes escolhidos foi confirmada, ou seja, o sistema apresenta-se sob controle para a remoção da Cor Aparente ao longo das semanas de funcionamento do SAC.

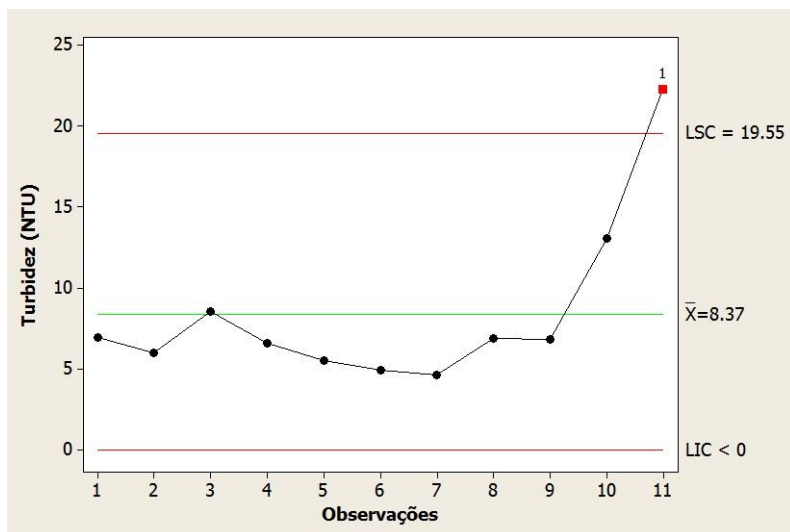
Figura 6 – Gráfico de controle de Cor Aparente na saída do SAC.



Fonte: Autores.

Para a turbidez o gráfico de controle apresentou uma condição não aleatória, com a maioria dos pontos abaixo da linha central. Para o teste 1 foi corroborada a hipótese de pontos acima do limite de controle, confirmando a hipótese de alguma fonte não casual no sistema, que pode ter ocorrido pelo acréscimo de sólidos no substrato de areia, o que aumentou a turbidez nas duas últimas semanas de funcionamento do SAC, porém os testes 2 e 3 não foram confirmados.

Figura 7 – Gráfico de controle de Turbidez na saída do SAC.



Fonte: Autores.

### 3.3 Capacidade do processo

Os índices de capacidade do processo para o SAC híbrido foram calculados pelos limites encontrados e para pH e Nitrogênio foram utilizados os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 430/11.

A capacidade do processo ( $C_p$ ) para o pH indicou que o processo é potencialmente aceitável com um índice de 1,31 e para a condutividade elétrica ocorreu um valor igual a 0,89 (abaixo de 1). Portanto o Sistema Alagado Construído híbrido apresentou-se como um processo potencialmente incapaz para esse parâmetro.

De acordo com a Resolução CONAMA 430/11 (BRASIL, 2011), os valores de especificação de pH estão entre 5 e 9, sendo o índice calculado para esses limites igual a 1,34. Ou seja, o processo é capaz de atender os valores especificados. Para o parâmetro Nitrogênio, o processo também obteve um índice no qual pode ser classificado como potencialmente capaz.

Os valores de  $C_{pk}$  para todos os parâmetros DQO, nitrogênio, fósforo, cor aparente e turbidez mostraram uma sensibilidade menor do processo, pois todos os valores ficaram abaixo de 1 (0,89), o que indica que o processo tem poucas condições para atender as especificações estabelecidas, com a necessidade de uma diminuição da variabilidade do processo (LOUZADA, et. al., 2013).

## 4 Conclusão

Neste trabalho foram aplicadas técnicas de controle estatístico em um SAC híbrido tratando efluente de uma indústria de laticínios para as variáveis DQO, NTK, P-total, pH, condutividade elétrica, cor aparente e turbidez. Este trabalho apresentou como principais conclusões:

- As variáveis DQO, nitrogênio total, fósforo, pH e cor aparente estão sob controle no sistema de tratamento de SAC híbrido proposto;
- As variáveis condutividade elétrica e turbidez apresentam problemas pontuais devido a fatores de elevação das concentrações no SAC de fluxo vertical devido ao acúmulo de sólidos dissolvidos e suspensos;
- Os processos de controle apresentados na forma de média móvel em cartas de controle podem ser utilizados para avaliar o tratamento de SACs.
- A capacidade do processo  $C_p$  para todos os parâmetros foi potencialmente aceitável para os valores de especificação.
- Os valores de  $C_{pk}$  indicaram que há variabilidades inerentes ao processo que precisam ser minimizadas, para que os valores não fiquem fora do limite de especificação.

## Referências

- BEGOSSO, Larissa. **Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídas para tratamento de água cinza**. 2009. 43f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.
- BENNEYAN, J. C. Use and interpretation of statistical quality control charts. **International Journal for Quality in Health Care**, v.10, n.1. p.69-73, 1998.
- BRASIL. Resolução CONAMA N° 430 de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Poder Executivo, Brasília, DF, 16 mai. 2011. N° 92 p. 89.
- ISCEN, C. F.; EMIROGLU, O.; ILHAN, S.; ARSLAN, N.; YILMAZ, V.; AHISKA, S.. 2008. Application of multivariate statistical techniques in the assessment of surface water quality in Uluabat Lake, Turkey. **Environmental Monitoring Assessment**, 144, p. 269–276.
- GOMES, André L. **Análise técnico-econômica de filtro anaeróbio utilizado para o tratamento de efluentes líquidos de uma indústria de laticínios: estudo de caso**. 2006. 117f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Belo Horizonte, 2006.
- LOUZADA, Francisco; DINIZ, Carlos; FERREIRA, Paulo; FERREIRA, Edil. **Controle estatístico de processos: Uma abordagem prática para cursos de Engenharia e Administração**. Rio de Janeiro: LTC, 2013.
- MIERZWA, José Carlos; HESPANHOL, Ivanildo. **Água na indústria: uso racional e reúso**. Oficina de Textos, 2005.
- MONTGOMERY, Douglas; RUNGER, George C. **Estatística aplicada e probabilidade para engenheiros**. Rio de Janeiro: LTC, 2013.
- OUYANGA, Y.; NKEDI-KIZZAB, P.; WUC, Q.T.; SHINDEB, D.; HUANGD, C.H.. 2006. Assessment of seasonal variations in surface water quality. **Water Research** 40, p. 3800–3810.
- SMETI, E.M.. An approach for the application of statistical process control techniques for quality improvement of treated water. Science Direct. **Desalination** 213 (2007) 273–281.
- WALPOLE, Ronald E.; MYERS, Raymond H.; MYERS, Sharon L.; YE, Keying. **Probabilidade e estatística para engenharia e ciências**, São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2009.



## **EFICIÊNCIA DE *Typha domingensis* Pers. EM FLUTUAÇÃO NA REMOÇÃO E ACUMULAÇÃO DE METAIS ORIUNDOS DE EFLUENTE DOMÉSTICO**

**Daiane Trindade Costa\***

Universidade Feevale, Novo Hamburgo – RS, Brasil  
Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental  
Laboratório de Biotecnologia Vegetal  
daianecosta@feevale.br

**Günther Gehlen**

Universidade Feevale, Novo Hamburgo – RS, Brasil  
Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental  
guntherg@feevale.br

**Fernando Hamerski**

Universidade Feevale, Novo Hamburgo – RS, Brasil  
fernandohamerski@feevale.br

**Marco Antônio Siqueira Rodrigues**

Universidade Feevale, Novo Hamburgo – RS, Brasil  
Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental  
marcoR@feevale.br

**Annette Droste**

Universidade Feevale, Novo Hamburgo – RS, Brasil  
Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental  
Laboratório de Biotecnologia Vegetal  
annette@feevale.br

### **Resumo**

A contaminação por metais é um problema decorrente do crescimento populacional, e pode causar efeitos negativos aos seres vivos devido a acumulação desses íons na cadeia trófica. Macrófitas aquáticas vêm sendo utilizadas para a absorção desses metais contaminantes, sendo a *Typha domingensis* uma das espécies mais estudadas pela sua tolerância à poluição e salinidade. O presente estudo objetivou avaliar a eficiência de *Typha domingensis* em flutuação na remoção de chumbo (Pb) e níquel (Ni) de efluente doméstico, assim como analisar a acumulação destes metais em raízes, rizomas e folhas das plantas. O estudo foi realizado em uma estação de tratamento de efluente doméstico com *T. domingensis* em flutuação, no município de Novo Hamburgo, RS. Foram realizadas 11 coletas mensais de janeiro a novembro de 2014 de efluente bruto e tratado, e uma coleta de plantas em janeiro de 2015, separadas em raízes, rizomas e folhas, que foram desidratados

em estufa a 50°C. O sistema biológico apresentou eficiência de remoção de Pb e Ni de até 100%. No entanto, durante todo o período amostrado, o sistema apresentou remoção significativa somente para Pb. Essa remoção pode ser evidenciada pelo acúmulo dos metais no sistema radicular das plantas, (Pb= 46,378  $\mu\text{g g}^{-1}$  e Ni= 4,425  $\mu\text{g g}^{-1}$ ). Dessa forma, *T. domingensis* comporta-se como espécie acumuladora de metais, o que comprova sua potencialidade para a utilização como organismo remediador de efluentes.

**Palavras-chave:** Wetland. Fitorremediação. Macrófitas. Bioacumulação.

## 1 Introdução

As práticas agrícolas, urbanas e industriais podem poluir os corpos hídricos com metais, como chumbo (Pb), cromo (Cr), níquel (Ni), entre outros (BAH, 2010). Os metais estão presentes em todos os ambientes e a sua presença em um determinado ecossistema pode levar à acumulação nas diferentes cadeias tróficas, com efeitos negativos para os organismos vivos (ORTEGA-VILLASANTE et al., 2007). A toxicidade por metais é atribuída à sua habilidade de se ligarem a enzimas, aumentando a atividade ou provocando a sua inativação, alterando a atividade catalítica (VAN ASSCHE & CLIJSTERS, 1990). O aumento gradativo das concentrações de metais nos organismos, ingeridos ou absorvidos de forma cutânea, é conhecido como bioacumulação e atinge principalmente os organismos aquáticos. Essas concentrações de metais aumentam ao longo da cadeia trófica, causando a biomagnificação (MAKAY & FRASER, 2000; KEHRIG et al., 2011; MOREIRA, 2011).

Técnicas de remediação são utilizadas para a remoção de íons de metais, ainda que parcial, de uma determinada área. A fitorremediação utiliza plantas e microrganismos a elas associados para extrair, degradar ou estabilizar o contaminante do solo e de corpos d'água. A fisiologia vegetal, a química dos contaminantes e a bioquímica do solo são a base dessa técnica, capaz de promover a recuperação do ambiente (MERKL et al., 2006). O emprego de plantas com o intuito de remover e sequestrar metais está ganhando credibilidade na busca de alternativas de tratamento de efluentes nos últimos anos, uma vez que apresenta um bom desempenho e baixo custo (CHANDRA et al., 2004). Macrófitas possuem uma notável capacidade de concentrar metais em seus tecidos em níveis que excedem os do sedimento circundante (TAYLOR E CROWDER 1983; KABATA-PENDIAS 2011). *Typha domingensis* Pers. vem sendo usada para tratamento de efluentes domésticos, por ser resistente a ambientes de baixa qualidade, tolerante à salinidade e também a pH entre 4,8 e 8,7, além de apresentar grande capacidade de tamponamento (POTT & POTT, 2000; MAINE et al. 2009; . CHANDRA E YADAV, 2010; VYMAZAL, 2011). Em Novo Hamburgo, Rio Grande do Sul, *Typha domingensis* é utilizada em um *wetland* construído experimental para o tratamento de

efluentes de um condomínio. A tecnologia estudada emprega plantas de *T. domingensis* em suportes em flutuação, mantendo a zona de raízes das plantas em contato direto com o efluente, fornecendo substrato para o desenvolvimento de microrganismos que atuam no processamento de compostos poluentes presentes no esgoto. Além disso, por meio das raízes é transferido oxigênio ao efluente. Ni e Pb foram estudados por serem contaminantes encontrados no efluente bruto desse reator. Desta forma, o objetivo do presente estudo foi avaliar a eficiência de remoção desses chumbo (Pb) e níquel (Ni) do efluente bruto pelo sistema de tratamento com as macrófitas em flutuação e analisar a concentração de metais nos diferentes compartimentos das plantas. Esses dois metais foram selecionados por estarem presentes no efluente bruto da ETE em estudo. O Pb é encontrado na atmosfera de forma particulada e liberado ao ambiente por atividade antropogênica, principalmente emissão de fundições e fábricas de baterias. O níquel está naturalmente presente no solo, água, ar e seres vivos em concentrações traços (CETESB, 2015).

## 2 Metodologia

O estudo foi realizado em uma Estação de Tratamento de Esgoto no município de Novo Hamburgo, Rio Grande do Sul, com aplicação de *Typha domingensis* artificialmente em flutuação. Os experimentos foram realizados em um tanque com dimensões de 17 m X 17 m X 2,5 m de profundidade que recebe efluentes domésticos de aproximadamente 580 pessoas. Toda a superfície do reator foi coberta por plantas oriundas do município de Pelotas, de um fornecedor autorizado pelo órgão ambiental estadual. Estas plantas permanecem intactas, sem sofrer poda ou remoção de biomassa. O reator é composto por um sistema de recirculação interna e um sistema de distribuição de fluxo na entrada e na saída.

Onze coletas mensais de efluente doméstico foram realizadas de janeiro a novembro de 2014, para análise da concentração de chumbo e níquel. Foram coletados 1.500 mL de amostras de efluente doméstico bruto e efluente tratado pelas macrófitas, respectivamente. O armazenamento, a preservação e o transporte das amostras de água até o laboratório foram feitos de acordo com os critérios estabelecidos pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT/NBR 9898/1987) e de acordo com o *Standard Methods* (APHA, 2005). Os teores de metais foram determinados por espectrofotometria de absorção atômica, através da técnica da emissão por chama (método 3111 B), descrito no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 1998), na Central Analítica da Universidade Feevale,

Uma coleta de amostras de *Typha domingensis* do reator foi realizada em janeiro de 2015. Foram selecionadas seis plantas da entrada e seis plantas da saída do reator, de onde foram retiradas amostras de raízes, rizomas e folhas, que foram lavadas em água corrente seguida de água destilada.



As amostras foram desidratadas em estufa a 50°C até a obtenção de peso constante, sendo encaminhadas para análise da concentração de chumbo e níquel acumulados nos tecidos vegetais em espectrofotômetro de absorção atômica em forno de grafite (AAS-110, Varian).

Para comparar os resultados das concentrações de metais da entrada e saída do sistema, foi aplicado o teste *t* de Student para amostras pareadas, a 5% de probabilidade, usando o programa estatístico SPSS versão 20.

#### 4 Resultados e discussão

Ao longo do período amostrado, o efluente bruto apresentou concentrações para Pb e Ni que ficaram entre valores inferiores ao nível de detecção pela Espectrofotometria de Absorção Atômica de Chama (0,0065 mg L<sup>-1</sup> e 0,0054 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente) e concentrações máximas de 0,166 mg L<sup>-1</sup> e 0,059 mg L<sup>-1</sup> (tabela 1).

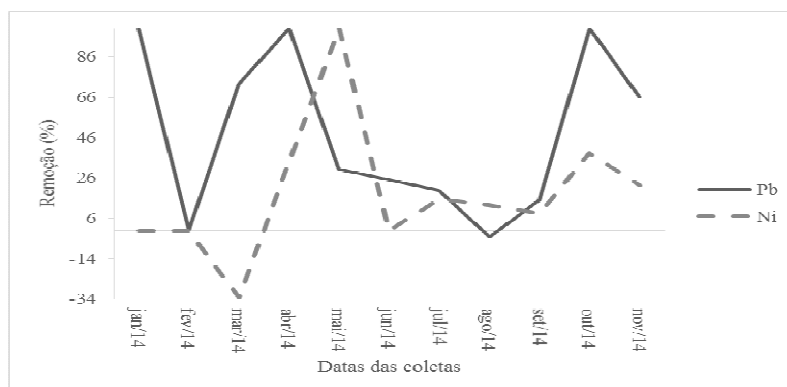
Tabela 1: Concentrações de chumbo (Pb) e níquel (Ni) no efluente bruto (B) e tratado por macrófitas (M) e a eficiência de remoção desses metais em uma estação de tratamento de efluente doméstico em Novo Hamburgo, RS. n.d.= não detectado. E (%) = (entrada – saída)\*100/entrada.

Data da coleta	Chumbo (mg L <sup>-1</sup> )			Níquel (mg L <sup>-1</sup> )				
	pH B	pH M	Pb B	Pb M	E (%)	Ni B	Ni M	E (%)
jan/14	8,28	6,93	0,007	n.d.	100,00	n.d.	n.d.	0,00
fev/14	8,39	6,95	n.d.	0,00	0,00	n.d.	n.d.	0,00
mar/14	8,03	7,22	0,047	0,013	72,34	0,06	0,08	-33,33
abr/14	8,13	6,99	0,021	n.d.	100,00	0,009	0,006	33,33
mai/14	8,00	7,22	0,063	0,044	30,16	0,008	n.d.	100,00
jun/14	8,51	7,09	0,036	0,027	25,00	n.d.	n.d.	0,00
jul/14	8,26	7,43	0,035	0,028	20,00	0,013	0,011	15,38
ago/14	8,69	7,38	0,031	0,032	-3,23	0,008	0,007	12,50
set/14	7,95	7,33	0,04	0,034	15,00	0,012	0,011	8,33
out/14	8,07	7,05	0,012	n.d.	100,00	0,013	0,008	38,46
nov/14	8,33	6,58	0,047	0,016	65,96	0,009	0,007	22,22

Pesquisa de campo (2014)

Concentrações de Pb foram observadas em 10 dos 11 meses monitorados, tendo sido observada eficiência de 100% de remoção nos meses de janeiro, abril e outubro. A remoção de Ni foi observada em sete meses amostrados, com maior eficiência no mês de maio de 2014 (100%) (Fig. 1).

Figura 1: Eficiência de remoção de chumbo (Pb) e níquel (Ni) por *Typha domingensis* em flutuação em uma estação de tratamento de efluente doméstico em Novo Hamburgo, RS.



Pesquisa de campo (2014)

Esta remoção pode ser observada por meio da concentração de íons de metais nas plantas de *Typha domingensis*. As raízes das plantas apresentaram em janeiro de 2015, maiores concentrações de Pb e Ni (46,378 e 4,425  $\mu\text{g g}^{-1}$ , respectivamente) do que as raízes das plantas analisadas no segundo ano de tratamento desse sistema (0,00373 e 0,00419  $\mu\text{g g}^{-1}$ ). O mesmo aconteceu com as folhas, que apresentaram concentrações de Pb e Ni até 100 vezes mais altas (0,589 e 0,572  $\mu\text{g g}^{-1}$ ) que as folhas das plantas analisadas em 2013 (0,00578  $\mu\text{g g}^{-1}$  e não detectado).

Tabela 2: Concentração de Pb e Ni em amostras de *Typha domingensis* coletadas em janeiro de 2015 na estação de tratamento de efluente doméstico com macrófitas, na entrada (E) e saída (S) do sistema.

Metal ( $\mu\text{g g}^{-1}$ )	Raiz E	Raiz S	Rizoma E	Rizoma S	Folha E	Folha S
Chumbo	6,376	46,378	0,435	1,154	0,589	0,467
Níquel	5,513	4,425	0,331	0,331	0,572	0,409

Pesquisa de campo (2015)

O sistema de tratamento de efluente com o uso de macrófitas aquáticas artificialmente em flutuação recebe efluente doméstico com baixa concentração de metais, mas que podem prejudicar os ambientes aquáticos com o passar do tempo se não tratados adequadamente.

A eficiência na remoção de Pb pelo sistema foi significativa ( $t=4,010$ ;  $p=0,003$ ) e podemos evidenciar a ação das plantas através da bioacumulação desse metal. A concentração de Ni não apresentou diferença significativa entre os valores de entrada e saída do sistema ( $t=0,083$ ;  $p=0,936$ ), resultado que pode advir da menor concentração de níquel, mas que ainda deverá ser confirmado. A observação do acúmulo de Pb e Ni nos diferentes compartimentos das plantas mostra a importância do uso de bioindicadores na avaliação da qualidade ambiental. Baixas concentrações, imperceptíveis em análises laboratoriais, podem acumular em organismos vivos sob exposição crônica (CAMPOS, et al. 2009).

As raízes apresentaram maior acúmulo de íons de Pb e Ni, pois constituem o principal órgão das plantas envolvido na absorção e, portanto, comumente as maiores concentrações de metais são encontradas neste compartimento vegetal (GRANT et al., 1998). No entanto, os dois metais também se concentraram nas folhas, o que pode estar relacionado à capacidade de absorção direta de metais por essa estrutura que também estabelece contato direto com a solução (TAYLOR e CROWDER, 1983; CAKMAK et al., 2000). Contudo, as folhas apresentaram concentrações de metais abaixo do limite para plantas ocorrentes em ambientes não poluídos (MARKERT, 1992). A concentração de metais em maior proporção no sistema radicular também foi observada por Hegazi (2011), que analisou a concentração de Pb em plantas de *T. domingensis* em ambientes contaminados. Mufarrege et al. (2015) observaram maior acúmulo de Ni nas raízes de *T. domingensis* plantada em substrato em um sistema de *wetland* construído. Foi amplamente estudado que os metais se acumulam em tecidos radiculares como uma estratégia de tolerância (TAYLOR E CROWDER 1983; STOLTZ E GREGER, 2002;. HADAD et al., 2007, 2011; CHANDRA E YADAV 2010;. MUFARREGE et al. 2010; VYMAZAL, 2011, MUFARREGE et al., 2015). Dessa forma, *T. domingensis* comporta-se como espécie acumuladora de metais, o que comprova sua potencialidade como remediadora. As eficiências apresentadas pelo sistema ainda podem estar relacionadas ao pH ou até mesmo à idade das plantas (GOMBER, 2013). O efluente bruto, ao entrar no sistema de tratamento com macrófitas, apresentou pH em torno de 8, enquanto o efluente tratado pelas macrófitas apresentou pH em torno de 7. O pH é importante parâmetro que atua no controle da precipitação, mobilidade e biodisponibilidade dos íons metálicos. Quando em pH básico, a maior parte dos íons metálicos se precipita na forma de hidróxido ou de sais básicos (ESTEVES, 1988), enquanto em pH ácido aumenta a biodisponibilidade de uma série de elementos (BROOKS, 1983).

## 6 Considerações finais

O sistema de tratamento de efluente com *Typha domingensis* artificialmente em flutuação apresentou valores de eficiência acima de 70% para remoção de Pb e Ni e as plantas apresentaram um potencial de bioacumulação de íons de metais em seu sistema radicular. Esta tecnologia é uma alternativa de tratamento de esgoto de fácil operação, com baixo custo de implantação e reduzida manutenção. Esse trabalho subsidia informações para o monitoramento de uma estação de tratamento de efluente doméstico.

## 7 Referências

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. Washington, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). NBR 9898: **Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, 1987.

AWWA/APHA/WEF. (1998) **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20th edition. Washington.

BAH, A. M.; SUNS, H.; CHEN, F.; ZHOU, J.; DAI, H.; ZHANG, G.; WU, F. Comparative proteomic analysis of *Typha angustifolia* leaf under chromium, cadmium and lead stress. **Journal of Hazardous Materials**, China, 184: 191-203, 2010.

BROOKS, R. R. **Biological methods of prospecting for minerals**. New York: Wiley-Interscience, 1983.

CAKMAK, I. et al. Uptake and retranslocation of leaf-applied cadmium (<sup>109</sup>Cd) in diploid, tetraploid and hexaploid wheats. **Journal of Experimental Botany**, v.51, n.343, p.221- 226, 2000.

CAMPOS, A. E. L.; NUNES, G. S.; OLIVEIRA, J. C. S.; TOSCANO, I. A. S. Avaliação da contaminação do Igarapé do Sabino (Bacia do Rio Tibiri) por metais pesados, originados dos resíduos e efluentes do Aterro da Ribeira, em São Luís, Maranhão. **Química Nova**, Vol. 32, No. 4, 960-964, 2009.

CHANDRA, P.; KULSHRESHTHA, K. Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants. **The Botanical Review**, New York, v. 70, n. 3, p. 313-327, 2004.

CHANDRA R, YADAV S. Potential of *Typha angustifolia* for phytoremediation of heavy metals from aqueous solution of phenol and melanoidin. **Ecol Eng**, v. 36, p: 1277–1284, 2010.

CHEN, Y.; HONG, X.; HE, H.; LUO, H.; QIAN, T.; LI, R.; JIANG, H.; YU, H. Biosorption of Cr (VI) by *Typha angustifolia*: Mechanism and responses to heavy metal stress. **Bioresource Technology**, v. 160, p. 89-92, 2014.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – Ficha de informação toxicológica: níquel. São Paulo: CETESB, 2014. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/niquel.pdf>> Acesso em: 15 maio de 2015.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO – Ficha de informação toxicológica: chumbo. São Paulo: CETESB, 2014. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/laboratorios/fit/chumbo.pdf>> Acesso em: 15 maio de 2015.

ESTEVES, F.A. **Fundamento da limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência/ FINEP, 1988.

GOMBER, C.; PARIHAR, S. Y.; CHOUDHARY, G. *Typha domingensis* : a new hope for waste water treatment. **International Journal Chemical Science**, v. 11, n. 1, p. 383-389, 2013.

GRANT, C. A. et al. Cadmium accumulation in crops. **Canadian Journal of Plant Science**, v.78, n.1, p.1-17, 1998.

- HADAD, H. R.; MUFARREGE, M. M.; PINCIROLI, M; DI LUCA, G. A.; MAINE M. A. Morphological Response of *Typha domingensis* to an Industrial Effluent Containing Heavy Metals in a Constructed Wetland. **Archives of Environmental Contamination and Toxicolog**, v. 58, p. 666–675, 2010.
- HEGAZI, A. K.; ABDEL-GHANI, N. T.; EL-CHAGHABY, G. A. Phytoremediation of industrial wastewater potentiality by *Typha domingensis*. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 8, n. 3, p. 639-648, 2011.
- KABATA-PENDIAS, A. **Trace elements in soils and plants**. CRC, Boca Raton, 2011.
- KEHRIG, H. A.; MALM, O.; PALERMO, E. F. A.; SEIXAS, T. G.; BAÊTA, A. P.; MOREIRA, I. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na Baía de Guanabara. **Química Nova**, v. 34, n. 3, p. 377-384, 2011.
- MAINE MA, SUÑÉ N, HADAD RH, SÁNCHEZ GC, BONETTO C. Influence of vegetation on the removal of heavymetals and nutrientes in a constructed wetland. **J Environ Manag**, v. 90, p:355–363, 2009.
- MAKAY, D.; FRASER, A. Bioaccumulation of persisten organic chemicals: mechanisms and models. **Environmental Pollution**, v. 10, p. 357- 391, 2000.
- MARKERT, B. Establishing of “reference plant” for inorganic characterization of different plant species by chemical fingerprint. **Water, Air & Soil Pollution**, v.64, p: 533e538, 1992.
- MERKL, N.; SCHULTZE-KRAFT, R. & ARIAS, M. Effect of the tropical grass *Brachiaria brizantha* (Hochst. ex A. Rich.) Staf on microbial population an activity in petroleum-contaminated soil. **Microbiology Resource**, v. 161, n.80-91, 2006.
- MOREIRA, I. Bioconcentração e biomagnificação de metilmercúrio na baía de guanabara, Rio de Janeiro. **Química Nova**, v. 34, n. 3, p. 377-384, 2011.
- MUFARREGE, M.M., HADAD, H.R., MAINE, M.A. Response of Pistia stratiotes to heavy metals (Cr, Ni, and Zn) and phosphorous. **Arch Environ Cont Toxicol**, V. 58(1), p:53–61, 2010.
- MUFARREGE, M. M.; HADAD, H. R.; DI LUCA, G. A.; MAINE, M. A. The ability of Typha domingensis to accumulate and tolerate high concentrations of Cr, Ni, and Zn. **Environ Sci Pollut Res.**, v. 22, p.286–292, 2015.
- ORTEGA-VILLASANTE, C., HERNÁNDEZ, L.E., RELLÁN - ÁLVAREZ, R., DEL CAMPO, F.F., CARPENA - RUIZ, R.O. Rapid alteration of cellular redox homeostasis upon exposure to cadmium and mercury in alfalfa seedlings. **New Phytologist**, v. 176, p. 96–107, 2007.
- POTT, V. J.; POTT, A. A. **Plantas Aquáticas do Pantanal**. Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal (Corumbá, MS). Brasília: Embrapa - Comunicação para Transferência de Tecnologia, 2000.
- STOLTZ, E, GREGER, M. Accumulation properties ofAs, Cd, Cu, Pb and Zn by four wetland plant species growing on submerged mine tailings. **Environmental and Experimental Botany**, v. 47, p. 271–280, 2002.
- TAYLOR, G. J.; CROWDER, A. A. Uptake and accumulation of copper, nickel, and iron by *Typha latifolia* in wetlands of the Sudbury, Ontario region. **Canadian Journal Botany**, v.61, n.7, p.63-73, 1983.

VAN ASSCHE, F.; CLIJSTERS, H. Effect of metals on enzyme activity in plants. **Plant, Cell and Environment**, v. 13, p. 195-206, 1990.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. **Environ Sci Technol**, v. 45, p:61–69, 2011.



## **AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA E DO COMPONENTE PAISAGÍSTICO DE LAGOAS DE CONTENÇÃO DE CHEIAS NA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA, PR, BRASIL**

**Livia Yu Iwamura**

Universidade Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental  
livia.iwamura@gmail.com

**Celia Regina Gapski Yamamoto**

Instituto Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Campus Curitiba  
celia.yamamoto@ifpr.edu.br

**Maria Carolina Vieira da Rocha**

Universidade Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental  
mcarol.dhs@gmail.com

**Maria Cristina Borba Braga\***

Universidade Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental  
crisbraga@ufpr.br

### **Resumo**

Este trabalho propõe uma reflexão sobre aspectos da Gestão dos Recursos Hídricos na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), considerando duas lagoas de contenção de cheias como estudo de caso. Para o desenvolvimento do estudo foi realizada uma análise comparativa das condições gerais das lagoas a partir de um banco de dados sobre qualidade de água pré-existente. A partir da análise qualitativa das informações foi observado que a gestão das lagoas reflete a baixa integração destes ambientes com seu entorno, apesar de seu elevado potencial paisagístico.

**Palavras-chave:** Gestão dos Recursos Hídricos. Paisagem. Wetlands.

## 1 Introdução

Conforme especificado pela Lei Federal nº 9.433/97 (BRASIL, 1997), a água é um bem de domínio público, de caráter natural e limitado. Esta lei visa assegurar a disponibilidade hídrica com qualidade e a utilização racional e integrada dos recursos hídricos. Este instrumento legal também determina que a bacia hidrográfica deve ser considerada como unidade de planejamento, isto é, a gestão da água não deve ser restrita ao âmbito de um único município ou de um estado.

Por ser fundamental à vida, a água deve ser considerada como um direito inalienável. No Brasil, entretanto, a disponibilidade hídrica está relacionada à desvalorização e ao desperdício, e tem como consequência o adiamento de investimentos voltados à proteção do uso dos recursos hídricos. Adicionalmente, o crescimento populacional é, usualmente, acompanhado pelo consumo e deterioração da qualidade da água, o que, por sua vez, pode levar ao "esgotamento hídrico", seguido de um possível colapso ambiental.

Neste contexto, cumpre destacar as zonas úmidas como ambientes de acentuada fragilidade. A delicada composição da fauna e flora das *wetlands*, além da carência de instrumentos reguladores nacionais específicos, acabam facilitando a inadequação do uso e a ocupação irregular do solo do entorno. Essa condição está, usualmente, acompanhada do lançamento clandestino de esgoto.

Considerando o acima exposto, o objetivo deste trabalho é propor uma reflexão acerca da gestão de recursos hídricos na Região Metropolitana de Curitiba (RMC), tomando-se por base a análise de duas lagoas de contenção de cheias: Cidade Jardim e São Judas Tadeu, ambas localizadas na divisa entre os municípios de Curitiba e de São José dos Pinhais.

## 2 Referencial Teórico

De acordo com a Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional (1971), *wetlands* são paisagens naturais ou artificiais com presença permanente ou periódica de água, a qual pode ser estagnada ou corrente; doce, salobra ou salgada. De acordo com Ramsar (2015), os pântanos, os charcos e as áreas marítimas com até 6 m de profundidade, na maré baixa, são exemplos de *wetlands* naturais.

As *wetlands* construídas, por sua vez, configuram uma tipologia de infraestrutura verde que pode ser empregada para diversos fins como manutenção e restauração da qualidade da água; amenização de variações climáticas; controle de cheias; entre outros. O potencial paisagístico desses sistemas pode ser explorado na reestruturação urbana de parques e jardins, por exemplo, o que favorece a formação do patrimônio cultural, de lazer e de educação (Almeida, 2007; Tundisi, 2008). Neste contexto, lagoas de contenção de cheias desempenham um importante papel ao armazenar grandes volumes de água. Estes ambientes restauram a qualidade hídrica e,



simultaneamente, configuram valiosos habitats, podendo configurar um espaço voltado à recreação e ao lazer (Cormier e Pellegrino, 2008).

Em locais de urbanização consolidada, os parques lineares configuram uma forma de preservar e restaurar *wetlands*. Para Frischenbruder e Pellegrino (2006), esta iniciativa reflete uma mudança na postura da administração pública, que antes considerava uma área verde urbana como um mero espaço vazio com potencial para construção de edificações e estradas. A implantação de parques lineares, por sua vez, é uma linguagem de transformação de várzeas urbanas que pode conciliar de forma sinérgica diversos usos, tais como: controle de cheias, preservação natural, recreação e tratamento de efluentes.

Além da expansão urbana, outros fatores podem levar ao uso inadequado do solo. No Estado de Mato Grosso, por exemplo, é grande a pressão exercida pela agropecuária. Para diagnosticar esta situação, Sanches *et al.* (2012) propuseram a caracterização das *wetlands* na bacia hidrográfica do Rio Xingu e o reconhecimento de sua importância para a preservação ambiental. Dos 192 mil hectares de área de inundação, 13% foram desmatados para fins agropecuários. Apesar da conhecida recorrência de longos períodos de seca na região, a supressão das *wetlands* ignora esse contexto e inviabiliza o aproveitamento hídrico desses reservatórios para consumo humano.

No Paraná, as lagoas de contenção são partes relevantes da paisagem urbana das regiões metropolitanas. Além da função primária de retenção das águas pluviais, as lagoas favorecem a relação sociocultural dos cidadãos, por meio da existência de áreas recreativas como parques (PIA, 1992). Entretanto, devido ao crescimento populacional em áreas urbanas, estes sistemas podem ter sua função comprometida e originar problemas decorrentes de aterramentos e de poluição. Visando maximizar os benefícios ambientais e paisagísticos, o monitoramento da qualidade da água das lagoas é fundamental no apoio à tomada de decisão referente ao manejo dessas áreas.

No caso específico da RMC, o Rio Iguaçu e seus afluentes configuram uma grande planície de inundação, composta por inúmeras *wetlands*. Apesar do potencial de estocagem e purificação de água e do possível uso recreativo, esses locais sofrem grande pressão de ocupação populacional e da urbanização. A ocupação irregular dos espaços associados às áreas alagadas causa impacto direto na qualidade da água, a ponto de inviabilizar o emprego deste recurso no abastecimento público.

### **3 Caracterização da Área de Estudo**

Para o desenvolvimento deste estudo foram avaliadas duas lagoas de contenção de cheias situadas na RMC, na divisa entre os Municípios de Curitiba e de São José dos Pinhais.

A primeira área de estudo (Figura 1a) localiza-se no bairro Cidade Jardim, em São José dos Pinhais, próximo à Avenida Comendador Franco. A lagoa em questão situa-se na margem esquerda do canal paralelo ao Rio Iguaçu, nos fundos do recém inaugurado Parque de São José dos Pinhais,

antigo Parque Aquático Vila Olímpica de Curitiba (PAVOC). A segunda área de estudo (Figura 1b) situa-se no Jardim São Judas Tadeu, mais especificamente no final da Rua Valdemar Adam, via transversal à marginal da Rodovia BR-277 (Estrada Curitiba-Paranaguá). Esta lagoa se localiza na margem esquerda do Rio Iguaçu, no Município de São José dos Pinhais. A identificação dos pontos de amostragem em cada lagoa consta na Tabela 1.

Tabela 1. Pontos de coleta e respectivas coordenadas UTM 22 Sul

<b>Código</b>	<b>Lagoa de contenção</b>	<b>Ponto de coleta</b>	<b>Coordenadas UTM 22 Sul</b>
CJ1	Cidade Jardim	Canal de drenagem	7.175.695 N e 679.418 E
CJ2		Canal Canudo Maciel	7.176.471 N e 679.923 E
CJ3		Saída da lagoa	7.175.818 N e 679.421 E
SJ1	São Judas Tadeu	Entrada da lagoa	7.180.020 N e 681.838 E
SJ2		Saída da lagoa	7.180.024 N e 681.809 E

Fonte: A autoria própria (2015)

Figura 1 - Pontos de coleta (amarelo) das lagoas de contenção Cidade Jardim (a) e São Judas Tadeu (b)



Fonte: A autoria própria (2015)

Localizada entre a Avenida Comendador Franco e o prolongamento da Avenida Marechal Floriano Peixoto, a Lagoa Cidade Jardim foi concebida para centralizar a água de escoamento superficial proveniente da precipitação sobre o bairro homônimo, o qual apresenta área de 250 ha. Construído em 1999, este reservatório é delimitado por um dique de 2.500 m de extensão, com superfície de 77.327 m<sup>2</sup> (COMEC, 1996). Na Figura 2 é apresentada uma ilustração desta área.

A Lagoa São Judas Tadeu, por sua vez, destina-se a acumular temporariamente a água de escoamento superficial proveniente da precipitação sobre a área habitada do Jardim São Judas Tadeu (Figura 3). Esta sub-bacia é delimitada por um dique de contenção ao Sul, Leste e Oeste, enquanto ao Norte é delimitada pela Rodovia BR-277. Construído em 2000, este reservatório de retenção abrange uma área de aproximadamente 3.246 m<sup>2</sup> (COMEC, 1996).

Figura 2 - Lagoa de contenção do bairro Cidade Jardim - São José dos Pinhais



Fonte: Yamamoto (2011)

Figura 3 - Jardim São Judas Tadeu - São José dos Pinhais



Fonte: Autoria própria (2015)

#### 4 Material e Métodos

Paisagens Produtivas Funcionais são aquelas que promovem a atividade econômica e garantem ao mesmo tempo a conservação da biodiversidade e dos serviços ambientais. Tendo por base este conceito, é possível analisar o cenário do entorno das lagoas e o respectivo impacto da implantação destes sistemas, de modo a fornecer ferramentas para a escolha da estratégia mais adequada de Gestão dos Recursos Hídricos (ALMEIDA, 2007).

Para avaliar a qualidade da água das lagoas, foram realizadas coletas trimestrais entre abril de 2009 a dezembro de 2010. Em todos os pontos amostrados a água foi coletada superficialmente, a 20cm de altura.

As amostras foram coletadas com garrafa de Van Dorn, armazenadas e preservadas em gelo até o armazenamento por refrigeração (4°C) em laboratório, para posterior determinação dos parâmetros de interesse. A análise dos parâmetros físico químicos foi realizada em amostras de água bruta e filtrada. Para a filtração das amostras foram utilizadas membranas Millipore de éster de celulose (0,45 µm).

Em campo, foram determinados: temperatura da água e do ar, pH (pHmetro Digimed-DM2), oxigênio dissolvido (Oxímetro Digimed-DM4), intensidade luminosa e profundidade da coluna d'água (disco de Secchi). Em laboratório, foram analisados os parâmetros N-nitrito, N-nitrato, N-

amoniaco, ortofosfato, fósforo total dissolvido, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, carbono orgânico total dissolvido (COT). Todas as análises foram realizadas de acordo com métodos especificados pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). A análise COT foi realizada em equipamento TOC 5000-A Shimadzu. As análises de DBO, *E. coli* e coliformes totais foram realizadas pelo Instituto Ambiental do Paraná.

A situação atual dessas lagoas foi comparada aos dados obtidos nas campanhas trimestrais de 2009 e 2010. Além da avaliação da qualidade da água, foi abordada a possibilidade de explorar o potencial paisagístico dos ambientes em questão.

Visando identificar os principais impactos e respostas do entorno às lagoas, e considerando-se os cenários por elas ocupados, foram realizadas visitas de reconhecimento de campo ao longo de toda extensão da área de estudo. Este procedimento visou ao conhecimento do estado e funcionamento dos processos físicos e biológicos, além da percepção dos impactos que têm ocorrido na região.

## 5 Resultados e Discussão

As águas afluentes às bacias de retenção oriundas de drenagem, portanto de escoamento superficial, alcançam as lagoas preferencialmente por canais revestidos, ou não, e por tubulações de concreto das galerias de águas pluviais. Concebidas para o armazenamento temporário do escoamento superficial, situam-se no exutório de bacias de contribuição que abrigam assentamentos que outrora foram atingidos por enchentes fluviais. Em geral, os taludes apresentam inclinação de 1:1, o que, de acordo com Novillo (2008) são considerados inadequados. De acordo com Cortes *et al* (2004), é recomendada a adoção de taludes “solo-consumptivos” de 2:1, 3:1 ou mais inclinados ou, ainda, outras eco-tecnologias, o que além de resolver a questão da estabilidade das margens, contribui para a qualificação da vegetação, uma vez que essas lagoas são apropriadas ao pré-tratamento das águas de escoamento superficial afluentes aos rios.

A gestão ou manejo da vegetação foi um aspecto de relevância nas *wetlands* construídas, considerando-se a qualidade do ambiente e o desempenho do sistema. De forma geral, as lagoas de contenção avaliadas apresentaram vegetação excessiva ou ausência de vegetação, resultados de ausência de plano de manejo. Observou-se que um fator contribuinte para não efetividade do tratamento, foi a existência de curtos-circuitos, isto é, entrada e saída do sistema muito próximas.

### a) Lagoa Cidade Jardim

Esta lagoa apresentou florescimento de fitoplâncton (Figura 4a), principalmente nas proximidades dos canais conectados à lagoa da Cidade Jardim (Figura 4b), os quais carregam esgotos para a lagoa. A presença de esgoto no sistema foi comprovada pelos valores de *E. coli*

(>1,6×10<sup>6</sup> NMP/100 mL), e valores máximos de fósforo total (7,4 mg/L) e de N-amoniaco de 18,1 mg/L. Mesmo após a retirada de todas as macrófitas aquáticas da lagoa (Figura 4c), ainda foi possível observar o fenômeno de florescimento de algas.

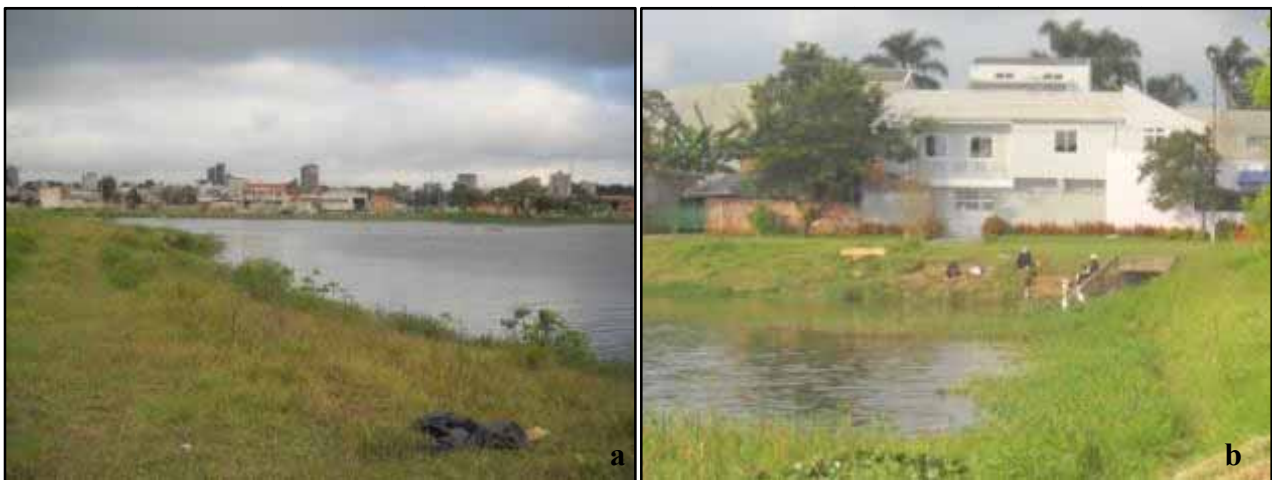
Figura 4 - Cidade Jardim: a) florescimento de fitoplâncton, b) canais de conexão, c) lagoa após remoção de macrófitas



Fonte: Yamamoto (2011)

A consolidação da ocupação urbana no entorno da lagoa tem ocorrido na forma de loteamentos regularizados, com o predomínio do uso residencial (Figura 5a); mesmo assim, a pesca configura um uso informal identificado ao longo desta lagoa até os dias atuais (Figura 5b).

Figura 5 - Cidade Jardim: a) desenvolvimento da ocupação urbana, b) registro da prática da pesca



Fonte: Autoria própria (2015)

#### b) Lagoa São Judas Tadeu

Esta lagoa apresentou uma espessura de lâmina d'água de, aproximadamente, 1,50 m ao longo de um ano de estudo. Os elevados valores de *Escherichia coli* (>1,6×10<sup>6</sup> NMP/100 mL) indicam provável aporte de esgoto doméstico. Assim, pode-se deduzir que o florescimento de algas neste ambiente lântico, principalmente a proliferação da espécie *Pistia stratiotes* (Figura 6), está associado ao aporte de nutrientes (N, P) carreados pelo lançamento de esgoto. Além disso, o odor



desagradável oriundo da decomposição dos vegetais indica a necessidade de diminuição da carga afluyente de matéria orgânica, bem como a urgência do manejo das macrófitas.

Figura 6 - Macrófitas aquáticas presentes na superfície da lagoa São Judas Tadeu



Fonte: Yamamoto (2011)

A macrófita *Pistia stratiotes* L. cosmopolita tropical e subtropical apresenta grande capacidade despoluidora de água contaminada por esgoto, caracterizando-se por ser um organismo indicador de eutrofização, agressivo, com rápido avanço e adensamento, principalmente em águas ricas em nutrientes (Pott e Pott, 2000).

Neste ambiente também foi observado um odor forte e desagradável, proveniente da decomposição de matéria orgânica no sedimento, provavelmente associado ao acúmulo de matéria orgânica resultante da decomposição das macrófitas no sedimento da lagoa. O aporte de esgotos e a decomposição das macrófitas liberaram elevadas contrações de nutrientes na coluna de água. As concentrações máximas e médias de N-amoniacal (28,59 mg/L e  $12,36 \pm 7,80$  mg/L), respectivamente, e de P-total, com valor máximo de 15,32 mg/L, e médio de  $7,89 \pm 5,45$  mg/L, caracterizam esta condição. Estes resultados caracterizam a falta de atenção pelos tomadores de decisão em relação a um ambiente frágil como as lagoas de retenção de águas de drenagem.

Para melhoria deste ambiente seria necessário:

- eliminar a entrada de esgotos;
- realizar o manejo (retirada) das macrófitas aquáticas;
- dragar o fundo da lagoa para remover a camada de matéria orgânica e de nutrientes, os quais estão associados à eutrofização do sistema;
- planejar a manutenção do ambiente, para controlar a eutrofização e sua finalidade (controle de cheias, e não lagoa anaeróbia de tratamento de esgoto doméstico).

Mesmo quando as lagoas artificiais são concebidas unicamente para funções de controle de cheias, ocorre uma interação natural entre a população urbana e estes corpos aquáticos. Essas

interações são diversas, podendo ir do repúdio à convivência pacífica. Usos não previstos desenvolvem-se inteiramente fora do controle do poder público que, no entanto, permanece responsável pela gestão e pelos riscos a que submete os usuários informais, ainda que involuntariamente.

Em função do exposto, observa-se que a construção de lagoas de contenção de cheias está associada ao descaso da gestão pública, tendo como decorrência a falta de opções de uso pela comunidade, a degradação da qualidade da água pelo aporte de esgoto e a falta de paisagismo apropriado. Entretanto, Boscardim (2008) destaca um princípio de paisagismo do entorno da lagoa da Cidade Jardim, resultado do início de um processo de apropriação do espaço por moradores - o que pode, no futuro, resultar em novos ganhos para a comunidade em geral.

## **5 Considerações finais**

Um dos maiores problemas observados nas lagoas de contenção avaliadas foi a falta de manejo adequado das macrófitas aquáticas. No final do ciclo de vida desses organismos, o sedimento oriundo da decomposição aumenta a concentração de nutrientes na lagoa. Esta condição, associada também ao aporte de esgoto doméstico, aumenta a possibilidade de eutrofização dos ambientes, como foi observado na lagoa de São Judas Tadeu.

Objetivando a proteção ambiental e a melhora da qualidade de vida dos moradores do entorno, outro ponto a ser considerado é a integração do controle de cheias às políticas públicas urbanas. Com a adoção das medidas de controle, é possível diminuir significativamente os investimentos em projetos tradicionais de drenagem. Uma forma de reverter este quadro seria a adoção de técnicas de infraestrutura verde, que propõem o reaproveitamento da água do escoamento superficial na urbanização e tratamento da paisagem.

Para dar continuidade a esta pesquisa, sugere-se a realização de novas campanhas nas lagoas Cidade Jardim e São Judas Tadeu, com a adoção da metodologia previamente adotada em campanhas anteriores. O levantamento de dados atualizados viabilizará uma avaliação quantitativa da qualidade da água nas lagoas, subsidiando uma análise comparativa de seu desenvolvimento ao longo do tempo. Este diagnóstico poderá embasar a tomada de decisões relativas à Gestão dos Recursos Hídricos, além da possibilidade de replicação desta metodologia de análise em outras *wetlands* da RMC.

## 6 Referências Bibliográficas

- ALMEIDA, F. **Os desafios da sustentabilidade**. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2007.
- APHA – American Public Health Association. **Standard Methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, 1998.
- BOSCARDIM, C. R. **A gestão das bacias hidrográficas urbanas: a experiência de Curitiba**. Dissertação (Mestrado em gestão urbana). Pontifícia Universidade Católica do Paraná. Curitiba, 2008. 1 CD-ROM.
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 09.jan.1997. Disponível em: <<http://www4.planalto.gov.br/legislacao>> Acesso em 20.abr.2015.
- COMEC – COORDENAÇÃO DA REGIÃO METROPOLITANA DE CURITIBA. **Parque e controle de cheias do Alto Iguaçu – PRA-01**. Etapa 4 – Obras componentes do sistema de controle de cheias. Curitiba, 1996. v.4, 145 p.
- CORMIER, N.S.; PELLEGRINO, P. R. M. Infraestrutura verde: uma estratégia paisagística para a água urbana. **Paisagem Ambiente: ensaios**, n. 25, p. 125-142, 2008.
- CORTES, R. M. V.; OLIVEIRA, D. G.; LOURENÇO, J. M.; FERNANDES, L. F. S. Bioengineering techniques in the rehabilitation of lotic and lentic systems: Two case studies in Portugal. In: 5TH INTERNATIONAL SYMPOSIUM OF ECOHYDRAULICS. **Proceedings...** Madrid, 2004.
- FRISCHENBRUDER, M. T. M.; PELLEGRINO, P. Using greenways to reclaim nature in Brazilian cities. **Landscape and Urban Planning**, v. 76, n. 1-4, p. 67-78. abr 2006.
- NOVILLO, M. G. The ecohydrology regional programme for Latin America and the Caribbean. In: 8th INTECOL INTERNATIONAL WETLANDS CONFERENCE. **Proceedings...**Cuiabá, 2008.
- PIA, M. del T. B. La planificación del paisaje urbano. In: BOLOS, M. Del. **Manual de ciência del paisaje. Teoría, métodos y aplicaciones**. Barcelona: Masson, 1992. p. 263-273.
- POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. Embrapa. Centro de pesquisa agropecuária do Pantanal (Corumbá, MS). Brasília: Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 2000. 440p.
- RAMSAR. The Convention on Wetlands. Disponível em: <<http://www.ramsar.org>> Acesso em: 25 abr. 2015.
- SANCHES, R.A.; ROSSETE, A.N.; REZENDE, A.C.P.; ALVES, H.Q.; VILLAS-BOAS, A. Subsídios para a proteção de áreas úmidas da bacia do Rio Xingu (Mato Grosso, Brasil). **Revista Árvore**. v. 36, n. 3, p. 489-498, maio/jun 2012.
- TUNDISI, J. G. Ecohydrology applied to urban wetlands management. In: 8th INTECOL WETLAND CONFERENCE. **Proceedings...** Cuiabá, 2008.





## DESEMPENHO DE UM SISTEMA DE *WETLANDS* EMPREGADO PARA O PÓS-TRATAMENTO DE LIXIVIADO GERADO EM ATERRO SANITÁRIO

**Rafael Shinji Akiyama Kitamura\***

Universidade Positivo, Curitiba – PR, Brasil  
Curso de Ciências Biológicas  
rafaelkitamura@hotmail.com

**Leila Teresinha Maranhão**

Universidade Positivo, Curitiba – PR, Brasil  
Curso de Ciências Biológicas e Mestrado em Biotecnologia Industrial  
maranhão@up.edu.br

### Resumo

O Aterro Sanitário da Caximba utiliza no pós-tratamento de lixiviado, um sistema composto por três *wetlands*, para reduzir os impactos ambientais. Entretanto, a avaliação e o monitoramento do sistema são necessários para comprovar sua contribuição na complementação do tratamento. Por isso, objetiva-se avaliar o desempenho do sistema de *wetlands* empregado na remediação de lixiviado pós-tratado. Para a identificação da estrutura da vegetação e monitoramento de sua cobertura, ao longo das estações dos anos, foram estabelecidos dois transectos transversais em cada *wetland* e levantados os parâmetros fitossociológicos: frequência absoluta e relativa, cobertura relativa, área e valor de cobertura. Os parâmetros analisados do lixiviado em cada *wetland* foram: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fósforo (P), Nitrogênio Amoniacal (NA) e Nitrogênio Total (NT) e foi calculada a eficiência do tratamento do lixiviado. Foram observados maiores valores de cobertura das macrófitas *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb., *Echinochloa polystachya* (H.B.K) Hitchcock e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms., entretanto, ocorreram alterações fitofisionômicas que permitem afirmar a ocorrência de sucessão nas *wetlands*. Houve redução para todos os parâmetros, com máxima eficiência de remoção para NA, NT e P, de, respectivamente, 97,01%, 99,36% e 80,75%. Quanto à degradação da matéria orgânica, constatou-se redução de DBO e DQO, com valores máximos de remoção de 78,01% e 56,7%, respectivamente. A redução de todos os parâmetros demonstra que o sistema de *wetlands* está sendo eficiente e, por meio do desenvolvimento das macrófitas aquáticas e formas associadas, é uma alternativa para o pós-tratamento de lixiviado gerado em aterro sanitário.

**Palavras-chave:** Chorume. Fitorremediação. Macrófitas aquáticas. Poluição do ecossistema.

### 1 Introdução

A crescente expansão urbana, por meio das atividades antrópicas, aumenta o consumo de recursos, o que gera grande quantidade de resíduos sólidos urbanos (RSU). Tal fato necessita de

atenção devido a todos os impactos gerados aos ecossistemas (EL-SALAM et al., 2014; MELNYK et al., 2014; WANG et al., 2014; WOLDEYOHANS et al., 2014). Como método mais comum para a realocação dos RSU, a disposição em aterros sanitários é implantada por vários países (EL-SALAM et al., 2014; FERNANDES et al., 2013).

Nos aterros, porém, há a produção de lixiviado quando ocorre a degradação dos resíduos, que pode gerar contaminantes preocupantes do ponto de vista ambiental, como metais pesados, amônio, nitrogênio amoniacal, matéria orgânica e inorgânica, microrganismos patogênicos e partículas sólidas (FERNANDES et al., 2013; HUANG et al., 2014; JONES et al., 2005; MELNYK et al., 2014; PREUSSLER et al., 2014; WOLDEYOHANS et al., 2014).

Os aterros sanitários apresentam sistemas de tratamentos dos efluentes, porém, muitas vezes, não atingem os parâmetros previstos em legislação ambiental vigente, o que exige a busca por pós-tratamentos alternativos (LANGE et al., 2006; PREUSSLER et al., 2014).

Como uma alternativa de pós-tratamento, o uso de fitorremediação em *wetlands* é uma solução promissora para a redução dos impactos no ambiente, que contribui na imobilização, degradação e remoção dos poluentes (GUITTONNY-PHILIPPE et al., 2015, PREUSSLER et al., 2014). Nesses sistemas são utilizadas plantas associadas a microrganismos e enzimas para reduzir o volume, mobilidade, toxicidade de contaminantes orgânicos e inorgânicos em níveis não tóxicos ou com menor toxicidade, técnica denominada de fitorremediação (ALI et al., 2013; CUNNINGHAM et al., 1996; IGHOVIE et al., 2014; NWOKO, 2009).

*Wetlands* são ambientes com significância ecológica por promoverem regulação climática e melhoria na qualidade de água, além de apresentarem potencial para o tratamento de diferentes tipos de resíduos e lixiviado (BADHE et al., 2014; BASSI et al., 2014; BIALOWIEC et al., 2014; WANG et al., 2015). A construção do sistema de *wetlands* tem influência na eficiência de remoção, em períodos de alta pluviosidade, devido à diluição e redução no tempo de residência do poluente, e ao tratamento por evapotranspiração (TUTTOLOMONDO et al., 2014). Além disso, apresenta eficiência na remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo, por ação de microrganismos presentes na região rizosférica da vegetação (BADHE et al., 2014; BIALOWIEC et al., 2014).

A vegetação dos sistemas de *wetlands* apresenta relevância no tratamento do lixiviado por criar condições aeróbicas na região rizosférica, induzindo o crescimento de microrganismos por proporcionar compostos de carbono que pode ser utilizado pelos mesmos na oxidação, fermentação e desnitrificação por vias aeróbicas, absorção de poluentes (N, P, metais pesados) e melhorar as condições hidráulicas de fluxo de águas residuais através do leito da *wetland* (BIALOWIEC et al., 2014; HEADLEY et al., 2012; PREUSSLER et al., 2014; WANG et al., 2015).

Dentro dessa perspectiva de uso da fitorremediação, empregando o sistema de *wetlands*, o Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil, utiliza, desde janeiro de 2011, um sistema

composto por três *wetlands* para o pós-tratamento do lixiviado. O local foi fechado em outubro de 2010, após receber por, aproximadamente, 20 anos, resíduos de Curitiba e mais 17 cidades da região metropolitana. Atualmente, o tratamento do lixiviado consiste na captação e condução do efluente aos tanques de equalização, segue para as lagoas anaeróbias e lagoas facultativas, e por fim, o lixiviado é conduzido para três *wetlands* sequenciais já existentes na área do aterro.

A avaliação e o monitoramento do sistema são importantes para comprovar que as plantas que crescem nesse sistema podem complementar o tratamento. Por isso, objetiva-se com essa pesquisa, avaliar o desempenho do sistema de *wetlands* para o pós-tratamento de lixiviado.

## 2 Material e métodos

A pesquisa foi conduzida no Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil (Fig. 1), nas coordenadas 25°62'73,88"S e 49°33'42,38"W. A área total do aterro é de 1.015.000 m<sup>2</sup> e a área para disposição de resíduos de 439.540 m<sup>2</sup>.

Figura 1 - Ortofoto do Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil. A área delimitada pela linha de cor preta constitui a disposição de resíduos; em azul, as três *wetlands* (1ª, 2ª, 3ª) utilizadas no pós-tratamento de chorume.



Fonte: Google Earth (2015), adaptado pelo autor

Três *wetlands* localizadas na área do aterro (Fig.1) são utilizadas no pós-tratamento do lixiviado desde fevereiro de 2011. A primeira tem 15.424 m<sup>2</sup> e 31 dias de detenção hidráulica, a segunda tem 35.724 m<sup>2</sup> e 84 dias de detenção hidráulica e a terceira tem 19.993 m<sup>2</sup> e 35 dias de detenção hidráulica. O lixiviado passa sequencialmente pelas *wetlands* e é lançado no Rio Iguaçu.

O crescimento e desenvolvimento das macrófitas aquáticas nas três *wetlands* foram acompanhados por meio de levantamento fitossociológico durante as estações do ano entre a primavera de 2013 à primavera de 2014. Foram estabelecidos, em cada *wetland*, dois transectos transversais paralelos e permanentes. Sobre esses transectos foi efetuada a estimativa visual da cobertura de cada espécie em uma área de 1 m<sup>2</sup>, esse processo feito dez vezes, obtendo-se um n=10.

O grau de cobertura das macrófitas foi definido pela escala de Braun-Blanquet (1979): a) 1 a 10 % da cobertura horizontal (grau médio 5%); b) 10 a 25% (grau médio 17,5%); c) 25 a 50% (grau

médio 37,5%); d) de 50 a 75% (grau médio 62,5%); e) 75 a 100% (grau médio 87,5%). Após obtenção graus de cobertura, foram estimados os parâmetros fitossociológicos: frequência absoluta (Equação 1), frequência relativa (Equação 2), área de cobertura (Equação 3), valor de cobertura (Equação 4) e cobertura relativa (Equação 5)

$$(1) \quad FA (\%) = 100 \cdot \frac{pi}{PT}$$

$$(2) \quad FR (\%) = 100 \cdot \frac{FA}{\sum FA}$$

$$(3) \quad AC (m^2) = \sum (gck \cdot \frac{ap}{100})$$

$$(4) \quad VC = 100 \cdot \frac{AC}{AT}$$

$$(5) \quad CR(\%) = 100 \cdot \frac{AC}{\sum AC}$$

Em que: FA: Frequência absoluta; FR: Frequência relativa; pi: número de parcelas com espécie; PT: número total de parcelas; gck: grau médio de cobertura da espécie; ap: área da parcela; VC: valor de cobertura da espécie (%); AC: área coberta pela espécie ( $m^2$ ); AT: área total amostrada ( $20 m^2$ ); e CR: valor de cobertura relativa da espécie (%).

As coletas do lixiviado nas *wetlands* foram efetuadas mensalmente, em quatro pontos: 1º) entrada da primeira *wetland*; 2º) saída da primeira *wetland*; 3º) saída da segunda *wetland*; e 4º) saída da terceira *wetland*. As coletas foram realizadas no período de um ano. As análises de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Amoniacal (NA), Nitrogênio Total (NT), Fósforo (P) foram realizadas de acordo com o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998).

A eficiência do tratamento (Equação 6) foi calculada segundo proposta de Kadlec e Knight (1996), que permite mensurar a percentagem de massa removida.

$$(6) \quad Mr(\%) = \frac{100 \cdot (m_1 - m_2)}{m_1}$$

Em que:  $M_{r(\%)}$  é a percentagem de massa removida;  $m_1$  é a massa do poluente da amostra na entrada de cada *wetland*; e  $m_2$  a massa do poluente da amostra na saída de cada *wetland*.

A série temporal das variáveis meteorológicas de precipitação acumulada (mm) e temperatura média do ar ( $^{\circ}C$ ) foram coletadas na Estação Meteorológica, sob responsabilidade do Instituto Tecnológico SIMEPAR (Sistema Meteorológico do Paraná).

Os dados foram tabulados no programa Excel, da Microsoft®, 2013, sendo, posteriormente, calculados a média e respectivos desvios-padrão.

### 3 Resultados e discussão

No monitoramento sazonal das macrófitas constatou-se que a vegetação está representada por três espécies, com as maiores coberturas relativas: *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb., *Echinochloa polystachya* (H.B.K) Hitchcock e *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms. (tab. 1).

Tabela 1. Perfil fitossociológico das macrófitas presentes no sistema de *wetlands* empregado no pós-tratamento de lixiviado gerado no Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil. WET= *wetland*; FA=frequência absoluta; FR=frequência relativa; AC=área de cobertura; VC=valor de cobertura; e CR=cobertura relativa

Primavera/2013						
	Macrófitas	FA (%)	FR(%)	AC	VC	CR(%)
WET 1	<i>Echinochloa polystachya</i>	55	78,57	0,01	0,44	87,85
	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	15	21,43	0,01	0,06	12,15
	TOTAL	70	100	0,10	0,50	100
WET 2	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	55	68,75	0,07	0,34	84,03
	<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	5	6,25	0,00	0,02	3,76
	Espécie não identificada	20	25	0,00	0,05	12,21
	TOTAL	80	100	0,08	0,41	100
WET 3	<i>Echinochloa polystachya</i>	30	19,35	0,03	0,13	12,66
	<i>Eichhornia crassipes</i>	95	61,29	0,16	0,81	81,19
	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	30	19,35	0,01	0,06	6,15
	TOTAL	155	100	0,20	1,00	100,00
Verão 2014						
WET 1	<i>Echinochloa polystachya</i>	45	100	0,14	0,69	100,00
	TOTAL	45	100	0,14	0,69	100,00
WET 2	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	50	58,82	0,07	0,36	83,12
	<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	30	35,29	0,01	0,07	16,19
	Espécie não identificada	5	5,88	0,00	0,00	0,69
	TOTAL	85	100	0,09	0,44	100,00
WET 3	<i>Echinochloa polystachya</i>	20	15,38	0,01	0,06	8,69
	<i>Eichhornia crassipes</i>	75	57,69	0,11	0,57	78,59
	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	35	26,92	0,02	0,09	12,72
	TOTAL	100	100	0,15	0,73	100,00
Outono/2014						
WET 1	<i>Echinochloa polystachya</i>	55	100	0,08	0,39	100,00
	TOTAL	55	100	0,08	0,39	100,00
WET 2	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	45	45	0,07	0,35	84,54
	<i>Hydrocotyle bonariensis</i>	30	30	0,01	0,05	12,97
	Espécie não identificada	25	25	0,00	0,01	2,50
	TOTAL	100	100	0,08	0,41	100,00
WET 3	<i>Echinochloa polystachya</i>	20	15,38	0,02	0,12	12,01
	<i>Eichhornia crassipes</i>	95	73,08	0,17	0,85	84,63
	TOTAL	115	100	0,20	1,00	100,00

continua

Tabela 1. Perfil fitossociológico das macrófitas presentes no sistema de *wetlands* empregado no pós-tratamento de lixiviado gerado no Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil. WET= *wetland*; FA=frequência relativa; FR=frequência relativa; AC=área de cobertura; VC=valor de cobertura; e CR=cobertura relativa

<b>Inverno/2014</b>						
Não Mensurado						
<b>Primavera/2014</b>						
<b>WET1</b>	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	30	26	0,04	0,20	38,00
	<i>Echinochloa polystachya</i>	75	65	0,06	0,30	58,00
	<i>Rhynchospora corymbosa</i>	5	4	0,00	0,01	2,00
	<i>Ipomea cairica</i>	5	4	0,00	0,01	2,00
	<b>TOTAL</b>	<b>115</b>	<b>100</b>	<b>0,14</b>	<b>0,70</b>	<b>100,00</b>
<b>WET2</b>	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	65	65	0,06	0,30	49,00
	<i>Echinochloa polystachya</i>	15	15	0,02	0,10	17,00
	<i>Echinochloa crus-pavonis</i>	5	5	0,02	0,10	17,00
	<i>Cyperus difformis</i>	15	15	0,02	0,10	17,00
	<b>TOTAL</b>	<b>100</b>	<b>100</b>	<b>0,12</b>	<b>0,60</b>	<b>100,00</b>
<b>WET3</b>	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	70	35	0,04	0,20	22,00
	<i>Echinochloa polystachya</i>	10	5	0,02	0,10	11,00
	<i>Eichhornia crassipes</i>	100	50	0,10	0,50	55,00
	<i>Typha domingensis</i>	10	5	0,02	0,10	11,00
	<i>Cyperus difformis</i>	10	5	0,02	0,01	1,00
	<b>TOTAL</b>	<b>200</b>	<b>100</b>	<b>0,18</b>	<b>0,91</b>	<b>100,00</b>

Fonte: Autoria própria (2015)

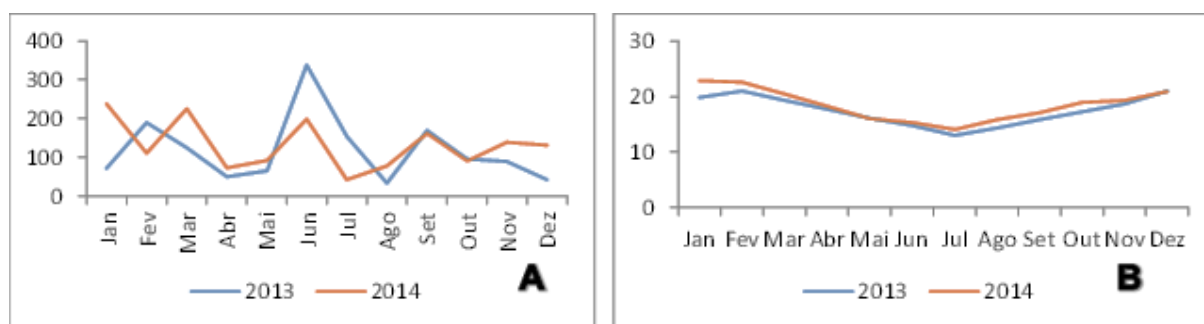
Os resultados demonstram alteração no perfil fitossociológico das *wetlands* no decorrer dos anos, o que indica o processo natural de sucessão, em que algumas espécies vão substituindo as outras. Ao comparar os dados observados por Preussler et al. (2014) nos anos de 2011-2012 para o Aterro Sanitário da Caximba, é possível verificar o aparecimento de novas espécies como *Typha domingensis*, *Cyperus difformis*, *Ipomea cairica*, *Echinochloa crus-pavonis* e *Rhynchospora corymbosa*, e o desaparecimento de *Hydrocotyle bonariensis* a partir da primavera de 2014.

As plantas presentes nas *wetlands* são um componente importante no tratamento de efluentes. As diferentes espécies de macrófitas aquáticas podem diferir no seu desempenho, possibilitando melhores eficiências de remoção dos poluentes (ZHANG et al., 2010).

O maior registro de precipitação acumulada (fig. 2a) foi de 338,8 mm no período de junho, e o menor 42,6 mm no período de julho de 2014. A temperatura média (fig. 2b) registrada no período variou de 13 °C a 22,8 °C.

De acordo com Tuttolomondo et al. (2014), em períodos de alta pluviosidade há a diluição e contribuição no tratamento de poluentes e, em períodos de maiores temperaturas, ocorre a contribuição no tratamento por meio de evapotranspiração das plantas e do sistema geral de *wetlands*.

Figura 2 – Condições meteorológicas analisadas no período de 2013 a 2014 para o Aterro Sanitário da Caximba. A) precipitação acumulada (mm); B) temperatura média do ar (°C).



Fonte: Autoria própria (2015)

Referente ao desempenho das *wetlands*, no pós-tratamento de lixiviado, foi observado redução para todos os parâmetros químicos analisados, conforme o indicado na tabela 2.

Analisando os dois anos da presente pesquisa, verificou-se que a eficiência variou de 36,53% a 78,01% para DBO; 36,49% a 56,7% para DQO; 88,39% a 97,01% para NA; 67,8% a 99,36% para NT; e, 47,33 a 80,75% para P. Conforme Zhang et al. (2015), vários trabalhos demonstram a eficiência de sistemas de *wetlands* no tratamento de efluentes, demonstrando níveis de redução dos parâmetros como 53,3% a 75,4% para NT; 66,2% a 80,7% para NA; e valores de aproximadamente 69,8% para P. Tais valores demonstram que o sistema de *wetlands* analisados na presente pesquisa, apresentaram melhores eficiências para esses parâmetros físico-químicos.

De uma maneira geral, constatou-se um aumento no desempenho do sistema de *wetlands* quando comparados os resultados obtidos pela presente pesquisa ao trabalho de Preussler et al. (2014). Esses autores relatam para os anos de 2011 e 2012 maior eficiência de remoção para DBO de 78%, para DQO de 63%, para NA de 85%, para NT de 90% e para P de 85%.

No período de outono de 2014, foram registradas maiores eficiências na redução de NA e NT e a melhor eficiência de DBO no ano de 2014 (tab. 2), que corresponde com o registro de altos valores de cobertura relativa das macrófitas aquáticas.

Os resultados demonstram que houve degradação da matéria orgânica pelo sistema de tratamento de *wetlands* devido à eficiência de remoção que apresentou valores de 78,01% para DBO e 56,7% para DQO. Badhe et al. (2014) relatam que a degradação biológica é de grande responsabilidade na remoção de DQO nas *wetlands*. A atividade microbiológica presente na rizosfera das plantas contribui na biodegradação da matéria orgânica por meio de oxidação, fermentação ou desnitrificação por vias aeróbias e absorvendo poluentes (BIALOWIEC et al., 2014; PREUSSLER et al., 2014; WANG et al., 2015).

Tabela 2 - Média±desvio-padrão e eficiência de remoção (%) sazonal para DBO, DQO, NA, NT e P no sistema de *wetlands* empregado no pós-tratamento de lixiviado de aterro sanitário nos anos de 2013 e 2014

2013												
PARÂMETROS	VERÃO			OUTONO			INVERNO			PRIMAVERA		
	ENTRADA	SAÍDA	EF (%)	ENTRADA	SAÍDA	EF (%)	ENTRADA	SAÍDA	EF1 (%)	ENTRADA	SAÍDA	EF (%)
DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	140,0±72,20	54,14±28,48	61,23	148,85±30,25	9,36±9,36	78,01	125,90±10,58	79,27±23,08	38,17	177,21±20,37	87,96±25,79	49,70
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	1778,12±335,11	885,75±103,47	50,31	2001±187,18	1053±26,91	46,87	1342,68±328,48	748,16±239,55	45,16	1192,84±107,55	560,03±82,14	53,07
NA (mg.L <sup>-1</sup> )	568,83±88,43	66,13±7,53	88,39	1160,41±42,19	42,19±29,00	96,36	566,37±104,18	49,14±9,10	91,32	500,83±110,17	57,34±16,8	88,59
NT (mg.L <sup>-1</sup> )	1019,96±130,05	156,05±19,92	84,70	1208,35±237,88	114,62±23,97	90,51	947,89±92,62	100,20±7,58	89,43	922,87±112,79	297,04±253,48	67,81
P (mg.L <sup>-1</sup> )	12,93±1,40	6,81±0,44	47,33	12,53±1,71	6,54±0,99	47,81	12,17±1,05	4,87±2,55	59,58	14,26±5,26	3,47±0,54	75,67
2014												
DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	150,48±27,53	95,51±10,11	36,53	175,23±27,84	56,06±44,60	68,01	1607,45±212,45	965,46±96,91	39,94	345,62±69,12	144,28±30,15	58,3
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	1264,26±108,25	682,31±149,49	46,03	1474,08±79,68	936,24±119,52	36,49	1237,66±115,42	573,63±112,71	53,65	1717,57±162,52	743,81±110,93	56,7
NA (mg.L <sup>-1</sup> )	459,84±129,44	29,54±17,93	95,58	964,37±94,3	28,85±2,10	97,01	373,11±33,51	25,71±0,24	93,11	NM	NM	NM
NT (mg.L <sup>-1</sup> )	1243,20±358,84	68,54±28,32	94,49	277,17±39,39	1,76±0,76	99,36	1088,77±68,45	66,86±11,25	93,86	884,08±385,13	9,08±5,09	98,9
P (mg.L <sup>-1</sup> )	14,49±2,26	2,79±0,45	80,75	11,4±2,25	2,97±0,64	73,95	11,7±0,11	4,20±0,02	64,10	NM	NM	NM

\*NM – Não mensurado.

Fonte: Autoria própria (2015)



Zhang et al. (2010) relatam trabalhos envolvendo *Tipha latifolia* e *Colocasia esculenta* para a remoção de 69% a 75% para P; 75% a 79% para DQO, demonstrando alta eficiência no tratamento aeróbio de esgoto doméstico.

Pela remoção dos parâmetros nutricionais e de matéria orgânica, pode-se sugerir pelos resultados obtidos que as estratégias de fitorremediação utilizadas pelas plantas são a fitoextração, fitoestimulação e rizodegradação. Essas mesmas estratégias foram citadas por Preussler et al. (2014) quando avaliaram o desempenho desse mesmo sistema nos anos de 2011 e 2012.

#### 4 Considerações finais

O desempenho do sistema de *wetlands* é efetivo no tratamento de lixiviado gerado em aterro sanitário devido à redução observada para todos os parâmetros analisados. Tendo em vista os altos valores de cobertura e o desenvolvimento das macrófitas, é possível verificar que a vegetação está se adaptando às condições do lixiviado, contribuindo para o processo de eficiência de remoção dos poluentes por meio da fitorremediação.

#### Referências

- ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD, M. A. Phytoremediation of heavy metals – Concepts and applications. **Chemosphere**, v. 91, p. 869-881, 2013.
- APHA-AWWA-WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20 ed. Washington, DC, USA. 1998.
- BADHE, N.; SAHA, S.; BISWASS, R.; NANDY, T. Role algal biofilm in improving the performance of free surface, up-flow constructed wetland. **Bioresource Technology**, v. 169, p. 596-604, 2014.
- BASSI, N.; KUMAR, M. D.; SHARMA, A.; PARDHA, -SARADHI, P. Status of wetlands in India: A review of extent, ecosystem benefits, threats and management strategies. **Journal of Hydrology: Regional Studies**, v. 2, p. 1-19, 2014.
- CUNNINGHAM, S. D.; OW, D. W. Promises and perspectives of phytoremediation. **Plant Physiology**, v. 110, p. 715-719, 1996.
- BIALOWIEC, A.; ALBUQUERQUE, A., RANDERSON, P. F. The influence of evapotranspiration on vertical flow subsurface constructed wetland performance. **Ecological Engineering**, v. 67, p. 89-94, 2014.
- BRAUN-BLANQUET, J. **Fitosociologia: base para el estudio de las comunidades vegetales**. H. Blume ediciones, Madrid. 1979.
- EL-SALAM, M. M. A.; ABU-ZUID, G. I. Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt. **Journal of Advanced Research**. 2013 Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2090123214000265>> Acesso em: 04 mai. 2015
- FERNANDES, H.; VIANCELLI, A.; MARTINS, C.L.; ANTONIO, R.V.; COSTA, R. H.R. Microbial and chemical profile of a ponds system for the treatment of landfill leachate. **Waste Management**, v. 33, p. 2123-2128, 2013.
- GUITTONNY-PHILIPPE, A.; MASOTTI, V.; CLAEYS-BRUNO, M.; MALLERET, L.; COULOMB, B.; HOHENER, P.; PETIT, M.; SERGENT, P.; LAFFONT-SCHWOOB, I. Impact of organic pollutants on metal and as uptake by helophyte species and consequences for constructed wetlands design and management. **Water Research**, v. 68, p. 328-341, 2015.

- HEADLEY, T. R.; DAVISON, L.; HUETT, D. O.; MULLER, R. Evapotranspiration from subsurfaces horizontal flow wetlands planted with *Phragmites australis* in sub-tropical Austrália. **Water Research**, v. 46, p. 345-354, 2012.
- HUANG, H., XIAO, D., ZHANG, Q., DING, L. Removal of ammonia from landfill leachate by struvite precipitation with the use of low-cost phosphate and magnesium sources. **Journal of Environmental Management**, v. 145, p. 191-198, 2014.
- IGHOVIE, E. S.; IKECHUKWU, E. E. Phytoremediation of Crude Oil Contaminated Soil with *Axonopus compressus* in the Niger Delta Region of Nigeria. **Natural Resources**, v. 5, p. 59-67, 2014.
- JONES, D. L.; WILLIAMSON, K. L.; OWEN, A. G. Phytoremediation of landfill leachate. **Waste Management**, v. 26, p. 825-837. 2005.
- KADLEC, R., H.; KNIGHT, R. I. **Treatment Wetlands**. Boca Raton. Lewis Publishers. 1996.
- LANDMEYER, J. E. **Introduction to phytoremediation of contaminated groundwater: Historical foundation, hydrologic control, and contaminant remediation**. New York: Springer, 2011, 460 p.
- LANGE, L. C.; ALVES, J. F.; AMARAL, M. C. S.; MELO, W. R. Tratamento de lixiviado de Aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregando reagente de Fenton. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.32, p. 853-860, 2006.
- MELNYK, A.; KUKLINSKA, K.; NAMIESNIK, J. Chemical pollution and toxicity of water samples from stream receiving leachate from controlled municipal solid waste (MSW) landfill. **Environmental Research**, v. 135, p.253-261, 2014.
- NWOKO, C. O. Trends in phytoremediation of toxic elemental and organic pollutants. **African Journal of Biotechnology**, v. 9, p. 6010-6016, 2009.
- PREUSSLER, K. H.; MAHLER, C. F.; MARANHO, L. T. Performance of a system of natural wetlands in a leachate of a posttreatment landfill. **International Journal of Environmental Science and technology**, v. 11, p. 1-16, 2014.
- TUTTOLOMONDO, T.; LICATA, M.; LETO, C.; LEONE, R. Effects of plant species on water balance in a pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetland planted with *Arundo donax* L. and *Cyperus alternifolius* L.- Two-years tests in a Mediterranean environment in the West of Silicy (Italy). **Ecological Engineering**, v. 74, p. 79-92, 2014
- WANG, P. CHEN, G. Q.; JIANG, C. B.; ALSAEDI, A.; WU, Z.; ZENG, L. Transport in a three-zone wetland: flow velocity profile and environmental dispersion. **Commum Nonlinear Sci Numer Simulat**, v. 20, p. 136-153, 2015.
- WANG, C.; ZHENG, S.; WANG, P.; QIAN, J.; Effect of vegetation on the removal of contaminants in aquatic environments: A review. **Journal of Hydrodynamics**, v. 24, n. 4, p. 497-511, 2014.
- WOLDEYOHANS, A. M.; WORKU, T.; KLOSS, H. Treatment of leachate by recirculating through dumped solid waste in a sanitary landfill in Addis Ababa, Ethiopia. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 254-259, 2014.
- ZHANG, D.; JINADASA, K. B. S.N.; GERSBERG, R. M.; LIU, Y.; TAN, S. K.; NG, W. J. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in tropical and subtropical regions (2000-2013). **Journal of Environmental Sciences**. p.1-17, 2015.
- ZHANG, B. Y.; ZHENG, J.S.; SHARP, R.G. Phytoremediation in Engineered Wetlands: Mechanisms and Applications. **International Society for Environmental Information Sciences 2010 Annual Conferences (ISEIS)**, v. 2, 1315-1325, 2010.



***Alternanthera philoxeroides* E PÓS-TRATAMENTO DO LIXIVIADO GERADO NO ATERRO SANITÁRIO DA CAXIMBA, CURITIBA, PR, BRASIL, EM SISTEMA DE WETLANDS**

**Vanessa Leitner**

Universidade Positivo, Curitiba – PR, Brasil  
Mestrado em Biotecnologia Industrial  
vanessaleitner@hotmail.com

**Leila Teresinha Maranhão \***

Universidade Positivo, Curitiba – PR, Brasil  
Curso de Ciências Biológicas e de Mestrado em Biotecnologia Industrial  
maranhão@up.com.br

## **Resumo**

O Aterro Sanitário da Caximba, localizado na cidade de Curitiba, após 21 anos de funcionamento foi desativado em outubro de 2010. Para auxiliar na melhoria da qualidade ambiental, como a redução da carga poluidora do lixiviado, o aterro utiliza um sistema composto por três *wetlands* (lagoas) para o pós-tratamento do lixiviado, antes que o mesmo seja disposto no Rio Iguçu. As macrófitas aquáticas presentes nos três *wetlands* contribuem para o tratamento do efluente e reduzem a sua carga poluidora. A presente pesquisa tem como objetivo avaliar a morfo-fisiologia de *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb., espécie dominante no segundo *wetland*, e sua relação com a eficiência do tratamento do lixiviado. Para todos os parâmetros morfo-fisiológicos analisados foram coletadas plantas no segundo *wetland* (ILixiviado) e plantas coletadas em ponto controle, as quais não sofrem influência do lixiviado (IControle). No que se refere ao desenvolvimento de estratégias morfo-fisiológicas, foram analisadas lâminas permanentes da organização estrutural da raiz e folha. Além disso, foi realizada a determinação da densidade estomática, análise do teor de clorofila e avaliação da biomassa. As principais diferenças entre os indivíduos ILixiviado em relação aos IControle foi a presença de estruturas filamentosas próximas à região estomática, e o maior espaço de aerênquima, assim indicando resistência da planta frente aos poluentes.

**Palavras-chave:** *Wetlands*. Chorume. Macrófitas. Rizodegradação. Fitoextração.

## **1 Introdução**

O lixiviado é composto pelos poluentes provenientes da degradação dos resíduos sólidos juntamente com a percolação da água da chuva, sendo caracterizado como uma substância ácida, corrosiva, contaminante e altamente poluente (CARVALHO et al., 2010; PREUSSLER, 2011).

O Aterro Sanitário da Caximba, localizado na cidade de Curitiba, PR, Brasil, utiliza um sistema composto por três *wetlands* para o tratamento do lixiviado antes que o mesmo seja disposto no Rio Iguaçu. Este aterro recebeu em média 2.400 toneladas de resíduos sólidos urbanos diariamente até seu fechamento em 2010 (SMMA, 2014). Para auxiliar na redução da carga poluidora do efluente, é utilizado o tratamento convencional seguido pelo sistema composto por três *wetlands*. A partir do momento em que o lixiviado entra no sistema de *wetlands*, o mesmo é tratado por macrófitas aquáticas, processo denominado de fitorremediação.

A fitorremediação, ocorre por meio da interação entre a planta e os microrganismos presentes em sua rizofera, tendo como finalidade, degradar, estabilizar e remover os poluentes do ambiente. Esse processo pode ser utilizado para tratamento de água, ar e solos. Porém, a eficiência do tratamento depende de alguns fatores, principalmente, a tolerância da planta aos poluentes (STEARNS et al., 2007).

No processo de sucessão ecológica dos *wetlands* presentes no Aterro Sanitário da Caximba, as macrófitas são substituídas com o passar do tempo. *Echinochloa polystachya* (Kunth.) Hitch é caracterizada por dominar o 1º *wetland*. Anteriormente, o segundo *wetland* era composto por *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms., a qual encerrou seu ciclo de vida e acabou servindo de substrato para o desenvolvimento e crescimento de *Alternanthera philoxeroides*. Atualmente, *A. philoxeroides*, que constituiu o objeto da presente pesquisa, ocupa maior área de cobertura do 2º *wetland*. E no 3º *wetland* a macrófita dominante é *Eichhornia crassipes*. Dessa maneira, o objetivo da pesquisa foi avaliar a influência sobre a tolerância e desenvolvimento de estratégias morfo-fisiológicas em *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. e sua relação com a eficiência do pós-tratamento do lixiviado gerado em aterro sanitário.

## 2 Material e métodos

Essa pesquisa foi realizada no Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil, localizado próximo às coordenadas 25°62'73,88"S e 49°33'42,38"W, entre o município de Araucária e Fazenda Rio Grande (Fig. 1). O Aterro Sanitário da Caximba possui uma área de 410.000 m<sup>2</sup>, sendo a área que foi destinada à deposição dos resíduos de 237.000 m<sup>2</sup>. Funcionou por, aproximadamente, 20 anos e recebeu até novembro de 2010, resíduos de 17 municípios da região metropolitana de Curitiba.

O tratamento, atualmente, empregado para o lixiviado no aterro Sanitário da Caximba consiste na captação e condução do efluente aos tanques de equalização, e em seguida para as lagoas anaeróbias, onde bactérias são responsáveis pela biodegradação dos componentes orgânicos, e por fim, o lixiviado é conduzido às lagoas facultativas. Até janeiro de 2011, após esses tratamentos, o lixiviado era lançado diretamente no Rio Iguaçu, apesar de ainda não atender aos parâmetros de descarga de efluentes exigidos pela legislação vigente. A partir dessa data, o sistema composto pelos

wetlands recebe o lixiviado tratado. Esses wetlands são sequenciais e interligados entre si, possuem volume de 17.969 m<sup>3</sup>, 47.870 m<sup>3</sup> e 19.923 m<sup>3</sup>, respectivamente (Fig. 2).

Figura 1 - Ortofoto do Aterro da Caximba, Curitiba, PR. Destacado no círculo preto a área de deposição dos resíduos, e em vermelho o sistema composto por três wetlands sequenciais.



Fonte: Google Earth (2015) adaptado

Entre os três wetlands de pós-tratamento do lixiviado, o segundo foi escolhido para a realização das coletas, uma vez que *Alternanthera philoxeroides* se mostra tolerante às quantidades de poluentes presentes no efluente.

Para análise do potencial fitorremediador de *A. philoxeroides* frente ao lixiviado foram coletadas plantas presentes no wetland, com isso tendo contato direto com o lixiviado (ILixiviado) e plantas localizadas em ponto sem contato com lixiviado (IControl) (Fig. 2). Para todas as análises realizadas foram coletados 10 indivíduos ILixiviado e 10 indivíduos IControl em período seco e chuvoso.

Figura 2 – Sistema de wetlands usado no pós-tratamento do lixiviado gerado no Aterro Sanitário da Caximba – W1: 1º wetland; W2: 2º wetland; W3: 3º wetland; E: Entrada do lixiviado no 1º wetland; S1: Saída do lixiviado do 1º wetland; S2: Saída do lixiviado do 2º wetland; S3 Saída do lixiviado do 3º wetland para o Rio Iguaçu; C: ponto controle.





Fonte: Google Digital Globe (2015) adaptado

Para a avaliação da morfo-fisiologia de *A. philoxeroides*, amostras de folhas, coletadas a partir do 4º nó, e amostras de raízes coletadas a partir de 3 cm do ápice, foram fixadas em FAA 70 (formol, ácido acético e etanol 70%) e, posteriormente, armazenadas em etanol 70% até o processamento final (JOHANSEN 1940; BERLYN; MIKSCHE 1976). As lâminas permanentes foram confeccionadas a partir da inclusão em metacrilatoaglicol (JB-4), adotando-se as especificações do fabricante (Polysciences INC). Posteriormente, as seções foram realizadas em micrótomo de rotação (Leica RM2125), com espessura de 7  $\mu\text{m}$ , sendo as amostras coradas com azul de toluidina 0,05%, em tampão fosfato 0,1 M (pH 6,8) conforme O'Brien et al. (1965). Em seguida, as lâminas foram montadas com resina sintética (Entelan®), e analisadas em fotomicroscópio (Olympus – BX41), sendo as mensurações e as capturas de imagens obtidas através do software *Image Pro-plus*.

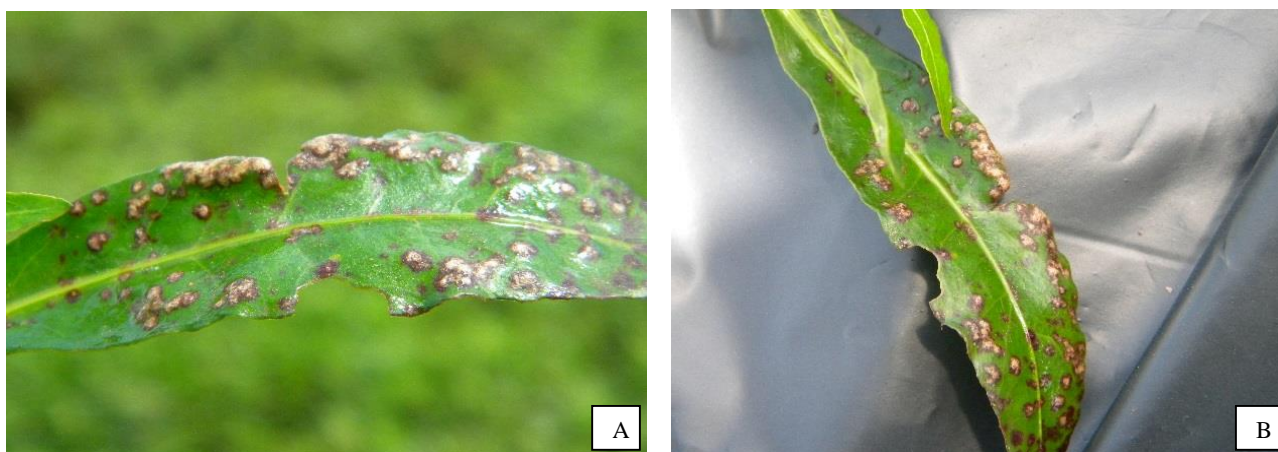
Para a determinação da biomassa foram separados, de cada indivíduo, a parte aérea e o sistema de raízes que foram secos em estufa até estabilização da biomassa. Após a desidratação completa, as amostras foram pesadas em balança analítica (Boeco Germany). Para a análise do teor de clorofila foram utilizadas 28 mg de folhas frescas extraídas com 5 mL de dimetilsulfóxido. A extração do pigmento foi realizada em um período de seis horas, em banho-maria a 65 °C, sendo a leitura das absorbâncias realizadas através do espectrofotômetro (UV – Visible Shimadzu, modelo UV1601) nos comprimentos de onda de 648 nm e 665 nm. A densidade estomática foi realizada por meio de seções paradérmicas das folhas, tanto das faces adaxial como abaxial. Os estômatos foram contados com o auxílio de microscópio fotônico (Olympus – CX41RF) acoplado à câmera clara em uma área de 1  $\text{mm}^2$ .

Para a análise estatística foram calculados as médias e os desvios-padrão das variáveis por meio do programa Excel, da Microsoft®, 2013. Em seguida, foi realizado o teste “*t-student*” ( $p < 0,05$ ) para a verificação dos parâmetros morfo-anatômicos e fisiológicos, considerando a hipótese de que as médias foram equivalentes entre os pontos de coleta.

### 3 Resultados e discussão

Algumas folhas de ILixiviado apresentaram necrose na lâmina foliar, devido, provavelmente, às condições do meio em que se encontra (Fig. 3). Segundo Kozlowski (1980), a clorose e a necrose foliar indicam os primeiros sintomas de injúria por parte da planta, em relação à presença de poluentes no local.

Figura 3 - A) e B) Folha de *A. philoxeroides* ILixiviado coletadas no segundo *wetland* apresentando sinais de necrose.



Fonte: Autoria própria (2014)

A circunstância de não haver grande alteração na biomassa ILixiviado e IControle deve-se ao fato da planta ser tolerante a ambientes poluídos. De acordo com Borin (2010), a não alteração deste parâmetro indica uma adaptação ecofisiológica, assim manifestando determinada resistência aos contaminantes.

As análises anatômicas relataram a presença de estômatos diacíticos distribuídos de forma aleatória. Os indivíduos expostos aos contaminantes revelaram redução no número de estômatos (Tab. 1). A redução de estômatos pode estar relacionada com o meio em que a planta se encontra, uma vez que no lodo pode ocorrer a presença de metais e amônia.

Tabela 1 - Médias  $\pm$  Desvios-padrão da densidade estomática das folhas de *Alternanthera philoxeroides* ILixiviado e IControle em período chuvoso (Janeiro e Outubro) e seco (Abril).

	Coleta	Face	Densidade Estomática (mm <sup>2</sup> )
<b>ILIXIVIADO</b>	1 <sup>a</sup>		71,8 $\pm$ 14,49
	2 <sup>a</sup>	Abaxial	94,4 $\pm$ 25,26
	3 <sup>a</sup>		105,8 $\pm$ 17,12
	1 <sup>a</sup>		95,6 $\pm$ 19,09 *
	2 <sup>a</sup>	Adaxial	65,6 $\pm$ 17,67 *
	3 <sup>a</sup>		69,1 $\pm$ 16,32 *
<b>ICONTROLE</b>	1 <sup>a</sup>		98,8 $\pm$ 14,56
	2 <sup>a</sup>	Abaxial	106,3 $\pm$ 19,90
	3 <sup>a</sup>		121,6 $\pm$ 18,34

1 <sup>a</sup>		75,4 ± 12,51 *
2 <sup>a</sup>	Adaxial	87 ± 9,21 *
3 <sup>a</sup>		82,4 ± 11,34 *

\* Diferença significativa (p<0,05). Fonte: Autoria própria (2014)

Por meio da análise de clorofila total constatou-se que os indivíduos ILixiviado obtiveram uma média menor em relação aos indivíduos IControle (Tab.2). Segundo Pongrac et al. (2009), isso ocorre devido à sensibilidade do sistema fotossintético frente aos poluentes, com isso diminuindo a concentração de clorofila presente no sistema foliar.

Tabela 2 - Médias ± Desvios-padrão do teor de clorofila total ( $\mu\text{g}\cdot\text{mg}^{-1}$ ) das folhas de *Alternanthera philoxeroides* dos indivíduos expostos ao chorume e indivíduos controle.

DOSAGEM DE CLOROFILA TOTAL	
<b>ILIXIVIADO</b>	12,2938 ± 1,69 *
<b>ICONTROLE</b>	15,5174 ± 3,00 *

\* Diferença significativa (p<0,05). Fonte: Autoria própria (2014)

Há relatos que várias espécies, em que a redução de clorofila, isso ocorre devido à exposição aos poluentes, os quais inibem a ação enzimática e, conseqüentemente, inibem os processos metabólicos da planta responsáveis pela biossíntese de clorofila (STOBART et al., 1985; ONCEL et al., 2000; MOBIN; KHAN 2007).

Em secção transversal, a epiderme da folha de *A. philoxeroides* é uniestratificada, formada por células de formato retangular. A epiderme na face adaxial possui células semelhantes as da face abaxial, no entanto, essas são menores. Observou-se ainda, na epiderme, a presença de tricomas glandulares (Fig. 4A), o que contradiz o exposto por Kumar et al. (2013), que relatam ausência de tricomas em *A. philoxeroides*. O parênquima paliçádico é por composto por duas a três camadas de células no IControle e por três a quatro camadas de células no ILixiviado. Os indivíduos ILixiviado demonstraram média, significativamente, maior na mensuração do parênquima esponjoso em relação aos indivíduos IControle (Tab. 3). Em plantas controles o parênquima esponjoso é composto por três a quatro camadas de células e no ILixiviado por quatro a cinco camadas de células.

Tabela 3 - Médias ± Desvios-padrão da mensuração dos tecidos da folha de amostras de *Alternanthera philoxeroides*, ILixiviado e IControle em períodos chuvoso (Janeiro e Outubro) e seco (Abril). IL – Amostra ILixiviado; IC – Amostra IControle; C – Número da coleta; 1<sup>a</sup> e 3<sup>a</sup> – Coleta em período chuvoso; 2<sup>a</sup> – Coleta em período seco. E.AD – Epiderme adaxial; C.AD – Cutícula adaxial; P.PL – Parênquima paliçádico; E.AB – Epiderme abaxial; C.AB – Cutícula abaxial; P.EP – Parênquima esponjoso.

	C	E.AD ( $\mu\text{m}$ )	C.AD ( $\mu\text{m}$ )	P.PL ( $\mu\text{m}$ )	E.AB ( $\mu\text{m}$ )	C.AB ( $\mu\text{m}$ )	P.EP ( $\mu\text{m}$ )
	1 <sup>a</sup>	18,57 ± 4,00	5,80 ± 0,80	133,17 ± 63,06	22,45 ± 7,33	5,77 ± 1,43	113,35 ± 18,11
<b>IL</b>	2 <sup>a</sup>	29,98 ± 7,98	6,14 ± 1,49	173,44 ± 32,92	18,54 ± 9,01	10,92 ± 9,99	158,92 ± 35,46 *
	3 <sup>a</sup>	24,05 ± 6,53	4,84 ± 1,47	134,48 ± 28,81	18,11 ± 5,59	4,49 ± 1,07	120,08 ± 26,07 *



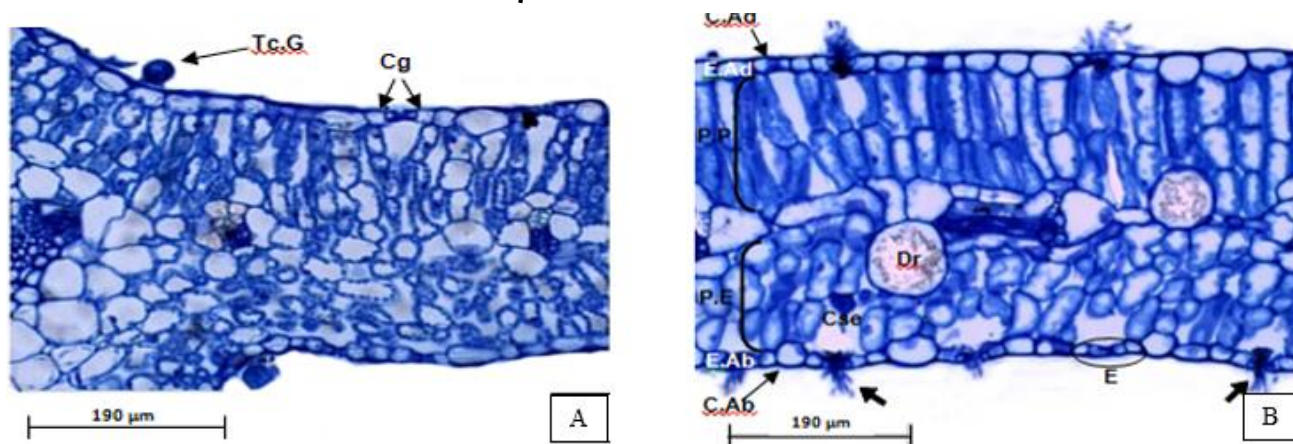
	1 <sup>a</sup>	22,58 ± 3,93	4,88 ± 0,70	150,71 ± 20,04	17,32 ± 3,89	4,99 ± 1,52	155,87 ± 44,36
<b>IC</b>	2 <sup>a</sup>	24,38 ± 5,80	6,77 ± 1,50	178,37 ± 63,14	26,41 ± 3,08	6,31 ± 1,20	114,58 ± 26,38 *
	3 <sup>a</sup>	19,79 ± 3,21	4,98 ± 0,31	118,37 ± 23,17	14,41 ± 23,17	5,24 ± 0,62	89,13 ± 22,49 *

\* Diferença significativa (p≤0,05). Fonte: Autoria própria (2014)

Em secção transversal, observou-se ainda, uma estrutura filamentososa e ramificada sobre os estômatos (Fig. 4B). Essa estrutura apareceu em 77% dos indivíduos ILixiviado, tendo maior ocorrência na 1<sup>a</sup> coleta (período chuvoso).

As médias e respectivos desvio-padrão, bem como a comparação referentes à mensuração dos tecidos foliares do Ilixiviado e do Icontrole estão apresentadas na tabela 1.

Figura 4 - Cortes transversais da folha de *Alternanthera philoxeroides*, sendo A seções foliares de IControle e B seções foliares I Lixiviado. Fig. A – Tc.G: tricoma glandular; Cg: células guarda. Fig. B – C.Ad: cutícula adaxial; C.Ab: cutícula abaxial; E.Ad: epiderme adaxial; E.Ab: epiderme abaxial; P.P: parênquima paliçádico; P.E: parênquima esponjoso; Cse: câmara sub-estomática; E: estômato; Dr: drusa; ↑ estrutura filamentososa ramificada.



Fonte: Autoria própria (2014)

A raiz IControle de *A. philoxeroides* é caracterizada por não possuir grandes espaços de aerênquima, enquanto na raiz ILixiviado o espaço de aerênquima é significativamente maior, o que demonstra uma adaptação e resistência frente à sua exposição ao poluente (Tab. 4) (Fig. 5A, 5C).

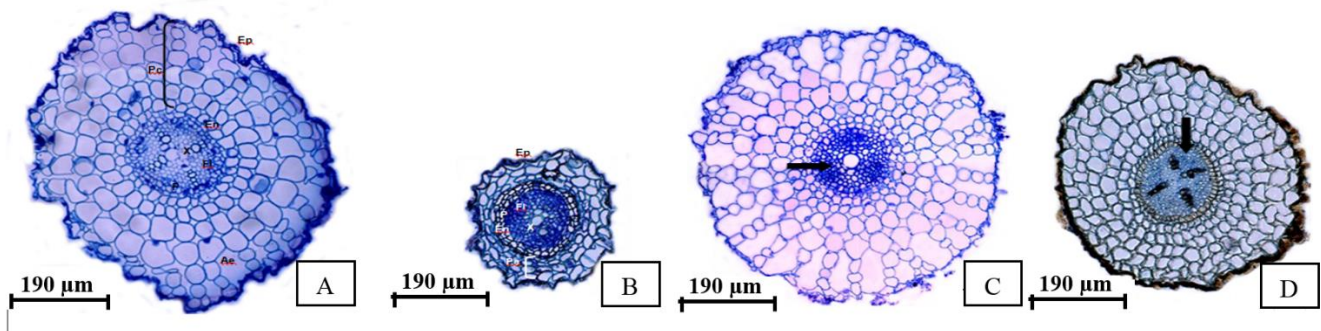
Tabela 4 - Médias ± Desvios-padrão da mensuração da área cortical (µm) e do cilindro central da raiz (µm) de *Alternanthera philoxeroides* em período chuvoso (Janeiro e Outubro) e seco (Abril). IL – amostra ILixiviado; IC – amostra IControle; C – Número da coleta; 1<sup>a</sup> e 3<sup>a</sup> – Coleta em período chuvoso; 2<sup>a</sup> – coleta em período seco; C.C – Cilindro central; A.C – Área cortical.

	C	C.C (µm)	A.C (µm)
<b>IL</b>	1 <sup>a</sup>	32783,98 ± 29432,80	177123,64 ± 60320,96
	2 <sup>a</sup>	37450,70 ± 11587,55 *	413830,40 ± 121817,12 *
	3 <sup>a</sup>	31418,53 ± 18207,00	269396,12 ± 83447,46
<b>IC</b>	1 <sup>a</sup>	42570,81 ± 22650,02	267880,86 ± 126629,47
	2 <sup>a</sup>	20943,06 ± 4084,35 *	90996,36 ± 23959,02 *
	3 <sup>a</sup>	84551,55 ± 75239,98	206982,25 ± 65152,35

\* Diferença significativa (p≤0,05). Fonte: Autoria própria (2014)

O aerênquima é um espaço intracelular presente em plantas aquáticas, a qual auxilia na liberação de oxigênio e no acúmulo de poluentes. Em comparação com as raízes I Lixiviado, no tratamento controle, ocorreu aumento na área de cilindro central e redução da área cortical, devido ao menor espaço de aerênquima (Fig. 5B, 5D). A área cortical de I Lixiviado obteve um aumento no período seco, devido à concentração de poluentes no local, o qual induziu um aumento da região de aerênquima para um maior acúmulo e liberação de oxigênio.

Figura 5 - Cortes transversais da raiz de *Alternanthera philoxeroides*, sendo A seções de raiz I Lixiviado e B seções de raiz I Controle. Fig. A; B – Ae: aerênquima; Ep: epiderme; En: endoderme; Pc: parênquima cortical; Fl: floema; X: xilema; P: periciclo. Fig. C - → raiz triarca. Fig. D - ↓ raiz tetraarca.



Fonte: Autoria própria (2014)

Brix (1997) e Preussler (2014) relataram que o processo de rizodegração, por meio da interação entre microrganismo e planta, pode estar relacionado com o maior espaço de aerênquima, o qual libera oxigênio para o favorecimento da degradação por microrganismos levando à redução de matéria orgânica.

### 3 Considerações finais

*Alternanthera philoxeroides* apresentou diferenças morfo-fisiológicas quando comparadas plantas coletadas no lixiviado (I Lixiviado) e fora deste (I Controle). As alterações anatômicas observadas foram a presença de estruturas filamentosas na região estomática e o maior espaço do aerênquima nos indivíduos I Lixiviado, principalmente em período seco. Assim demonstrando a resistência de *A. philoxeroides* frente sua exposição ao lixiviado, o que se relaciona a seu potencial fitorremediador pela estratégia de rizodegração.

### Referências

- BERLYN, G. P. *et al.* **Botanical microtechnique and cytochemistry**. Ames: Iowa State University. 1976.
- BORIN, A. L. D. C. **Fitorremediação de cádmio e zinco por Amaranthaceae**. Tese de Doutorado: Ciência do Solo. Universidade Federal de Lavras, Lavras. 2010.

- BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands. **Water Science & Technology**, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.
- CARVALHO, A. R. *et al.* **Princípios Básicos do Saneamento do Meio**. 10 ed. São Paulo: Senac, 2010. 400 p.
- JOHANSEN, D. A. **Plant microtechnique**. Mcgraw-Hill, New York. 1940.
- KOZLOWSKI, T. T. Impacts of air pollution on forest ecosystems. **BioScience**, v. 30, p. 89-93, 1980.
- KUMAR, J. B. *et al.* Morpho-Anatomical observation of *Alternanthera philoxeroides* Griseb of the family Amaranthaceae. **Journal of Chemical Research**, v. 2, n. 6, p. 160-166, 2013.
- MOBIN, M. *et al.* 2007. Photosynthetic activity, pigment composition and antioxidative response of two mustard (*Brassica juncea*) cultivars differing in photosynthetic capacity subjected to cadmium stress. **Journal Plant Physiological**, v. 164, p. 601-610, 2007.
- O'BRIEN, T. P. *et al.* Polychromatic staining of plant cell walls by toluidine blue. **Protoplasma**, v. 59, p. 368-373, 1965.
- ONCEL, I. *et al.* Interactive effects of temperature and heavy metal stress on the growth and some biochemical compounds in wheat seedlings. **Environmental Pollution**, v. 107, n. 3, p. 315-320, 2000.
- PONGRAC, P. *et al.* Physiological responses to Cd and Zn in two Cd/Zn hyperaccumulating *Thlaspi* species. **Environmental and Experimental Botany**, v. 66, p. 479-486, 2009.
- PREUSSLER, K. H. **Avaliação da eficiência do tratamento de uma área alagável natural adotada no Aterro Sanitário de Guaratuba, PR, Brasil para o pós-tratamento do chorume**. Dissertação de mestrado. Gestão Ambiental. Universidade Positivo. Curitiba, Paraná. 2008. 142 p
- PREUSSLER, K. H. *et al.* Phytoremediation as an alternative treatment of leachate from landfills. In: Risk-based management of chemicals and products in a circular economy at a global scale. Dresden. Proceedings **Riskcycle**, v. 87, p. 245-248, 2014.
- SMMA. **Aterro Sanitário da Caximba**. Disponível em: <<http://www.curitiba.pr.gov.br/servicos/cidadao/equipamento/aterro-sanitario-da-caximba/1803>>. Acesso em: 01 set. 2014.
- STEARNS, J. C. *et al.* Increasing Plant Tolerance to Metals in the Environment. **Phytoremediation Methods in Biotechnology**, v. 23, p. 15-26, 2007.
- STOBART, A. K. *et al.* The effect of Cd<sup>2+</sup> on the biosynthesis of chlorophyll in leaves of barley. **Plant Physiological**, v. 63, p. 293-298, 1985.



## **A FITORREMEDIAÇÃO COMO PÓS-TRATAMENTO DO LIXIVIADO GERADO NO ATERRO SANITÁRIO DA CAXIMBA, CURITIBA, PR, BRASIL**

**Vanessa Leitner**

Universidade Positivo, Curitiba – PR, Brasil  
Mestrado em Biotecnologia Industrial  
vanessaleitner@hotmail.com

**Leila Teresinha Maranhão \***

Universidade Positivo, Curitiba – PR, Brasil  
Curso de Ciências Biológicas e de Mestrado em Biotecnologia Industrial  
maranhão@up.com.br

### **Resumo**

O Aterro Sanitário da Caximba localizado em Curitiba, PR, Brasil, realiza o pós-tratamento do lixiviado por meio da fitorremediação, empregando um sistema constituído por três *wetlands* (lagoas) com a presença de macrófitas. A presente pesquisa teve como objetivo avaliar a eficiência da fitorremediação para o tratamento do lixiviado no segundo *wetland*, onde *Alternanthera philoxeroides* é a macrófita dominante. Sendo assim, foi realizada a avaliação dos parâmetros físicos e químicos do lixiviado, na saída do 1º *wetland* e saída do 2º *wetland*, no período de 20 meses (Janeiro de 2013/Agosto de 2014), bem como a análise e quantificação dos microrganismos presentes na rizosfera de *A. philoxeroides*. Os parâmetros físicos e químicos analisados foram, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fósforo Total, Nitrogênio Total, Nitrato, Nitrito e Nitrogênio Amoniacal. Para análise da rizosfera foram coletadas plantas que cresceram e se desenvolveram em contato direto com o lixiviado (ILixiviado) e de plantas que não fazem parte do sistema alternativo de tratamento (IControle). O isolamento dos microrganismos ocorreu por meio de diluições seriadas em meio ágar nutriente e papa-dextrosa ágar, assim favorecendo o crescimento de bactérias e leveduras, respectivamente. Todos os parâmetros físicos e químicos analisados foram reduzidos, sendo os mais significativos a redução de nitrito (94,2%) e nitrogênio amoniacal (86,7%). A quantidade e diversidade de microrganismos nas amostras da rizosfera do ILixiviado foram maiores quando comparadas às amostras da rizosfera do IControle. Atribui-se a eficiência no processo de remoção dos poluentes à interação entre *A. philoxeroides* e microrganismos associados.

**Palavras-chave:** Chorume. Macrófitas. Microrganismos. Rizodegradação. Nitrogênio Amoniacal.

## 1 Introdução

O lixiviado produzido pela degradação dos resíduos dispostos em aterro é um poluente que gera um grande problema ambiental (LANGE et al., 2006). Dessa forma, o principal objetivo do aterro sanitário é controlar e reduzir os efeitos negativos dos resíduos em relação ao meio ambiente e a sociedade, uma vez que é contínuo e crescente o aumento dos resíduos sólidos urbanos (RSU) (RENOU et al., 2008; CAREY, 2000).

O Aterro Sanitário da Caximba, localizado na cidade de Curitiba, após 21 anos de funcionamento, foi desativado em outubro de 2010. Durante o período em que o aterro esteve ativo, o mesmo recebeu, aproximadamente, 2.400 toneladas de resíduos diariamente (SMMA, 2014). Para auxiliar na melhoria da qualidade ambiental, como a redução da carga poluidora do lixiviado, o aterro conta com tanques de equalização, lagoas anaeróbias, lagoas facultativas e de um sistema composto por três *wetlands* (lagoas) de pós-tratamento. O lixiviado ao ser lançado no sistema de pós-tratamento é tratado por meio da fitorremediação com o uso de macrófitas aquáticas, assim diminuindo a carga poluidora do efluente antes que o mesmo seja disposto no corpo receptor, o Rio Iguaçu.

A fitorremediação tem por finalidade degradar, estabilizar, acumular e remover os poluentes, incluindo os metais pesados e nutrientes presentes em um local (OJOAWO et al., 2015). Este processo resume-se em utilizar plantas, juntamente aos microrganismos associados em sua rizosfera, para tratamento de ar, água e solos contaminados (LANDMEYER, 2011). A eficiência na remediação dos poluentes ocorre por meio do crescimento de microrganismos associados à região rizosférica, que se desenvolvem através da liberação de exudados pela planta e de nutrientes presentes no efluente (DOTY 2008; STEARNS et al., 2007).

A presente pesquisa tem como objetivo avaliar a eficiência da fitorremediação para o tratamento do lixiviado por meio da macrófita *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb, Amaranthaceae. A escolha desta espécie teve como critério à sua presença, dominância e tolerância no segundo *wetland* do sistema de pós-tratamento do lixiviado, que recebe o impacto do efluente com poluentes orgânicos e inorgânicos. Os resultados obtidos permitiram a constatação da eficiência de *A. philoxeroides* e microbiota associada na região rizosférica, para a fitorremediação de lixiviado gerado em aterro sanitário, contribuindo com informações acerca de um tratamento alternativo e complementar.

## 2 Material e métodos

A presente pesquisa foi realizada no Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil, localizado próximo às coordenadas 25°62'73,88"S e 49°33'42,38"W.

Para a análise dos parâmetros físicos e químicos do lixiviado foram realizadas coletas em dois



pontos: saída do primeiro *wetland* e saída do segundo *wetland*, durante um período de 20 meses (Janeiro de 2013/ Agosto de 2014) (Fig.1). Sendo os parâmetros analisados, Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fósforo Total, Nitrogênio Total, Nitrato, Nitrito e Nitrogênio Amoniacal de acordo com *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

A macrófita aquática coletada para análise da rizosfera estava presente no segundo *wetland* do sistema de *wetlands* empregado no pós-tratamento do Aterro Sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil (Fig. 1). *A. philoxeroides*, durante todo o período de estudo (20 meses), foi visualmente a macrófita dominante nesse *wetland*. Dessa forma, foram coletadas plantas que cresceram e se desenvolveram em contato direto com o lixiviado (ILixiviado) e plantas presentes em local sem o contato com o sistema alternativo de tratamento (IControle), portanto, sem contato com o poluente.

Figura 1 – Sistema de *wetlands* usado no pós-tratamento do lixiviado gerado no Aterro Sanitário da Caximba – W1: 1º *wetland*; W2: 2º *wetland*; W3: 3º *wetland*; E: Entrada do lixiviado no 1º *wetland*; S1: Saída do lixiviado do 1º *wetland*; S2: Saída do lixiviado do 2º *wetland*; S3 Saída do lixiviado do 3º *wetland* para o Rio Iguaçu; C: ponto controle.



Fonte: Google Digital Globe (2015) adaptado

Para as análises da rizosfera foram coletados seis indivíduos ILixiviado e seis IControle, sendo as coletas realizadas em dois períodos, seco e chuvoso.

A população de bactérias e leveduras rizosféricas totais foi analisada a partir da coleta de material da região rizosférica das plantas ILixiviado e IControle. As amostras foram colocadas em frascos de erlenmeyer contendo 0,1% de peptona em 250 mL de água deionizada, e colocadas em *shaker* em um período de 24 horas, a 30 °C. Para a quantificação dos microrganismos foi utilizado o método de diluição sucessiva ( $10^{-3}$ ,  $10^{-4}$ ,  $10^{-5}$ , para leveduras e  $10^{-6}$ ,  $10^{-7}$ ,  $10^{-8}$ , para bactérias) das amostras em solução salina 9% e posterior inoculação em placas de petri (ABELHO, 2012). As bactérias foram semeadas em ágar nutritivo (Baker®) e as leveduras em papa-dextrosa ágar (PDA, Baker®). As placas contendo ágar nutriente foram incubadas em estufa a 36 °C, e as placas contendo PDA em 27 °C, sendo as mesmas retiradas em 24 horas para bactérias e 48 horas para leveduras. Após o crescimento foram contadas as unidades formadoras de colônias (UFCs), por meio do contador de

colônias digital (PHOENIX). A partir das placas com microrganismos foram preparadas lâminas, por meio da técnica de coloração de Gram (ABELHO, 2012) para a análise da morfologia dos microrganismos. As lâminas confeccionadas foram analisadas em fotomicroscópio (Olympus – BX41), sendo capturadas as imagens pelo software *Image Pro-plus*.

Para a análise estatística foram calculados a média e o desvio padrão das variáveis por meio do programa Excel, da Microsoft®, 2013. Em seguida, foi realizado o teste “*t-student*” ( $p < 0,05$ ) para a avaliação da diferença dos parâmetros microbiológicos, considerando a hipótese de que as médias foram equivalentes entre as amostras de I Lixiviado e I Controle; e entre os pontos de coleta no final do 1º *wetland* e final do 2º *wetland* para os parâmetros físicos e químicos.

### 3 Resultados e discussão

Em relação à fitorremediação, foi possível constatar a redução significativa de todos os parâmetros analisados, principalmente de nitrito e nitrogênio amoniacal (Tab. 1).

Tabela 1 - Médias  $\pm$  Desvios-padrão dos parâmetros físicos e químicos do lixiviado de Janeiro/2013 a agosto/2014, separados em período seco e chuvoso. Coleta realizada na entrada e saída do 2º *wetland* do sistema pós-tratamento do lixiviado. Parâmetros analisados: Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO); Demanda Química de Oxigênio (DQO); Fósforo Total; Nitrogênio Total (N. Total); Nitrato; Nitrito; Nitrogênio Amoniacal (N. Amoniacal). Eficiência do tratamento (E).

Parâmetros	Ponto de Coleta	Período chuvoso 2013	E%	Período seco 2013	E%	Período chuvoso 2014	E%	Período seco 2014	E%
DBO (mg/L)	Saída <i>Wet.</i> 01	152,83 $\pm$ 26,51	24,50	80,67 $\pm$ 27,67	26,36	139,22 $\pm$ 21,83	21,85	120,81 $\pm$ 26,60	17,54
	Saída <i>Wet.</i> 02	115,39 $\pm$ 35,92		59,40 $\pm$ 23,55		108,79 $\pm$ 1,33		99,62 $\pm$ 23,76	
DQO (mg O <sub>2</sub> /L)	Saída <i>Wet.</i> 01	1217,02 $\pm$ 356,70 *	33,69	1298,28 $\pm$ 235,12 *	22,01	981,28 $\pm$ 267,68	27,28	1189,482 $\pm$ 80, 12 *	18,30
	Saída <i>Wet.</i> 02	806,95 $\pm$ 200,14 *		1012,55 $\pm$ 194,16 *		713,54 $\pm$ 29,05		971,84 $\pm$ 137,02 *	
Nitrogênio Total (mg/L)	Saída <i>Wet.</i> 01	816,57 $\pm$ 427,85 *	59,32	569,07 $\pm$ 96,77 *	70,83	512,61 $\pm$ 97,21 *	75,26	504,52 $\pm$ 78,73 *	82,68
	Saída <i>Wet.</i> 02	332,16 $\pm$ 316,69 *		165,98 $\pm$ 36,20 *		126,81 $\pm$ 10,96 *		87,36 $\pm$ 37,36 *	
Nitrogênio Kjeldahl Total (mg/L)	Saída <i>Wet.</i> 01	583,37 $\pm$ 467,18	53,10	334,29 $\pm$ 32,38 *	67,61	332,81 $\pm$ 104,28	73,31	225,77 $\pm$ 22,29 *	78,56
	Saída <i>Wet.</i> 02	273,63 $\pm$ 320,29		108,27 $\pm$ 25,60 *		88,81 $\pm$ 7,45		48,40 $\pm$ 14,35 *	
Nitrato (mg NO <sub>3</sub> -N/L)	Saída <i>Wet.</i> 01	122,48 $\pm$ 36,51 *	60,59	68,84 $\pm$ 39,78	42,28	102,74 $\pm$ 20,81 *	68,83	103,43 $\pm$ 56,04 *	66,32
	Saída <i>Wet.</i> 02	48,27 $\pm$ 3,67 *		39,74 $\pm$ 13,60		32,03 $\pm$ 4,77 *		34,84 $\pm$ 20,74 *	
Nitrito (mg NO <sub>2</sub> -N/L)	Saída <i>Wet.</i> 01	110,72 $\pm$ 51,91 *	90,73	166,62 $\pm$ 44,58 *	89,21	77,07 $\pm$ 27,88	92,25	178,83 $\pm$ 68,28 *	94,24
	Saída <i>Wet.</i> 02	10,27 $\pm$ 8,08 *		17,98 $\pm$ 12,57 *		5,98 $\pm$ 1,27		10,30 $\pm$ 7,95 *	
Nitrogenio Amoniacal	Saída <i>Wet.</i> 01	310,10 $\pm$ 71,32 *	73,91	267,15 $\pm$ 24,90 *	76,94	280,14 $\pm$ 54,61 *	85,14	152,44 $\pm$ 61,09 *	86,79
	Saída <i>Wet.</i> 02	80,91 $\pm$ 25,46 *		61,61 $\pm$ 22,39 *		41,63 $\pm$ 16,17 *		20,14 $\pm$ 14,18 *	
Fósforo Total (mg/L)	Saída <i>Wet.</i> 01	9,86 $\pm$ 1,51 *	34,07	11,14 $\pm$ 1,10 *	30,78	9,31 $\pm$ 0,62 *	35,89	9,53 $\pm$ 1,60 *	34,37
	Saída <i>Wet.</i> 02	6,50 $\pm$ 1,25 *		7,71 $\pm$ 2,27 *		5,97 $\pm$ 0,59 *		6,25 $\pm$ 1,04 *	

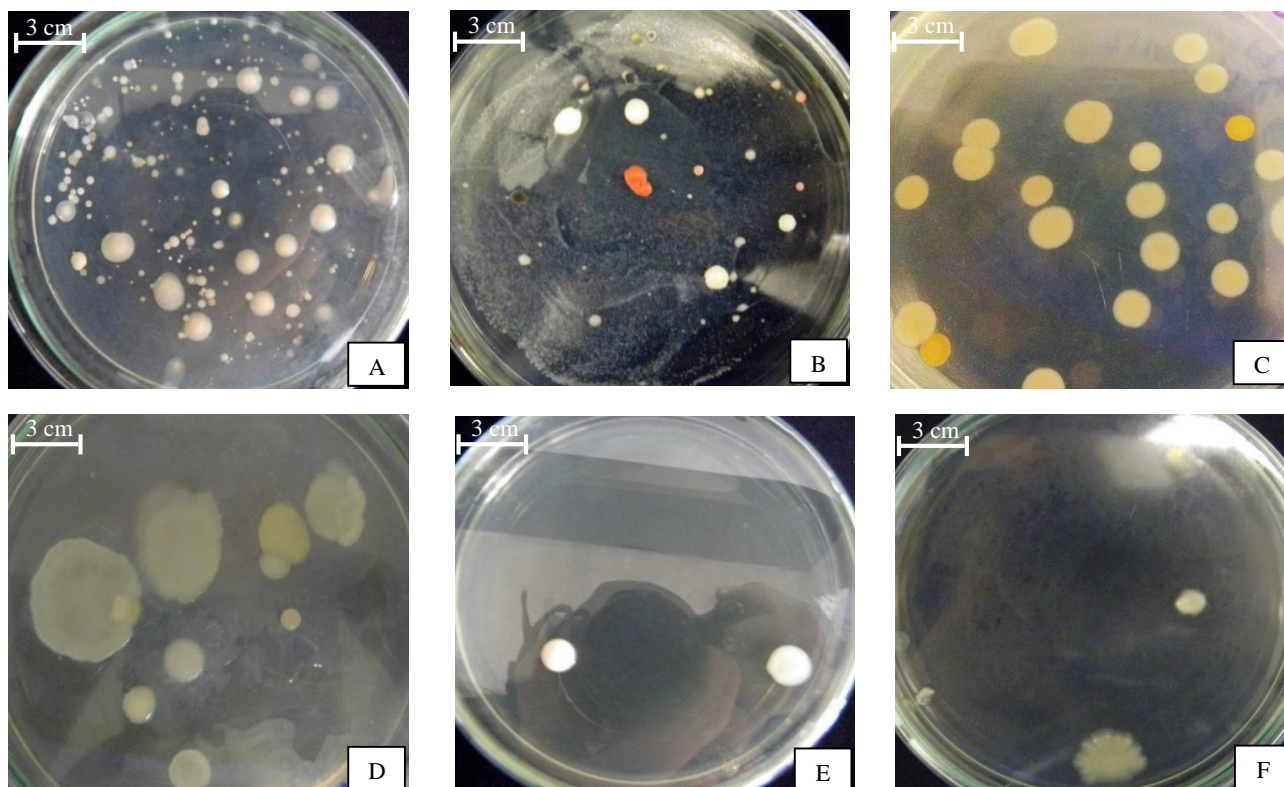
Fonte: Autoria própria (2013/2014)

A eficiência na remoção desses compostos relaciona-se ao sistema formado pelo *wetland*, onde a presença de *A. philoxeroides* associada aos microrganismos em sua rizosfera são fundamentais para os processos de rizodegradação e fitoextração. Sendo a rizodegradação a quebra de poluentes

orgânicos por meio de microrganismos presentes na rizosfera, e a fitoextração o acúmulo desses poluentes na biomassa da planta (MUKHOPADHYAY; MAITI, 2010; OOSTEN; MAGGIO, 2015).

Em relação à análise da rizosfera, nas duas coletas realizadas, as amostras de I Lixiviado (Fig. 2A, 2B, 2C) apresentaram maior número de UFCs e diversidade quando comparadas às amostras do I Controle (Fig. 2D, 2E, 2F).

Figura 2 - Imagens evidenciando a diferença entre as placas contendo amostras da rizosfera de *Alternanthera philoxeroides* em meio papa-dextrosa ágar. A), B) e C) Amostras de I Lixiviado. D), E) e F) Amostras de I Controle.



Fonte: Autoria própria (2014)

As amostras I Lixiviado, no entanto, demonstraram maior número de UFCs no período seco em relação ao período chuvoso, revelando quantidade superior de microrganismos (Tab. 2).

Tabela 2 - Unidades formadoras de colônias (UFCs) em diferentes diluições para as amostras da rizosfera de *Alternanthera philoxeroides*, em período seco e período chuvoso para I Lixiviado (amostras coletadas no lixiviado) e I Controle (amostras coletadas em ponto controle).

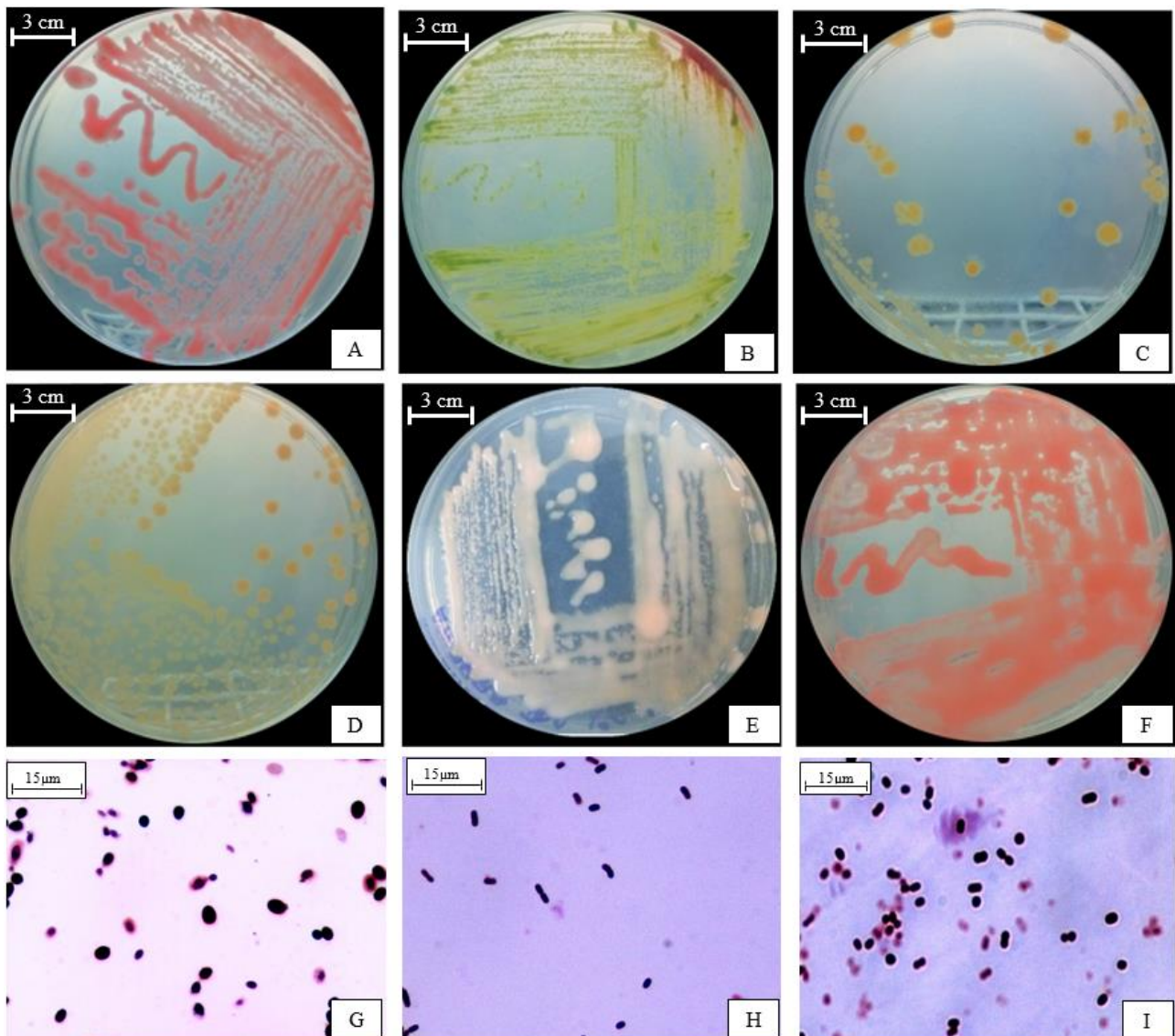
Diluição	Ilixiviado		I controle	
	1ª Coleta	2ª Coleta	1ª Coleta	2ª Coleta
-3	Incontável	Incontável	$3,38 \cdot 10^{-6}$	Incontável
-4	$3,94 \cdot 10^{-7}$	Incontável	$1,64 \cdot 10^{-7}$	$1,27 \cdot 10^{-7}$
-5	$1,53 \cdot 10^{-8}$	$1,94 \cdot 10^{-8}$	$4,98 \cdot 10^{-7}$	$2,41 \cdot 10^{-7}$
-6	$2,13 \cdot 10^{-9}$	Incontável	$1,43 \cdot 10^{-9}$	$1,47 \cdot 10^{-8}$
-7	$9,56 \cdot 10^{-9}$	$6,59 \cdot 10^{-9}$	$8,73 \cdot 10^{-9}$	$2,72 \cdot 10^{-8}$
-8	$3,72 \cdot 10^{-10}$	$1,12 \cdot 10^{-10}$	$3,78 \cdot 10^{-9}$	$1,03 \cdot 10^{-9}$

Fonte: Autoria própria (2014)



As amostras de IControle apresentaram um padrão na coloração de microrganismos (clara), sendo que em maiores diluições houve a ausência de microrganismos ou o aparecimento em quantidades inferiores quando comparadas às amostras de ILixiviado. Já as amostras de ILixiviado apresentaram microrganismos de colorações variadas (Fig. 3A, 3B, 3C, 3D, 3E, 3F), os quais incluem tipos morfológicos diferentes, como leveduras (Fig. 3G), bastonetes (Fig. 3H) e diplococos (Fig. 3I).

Figura 3 - Placas contendo amostras da rizosfera de *Alternanthera philoxeroides*. A) Levedura rosa. B) Levedura amarela clara. C) Bactéria amarela cremosa. D) Bactéria amarela forte. E) Bactéria bege. F) Levedura salmão. G) Lâmina de levedura. H) Lâmina de bactéria com morfologia em bastonetes. I) Lâmina de bactéria com morfologia em diplococos.



Fonte: Autoria própria (2014)

O maior crescimento de microrganismos em placas contendo amostras da rizosfera de ILixiviado pode estar relacionado com o meio em que a planta se desenvolve, no caso, *wetlands* com presença de poluentes orgânicos e inorgânicos. De acordo com ZHAO et al. (2012), a intensa proliferação de microrganismos tem um potencial considerável na biodegradação de contaminantes orgânicos de origem doméstica ou industrial em *wetlands*.

## 4 Considerações finais

O *wetland* com a presença de *Alternanthera philoxeroides* juntamente a associação de microrganismos em sua rizosfera apresentou remoção de todos parâmetros físicos e químicos analisados. Além disso, foi possível evidenciar a tolerância e eficiência da planta, a qual juntamente aos seus microrganismos realizaram o pós-tratamento do lixiviado gerado no Aterro Sanitário da Caximba.

## Referências

- ABELHO, M. Curso de Especialização Tecnológica em Qualidade Ambiental. **Manual de Monitorização Microbiológica Ambiental**. São Paulo, 2012. 60p.
- CAREY, P. Environmental Protection agency. **Landfill manuals & Landfill Site Design**. Ireland, 2000. 138 p.
- DOTY, S.L. Enhancing phytoremediation through the use of transgenics and endophytes. **New Phytologist**, v. 179, n. 2, p. 318-333, 2008.
- LANDMEYER, J. E. **Introduction to phytoremediation of contaminated groundwater: Historical foundation, hydrologic control, and contaminant remediation**. Springer, New York. 2012. 415 p.
- LANGE, L. C. *et al.* Tratamento de lixiviado de aterro sanitário por processo oxidativo avançado empregado reagente de fenton. **Engenharia sanitária e ambiental**, v. 11, n. 2, p. 175-183, 2006.
- MUKHOPADHYAY, S. *et al.* Phytoremediation of metal enriched mine waste: a review. **Global Journal Environmental Research**, v. 4, n.3, p. 135–150, 2010.
- OJOAWO, O. S. Phytoremediation of Phosphorus and nitrogen with *Canna x generalis* Reeds in Domestic Wastewater through NMAMIT a Constructed Wetland. **Aquatic Procedia**, v. 4, p. 349-356, 2015.
- OOSTEN, M, J, V. *et al.* Functional biology of halophytes in the phytoremediation of heavy metal contaminated soils. **Environmental and Experimental Botany**, v. 111, p. 135-146, 2015.
- RENOU, S. *et al.* Landfill leachate treatment: review and opportunity. **Journal of Hazardous Materials**, v. 150, n. 3, p. 468-493, 2008.
- SMMA. Aterro Sanitário da Caximba. 2014. Disponível em: <http://www.curitiba.pr.gov.br/servicos/cidadao/equipamento/aterro-sanitario-da-caximba/1803>. Acesso em: 01 set. 2014.
- STEARNS, J.C. *et al.* Increasing Plant Tolerance to Metals in the Environment. **Phytoremediation Methods in Biotechnology** v. 23, p. 15-26, 2007.
- ZHAO, Y. J. Influence of the plant development on microbial diversity of vertical-flow constructed wetlands. **Biochemical Systematics and Ecology**, v. 44, p. 4-12, 2012.



## DESEMPENHO DE UM SISTEMA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE DUAS ETAPAS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES DE CURTUME

**Raúl Lima Coasaca\***

Universidade Estadual de Campinas, Campinas – SP, Brasil  
Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Departamento de Saneamento e Ambiente  
[raul.limaco@gmail.com](mailto:raul.limaco@gmail.com)

**Edgar Santiago Flores Sacsí**

Universidad Nacional de San Agustín, Arequipa, Peru  
Laboratório de Fisiologia e Biotecnologia Vegetal  
[edsanx@hotmail.com](mailto:edsanx@hotmail.com)

**Juan Pablo Portilla Llerena**

Universidade Estadual de Campinas, Campinas – SP, Brasil  
Instituto de Biologia, Departamento de Fisiologia Vegetal  
[raul.limaco@gmail.com](mailto:raul.limaco@gmail.com)

**Herbert Omar Lazo Rodriguez**

Universidad Nacional de San Agustín, Arequipa, Peru  
Laboratório de Fisiologia e Biotecnologia Vegetal  
[holazor@hotmail.com](mailto:holazor@hotmail.com)

**Adriano Luiz Tonetti**

Universidade Estadual de Campinas, Campinas – SP, Brasil  
Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Departamento de Saneamento e Ambiente  
[adriano@fec.unicamp.br](mailto:adriano@fec.unicamp.br)

### Resumo

Os efluentes industriais de curtumes apresentam uma complexa variedade de contaminantes sendo uma das indústrias com maior impacto no meio ambiente. Na última década vários estudos foram realizados indicando o potencial que tem os wetlands no tratamento destes efluentes, mas nem sempre com ótimos resultados. No presente estudo uma estratégia de wetlands construídos híbrido (fluxo subsuperficial + fluxo superficial) foi avaliada para dois tempos de detenção hidráulica (TDH = 3 e 6 dias) e distintas espécies de plantas comparadas com um controle não vegetado. As espécies avaliadas foram *E. montevidensis*, *S. americanus* para as unidades de fluxo subsuperficial e *H. bonariensis* para as de fluxo superficial. Os resultados mostram uma maior eficiência na remoção de DQO nas unidades vegetadas, com valores mínimos de até 169 mg/L para o *E. montevidensis* e 921 mg/L para

o controle não vegetado; porém, o aumento de TDH produz um aumento na carga orgânica das unidades de fluxo superficial com valores de DQO de 1144 mg/L na saída, prejudicando a eficiência do sistema.

**Palavras-chave:** Wetlands. Remoção de cromo. Indústria. Tratamento.

## 1 Introdução

As curtumes são uma indústria que cresce no mundo inteiro e devido à complexidade de seus efluentes normalmente são localizadas em zonas industriais. Atualmente em Arequipa, Peru, a maioria de curtumes trabalha com o curtido ao cromo, juntando os efluentes de cada processo e lançando-os com apenas tratamento primário, estes resíduos são lançados na rede com concentrações que superam os limites máximos permissíveis de 1500 mg DQO/L e 2 mg Cr/L que estabelece a legislação peruana (PRODUCE, 2002). A liberação desta mistura pode causar grandes danos ao ecossistema (SHAKIR et al., 2012). Essas elevadas concentrações de um efluente pouco biodegradável representam um desafio tecnológico e ambiental sério e atual (DI IACONI et al., 2010).

Em geral, os métodos de tratamento de efluentes de curtume incluem a) tratamento preliminar mecânico, b) tratamento físico-químico, c) tratamento biológico e d) decantação secundária. Mas estes processos traem algumas desvantagens como a formação de grandes quantidades de lodo, consumo de uma considerável quantidade de produtos químicos, incremento da salinidade e custos de operação elevados (DI IACONI et al., 2002; SONG, 2000). Para tentar remediar estes problemas, vários estudos foram realizados tentando achar um métodos efetivos. Estes incluem os wetlands construídos (CALHEIROS; RANGEL; CASTRO, 2008a; DOTRO et al., 2012; KASEVA; MBULIGWE, 2010) que particularmente demandam, um ótimo tratamento preliminar.

Os wetlands construídos podem ser uma importante alternativa para o tratamento de esgoto das curtumes. Na última década, vários esforços foram realizados na procura de plantas tolerantes a estas águas em particular (CALHEIROS; RANGEL; CASTRO, 2007; MANT et al., 2006), meios de suporte adequados (CALHEIROS; RANGEL; CASTRO, 2008b), e uma boa dinâmica bacteriana (CALHEIROS et al., 2009; PACHECO AGUILAR; PEÑA CABRIALES; MALDONADO VEGA, 2008).

A configuração dos wetlands pode variar de acordo com os efluentes, estudos com sistemas de uma etapa (DOTRO et al., 2012), duas etapas (CALHEIROS; RANGEL; CASTRO, 2009) e até três etapas (CALHEIROS et al., 2012) foram desenvolvidos sendo que quanto mais etapas mais flexibilidade tinha o sistema, porem numa indústria como a curtume onde o processo de produção varia com respeito ao produto final (variando a periculosidade dos contaminantes), é cauteloso utilizar primeiro um wetland de fluxo subsuperficial, onde o esgoto não tem contato direto com humanos ou animais.

A escolha de uma planta adequada é fundamental nos wetlands construídos, devido a que devem suportar a elevada carga tóxica e a variabilidade do esgoto, podendo comprometer o tratamento se não fossem adequadas. As espécies mais estudadas são *Typha latifolia* e *Pragmites australis*, que apresentam ótimos resultados no tratamento de efluentes domésticos, mas na área industrial se devem tomar cuidados especiais na adaptação e desenvolvimento das plantas devido ao teor de compostos tóxicos deste efluentes.

O presente estudo mostra a influência das plantas na eficiência de remoção dos contaminantes, principalmente carga orgânica e cromo e as diferenças que existem ao modificar o tempo de detenção hidráulica para um sistema de wetlands construídos de duas etapas.

## 2 Material e métodos

### 2.1 Caracterização e coleta do efluente de curtume

Os efluentes de curtume foram coletados do parque industrial “Río Seco” (PIRS), localizado na cidade de Arequipa, Peru. Este parque industrial produz diferentes tipos de couro, principalmente de origem bovina, ovina e oriundos de camelídeos sul-americanos; as curtumes lá instaladas utilizam o processo integrado de curtição ao cromo, gerando, assim, uma grande mistura de contaminantes, dentre os quais se destacam o sulfeto de sódio, a cal, sais de cromo, o sulfito de amônio e óleos sulfonados.

O principal método de tratamento das curtumes é puramente mecânico, consistindo essencialmente de gradeamento e sedimentação prévios ao lançamento na rede de coleta, sendo importante a implementação de novos métodos de tratamento para atingir os limites de lançamentos estabelecidos por lei.

A coleta foi realizada no ponto de lançamento antes de chegar à rede. Cerca de 500 L foram coletados durante uma semana e armazenados no Laboratório de Fisiologia e Biotecnologia Vegetal, onde o material foi analisado e caracterizado. Os resultados se apresentam na Tabela 1.

Tabela 1 - Caracterização do efluente de curtume.

Parâmetro	Água residuária
pH	8,56
Temperatura (°C)	22,1
POR (mV)	-89,37
Cr total (mg/L)	147,1
Cr (VI) (mg/L)	2,48
Condutividade elétrica (mS/cm)	6,7
Salinidade (‰)	105,3
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	530
DQO (mg/L)	3368,31
SST (mg/L)	2286,67

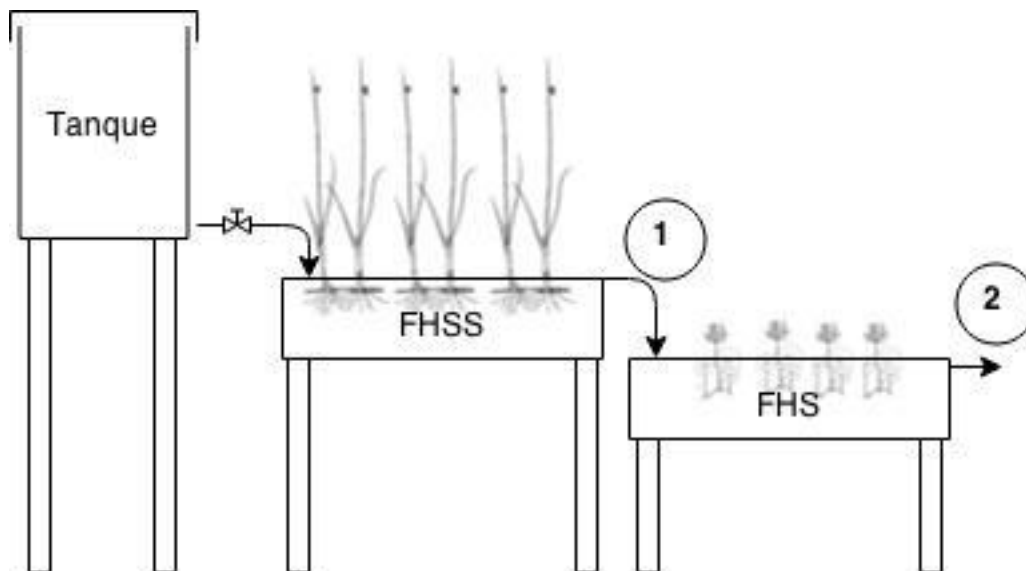
POR: Potencial de óxido-redução, Cr (VI): Cromo hexavalente.

Fonte: A autoria própria (2014)

## 2.2 Configuração do sistema

Cinco sistemas de wetlands construídos de duas etapas em paralelo foram montados na Universidade Nacional de San Agustín de Arequipa. A primeira etapa, alimentada por esgoto bruto, é de fluxo horizontal subsuperficial (FHSS) seguida de uma etapa de fluxo horizontal superficial (FHS). Cada unidade tinha 1,2 m de comprimento, 0,60 m de largura e 0,30 m de altura. As unidades de FHSS foram preenchidas com brita nº 0 ( $\varnothing = 2 - 8$  mm), e próximo da entrada e da saída, com brita nº 2, para evitar entupimentos. As unidades de FHS, por sua vez, foram preenchidas com areia até a altura de cinco centímetros como suporte para as plantas. A alimentação do sistema foi feita através de tubos de PVC com controle de vazão (Figura 1).

Figura 1 - Layout do sistema de wetlands construídos.



Fonte: A autoria própria (2014)

Em duas unidades de FHSS, plantou-se a *Eleocharis montevidensis*; em outras duas, a *Scirpus americanus*; e outra foi mantida sem vegetação, para controle. Finalmente, em todas as unidades de FHS, plantou-se a *Hydrocotyle bonariensis*, exceto em uma, também para controle. O efluente bruto foi colocado em tanques elevados e distribuído por gravidade. A vazão, por sua vez, é controlada por uma válvula manual.

## 2.3 Aspectos operacionais

Após o transplante, os wetlands híbridos foram previamente aclimatados alimentando-os com uma solução de estrume e água durante 30 dias, para promover o crescimento das plantas e raízes e o biofilme do meio de suporte. Finalmente, a primeira fase do tratamento (Fase I) teve alimentação com

Tempo de detenção hidráulica (TDH) de 6 dias e duração de 18 dias de tratamento; e uma segunda fase (Fase II), com um TDH de 3 dias que durou até o dia 27 de tratamento.

## 2.4 Coleta e análise das amostras

As amostras foram coletadas ao 6°, 12°, 18°, 21°, 24° e 27° dia do tratamento na saída de cada unidade (pontos 1 e 2 da Figura 1). O pH, o potencial de óxido-redução ( $E_h$ ), e a temperatura foram medidos *in situ*. As amostras foram analisadas para Demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos totais (SST) e Cromo total (método colorimétrico); baseados nos *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

## 2.5 Análise de dados

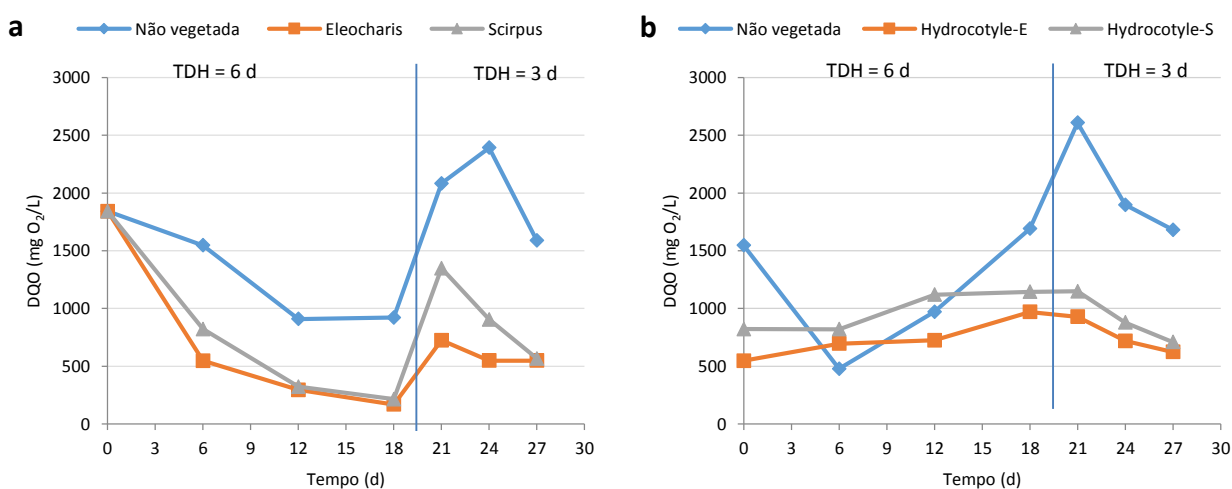
Os dados coletados do experimento foram processados utilizando análises estatísticas convencionais. Foi utilizada análise ANOVA de medidas repetidas para determinar efeitos e as médias foram comparadas por pares com teste Sidak a nível crítico de 5%.

## 3 Resultados e Discussão

### 3.1 Matéria orgânica

Na Figura 2 é apresentada a variação de DQO na saída de cada unidade, os sistemas de fluxo subsuperficial apresentam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os sistemas vegetados e os não vegetados (controle). Os sistemas vegetados tiveram menor concentração na saída das unidades, estes valores são menores enquanto maior seja o tempo de detenção hidráulica, assim, para TDH de 6 dias, o menor valor foi de 168 mg/L para as unidades plantadas com *E. montevidensis*, enquanto o controle tinha 922 mg/L no mesmo ponto. A remoção diminuiu para TDH de 3 dias, as unidades plantadas conseguiram valor mínimo de 567 mg/L.

Figura 2. DQO na saída das unidades de a) fluxo subsuperficial e b) fluxo superficial.

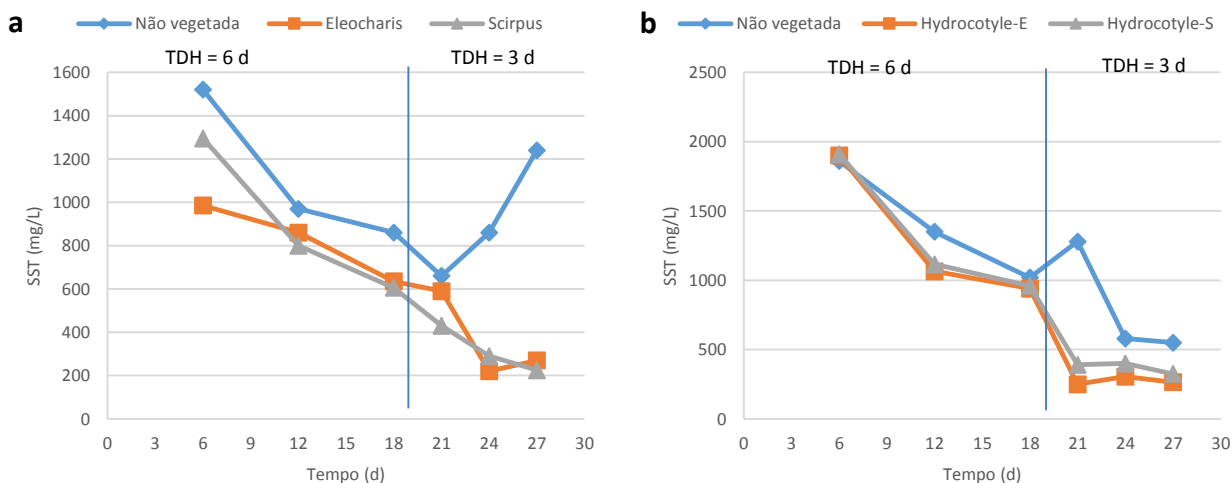


Fonte: Autoria própria (2013).

Nas unidades de fluxo superficial a resposta foi distinta, a DQO aumentou no TDH de 6 dias. Tanto no controle como nas unidades plantadas foi observado aumento da DQO durante o tempo de tratamento, com valores de até 1690 mg/L para o controle, e cerca a 1000 mg/L para as unidades vegetadas. Porém para um TDH de 3 dias, a DQO diminuiu novamente, onde as unidades vegetadas mostraram uma menor DQO (~650 mg/L) com respeito ao controle.

Na indústria de curtume a principal fonte de sólidos são restos de pele e pelos, por isso a redução dos sólidos é importante na remoção de matéria orgânica suspensa. Na Figura 3 é mostrada a variação da concentração de sólidos suspensos totais na saída de cada unidade. Os SST são removidos principalmente a causa do substrato, como pode se observar na figura 3a, a eficiência de remoção aumentou com respeito ao tempo de tratamento; mas para um TDH de 3 dias foi observada redução da eficiência no controle de 660 mg/L para um valor de 1240 mg/L. A diminuição de sólidos foi similar para as duas espécies de plantas e foi maior para o TDH de 3 d (~250 mg/L). Nas unidades de fluxo superficial, os SST diminuíram também durante o tempo do experimento inclusive o controle, mas este último apresentou valores sempre maiores com respeito as unidades vegetadas. Novamente para o TDH de 3 dias foram notados os menores valores com 325 e 265 mg/L para as unidades vegetadas e 580 mg/L para o controle.

Figura 3. Sólidos suspensos totais nas unidades de a) fluxo subsuperficial e b) fluxo superficial



Fonte: Autoria própria

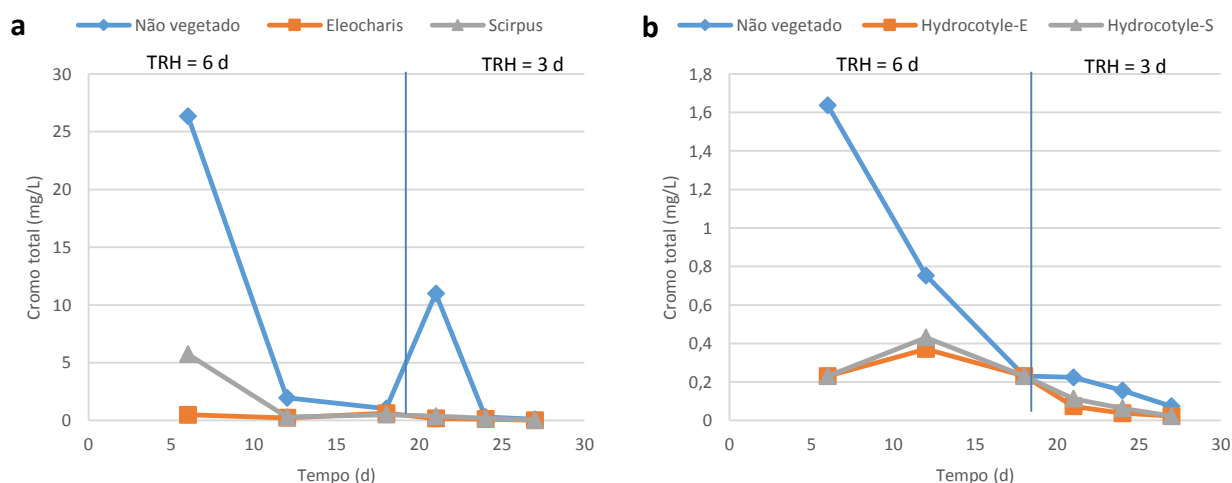
Estes dados provam que as unidades vegetadas são mais eficientes, porém essa eficiência depende muito do regime hidráulico. As diferenças entre as características dos tipos de wetlands, indica diferentes respostas dos sistemas, estas diferenças dependes de vários fatores (NAZ et al., 2009). No caso dos wetlands de fluxo superficial, o conteúdo de nutrientes e o régimen hidráulico promoveram um ambiente eutrófico. Este problema pode se solucionar aumentando o régimen hidráulico (diminuindo o TDH).



### 3.2 Remoção de cromo

O cromo é um dos principais contaminantes na indústria da curtume e devido as concentrações presentes nos efluentes é tóxico e prejudicial aos tratamentos biológicos convencionais (LOFRANO et al., 2013), nós mostramos que os wetlands construídos são capazes de remover o cromo quase totalmente (Figura 4).

Figura 4 - Cromo total na saída das unidades de a) fluxo subsuperficial e b) fluxo superficial.



Fonte: Autoria própria

As concentrações de cromo em todas as unidade foi baixa, porém a velocidade de remoção foi maior nas unidade vegetadas. Isso deixa em evidência que as interações de cromo nos wetlands contruídos são governadas pelo substrato. O *E. montevidensis* apresentou resposta mais rápida com concentrações de 0,5 mg/L ao sexto dia de tratamento.

### 3.3 Temperatura, pH e potencial redox

O desempenho dos wetlands construídos depende da temperatura, o pH e o potencial oxido-redução (redox) devido à influência deles nos processos físicos, químicos e biológicos. O desempenho desses parâmetros nas unidades de wetlands se apresentam na Tabela 2. As amostras foram coletadas sempre entre as 9:00 e as 11:00h. Tanto nas unidades de FHSS como FHS, a temperatura permaneceu embaixo do controle, assim para as unidades de FHSS a faixa de temperatura foi entre 15 e 17,2 °C nas unidades vegetadas e 18,8 a 20,2 °C para o controle durante o experimento, esta diferença é devido ao efeito de sombreamento que exercem as plantas sobre o meio.

Tabela 2. Desempenho dos wetlands no condicionamento físico-químico.

Parâmetro	TDH (d)	Wetlands de fluxo subsuperficial			Wetlands de fluxo superficial		
		Controle	<i>E. montevidensis</i>	<i>S. americanus</i>	Controle	<i>H. bonariensis(E)</i>	<i>H. bonariensis(S)</i>
Temp. (°C)	3	20,2 ± 0,3	15,8 ± 0,8	17,2 ± 1,0	19 ± 1,0	12,6 ± 0,1	13,1 ± 0,4
	6	18,8 ± 2,6	15 ± 1,3	16,3 ± 2,0	14,8 ± 1,8	12,9 ± 1,7	12,5 ± 1,5

<b>pH</b>	3	8,44 ± 0,15	6,93 ± 0,16	6,9 ± 0,13	8,56 ± 0,01	6,62 ± 0,08	6,98 ± 0,11
	6	8,44 ± 0,08	7,17 ± 0,24	7,03 ± 0,17	9,18 ± 0,25	6,82 ± 0,05	6,93 ± 0,04
<b>E<sub>h</sub> (mV)</b>	3	-41 ± 8,0	36,6 ± 8,3	38,9 ± 6,6	-48,9 ± 1	47,7 ± 10,4	28,1 ± 5,9
	6	-40,3 ± 4,4	25,9 ± 11,2	32,4 ± 8,8	-78,4 ± 13,4	43,4 ± 2,2	37,2 ± 2,1

Os valores são a média ± o desvio padrão (n =3).

Fonte: Autoria própria

O pH como fator de qualidade indica um sistema em equilíbrio, além que é um indicador das especiação química de muitos compostos em solução, em especial metais. Os valores de pH de todas as unidades vegetadas foi próximo de sete (pH ~7) e dos controles próximos de 8,5. Desse modo, as unidades vegetadas obtiveram um melhor desempenho que as não vegetadas, indiferentemente da espécie vegetal.

Por fim, o potencial de óxido-redução mostra o comportamento das reações dentro dos sistemas de wetlands construídos, sendo que os controles apresentam um ambiente redutivo com valores todos negativos, enquanto os sistemas vegetados estão na faixa oxidativa, este valores indicam que o sistema de wetlands construídos para o tratamento de efluentes de curtumes está governado por uma ambiente facultativo. Este ambiente se caracteriza por ter um carácter anóxico (KADLEC; WALLACE, 2009).

#### 4 Conclusões

O estudo revelou que com TDH houve aumento da eficiência de uma unidade de fluxo subsuperficial e resposta contrária nas unidades de fluxo superficial. Esta resposta pode ser solucionada diminuindo o TDH, fator que deve ser tomado em conta na hora de dimensionar os wetlands. Também se concluiu que a presença de plantas dentro dos wetlands é muito importante para seu bom desempenho e nesse caso a espécie *E. montevidensis* apresentou melhores resultados.

#### Referências

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater**. 22th. ed. Washington D. C.: [s.n.].

CALHEIROS, C. S. C. et al. Substrate effect on bacterial communities from constructed wetlands planted with *Typha latifolia* treating industrial wastewater. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 5, p. 744–753, 2009.

CALHEIROS, C. S. C. et al. Use of constructed wetland systems with *Arundo* and *Sarcocornia* for polishing high salinity tannery wastewater. **Journal of environmental management**, v. 95, n. 1, p. 66–71, mar. 2012.

CALHEIROS, C. S. C.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. M. L. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. **Water research**, v. 41, n. 8, p. 1790–8, abr. 2007.

CALHEIROS, C. S. C.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. M. L. The effects of tannery wastewater on the development of different plant species and chromium accumulation in *Phragmites australis*. **Archives of environmental contamination and toxicology**, v. 55, n. 3, p. 404–14, out. 2008a.

CALHEIROS, C. S. C.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. M. L. Evaluation of different substrates to support the growth of *Typha latifolia* in constructed wetlands treating tannery wastewater over long-term operation. **Bioresource technology**, v. 99, n. 15, p. 6866–77, out. 2008b.

CALHEIROS, C. S. C.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. M. L. Treatment of industrial wastewater with two-stage constructed wetlands planted with *Typha latifolia* and *Phragmites australis*. **Bioresource technology**, v. 100, n. 13, p. 3205–13, jul. 2009.

DI IACONI, C. et al. Combined chemical and biological degradation of tannery wastewater by a periodic submerged filter (SBBR). **Water Research**, v. 36, n. 9, p. 2205–2214, 2002.

DI IACONI, C. et al. A chemically enhanced biological process for lowering operative costs and solid residues of industrial recalcitrant wastewater treatment. **Water research**, v. 44, n. 12, p. 3635–44, jun. 2010.

DOTRO, G. et al. Performance of pilot-scale constructed wetlands for secondary treatment of chromium-bearing tannery wastewaters. **Journal of hazardous materials**, v. 239–240, p. 142–51, 15 nov. 2012.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment Wetlands, Second Edition**. [s.l.] CRC Press, 2009.

KASEVA, M.; MBULIGWE, S. Potential of constructed wetland systems for treating tannery industrial wastewater. **Water Science & Technology**, v. 61, n. 4, p. 1043–1052, 1 fev. 2010.

LOFRANO, G. et al. Chemical and biological treatment technologies for leather tannery chemicals and wastewaters: A review. **Science of The Total Environment**, v. 461–462, n. 0, p. 265–281, 1 set. 2013.

MANT, C. et al. Phytoremediation of chromium by model constructed wetland. **Bioresource technology**, v. 97, n. 15, p. 1767–72, out. 2006.

NAZ, M. et al. Side-by-side comparison of horizontal subsurface flow and free water surface flow constructed wetlands and artificial neural network (ANN) modelling approach. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 8, p. 1255–1263, 2009.

PACHECO AGUILAR, J. R.; PEÑA CABRIALES, J. J.; MALDONADO VEGA, M. Identification and characterization of sulfur-oxidizing bacteria in an artificial wetland that treats wastewater from a tannery. **International journal of phytoremediation**, v. 10, n. 5, p. 359–70, 2008.

PRODUCE. **Límites Máximos Permisibles para las actividades industriales de cemento, cerveza, curtiembre, papel** Perú, 2002.

SHAKIR, L. et al. Ecotoxicological risks associated with tannery effluent wastewater. **Environmental toxicology and pharmacology**, v. 34, n. 2, p. 180–91, set. 2012.

SONG, Z. Sedimentation of tannery wastewater. **Water Research**, v. 34, n. 7, p. 2171–2176, 1 maio 2000.



## **REAPROVEITAMENTO DE BIOMASSA SECA DE *Thypha domingensis* Pers NA ELABORAÇÃO DE BLOCOS CERÂMICOS**

**João Karlos Locastro**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Graduado em Engenharia Ambiental  
jklocastro@gmail.com

**Sônia Barbosa de Lima\***

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento de Engenharia Ambiental  
sblima@utfpr.edu.br

**Débora Cristina de Souza**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento de Engenharia Ambiental  
dcsouza@utfpr.edu.br

**Maiko Cristian Sedoski**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento de Engenharia Civil  
maiko@utfpr.edu.br

### **Resumo**

Em virtude do desenvolvimento de estudos com a aplicação da técnica de fitorremediação torna-se imprescindível a elaboração de trabalhos que viabilizem meios de reaproveitamento da biomassa produzida. Neste contexto, o presente estudo tem por objetivo avaliar a incorporação de biomassa seca de *Thypha domingensis* Pers em blocos cerâmicos, a fim de verificar a viabilidade de reaproveitamento do resíduo resultante do processo de fitorremediação. Para tanto, foram elaborados corpos de prova (CPs) sintetizados com 0, 5 e 10% de biomassa (testados com sistema aéreo e radicular separadamente) em sua composição. Após confecção dos CPs foram realizados testes qualitativos analisando: retração linear após a queima, absorção de água, limite de liquidez, limite de plasticidade e resistência à compressão. Com a aplicação do método verificou-se que os valores obtidos em índice de plasticidade, absorção de água e resistência à compressão foram satisfatórios com a adição de 5% de biomassa, porém obtiveram queda de qualidade com a síntese de 10% do material. Quanto à classificação de resistência os protótipos se enquadraram na categoria A para tijolo maciço de alvenaria, apresentando valores superiores a 1,5 MPA (NBR 7170/1983). Em relação a incorporação dos sistemas aéreo e radicular observou-se, geralmente, melhores resultados em CPs sintetizados com folhagem. Por todo exposto, o método desenvolvido apresentou

aplicabilidade, sendo uma alternativa para a destinação adequada de biomassa utilizada em processos de fitorremediação.

**Palavras-chave:** Fitorremediação. Destinação final. Blocos cerâmicos.

## 1 Introdução

A aplicação do processo de fitorremediação tem sido reconhecida por meio da elaboração de estudos como uma técnica eficaz e com potencialidade de uso para remoção de carga orgânica poluente e/ou metais pesados dissolvidos a água (LIMA, 2008; TAVARES, 2009; HORN, 2011).

Contudo, apesar dos benefícios obtidos com a aplicação do método proposto observa-se, após estabilidade e climatização da planta, a geração de grande quantidade de biomassa, resultando como produto um resíduo sólido com necessidade de reaproveitamento.

Logo, uma das questões de fundamental importância para a sociedade é a busca do reaproveitamento dos rejeitos e resíduos gerados, como meio de recuperar matéria e energia, preservando recursos naturais, ofertando uma menor degradação do meio ambiente e melhorando condições de vida das comunidades (BONET, 2002).

Conforme abordado por Oliveira e Holanda (2004) os tecidos vegetais resultantes de estações de fitotratamento podem ser empregados na elaboração de blocos cerâmicos atuando, desta forma, como solução para problemas ambientais vinculados ao descarte de resíduos poluentes.

As massas sintetizadas na indústria cerâmica são fabricadas de formas heterogêneas, o que permite a presença de materiais residuais de várias classes, mesmo em porcentagens distintas (OLIVEIRA; HOLANDA, 2004). Logo, em conformidade com a presente atribuição as massas cerâmicas suportam a incorporação de resíduos industriais sem grandes variações de suas propriedades, quando adicionadas em quantidades adequadas.

Consoante aos estudos desenvolvidos na área é possível se avaliar a incorporação de diferentes resíduos na confecção de blocos cerâmicos, entre os quais se destacam: resíduos de beneficiamento de madeira (MENEZES et al., 2007), lodo proveniente de estações de tratamento de água (MARGEM, 2008) e biomassas provenientes de processos de fitorremediação (ALBUQUERQUE, 2012), todos apresentando resultados satisfatórios em acordo com as normas vigentes.

Neste contexto, o presente trabalho tem por objetivo avaliar a incorporação de biomassa seca de *Thypha domingensis* Pers em blocos cerâmicos, a fim de verificar a viabilidade de reaproveitamento do resíduo resultante do processo de fitorremediação.

## 2 Material e métodos

Para a realização do experimento utilizou-se argila pré-processada de fornos de uma empresa de cerâmica e biomassa seca de *T. domingensis* proveniente de ensaios de fitotratamento.

Inicialmente secou-se a biomassa em estufa a 60°C. Logo após, o material foi processado em moinho de facas e o produto desta etapa peneirado em uma peneira granulométrica com abertura de 42 *mesh*. O mesmo procedimento foi realizado com a argila de forma a obter material fino e com estrutura homogênea.

Para elaboração dos corpos de prova foram preparadas massas argilosas com adição de 0, 5 e 10% de biomassa. Para cada tipo de massa argilosa foram confeccionados seis corpos de prova, utilizando biomassas dos sistemas aéreos e radiculares da espécie estudada separadamente.

Os corpos de prova (CPs) foram produzidos por meio da adição de aproximadamente 16 gramas de amostra em um molde metálico com dimensões de 60x20mm. Em seguida, com apoio da prensa hidráulica foram aplicadas forças distintas de forma a obter CPs com comprimento médio de 36 mm e diâmetro de 18 mm.

Após a prensagem os corpos de prova foram secos ao ar livre por um período de 24 horas e, posteriormente, em estufa de circulação de ar a uma temperatura de 110° C pelo mesmo período de tempo. Finalmente foram queimados em forno elétrico de laboratório a uma temperatura de 550° C com taxa de aquecimento de 4°C/min, tempo de patamar de 3 horas e resfriamento realizado por convecção natural.

Durante o procedimento de secagem do material aferiu-se o comprimento e a massa dos CPs produzidos, de forma a determinar propriedades de interesse como: retração linear após a queima e absorção de água. As presentes propriedades foram executadas de acordo com as equações I e II:

$$RL_{pq} = [(C_v - C_{pq}) / C_{pq}] \times 100 \quad (1)$$

$$AA = [(M_u - M_s) / M_s] \times 100 \quad (2)$$

Em que:  $RL_{pq}$  refere-se a retração linear pós queima;  $C_v$  é o comprimento do corpo de prova verde;  $C_{pq}$  representa o comprimento do corpo de prova pós queima.  $AA$  refere-se a absorção de água;  $M_u$  é a massa úmida após imersão em água por um período de 24 horas e  $M_s$  é a massa do corpo de prova seco.

Para realização dos ensaios de limite de liquidez, limite de plasticidade e índice de plasticidade seguiu-se respectivamente recomendações das normas técnicas ABNT NBR 6459/1984 e ABNT NBR 7180/1984.

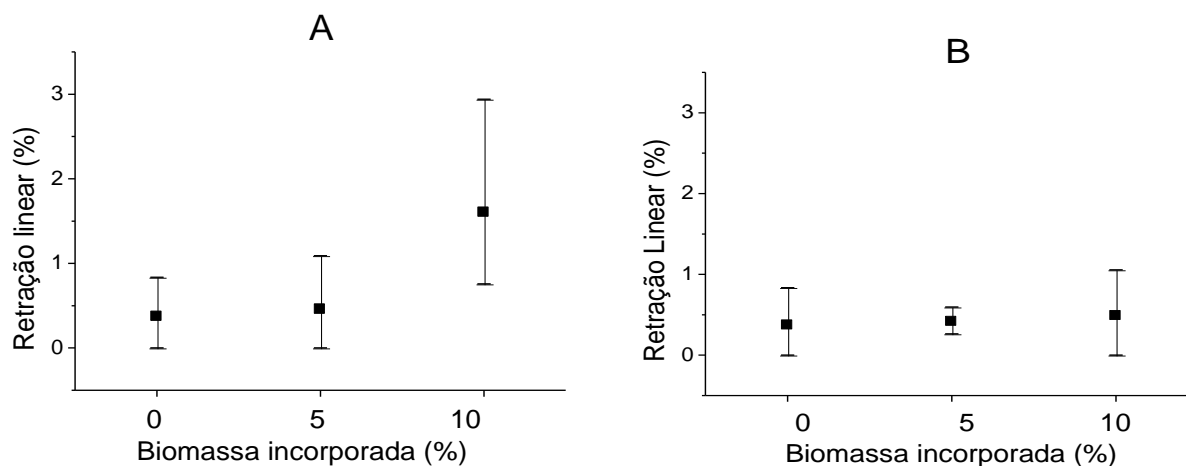
O teste de resistência à compressão foi realizado consoante à norma ABNT NBR 7170/1983 e foi executado com apoio do equipamento de ensaios universal (EMIC) munido de uma célula de

carga. Por meio do software *Tesc* foram mensurados os valores de força máxima, força de ruptura, tensão a força máxima e tensão de ruptura.

### 3 Resultados e discussão

Com a prática do estudo constatou-se que os CPs analisados apresentaram retração linear após a queima inferior a 3% do comprimento total do material, sendo notada menor retração em corpos de prova incorporados com raízes de *T. domingensis* (Figura 1). Por outro lado, verifica-se que a maior retração linear observada em protótipos sintetizados com material do sistema aéreo vegetal está associada a maior granulometria do material folhear o que, por vezes, dificulta sua homogeneização junto à argila.

Figura 1 - Retração linear após queima. (A) testes realizados em CPs incorporados com folhagem de *T. domingensis*; (B) testes realizados em CPs incorporados com raízes de *T. domingensis*; (■) Valores médios de retração linear e seus respectivos desvios padrões (n=6).



Fonte: Autoria própria, 2014

De forma geral, observou-se que com o incremento de biomassa aos CPs a retração linear se mantém dentro dos parâmetros estabelecidos, sendo considerada satisfatória pelo Instituto de Pesquisas Técnicas (1985), com retração inferior a 6% do comprimento total do material analisado.

Em relação ao ensaio de liquidez constatou-se que com o incremento de uma maior quantidade de biomassa seca à massa argilosa, os CPs tendem a suportar maiores limites de liquidez sem perder sua capacidade de moldabilidade (Tabela 1). Deste modo, notou-se que em termos de liquidez os CPs melhoram sua propriedade física com a adição de biomassa, além de satisfazerem os valores mínimos de 50% de liquidez recomendados por Campos (1999).



Tabela 1 – Limite de liquidez, limite de plasticidade e índice de plasticidade em corpos de prova com adição de 0, 5 e 10% de biomassa seca de *T. domingensis*. Onde: LL: limite de liquidez; LP: limite de plasticidade; IP: Índice de plasticidade

Biomassa seca (%)	Sistema radicular			Sistema aéreo		
	LL (%)	LP (%)	IP (%)	LL (%)	LP (%)	IP (%)
0	42	29	13	42	29	13
5	52	36	16	54	39	15
10	70	34	15	88	0	0

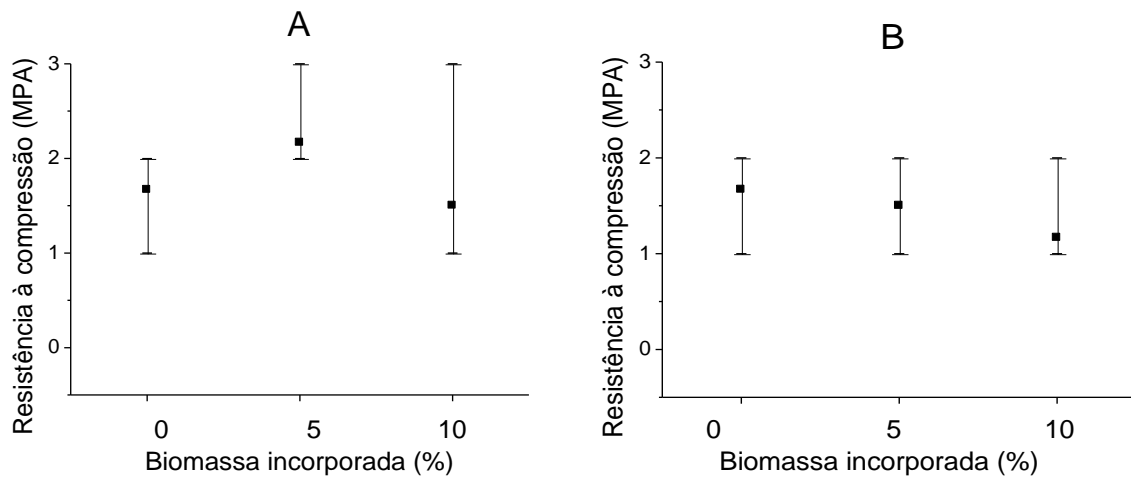
O limite de plasticidade verificado também se elevou com adição de 5% de biomassa (Tabela 1). Entretanto, cumpre-se ressaltar que ao adicionar ao composto concentrações de 10% de massa seca o limite de plasticidade observado tende a diminuir. No caso específico de massas agilosas sintetizadas com folhagem verificou-se que os limites plasticidade reduziram de tal forma que impossibilitaram sua identificação pela realização do ensaio proposto, sendo classificados, portanto, como materiais não plásticos.

Quanto aos índices de plasticidade foi verificado que os mesmos tendem a aumentar até que atinjam uma taxa em que comecem a decair. Pela análise dos resultados, percebe-se que nos casos avaliados os índices encontrados foram inferiores a 20% (Tabela 1). Os valores obtidos comprovam bons resultados, com limites de plasticidade com pouca variação se comparados a outros trabalhos da área (KAMINATA, 2008; ALBUQUERQUE 2012).

Com a realização do ensaio de absorção de água pode-se perceber que a taxa de absorção dos CPs se elevou com o incremento de biomassa. Os resultados obtidos foram satisfatórios para corpos de prova com 5% de biomassa seca de *T. domingensis* adicionada à argila. Contudo, CPs com a adição de 10% de biomassa não contemplaram os valores estipulados pela norma ABNT NBR 7171/92, sendo registrados nestes casos valores superiores a 25% de absorção.

Os ensaios de resistência à compressão resultaram no aumento da resistência dos corpos de prova com o uso de biomassa de *T. domingensis* incorporada à argila. Os melhores resultados obtidos quanto a este parâmetro foram encontrados em corpos de prova sintetizados com 5% de folhas de *T. domingensis* (Figura 2). Com a incorporação de 10% do mesmo material os valores de resistência tenderam a cair, o que indica a existência de um percentual ótimo de incorporação de biomassa entre os dois valores testados.

Figura 2 - Resistência à compressão (MPa). (A) testes realizados em CPs incorporados com folhagem de *T. domingensis*; (B) testes realizados em CPs incorporados com raízes de *T. domingensis*; (■) Valores médios de retração linear e seus respectivos desvios padrões (n=6).



Fonte: Autoria própria, 2014.

Pela aplicação do ensaio proposto verificou-se que os CPs com incorporação de *T. domingensis* se enquadraram na categoria A para tijolo maciço de alvenaria, apresentando valores de resistência superiores a 1,5 MPA (NBR 7170/1983). Neste contexto, pela classificação atribuída, observa-se sua aplicabilidade em determinados métodos construtivos, como paredes internas não estruturais.

#### 4 Considerações

Por todo exposto, observou-se que com a incorporação de biomassa seca de *T. domingensis* aos CPs alguns ensaios realizados, como: retração linear e limite de liquidez atenderam aos parâmetros estabelecidos em norma e a recomendações sugeridas por diferentes autores. O índice de plasticidade, absorção de água e resistência à compressão foram satisfatórios com a adição de 5% de biomassa, porém obtiveram queda de qualidade com a síntese de 10% do material.

Em relação à incorporação dos sistemas aéreo e radicular observou-se melhor resistência à compressão, limite de liquidez e índice de plasticidade em CPs sintetizados com folhagem e melhor retração linear em CPs com incorporação de raízes.

De maneira geral, a realização da pesquisa foi de relevante importância, pois possibilitou uma alternativa de reduzir impactos ambientais provenientes da extração de matéria-prima para a produção de blocos cerâmicos, além de sugerir uma destinação adequada à biomassa utilizada em processos de fitotratamento.

## Referências

ALBUQUERQUE, F. P. de. **Confecção de blocos cerâmicos com incorporação de biomassa contaminada por cobre**. 2012. 45 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Departamento de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2012.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6459**: Determinação do Limite de Liquidez – Método de ensaio. Rio de Janeiro, 1984a.

\_\_\_\_\_. **NBR 7170**: tijolo maciço para alvenaria. Rio de Janeiro, 1983

\_\_\_\_\_. **NBR 7171**: Bloco cerâmico para alvenaria. Rio de Janeiro, 1992.

\_\_\_\_\_. **NBR 7180**: Determinação do Limite de Plasticidade – Método de ensaio. Rio de Janeiro, 1984 b.

BONET, I. I. **Valorização do resíduo areia de fundição (RAF): incorporação nas massas asfálticas do tipo C.B.U.Q.** 2002. 142 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

CAMPOS, L. F. A.; MACEDO, R. S.; KIYOHARA, P. K.; FERREIRA, H. C. Características de plasticidade de argilas para uso em cerâmica vermelha ou estrutural. **Revista Cerâmica**, São Paulo, v. 45, n. 295, p. 6-14, mai. 1999.

HORN, T. B. **Integração de sistemas wetlands construídos + fotoozonização catalítica no tratamento de efluente de campus universitário**. 157 f. Dissertação (Mestrado em Área de Concentração em Gestão e Tecnologia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2011.

INSTITUTO DE PESQUISAS TÉCNICAS – IPT. **Ensaio de argila visando à utilização em cerâmica vermelha**. São Paulo: IPT, 1985.

KAMINATA, O. T. **Aproveitamento do lodo gerado no tratamento de efluente da indústria de lavanderia têxtil na produção de bloco de cerâmica vermelha**. 128 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Programa de Pós-graduação em Engenharia Urbana, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

LIMA, S. B. De. **Pós-tratamento de chorume com wetlands construídos utilizando macrófitas aquáticas emergentes da região de Campo Mourão-PR**. 103 f. Tese (Doutorado em Química) – Centro de Ciências Exatas, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

MARGEM, J. I. **Caracterização e Incorporação de lodo de decantação de estação de tratamento de água (E.T.A.) em cerâmica vermelha**. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciências dos Materiais) – Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campo dos Goytacazes, 2008.

MENEZES, R. R.; de ALMEIDA, R. R., SANTANA, L. N. L., FERREIRA, Heber S., NEVES, Gelmires A. Utilização do resíduo do beneficiamento do caulim na produção de blocos e telhas cerâmicos. **Revista Matéria**. CIDADE, v. 12, n. 1, p. 226- 236, out./ dez. 2007.

OLIVEIRA G. E.; HOLANDA, J. N. F. Análise do Impacto Ambiental Causado Pela Utilização de Resíduo Sólido do Setor Siderúrgico em Cerâmica vermelha. **Revista Cerâmica**. São Paulo, v. 50, n. 315, p. 185-189 jul./set. 2004.

TAVARES, S. R. de L. **Fitorremediação em solo e água em áreas contaminadas por metais pesados provenientes da disposição de resíduos perigosos**. 415 f. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.



## **ESTUDO DO COMPORTAMENTO HIDRÁULICO E DE BALANÇO DE MASSA DOS SÓLIDOS EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO VERTICAL TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS**

**Elias Sete Manjate\***

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
eliasmanjate@yahoo.com.br

**Jorge Alejandro García Zumalacarregui**

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
jalegarciaz@gmail.com

**Marcos von Sperling**

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
marcos@desa.ufmg.br

### **Resumo**

No presente trabalho procurou-se avaliar a variação da vazão efluente e da carga de sólidos em suspensão totais ao longo do tempo em duas unidades de sistemas alagados construídos de escoamento vertical. O estudo foi conduzido no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da Universidade Federal de Minas Gerais e Companhia de Saneamento de Minas Gerais, UFMG/COPASA, na cidade de Belo Horizonte. A construção das unidades de tratamento obedeceu parcialmente aos critérios do primeiro estágio do sistema Francês com alimentação intermitente para tratar esgotos domésticos gerados por 100 habitantes. Das três unidades construídas, o sistema operou com apenas duas unidades plantadas (Tifton 85), alternando a alimentação a cada uma semana. A taxa de aplicação hidráulica (TAH) foi de  $0,22 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$ . Foram feitas medições de vazão e da concentração de sólidos em suspensão totais do efluente ao longo do tempo. As medições foram realizadas durante cerca de uma hora, em 4 dias distintos, sendo duas bateladas para cada dia numa unidade. Observou-se que o hidrograma da vazão efluente ao longo do tempo é um bom indicador do comportamento hidráulico do sistema. As eficiências de remoção de massa determinadas foram de 75% e 59% na primeira avaliação, 78 e 79% na segunda avaliação, 46% e 52% na terceira avaliação e 80% e 78% na quarta avaliação. Concluiu-se que o método aplicado para a avaliação da vazão do efluente e de carga de sólidos em suspensão totais do efluente ao longo do tempo é adequado e de fácil aplicabilidade.

**Palavras-chave:** Sistemas alagados construídos de escoamento vertical. Esgotos domésticos. Massa de sólidos. Vazão efluente.

## 1 Introdução

Atualmente, aumenta o interesse pela utilização de sistemas alagados ou *wetlands* construídos de escoamento vertical (WCFV) como parte da tecnologia de sistemas descentralizados de baixo custo adequados à diferentes realidades regionais, especialmente em países de baixa renda. A variante mais comum desses sistemas é o sistema Francês (três unidades em paralelo no primeiro estágio, seguida por duas unidades em paralelo no segundo estágio), o qual atende as especificações e recomendações da instituição francesa CEMAGREF (MOLLE *et al.* 2005), atual IRSTEA. Na França, atualmente mais de 3,500 de WCFV estão em operação (BOUCLE *et al.* 2015). Estes sistemas têm a característica de ser alimentados intermitentemente e a vantagem de tratar diretamente o esgoto bruto, além de terem ganho maior aceitabilidade devido à sua maior capacidade de redução da matéria orgânica e nitrificação (MOLLE *et al.* 2005). Uma possibilidade, em países de clima quente, é a utilização apenas do primeiro estágio do sistema Francês, compreendendo tão somente as três unidades em paralelo, o que implica em redução da área requerida (MANJATE *et al.* 2015). Algumas pesquisas têm sido feitas visando uma economia adicional, em que o primeiro estágio passa a ser constituído apenas por duas unidades em paralelo. A presente pesquisa se insere nesta última configuração.

O conhecimento da dinâmica da hidráulica e da carga (afluente e efluente) em termos de massa dos sólidos em WCFV permite compreender melhor o comportamento do sistema e determinar o desempenho em termos de redução da massa de sólidos em suspensão. Sendo assim, a análise dos hidrogramas de vazão do efluente e a determinação da carga de sólidos em suspensão totais do afluente e efluente permitem determinar o ponto ótimo da utilização do sistema para o tratamento de esgotos domésticos. O presente estudo, tem como objetivo avaliar o desempenho do sistema em relação à variação da vazão efluente e à variação da carga de sólidos em suspensão totais do efluente ao longo do tempo, com durações típicas equivalentes ao intervalo entre bateladas.

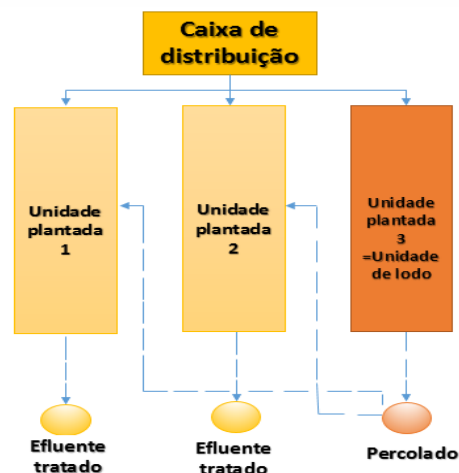
## 2 Material e métodos

### 2.1 Descrição do sistema

Três unidades de *wetlands* de escoamento vertical foram construídas no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento - CePTS - UFMG/COPASA, localizado na Estação de Tratamento de Esgoto - ETE Arrudas, em Belo Horizonte - MG. A construção do sistema teve lugar em 2007 e obedeceu ao primeiro estágio típico de um sistema Francês, conforme as recomendações e especificações do CEMAGREF. O sistema foi projetado para tratar esgotos gerados por uma população equivalente de 100 habitantes. Duas unidades foram plantadas com Tifton 85, variante de

gramínea tropical denominada (*Cynodon dactylon Pers*), e a outra unidade serviu de controle. As dimensões utilizadas no projeto foram de 3,1 m de largura e 9,4 m de comprimento para cada unidade, resultando numa área de 29,1 m<sup>2</sup> para cada uma das unidades de tratamento. O meio filtrante do sistema possui uma altura de 0,70 m, constituído por 3 camadas de britas. A camada superior (0,40 m) foi preenchida com brita de 2,4 a 12,5 mm (aproximadamente brita 0), a camada intermediária (0,15 m) com brita de 4,8 a 25 mm (aproximadamente brita 1) e a camada inferior (0,15 m) com brita de 19 a 50 mm (aproximadamente brita 3). A área total ocupada pelas três unidades é de 87,3 m<sup>2</sup> (aproximadamente 0,9 m<sup>2</sup>/hab). Nesta pesquisa, apenas duas unidades (unidades 1 e 2) estavam em funcionamento no primeiro estágio, resultando numa área de 58,2 m<sup>2</sup>, correspondendo a 0,6 m<sup>2</sup>/hab. A unidade 3 foi destinada ao recebimento de lodo de caminhões limpa fossa, estando fora da presente pesquisa. A Figura 1 ilustra o arranjo do sistema.

Figura 1- Esquema de unidades de wetlands de escoamento vertical para o tratamento de esgotos domésticos e lodos de tanques sépticos, sendo que as unidades 1 e 2 foram utilizadas na presente pesquisa.



## 2.2 Operação do sistema

O sistema alimentava uma unidade durante 7 dias, enquanto a outra entrava em descanso por o mesmo período. Após 7 dias de funcionamento a operação era mudada para a outra célula, completando um ciclo de 14 dias. A vazão afluyente na unidade em operação era de 13 m<sup>3</sup>.d<sup>-1</sup>, dividida em 24 bateladas de 0,54 m<sup>3</sup> a cada uma hora, resultando na taxa de aplicação hidráulica (TAH) na unidade em funcionamento de 0,45 m<sup>3</sup>.m<sup>2</sup>.d<sup>-1</sup>. Como são duas unidades em paralelo, para efeito de comparação com outros sistemas de tratamento, pode-se expressar a TAH do sistema como um todo como 0,45/2 = 0,22 m<sup>3</sup>.m<sup>2</sup>.d<sup>-1</sup>.

## 2.3 Medição da vazão do efluente

A vazão do efluente nas unidades 1 e 2 foram mensuradas nos meses de Novembro de 2014 e Abril de 2015, de acordo com o cronograma apresentado na Tabela 1. As medições foram feitas

durante duas vezes por dia (correspondente a duas bateladas) em cada uma das unidades utilizando o método direto, que consistiu na utilização de um cronômetro e balde com volume graduado. Assim, foram construídos hidrogramas que ilustram a variação da vazão efluente ao longo do tempo. Importa ressaltar que no dia 01/04/2015 a unidade 1 estava sem plantas devido a poda e no dia 15/04/2015, nessa mesma unidade as plantas ainda eram muito pequenas e estavam na fase de estabelecimento.

Tabela 1 - Cronograma da avaliação das unidades

Data	Unidades avaliadas	Número de bateladas	Ordem de avaliação
14/11/2014	Unidade 1	2	Primeira avaliação
01/04/2015	Unidade 1 (NP)	2	Segunda avaliação
08/04/2015	Unidade 2	2	Terceira avaliação
15/04/2015	Unidade 1	2	Quarta avaliação

NP= não plantada

## 2.4 Medição da concentração de sólidos

Durante o enchimento da caixa de distribuição do esgoto, foi medida a concentração média afluente de sólidos usando a sonda *TSS portable handheld measurement instrument for turbidity/solids (HACH Company)*. A sonda foi calibrada com base nos valores da concentração de sólidos em suspensão totais determinados no laboratório. Após a medição da vazão efluente, em cada balde com volume graduado foi seguidamente determinada a concentração de sólidos em suspensão totais do efluente usando a sonda, desde o início até o fim de cada batelada.

## 2.5 Análise de dados

Para análise de dados foram usadas planilhas de *Microsoft Excel 2013*. Com base nas ferramentas de *Microsoft Excel 2013* foram elaborados hidrogramas de vazão do efluente, curvas que representam a concentração de sólidos em suspensão totais do efluente ao longo do tempo, curvas que ilustram a carga de sólidos em suspensão totais do efluente ao longo do tempo e curvas que representam a relação entre a massa efluente e a massa aplicada com o tempo. A percentagem de eficiência da redução de massa de sólidos suspensos foi calculada com base na Equação 1.

$$\% \text{ redução de massa} = 100 \times \left( \frac{m_i - m_o}{m_i} \right) \quad (1)$$

Onde:

$m_i$  = massa afluente ao sistema (kgST)

$m_o$  = massa efluente do sistema (kgST)

### 3 Resultados e discussão

#### 3.1 Hidrogramas da vazão do efluente

As Figura 2 e 3 ilustram hidrogramas da vazão do efluente, ou seja, a variação da vazão ao longo do tempo. A Figura 2 ilustra a variação da vazão do efluente correspondente às avaliações nos dias 14/11/2014 e 08/04/2015, sendo que a Figura 3 representa a variação da vazão do efluente referente às avaliações nos dias 01/04/2015 e 15/04/2015. Cada curva do gráfico representa a variação da vazão do efluente ao longo do tempo, após recebimento de uma batelada de 540 L. Os gráficos foram apresentados em função de presença e não de plantas em unidades avaliadas. O gráfico 2 indica unidades plantadas e gráfico 3 representa unidades não plantadas.

Figura 2- Variação da vazão do efluente com o tempo nos dias 14/11/2014 e 08/04/2015

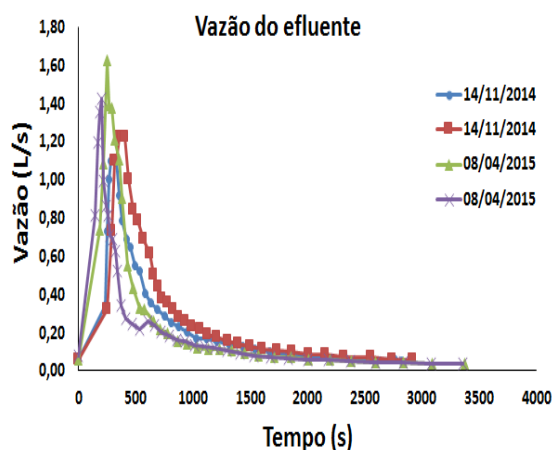
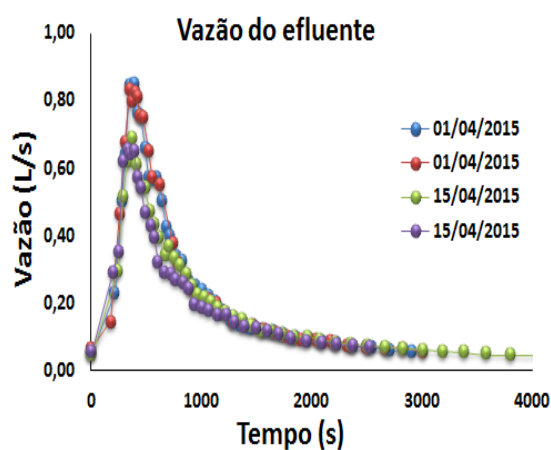


Figura 3- Variação da vazão do efluente com o tempo nos dias 01/04/2015 e 15/04/2015



Vários autores, como Kadlec e Wallace (2008), Kayser e Kunst (2005) e Freire *et al.* (2010) reportaram que sistemas de fluxo intermitente são caracterizados pelo aumento da vazão até o pico num certo intervalo de tempo, seguido da diminuição da mesma. Pela análise, foi observado que as curvas representadas nas Figuras 2 e 3 indicam o aumento da vazão até o pico seguido da diminuição até a vazão mínima. Por outro lado, as curvas apresentaram um padrão que se ajustou bem no intervalo entre as bateladas. A segunda batelada foi dada após a saída de todo o efluente da primeira batelada e, portanto, em condições do leito não saturado.

Como observado na Figura 2, existe um aumento da vazão do efluente após o início de cada batelada. Para o dia 14/11/2014, nos primeiros 5 minutos após a batelada a vazão do efluente atingiu o pico que variou de 1,10 L/s a 1,22 L/s. No entanto, para o dia 08/04/2014, nos primeiros 5 minutos, o pico da vazão do efluente variou de 1,42 L/s a 1,63 L/s. Com base na análise, não foram observadas variações em relação à vazão máxima do efluente.



Na Figura 3, a vazão máxima do efluente foi de 0,85 L/s nos primeiros 6 minutos. A análise dos picos de vazão demonstrou a ocorrência de picos maiores nas unidades plantadas, relativamente à unidade não plantada e à unidade com plantas ainda na fase de crescimento. Cota (2011), analisando as vazões de efluente nas unidades plantada e controle das mesmas WCFV, encontrou picos maiores na unidade plantada. O maior pico da vazão na Figura 2 (unidades plantada), pode estar associada à maior taxa de filtração favorecida pelas raízes das plantas, elevada saturação das unidades e caminhos preferenciais da água (MOLLE *et al.* 2005 e COTA, 2011). O comportamento da curva, caracterizado pelo aumento e diminuição da vazão efluente, demonstra um bom desempenho hidráulico das unidades e sugere que pode ocorrer uma transferência efetiva de oxigênio através de convecção e difusão (KAYSER & KUNST, 2005).

### 3.2 Concentração de sólidos em suspensão totais do efluente

As Figuras 4 e 5 representam a variação da concentração de sólidos em suspensão totais do efluente ao longo do tempo, referente aos 4 dias de avaliação. O perfil de concentração de sólidos foi determinado ao longo dos hidrogramas de vazão (ver, Figuras 2 e 3).

Figura 4- Concentração de sólidos suspensos do efluente nos dias 14/11/2014 e 08/04/2015

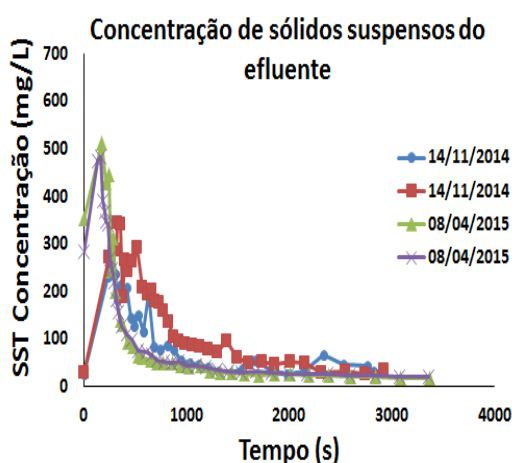
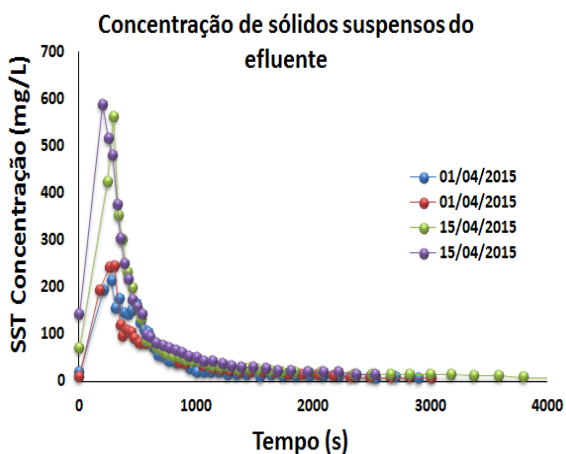


Figura 5- Concentração de sólidos suspensos do efluente nos dias 01/04/2015 e 15/04/2015



Pela análise, observou-se que os perfis de vazão do efluente e da concentração de sólidos em suspensão totais ao longo do tempo são similares, no entanto, é possível observar um bom padrão de ajuste das curvas de concentração de sólidos em suspensão totais entre as bateladas avaliadas no mesmo dia. Observando as Figura 4 e 5, ficou evidente a diminuição da concentração de sólidos em suspensão totais ao longo do tempo. No entanto, é possível observar a partir dos gráficos a existência de uma relação entre a vazão do efluente e a concentração de sólidos em suspensão totais do efluente ao longo do tempo. Essa relação demonstra elevadas concentrações de sólidos em suspensão totais do efluente em momentos de maiores vazões do efluente, e menor concentração de sólidos em suspensão totais em menores vazões do efluente. No dia 14/11/2014, a concentração de

sólidos em suspensão totais atingiu o valor máximo de 286 mg/L a 344 mg/L nos primeiros 5 minutos após a batelada. Após esse período, a concentração de sólidos em suspensão totais foi decrescendo, até atingir o valor mínimo. No dia 08/04/2015, a concentração máxima de sólidos de sólidos em suspensão totais do efluente foi de 513 mg/L nos primeiros 3 minutos. Na Figura 5, para o dia 01/04/2015, o pico da concentração de sólidos em suspensão totais do efluente foi de 245 mg/L nos primeiros 5 minutos e a mínima de 7 mg/L aos 52 minutos. No dia 15/04/2015, a concentração máxima de sólidos em suspensão totais no efluente foi de 588 mg/L nos primeiros 3 minutos e a mínima de 15 mg/L aos 45 minutos.

### 3.3 Carga de sólidos em suspensão totais do efluente

Pelos itens anteriores, observou-se comportamento similar entre vazão e concentração efluentes. É, portanto, importante avaliar-se a carga (= vazão x concentração) efluente. A carga de sólidos em suspensão totais do efluente expressa a massa de sólidos suspensos do efluente num intervalo do tempo. As Figuras 6 e 7 ilustram a variação das cargas de sólidos em suspensão totais do efluente ao longo do tempo.

Figura 6 - Carga de sólidos suspensos do efluente nos dias 14/11/2014 e 08/04/2015

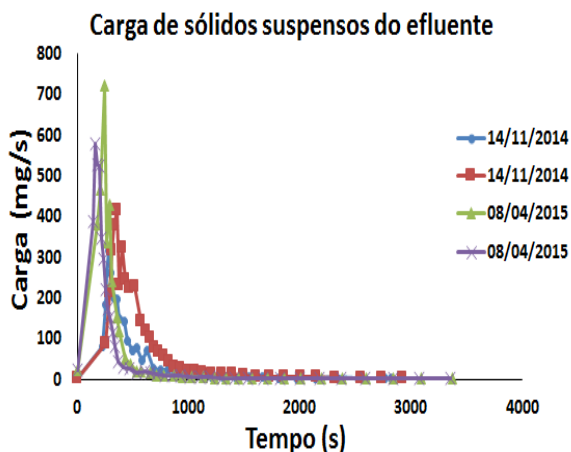
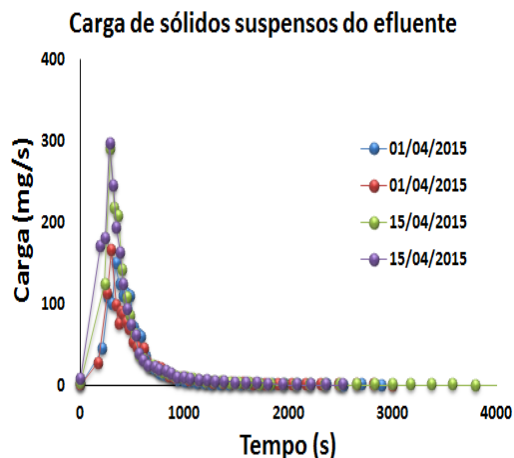


Figura 7 - Carga de sólidos suspensos do efluente nos dias 01/04/2015 e 15/04/2015



A análise das Figuras 6 e 7 mostrou um padrão de curvas das cargas de sólidos em suspensão totais do efluente similares aos perfis de vazão do efluente e de concentração de sólidos em suspensão totais do efluente ao longo do tempo. É possível observar um bom padrão de ajuste entre as curvas de cargas de sólidos suspensos do efluente de cada batelada. Em todos os casos, a análise demonstrou um aumento da carga de sólidos em suspensão totais do efluente até o pico, seguido de diminuição da mesma. Assim, ficou evidente a relação existente entre a carga de sólidos em suspensão totais do efluente, concentração de sólidos em suspensão totais do efluente e a vazão do efluente ao longo do tempo. A análise demonstrou cargas de sólidos em suspensão totais do

efluente maiores nas unidades plantadas relativamente a unidade não plantada e a unidade com plantas ainda na fase de crescimento e estabelecimento. Isto pode estar relacionado com maiores vazões do efluente na unidade plantada comparativamente à unidade não plantada.

### 3.4 Relação entre a massa acumulada efluente e a massa aplicada de SST ao longo do tempo

A percentagem da massa de sólidos suspensos aplicada expressa a relação da massa de sólidos suspensos do efluente e a massa de sólidos em suspensão totais do afluente num intervalo de tempo. É um parâmetro que permite determinar a percentagem de eficiência de remoção de massa no sistema. Por exemplo, se 23% da massa aplicada foi medida no efluente (relação entre massa efluente e massa aplicada igual a 0,23), isto equivale dizer que a eficiência de remoção de sólidos é de  $1 - 0,23 = 0,77 = 77\%$ . As Figuras 8 e 9 ilustram a percentagem da massa de sólidos aplicada ao longo do tempo.

Figura 8 – Relação entre massa efluente a massa aplicada de SST nos dias 14/11/2014 e 08/04/2015

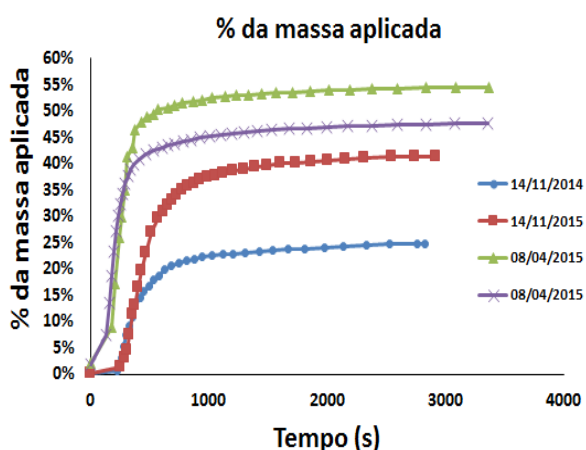
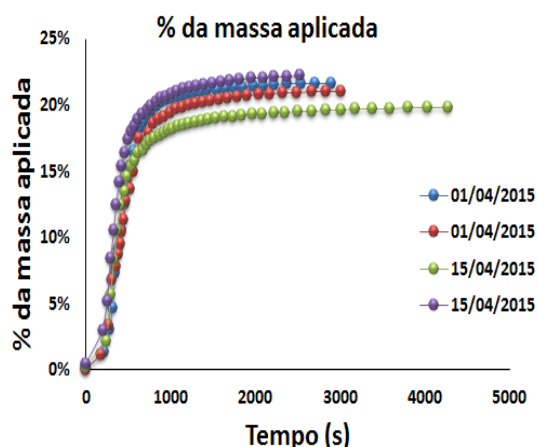


Figura 9 - Relação entre massa efluente a massa aplicada de SST nos dias 01/04/2015 e 15/04/2015



Pela análise, observou-se que nas Figuras 8 e 9, a percentagem da massa de sólidos aumenta até um valor máximo, o qual se mantém constante até o fim da medição. As curvas do gráfico 8 apresentaram melhor padrão de ajuste e indicaram maior percentagem de remoção da massa de sólidos, o que sugere um bom desempenho do sistema. Pelos cálculos, foi visto que nos primeiros 4 e 5 minutos o sistema acumula 50% da massa de sólidos do efluente. A análise feita no dia 14/11/2014 indicou 95% da massa total de sólidos do efluente removida em 23 minutos após a batelada. A avaliação dos dias 01/04/2015 e 08/04/2015 conclui que 95% da massa total de sólidos do efluente foi removida em 17 minutos, e no dia 15/04/2015, em 18 minutos. Portanto, a maior percentagem da remoção acontece nos primeiros minutos após a batelada. A massa de sólidos aplicada (produto do volume de 540L em cada batelada pela concentração média na caixa de alimentação) nas unidades analisadas foi de 0,297 kgST; 0,221 kgST; 0,181 kgST e 0,334 kgST nos

dias 14/11/2014, 01/04/2015, 08/04/2015 e 15/04/2015, respectivamente. A Tabela 2 ilustra um resumo dos principais parâmetros avaliados para a determinação da vazão do efluente e da eficiência de remoção de massa. Observou-se que existem mudanças dinâmicas durante o fluxo de água no meio filtrante. Freire *et al.* (2010) ressaltam o fato de existirem diferentes taxas de fluxo de água no sistema como resultado de diferentes condições de porosidade no filtro. Aparentemente, não existem evidências de diferenças entre duas bateladas em termos do desempenho do sistema.

Tabela 2 - Resumo dos principais parâmetros avaliados na determinação da vazão e do perfil da concentração de sólidos do efluente

Data	14-nov-14		1-abr-15		8-abr-15		15-abr-15	
WCFV	Unidade 1		Unidade 1 (NP)		Unidade 2		Unidade 1	
Parâmetro	Batelada 1	Batelada 2	Batelada 1	Batelada 2	Batelada 1	Batelada 2	Batelada 1	Batelada 2
Duração da medição do efluente (min)	48	51	51	52	59	59	74	45
SST afluente (mg/L)	550	550	410	410	337	337	619	619
SST efluente máxima (mg/L)	286	344	213	245	513	483	560	588
SST efluente mínima (mg/L)	26	26	7	7	18	21	9	15
Vazão máxima (L/s)	1,1	1,22	0,85	0,83	1,63	1,42	0,69	0,65
Vazão mínima (L/s)	0,05	0,06	0,05	0,06	0,04	0,04	0,05	0,05
Carga de sólidos máxima (mg/s)	315	417	149	166	722	578	290	297
Carga de sólidos mínima (mg/s)	2,00	2,00	0,40	0,40	0,67	0,80	0,41	1,03
Volume aplicado (L)	540	540	540	540	540	540	540	540
Volume efluente acumulado (L)	588	703	604	634	610	521	614	503
Massa de sólidos aplicada (kgST)	0,297	0,297	0,221	0,221	0,181	0,181	0,334	0,334
Massa efluente acumulada (kgST)	0,074	0,123	0,047	0,046	0,099	0,086	0,066	0,074
Eficiência de remoção de massa (%)	75	59	78	79	46	52	80	78

SST= sólidos em suspensão totais, NP= não plantada

O sistema apresentou bom desempenho na remoção de sólidos na unidade não plantada do dia 01/04/2015 e na unidade com as plantas em fase de crescimento e estabelecimento (dia 15/04/2015). De acordo com Koottatep *et al.* (2008), o que mais determina a remoção de sólidos suspensos em WCFV é a sua capacidade de filtração. As eficiências de remoção de massa determinadas foram de 75% e 59% na primeira avaliação, 78 e 79% na segunda avaliação, 46% e 52% na terceira avaliação e 80% e 78% na quarta avaliação.

#### 4 Conclusão

Com base no trabalho realizado, concluiu-se que:

- ✓ Os hidrogramas de vazão são um bom indicador do desempenho hidráulico do sistema, mostrando que antes da batelada seguinte o meio não está saturado.
- ✓ A determinação das cargas afluente e efluente permite o cálculo da remoção da massa de sólidos em suspensão aplicada, a qual é um bom indicador do desempenho do sistema.

- ✓ O método utilizado para a determinação das cargas afluentes e efluentes é prático, simples e mostrou-se adequado para a avaliação do desempenho do sistema.

## 5 Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq, Capes, Fapemig, Funasa, Copasa e Fundação Bill e Melinda Gates (projeto “Saneamento para o pobre urbano”, coordenado pelo Unesco-IHE).

## 6 Referências bibliográficas

1. BOUCLE, S.P; GARCIA, O & MOLLE, P. **French vertical constructed wetland in mountain areas: how do cold temperatures impact performances?** Water Science & Technology. V. 71.8. pp. 1219 – 1228. 2015.
2. COTA, R.S. **Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais com alimentação em pulso, plantados e não plantados, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto.** Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). UFMG. Belo Horizonte. 2011.
3. FREIRE, F.G; NOVAIS, J.M & DIAS, M. **A Simple approach to VFCW dynamic modelling.** Lisboa. Instituto Superior Técnico. 2010.
4. KADLEC, R.H. & WALLACE, S.D. **Treatment Wetlands.** 2a ed. Boca Raton, FL. USA: CRC Press, 2008.
5. KAYSER, K & KUNST, S. **Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging.** Water Science & Technology. Vol. 51.9. pp. 177-184. 2005.
6. KOOTTATEP, T, POLPRASERT, C; OANH, N; HEINSS U; MONTANGERO, A & STRAUSS, M. **Potentials of vertical-flow constructed wetlands for septage treatment in tropical region.** Thailand, Switzerland. 2008.
7. MANJATE, E. S; LANA, L.C.O; MORAES, D.C; VASCONCELLOS, G.R.M; SPERLING, M.V. **First stage of the French vertical flow constructed wetland system: experiments with the reduction of surface area and number of units.** Water Science and Technology. Vol. 0.51. pp 50-55. 2015.
8. MOLLE, P; LIENARD, A; GRASMICK, A & IWENA, A. **Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads.** Water Research. 40, 606-612. 2005.
9. MOLLE, P; LIÉNARD, A. BOUTIN, C; MERLIN, G; IWEMA, A. **How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of French systems.** Water Science & Technology, v. 51, p. 11-21, 2005.



## **ESCOAMENTO SUPERFICIAL COMO CRITÉRIO OPERACIONAL PARA INVERSÃO NO SENTIDO DO ESCOAMENTO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS**

**Antonio Teixeira de Matos\***

Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Agrícola  
atmatos@ufv.br

**Gheila Corrêa Ferres Baptistini**

Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Agrícola  
gheilacf@yahoo.com.br

**Alisson Carraro Borges**

Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Agrícola  
atmatos@ufv.br

**Rafael Alves da Silva**

Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Agrícola  
aborges@ufv.br

### **Resumo**

Com a realização deste estudo, objetivou-se avaliar a utilização do monitoramento da extensão do escoamento superficial (*ES*) como critério para estimar o tempo e o grau de colmatção e de decisão para inversão no sentido de escoamento da água residuária em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS). Para isso, foram utilizados seis SACs-EHSS: dois não cultivados (SACs-EHSS 1 e 4), dois cultivados com capim tifton 85 (*Cynodon* spp.) (SACs-EHSS 2 e 5) e dois cultivados com alternantera (*Alternanthera philoxeroides*) (SACs-EHSS 3 e 6). Os SACs-EHSS 1, 2 e 3 foram adaptados para possibilitar a inversão no sentido do escoamento da água residuária, que foi realizada quando se observou que escoamento superficial da água residuária em tratamento (*ES*) alcançou 50% do comprimento do SAC-EHSS. A inversão no sentido do escoamento da água residuária promoveu, a princípio, a extinção do *ES* nos SACs-EHSS, embora não tenha evitado seu reaparecimento. Considera-se que a espera pelo avanço do *ES* até 50 % do comprimento não foi a melhor escolha, como critério de operacional.

**Palavras-chave:** Colmatção. *Wetlands* construídos horizontais. Água residuária de suinocultura.

## 1. Introdução

A colmatção do meio poroso é um dos principais problemas operacionais de sistemas alagados construídos (SACs) e têm sido um dos entraves para a expansão desse método de tratamento de águas residuárias (KNOWLES et al., 2011). Esse fenômeno é caracterizado pelo entupimento dos poros, com conseqüente redução na porosidade, principalmente na parte inicial desses sistemas (KNOWLES et al., 2011; NIVALA et al., 2012).

Além de identificar e caracterizar a colmatção, muitos estudos vêm sendo realizados com o foco na gestão da colmatção em SACs (NIVALA et al., 2012), a fim de propor técnicas operacionais que possibilitem controle do entupimento do meio poroso. De acordo com Rousseau et al. (2005), a manutenção operacional é um fator importante para garantir a longevidade dos sistemas. A otimização operacional de SACs estimula a disseminação do uso desses sistemas para tratamento de águas residuárias.

A partir disso, propõem-se a inversão no sentido do escoamento da água residuária como técnica para mitigar a colmatção em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SAC-EHSS). Dentro desta hipótese, os agentes descolmatantes seriam os microorganismos e as plantas. A partir da inversão no sentido do escoamento da água residuária, a parte inicial do SAC-EHSS com alto índice de entupimento de poros, passaria a receber uma água residuária que já passou por um processo de depuração. Isso estimularia os microorganismos a degradar o material colmatante, visto que, essa água parcialmente tratada possui alta concentração de nutrientes disponíveis. As plantas colaborariam com a mineralização do material orgânico e considerável remoção de material inorgânico. Segundo Matos et al. (2010) e Zhang et al. (2014), as plantas cultivadas em SACs-EHSS são capazes de incorporar ar, transportando-o via aerênquimas até os rizomas e raízes, estabelecendo condições aeróbias próximas às raízes, o que facilita a degradação do material orgânico.

Para identificar e acompanhar os processos de colmatção e descolmatção, pela inversão no sentido do escoamento, optou-se pelo monitoramento da extensão do escoamento superficial da água residuária em tratamento (*ES*), cuja ocorrência está associada à condição de colmatção em SACs-EHSS (NIVALA; ROUSSEAU, 2009; KNOWLES et al., 2011; BUTTERWORTH et al., 2013).

Dessa forma, teve-se por objetivo, com a condução deste trabalho, avaliar a utilização do monitoramento do *ES* como critério para estimar o tempo e o grau de colmatção e de decisão para inversão no sentido de escoamento da água residuária em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS).

## 2. Material e métodos

O experimento foi conduzido na Universidade Federal de Viçosa (UFV), Viçosa/MG. A estrutura experimental foi constituída por seis SACs-EHSS, mantidos em casa de vegetação, utilizados no tratamento de água residuária de suinocultura (ARS). Estes sistemas estavam em operação há aproximadamente 1 ano quando iniciou-se a coleta de dados do presente estudo.

Os SACs-EHSS foram constituídos por caixas de fibra de vidro, em escala piloto, nas dimensões de 0,6 m x 0,5 m x 2,0 m de altura, largura e comprimento, respectivamente, assentados sobre o solo, sem declividade de fundo. Como meio suporte foi utilizada brita ( $D_{60} = 9,1$  mm, coeficiente de uniformidade –  $CU D_{60}/D_{10} = 3,1$  e volume de vazios inicial de  $0,398 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ ), com a qual se preencheu os SACs-EHSS até a altura de 0,55 m, sendo o nível d'água mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material-suporte.

Na saída de cada unidade experimental foi instalado um sistema de drenagem composto por tubos de PVC de 32 mm de diâmetro. Para possibilitar a inversão no sentido do escoamento, em três das unidades experimentais foram instaladas uma segunda entrada e uma segunda saída (SACs-EHSS 1, 2 e 3).

As espécies vegetais cultivadas foram o capim tifton 85 (*Cynodon* spp.) (SAC-EHSS 2 e SAC-EHSS 5) e a alternantera (*Alternanthera philoxeroides*) (SAC-EHSS 3 e SAC-EHSS 6). Nos SAC-EHSS 1 e 4 não houve cultivo.

Na entrada de cada SAC-EHSS foi instalado um reservatório de 20 L, equipado com uma torneira de PVC em seu fundo, que alimentava o sistema com a ARS. Diariamente, cada reservatório de 20 L era preenchido até sua máxima capacidade e só depois a ARS era aplicada nos SACs-EHSS. A ARS era homogeneizada antes de cada aplicação, a fim de garantir que os sólidos presentes na mesma fossem aplicados de maneira uniforme nos sistemas. A aplicação era intermitente, superficial e durava em média 2,0 h.

As características operacionais dos SACs-EHSS, estabelecidas com base nas características da ARS, estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1. Características operacionais dos SACs-EHSS

Q	Q*	TDH	TAH	TCO <sub>s</sub>	TCSST <sub>s</sub>
(m <sup>3</sup> d <sup>-1</sup> )	(m <sup>3</sup> h <sup>-1</sup> )	(h)	(L m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	(g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> de DBO)	(g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )
0,020	0,010	19,9	20,0	44,4 ± 31,0	42,2 ± 40,6

Q – vazão afluyente, Q\* – vazão afluyente considerando o tempo de aplicação de 2,0 h, TDH – tempo de detenção hidráulica, TAH – Taxa de aplicação hidráulica, com base em Q\*, TCO<sub>s</sub> – taxa de carregamento orgânico, estabelecida com base na área superficial, TCSST<sub>s</sub> – taxa de carregamento de sólidos suspensos totais, estabelecida com base na área superficial.

Fonte: Baptestini (2014).



O monitoramento do avanço do *ES* foi realizado medindo-se, duas vezes por semana, o alcance do mesmo, com auxílio de fitas métricas instaladas nas bordas dos sistemas. As medidas eram realizadas após 10 a 15 min do início da aplicação da ARS. Os dados foram coletados entre jun/2012 e out/2013. A inversão no sentido de escoamento da água residuária foi efetuada quando se observou que o *ES* da água residuária aplicada alcançou 50% do comprimento do SAC-EHSS, ou seja, 1,0 m, permanecendo por no mínimo quatro medidas sucessivas.

Durante o período experimental, fez-se uma única inversão no sentido do escoamento em cada sistema, sendo o primeiro a ter seu escoamento invertido o SAC-EHSS 2, cultivado com capim tifton 85, em jul/2012, o segundo o SAC-EHSS 1, não cultivado, em nov/2012 e, por último, o SAC-EHSS 3, cultivado com alternantera, em set/2013.

Após a inversão no sentido do escoamento, a distribuição dos tratamentos foi feita da seguinte forma: SACs-EHSS controle, que não tiveram o sentido do escoamento invertido - SAC-EHSS 4ni, SAC-EHSS 5ni e SAC-EHSS 6ni; e SACs-EHSS que tiveram o sentido do escoamento invertido - SAC-EHSS 1i, SAC-EHSS 2i e SAC-EHSS 3i.

Os dados foram estudados por meio de estatística descritiva, com base nos fenômenos físicos, químicos e biológicos observados, além das informações fornecidas pelos dados coletados e analisados ao longo do período experimental.

### **3. Resultados e discussão**

Os resultados obtidos no monitoramento do avanço do *ES* nos SACs-EHSS, ao longo do tempo, estão apresentados na Figura 1.

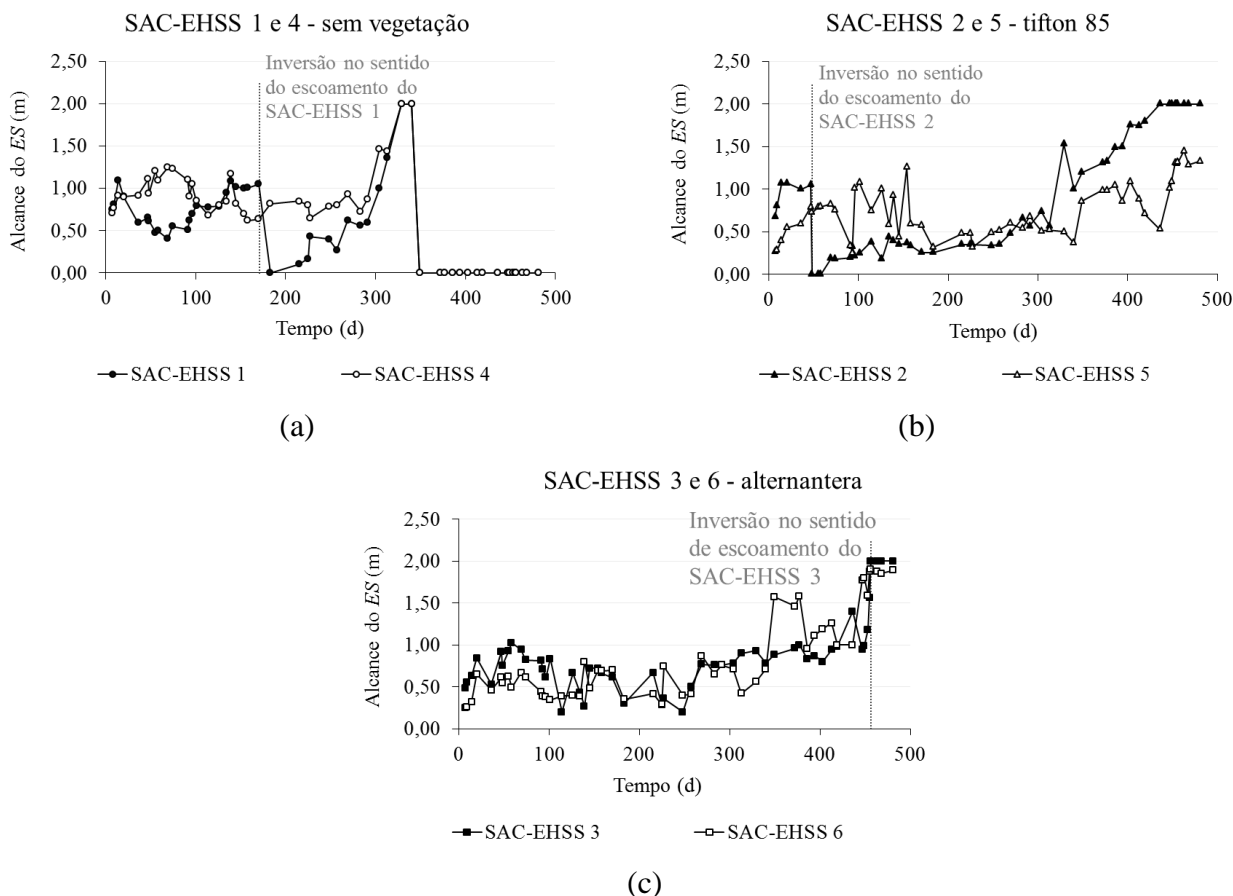
Por meio da Figura 1 é possível notar que a inversão no sentido de escoamento promoveu, a princípio, a extinção do *ES* nos SACs-EHSS, à exceção do SAC-EHSS 3i. Entretanto, a velocidade de avanço do *ES* nos sistemas invertidos foi maior que nos não invertidos. Isso fez com que, pouco tempo depois, o *ES* nos sistemas invertidos alcançasse os mesmos valores dos não invertidos.

Os SACs-EHSS 1i e 4ni apresentaram 200 cm de *ES* na mesma época (Figura 1a), e o *ES* do SAC-EHSS 2i superou o do SAC-EHSS 5ni, que não alcançou os 200 cm ao fim do período experimental. Os SACs-EHSS 1i e 4ni foram desativados após ter sido evidenciado seu total alagamento.

Em vista disso, acredita-se que se os sistemas estudados fossem maiores longitudinalmente, ou ainda, se o critério do *ES* tivesse se baseado em alcances menores, entre 10-20%, por exemplo, possivelmente os efeitos positivos da inversão teriam sido mais duradouros, visto que os SACs-EHSS estariam em um estágio de colmatação menos evoluído, que poderia ser revertido ou

mitigado com a técnica da inversão no sentido do escoamento da água residuária. Se os sistemas fossem maiores, haveria tempo hábil para que a água residuária chegasse ainda mais tratada na zona colmatada, dado o maior comprimento do sistema, e o processo de descolmatação poderia ter sido mais eficiente.

Figura 1. Variação no alcance do ES, antes e depois da inversão no sentido do escoamento, em: (a) SAC-EHSS 1 e 4, não cultivados; (b) SAC-EHSS 2 e 5, cultivados com tifton 85; e (c) SACs-EHSS 3 e 6, cultivados com alternantera



Fonte: Baptetini (2014).

Observa-se, também, na Figura 1a que o comportamento do ES nos SACs-EHSS 1 e 4, antes da inversão no sentido do escoamento, foram opostos entre si durante certo período de tempo de operação dos sistemas. Uma possível explicação para o ocorrido é a posição do SAC-EHSS 1, que estava mais próximo ao portão de entrada da casa de vegetação, o qual permanecia aberto durante o monitoramento diário. Isso talvez tenha deixado o sistema mais exposto ao vento, em relação ao SAC-EHSS 4, fazendo com que a camada de sólidos sobre a superfície secasse, e com isso, surgissem rachaduras que possibilitaram maior infiltração da água residuária no meio poroso, o que levou ao retrocesso do ES.

A partir da observação do comportamento do SAC-EHSS 1, percebe-se que o fato do experimento ter sido conduzido em casa de vegetação eliminou, ou reduziu demasiadamente, os benefícios dos efeitos positivos que as condições ambientais têm sobre a colmatação, principalmente, sobre a superfície dos SACs-EHSS. Isso inclui o efeito da insolação direta e do vento nos sistemas. A insolação direta de raios de sol e a ação do vento poderiam potencializar a desidratação da camada de sólidos depositada sobre a superfície do leito, promovendo rachaduras, que auxiliariam no aumento da taxa de infiltração da ARS, o que poderia, inclusive, eliminar ou diminuir a presença do *ES*. Além disso, o vento também proporcionaria o efeito de “braço de alavanca”, como mencionado por Knowles et al. (2011), já que proporciona oscilação das hastes das plantas, provocando rupturas na camada de lodo sobre a superfície do sistema e, com isso, criando canais por onde a água pode retornar à subsuperfície do leito.

No SAC-EHSS 3i, cultivado com alternantera, após a inversão no sentido do escoamento, o *ES* não retrocedeu, passando de 156 cm para 200 cm, o contrário do ocorrido nos demais sistemas invertidos. A inversão mais tardia neste sistema foi, provavelmente, a principal causa desse comportamento.

A demora na inversão no sentido de escoamento da água residuária no SAC-EHSS 3i fez com que ele ficasse bastante colmatado, principalmente em seu primeiro terço. Isso pode ter provocado o entupimento da tubulação de drenagem do sistema, que passou a ser no primeiro terço, por ocasião da inversão no sentido do escoamento. Observou-se, após a inversão no sentido de escoamento, que a vazão de saída do efluente passou a ser muito baixa, o que pode ter contribuído para mascarar possíveis efeitos benéficos da inversão no sentido do escoamento no referido SAC. Isso pode estar associado ao entupimento da tubulação de saída do efluente. Cooper et al. (2005) observaram que muitos dos 126 SACs-EHSS visitados em seu trabalho de pesquisa apresentavam entupimento no sistema de coleta do efluente, pois havia formação de biofilme e depósito de sólidos nos furos dos canos utilizados.

Outro fato a se considerar em relação aos resultados obtidos é a ordem cronológica das inversões no sentido do escoamento nos SACs. Como o critério de inversão estava baseado no avanço do *ES*, o fator que mais influenciou, neste caso, foi o acúmulo de material sobre o leito, que promovia a redução da taxa de infiltração, diretamente ligada ao *ES*. A espessura da camada de sólidos acumulados sobre a superfície do leito foi maior nos sistemas cultivados que nos não cultivados, já que naqueles, além da contribuição da ARS, havia a contribuição da vegetação. Segundo Knowles et al. (2011), as folhas e caules contribuem para a obstrução da superfície, reduzindo a taxa de infiltração da água no meio.

A configuração da entrada da água residuária no sistema torna-se, por essa razão, fator relevante. Sendo o afluyente aplicado superficialmente, tal como no presente trabalho, a infiltração da água residuária no meio poroso é muito prejudicada em virtude do acúmulo de material orgânico morto (restos vegetais) ou vivo (raízes das plantas), o que potencializa o escoamento superficial. Segundo Knowles et al. (2011), a aplicação de água residuária de forma subsuperficial maximiza o uso da área transversal do SAC-EHSS, reduzindo o acúmulo preferencial de sólidos na superfície do leito. Os trabalhos de Chazarencet al. (2007) e Knowles et al. (2010) demonstram que, tanto na configuração de entrada subsuperficial quanto na superficial do afluyente podem ocorrer a formação de *ES* devido à colmatação, entretanto, Chazarencet al. (2007) ressaltou que, na configuração de entrada subsuperficial, o surgimento do *ES* é, aparentemente, mais tardio, em relação ao da entrada superficial.

No presente trabalho, o primeiro SAC-EHSS a ter o sentido do escoamento da água residuária invertido foi o cultivado com tifton 85. Os SACs-EHSS cultivados com essa espécie vegetal foram os sistemas que apresentaram maior camada de acúmulo de lodo sobre a superfície, sendo o material acumulado constituído por uma mistura de sólidos com restos vegetais, presente em toda a extensão dos sistemas, com exceção do final do SAC-EHSS 5. A camada de lodo chegou a apresentar uma espessura em torno de 30 mm e 35 mm no Terço 3 do SAC-EHSS 2i e no Terço 1 do SAC-EHSS 5ni, respectivamente.

O sistema não cultivado foi o segundo a ter seu sentido de escoamento invertido, e apresentava uma fina camada de lodo sobre a superfície. Como sua superfície era desprotegida, essa fina camada de lodo com frequência secava e ficava quebradiça, o que é um aspecto positivo. Em contrapartida, percebeu-se que, por ser a superfície dos SACs-EHSS sem cultivo mais niveladas que a dos SACs-EHSS cultivados, o selamento dos espaços porosos entre as britas na superfície do sistema foi favorecido.

Em terceiro, inverteu-se o SAC-EHSS cultivado com alternantera, que apresentava uma camada de lodo intermediária sobre leito, com considerável presença de detritos vegetais. Esta camada se concentrava, basicamente, na primeira metade do sistema. Apresentava espessura em torno de 20 mm nos primeiros terços dos SACs-EHSS 3i e 6ni, e 10 mm no terço final do SAC-EHSS 3i.

Ao se comparar a superfície do meio suporte dos SACs-EHSS sem cultivo com a dos cultivados com alternantera, notou-se que esta era bastante irregular em relação a primeira. Aparentemente, o padrão de crescimento da planta promoveu certo revolvimento da brita na superfície e isso pode ter favorecido a manutenção de maiores taxas de infiltração da ARS no SAC-EHSS, adiando o momento da inversão do sentido de escoamento. Igual observação foi reportada

por Brasil e Matos (2008) em SACs-EHSS cultivadas com taboa (*Typhasp.*) no tratamento de esgoto doméstico efluente de tratamento primário.

Outro fator relevante observado é o entrelaçamento dos estolões da alternantera, que promoveu uma distribuição mais uniforme da vegetação, o que, certamente, representou uma barreira física ao deslocamento da água, impedindo maior carreamento dos sólidos sobre a superfície do leito. Dessa forma, a alternantera, assim como demais plantas com desenvolvimento semelhante, deve ter seu uso priorizado na região inicial de SACs-EHSS, por promover essa barreira física, sendo este um fator positivo, aliado à prevenção da colmatção. Além disso, essa espécie vegetal caracteriza-se por ser uma planta com boa adaptação a ambientes redutores, tal qual os presentes no início de SACs-EHSS.

A presença de *ES* em SACs é frequentemente relatada na literatura como um dos principais sintomas da colmatção. Nivala e Rousseau (2009) relataram a presença de um empoçamento com 7 x 10 m de largura e comprimento, respectivamente, em um SAC-EHSS de 33,5 x 20 x 0,6 m (comprimento, largura e profundidade, respectivamente) utilizado no tratamento de esgoto doméstico, com 7 anos de tempo de operação, em Minnesota, USA. Os autores relataram que os primeiros sinais do *ES* surgiram 4 anos após o início de sua operação do sistema. Pedescoll et al. (2009) também relataram a presença de pequenas poças de água residuária próximas à entrada dos SACs-EHSS com aproximadamente 6 anos de operação, chegando a registrar um alcance de *ES* de 60 % do comprimento em um dos SACs-EHSS.

Cooper et al. (2005) visitaram 126 SACs no Reino Unido, utilizados para tratamento terciário de esgoto doméstico, durante novembro 2002 a junho de 2004, a fim de identificar os fatores que afetavam a longevidade desses sistemas. De acordo com os autores, um dos principais problemas era a deposição de lodo sobre a superfície do leito. Foram observados depósitos de lodo e detritos de vegetação em todos os sistemas visitados. Os autores reportaram que foi comum encontrar camadas acumuladas na superfície com espessuras superiores a 150 mm na entrada e a 40 mm na saída e atribuíram o surgimento de empoçamento e *ES* na superfície dos SACs a esses depósitos de material orgânico.

Percebe-se que a inversão no sentido do escoamento em SACs-EHSS promoveu alterações no comportamento dos sistemas. Entretanto, essas alterações poderiam ter sido mais significativas e persistentes caso o critério estabelecido para se determinar a época para se promover a inversão no sentido de escoamento da água residuária nos sistemas não fosse o de se aguardar o avanço do *ES* até 50 % do comprimento dos SACs-EHSS. A inversão muito tardia no sentido do escoamento das águas residuárias possibilitou que os SACs-EHSS ficassem demasiadamente colmatados, o que dificultou a reversão no grau de colmatção dos sistemas. Além disso, entende-se que, por ser *ES*,

um fenômeno superficial, diretamente associado à capacidade de infiltração da água residuária no meio poroso e não à sua capacidade de escoamento subsuperficial no meio poroso, a sua utilização como critério para determinação da época para se efetuar a alteração no sentido do escoamento pode não ser a mais adequada.

#### 4. Conclusão

Com base nos resultados apresentados pode-se concluir que:

- A espera pelo avanço do *ES* até 50 % do comprimento dos SACs-EHSS não foi a melhor escolha como critério de definição da época de inversão no sentido do escoamento da água residuária, tendo em vista que proporcionou efeitos muito pouco duradouros e pouco mitigadores dos problemas de escoamento no meio poroso, como presença e avanço do *ES* nos sistemas colmatados;
- O *ES* não representa uma variável que traduz o estado de colmatação do SAC-EHSS em todo seu perfil, mas apenas o grau de colmatação superficial, não sendo, por essa razão, o seu monitoramento um bom critério para determinação da época para se efetuar a alteração no sentido do escoamento em SACs-EHSS.

#### 5. Agradecimentos

Ao Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e ao Grupo de Pesquisa em Qualidade Ambiental (GPQA).

#### 6. Referências

BAPTESTINI, G. C. F. **Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial com inversão no sentido de escoamento**. 2014. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2014.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 323-328, 2008.

BUTTERWORTH, E.; DOTRO, G.; JONES, M.; RICHARDS, A.; ONUNKWO, P.; NARROWAY, Y.; JEFFERSON, B. Effect of artificial aeration on tertiary nitrification in a full-scale subsurface horizontal flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 54, p. 236-244, 2013.

CHAZARENC, F.; MALTAIS-LANDRY, G.; TROESCH, S.; COMEAU, Y.; BRISSON, J. Effect of loading rate on performance of constructed wetlands treating an anaerobic supernatant. **Water Science and Technology**, v. 56, n. 3, p. 23-29, 2007.

COOPER, D.; GRIFFIN, P.; COOPER, P. Factors affecting the longevity of sub-surface horizontal flow systems operating as tertiary treatment for sewage effluent. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 127-135, 2005.

KNOWLES, P.; DOTRO, G.; NIVALA, J.; GARCÍA, J. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: occurrence and contributing factors. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 99-112, 2011.

KNOWLES, P. R.; GRIFFIN, P.; DAVIES, P. A. Complementary methods to investigate the development of clogging within a horizontal sub-surface flow tertiary treatment wetland. **Water Research**, v. 44, n. 1, p. 320-330, 2010.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; BRASIL, M. S.; BORGES, A. C. Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 30, n. 3, p. 518-526, 2010.

NIVALA, J.; KNOWLES, P.; DOTRO, G.; GARCÍA, J.; WALLACE, S. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: measurement, modeling and management. **Water Research**, v. 46, p. 1625-1640, 2012.

NIVALA, J.; ROUSSEAU, D. P. L. Reversing clogging in subsurface-flow constructed wetlands by hydrogen peroxide treatment: two case studies. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 10, p. 2037-2046, 2009.

PEDESCOLL, A.; UGGETTI, E.; LLORENS, E.; GRANÉS, F.; GARCÍA, D.; GARCÍA, J. Practical method based on saturated hydraulic conductivity used to assess clogging in subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 1216-1224, 2009.

ROUSSEAU, D.P.L., HORTON, D., GRIFFIN, P., VANROLLEGHEM, AND DE PAUW, N. Impact of operational maintenance on the asset life of storm reed beds. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 243-250, 2005.

ZHANG, D. Q.; JINADASA, K. B. S. N.; GERSBERG, R. M.; LIU, Y.; NG, W. J.; TAN, S. K. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries – A review of recent developments (2000–2013). **Journal of Environmental Management**, v. 141, p. 116-131, 2014.



## **CARACTERIZAÇÃO DOS SÓLIDOS RETIDOS PARA ESTUDO DA GÊNESE DA COLMATAÇÃO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL**

**Mateus Pimentel de Matos\***

UFMG, Belo Horizonte – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
matmatos\_eaa@yahoo.com.br

**Marcos von Sperling**

UFMG, Belo Horizonte - MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
marcos@desa.ufmg.br

**Antonio Teixeira de Matos**

UFV, Viçosa - MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Agrícola  
atmatos@ufv.br

**Suymara Toledo Miranda**

UFV, Viçosa - MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Agrícola  
suymara-miranda@hotmail.com

**Tamara Daiane Souza**

UFV, Viçosa - MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Agrícola  
tamara.souza@ufv.br

### **Resumo**

Uma das lacunas ainda não esclarecidas na operação de sistemas alagados construídos (SACs) refere-se à gênese do processo de colmatação. Dada a remoção física de sólidos no meio poroso, o material suspenso na água residuária é muitas das vezes apontado como grande responsável por esse fenômeno. A progressiva formação de biofilme é, também, indicada como outro grande contribuinte. Cita-se, ainda, a precipitação de compostos químicos e a presença de raízes e rizomas e de resíduos vegetais como fatores interferentes na porosidade drenável do leito. Entretanto, uma nova vertente surgiu após a verificação de que a maior parte dos sólidos de colmatação é de origem inorgânica. Diante disso, passou-se a investigar a possibilidade de ser o desgaste do substrato a principal fonte de material para obstrução dos poros. Assim, no presente estudo, teve-se como



objetivo caracterizar os sólidos de colmatção, quanto às características químicas e físicas, de forma a subsidiar a identificação da sua gênese. As unidades avaliadas foram dois SACs de escoamento horizontal subsuperficial, preenchidos com escória de alto-forno, um plantado com *Typha latifolia* e outro não plantado. Para a avaliação, determinou-se o poder de neutralização do material, propriedade relevante devido à composição química da escória, o teor de sólidos (totais, fixos e voláteis), além da massa específica. Os resultados indicaram que a maior parte dos sólidos presentes no leito é inorgânica e que apresentam similaridade com o substrato, indicando que o desgaste desse material pode ser o principal contribuinte em termos de sólidos acumulados nos poros dos SACs estudados.

**Palavras-chave:** Desgaste. Massa específica. Material colmatante. Sistemas *wetlands* construídos

## 1 Introdução

Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS) são sistemas que, graças às suas condições de operação, podem vir a apresentar grande acúmulo de sólidos no seu meio poroso (KADLEC; WALLACE, 2009). Esse processo que, a princípio torna o meio mais restritivo à passagem de partículas, também reduz a condutividade hidráulica ( $k_s$ ) no meio poroso (KARATHANANISIS et al., 2003; XU et al., 2013). A progressiva redução na porosidade drenável implica em formação de zonas mortas e caminhos preferenciais e, quando a colmatção encontra-se em estágio mais avançado, escoamento superficial (ROUSSEAU et al., 2004). A diminuição no tempo de contato da água residuária com o substrato-microrganismos-plantas, determinado pelo tempo de detenção hidráulica (TDH), pode resultar em perda de eficiência e colapso do reator (NIVALA; ROUSSEAU, 2009).

Uma das lacunas do conhecimento ainda não suficientemente esclarecidas em relação à colmatção é a que se refere à sua gênese, incluindo o tipo e origem dos sólidos que causam a obstrução do meio poroso. Por causa dos princípios físicos de remoção, como sedimentação, filtração e adsorção, a água residuária e sua carga de sólidos suspensos (SS) têm sido apontados, por diversos autores (ZHAO et al., 2009; de la VARGA et al., 2013) como os principais contribuintes para o fenômeno. Caselles-Osorio et al. (2007), por exemplo, afirmam que o uso de tratamentos prévio reduz a concentração de SS afluente aos SACs e, com isso, aumenta o tempo de vida útil do sistema. Por outro lado, Hua et al. (2010) argumentam que os poros têm diâmetro maior que o dos sólidos afluentes e, assim, outros fatores parecem ter papel importante no fenômeno. Caselles-Osorio e García (2006), ao verificarem que a presença de material orgânico mais lábil favorecia a redução na condutividade hidráulica, creditaram à formação do biofilme grande responsabilidade pela colmatção do meio poroso dos SACs. Entretanto, Seifert e Engesgaard (2007) também observaram diminuição de  $k_s$  em um filtro que recebeu apenas água limpa e sem inoculação de microrganismos, o que contrapõe, pelo menos em parte, a hipótese de Caselles-Osorio (2006). Blazejwski e Murat-Blajejwska (1997) citaram, ainda, que os precipitados formados no interior dos

SACs, sobretudo o  $\text{CaCO}_3$ , atuam como potenciais agentes de aceleração na redução da porosidade drenável do meio. Dependendo das condições do potencial redox e do tipo de material suporte, a obstrução por precipitados pode ser de grande magnitude (SAKADEVAN; BAVOR, 1998; KORKUSUZ et al., 2005).

Autores como Tanner e Sukias (1995) e Knowles et al. (2010) atribuíram a colmatação à presença de plantas, em razão da ocupação dos poros por material orgânico de origem vegetal e pela presença de raízes e rizomas, reduzindo a condutividade hidráulica dos SACs. Porém, esse assunto é controverso, tendo sido demonstrado, em outros estudos, aumento no TDH e na atenuação da colmatação justamente em decorrência da presença das plantas no sistema (FU et al., 2013; HUA et al., 2014; MATOS et al., 2015). Brix (1997) e Turon et al. (2009) dizem que a expansão do meio suporte pela penetração das raízes ("empolamento") e a criação de caminhos pela morte das raízes e rizomas, além do favorecimento de uma maior comunidade microbiana, poderiam explicar essa maior eficiência volumétrica nos leitos plantados.

Caselles-Osorio et al. (2007), dentre outros autores, ao verificarem que mais de 80% dos sólidos de colmatação são inorgânicos, possibilitaram que se formulasse outra hipótese para explicação da gênese da colmatação do meio poroso dos SACs-EHSS: o desgaste do substrato. Pedescoll et al. (2009), ao analisarem as características mineralógicas dos sólidos acumulados nos poros e compará-los às do substrato, observaram similaridade mineral entre as amostras,

A escória de alto forno, resíduo da produção do ferro-gusa, contém em sua composição, óxidos, silicatos e carbonatos, o que a torna de uso potencial como corretivo do pH de solos (ALCARDE, 1992; PRADO et al., 2004; PREZOTTI; MARTINS, 2012). Uma das maneiras de se quantificar a capacidade de neutralização de acidez de um material é a determinação do seu poder de neutralização (MATOS, 2014). Assim, caso os sólidos de colmatação apresentem poder de neutralização (PN) próximo ao do substrato, tem-se uma evidência da origem do material. Além disso, a massa específica ( $\rho$ ) pode, também, proporcionar importantes indicativos da origem do material acumulado nos poros. O material orgânico tem menor massa específica e ocupa maiores volumes (FU et al., 2013), enquanto o fino do meio suporte ou a areia tem maiores densidades. Llorens et al. (2009) encontraram  $\rho$  de  $0,06 \text{ g cm}^{-3}$  no lodo acumulado na entrada e um valor 4 vezes maior na região de saída dos SACs, onde se espera ter um menor teor de sólidos voláteis. Já a massa específica do material inorgânico foi considerada igual a  $2,65 \text{ g cm}^{-3}$ , o que demonstra a diferença entre ambos.

Assim, no presente estudo, teve-se como objetivo caracterizar química e fisicamente os sólidos acumulados nos poros de SACs de escoamento horizontal subsuperficial preenchidos com escória de alto forno como substrato e propor um modelo conceitual de gênese da colmatação nesses sistemas.

## 2 Materiais e Métodos

As unidades avaliadas estão instaladas no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS), área experimental do convênio entre o Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental e a Copasa, locada na Estação de Tratamento da bacia do Ribeirão Arrudas (ETE Arrudas), em Belo Horizonte, Minas Gerais. As unidades são constituídas por dois SACs-EHSS, de 25,0 m de comprimento por 3,0 m de largura, preenchidos com escória de alto forno até a altura de 0,4 m, tendo 0,1 m de folga (projeto para 50 habitantes cada). Os SACs-EHSS são continuamente alimentados com esgoto sanitário previamente tratado em um reator UASB, recebendo vazão afluyente de  $7,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ , diferindo apenas que um está plantado com taboa (*Typha latifolia*), denominado SAC plantado (SAC P), e o outro foi mantido sem vegetação, recebendo a alcunha de SAC controle ou não plantado (SAC C).

No dia 05 de novembro de 2014, foram retiradas amostras nos pontos a 3, 11 e 21 m de distância do início dos SACs, cravando-se um tubo de 0,1 m de diâmetro, até o fundo do leito, obtendo-se amostras das camadas de 0 a 15 cm e de 15 a 40 cm. Com a utilização de uma pá, o material do meio poroso foi amostrado e conduzido para análise no Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos (LSRS) do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA), da Universidade Federal de Viçosa. Após secagem natural, os materiais foram separados por peneiras no Laboratório de Materiais de Construção (LMC) do Departamento de Engenharia Civil (DEC), também da UFV, tendo complementação da segregação efetuada no DEA. Os sólidos que passaram na peneira de 1,00 mm foram considerados sólidos de colmatção, enquanto os demais, substrato. No entanto, havia a presença de material aderido à escória, cuja separação seguiu metodologia descrita por Miranda (2014). O substrato foi lavado, utilizando-se 700 mL de água para cada amostra de material, passando-se o líquido resultante em peneira de 1,00 mm. Posteriormente, esperou-se a suspensão decantar, levando-se os sólidos sedimentados para secagem em estufa e o líquido restante para banho maria, até completo desaguamento. A seguir misturaram-se os sólidos provenientes das duas frações separadas (peneiramento e lavagem), o que constituiu o material de colmatção dos poros.

Parte dos sólidos secos ao ar foram, então, levados à estufa, onde permaneceram por 24 h, sob temperatura de 65 °C, e mais 1 h, sob temperatura de 110 °C, para remoção da água residual. Posteriormente, o mesmo material foi colocado na mufla, sob temperatura de 550 °C, por 2 h, para determinação do teor de sólidos voláteis (SV) (MATOS, 2014).

Amostras de escória de alto forno foram trituradas em equipamento denominado Abrasímetro *Los Angeles*, do LMC, preparando-as para caracterização química e física do substrato. Como referenciais para comparação, também foram analisados os sólidos acumulados nos poros,

pós-mufla (PM), ou seja, os sólidos fixos do material colmatante, além do pó de material gnáissico (GN), representando a areia. Segundo alguns autores, como Tanner e Sukias (1995), boa parte dos sólidos inorgânicos acumulados no meio poroso dos SACs podem ser proveniente de contribuições externas, seja do carreamento de areia do entorno ou oriundos da própria água residuária. Como a areia pode ter origem natural, do leito de rios (aluvionar) ou da britagem de material granítico-gnáissico, utilizou-se esse último como o material representante no teste do PN (D'AGOSTINO; SOARES, 2003).

O ensaio para determinação do poder neutralizante foi baseado na metodologia apresentada em Brasil (1983) e Matos (2014). Adicionou-se 1,0 g do resíduo em uma solução de volume (50 mL) e molaridade ( $0,1 \text{ mol}_c \text{ L}^{-1}$ ) de um ácido forte ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ). O erlenmeyer de 125 mL contendo a suspensão foi, então, levado para aquecimento em uma chapa quente, até haver o borbulhamento das amostras. Para facilitar a visualização da mudança de cor do indicador, efetuou-se a adição de 50 mL de água destilada à solução já resfriada, antes de acrescentar 20 gotas de fenolftaleína (a solução deve permanecer incolor). A solução foi, então, titulada com  $\text{NaOH } 0,1 \text{ mol}_c \text{ L}^{-1}$ , até que ocorresse a viragem da cor para rosa (pH neutro). Quanto menor volume gasto de hidróxido de sódio, maior é a quantidade de íons  $\text{H}^+$  neutralizados pelo resíduo, indicando maior PN.

Importante ressaltar que o  $\text{NaOH}$  também tem poder coagulante e o aumento na sua normalidade pode implicar em conflito entre a neutralização da acidez e a formação de flocos, como ocorreu na tentativa de uso da solução preparada de  $1,0 \text{ mol}_c \text{ L}^{-1}$ , a qual prejudicou a análise. A observação da mudança de cor é mais fácil quando é menor a turbidez proporcionada pela suspensão do resíduo. De forma a melhorar a visualização, ao invés de se fazer a agitação manual ou magnética das amostras, misturou-se lentamente o líquido decantado, observando-se a mudança de cor no sobrenadante. Para facilitar, anda mais a identificação do ponto de viragem, diminuindo-se a subjetividade a ela associada, recomenda-se utilizar peagômetros, efetuando-se a titulação até se obter pH 7,0. Os volumes gastos do hidróxido de sódio foram anotados e utilizados no cálculo do PN, utilizando-se a Equação 1:

$$\text{PN}(\% \text{ CaCO}_3) = 5 \times N \times (V_b - V_a) / m \quad (1)$$

Em que, PN é o poder neutralizante, dado em % do equivalente carbonato de cálcio, N é a normalidade do titulante,  $V_a$  e  $V_b$  são, respectivamente, o volume de solução de  $\text{NaOH}$  gasto na amostra e no “branco”, em mL, e m é a massa do material (g). O ensaio foi realizado nos dias 31 de janeiro e 01 de fevereiro de 2015 e, para cada amostra, foram feitas 3 repetições.

Nos pontos amostrados mais próximos à entrada, isso é, a 3,0 m dos SACs P e C, separaram-se as amostras quanto à sua profundidade, tendo-se assim,  $\text{P}_{30-15}$ ,  $\text{P}_{15-40}$ ,  $\text{C}_{30-15}$  e  $\text{C}_{15-40}$ . Nos demais pontos, para essa bateria de análises, misturaram-se as camadas de 0 a 15 e de 15 a 40 cm. Essa diferenciação se deve em razão da expectativa de se ter maior diferença no teor de voláteis

entre as duas profundidades próximo à entrada, tendo possivelmente, maior discrepância das suas propriedades físicas e químicas. A escória também foi separada por camadas, para verificar se há alguma diferença na sua composição, com a profundidade.

As mesmas amostras tiveram sua massa específica quantificada, o que foi feito completando-se determinado volume de uma proveta e calculando-se a massa do material que, dividida pelo volume ocupado, dá o valor da massa específica do material.

### 3 Resultados e Discussão

Os resultados obtidos, no que se refere ao teor de SV, com base na massa de sólidos totais (ST), do poder de neutralização, obtido pela mediana das três repetições, e a massa específica do material das amostras estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Teor de sólidos voláteis (SV/ST), em porcentagem, média do poder de neutralização e massa específica das amostras do pó de escória coletada a duas diferentes profundidades (E<sub>15</sub> e E<sub>40</sub>), de material gnáissico (GN), de sólidos colmatantes coletados nos SACs plantado (P), controle (C) e pós mufla (PM).

Amostras	SV/ST (%)	PN (% CaCO <sub>3</sub> )	Massa Específica (g cm <sup>-3</sup> )
E <sub>15</sub>	-	16,48	1,69
E <sub>40</sub>	-	15,69	1,71
P <sub>3</sub> <sub>15</sub>	38,36	6,42	0,60
P <sub>3</sub> <sub>40</sub>	22,76	9,11	0,63
P <sub>11</sub>	19,56	10,20	0,69
P <sub>21</sub>	9,96	14,66	0,90
C <sub>3</sub> <sub>15</sub>	23,15	8,17	0,68
C <sub>3</sub> <sub>40</sub>	17,08	8,89	0,74
C <sub>11</sub>	17,06	11,66	0,76
C <sub>21</sub>	13,08	12,11	0,85
PM	-	10,69	0,90
GN	-	2,58	1,43

Em que, E<sub>0-15</sub> é escória coletada de 0 a 15 cm e E<sub>15-40</sub>, de 15 a 40 cm, PM, sólidos pós-mufla e GN, material gnáissico, P refere-se à unidade plantada e C, à controle.

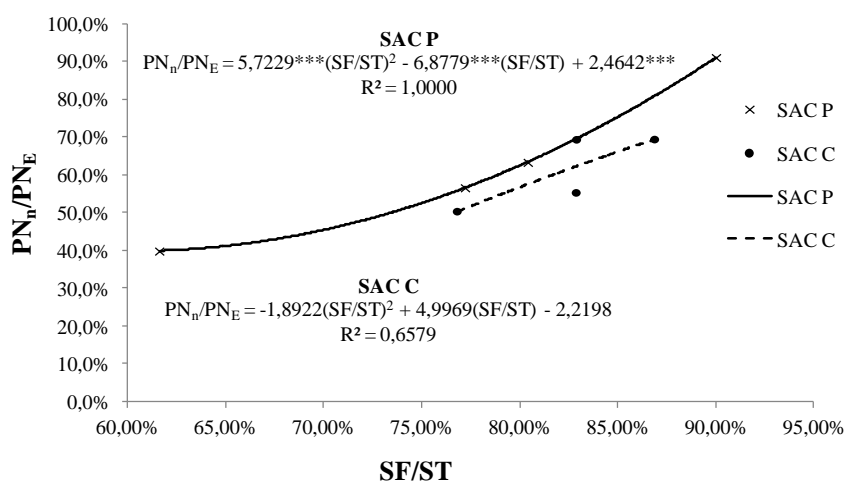
Observa-se que o teor de material orgânico decresceu à medida que se afastou da entrada dos SACs, assim como também observaram Paoli e von Sperling (2013), o que é coerente, já que é no início que há maior aporte de SV (CASELLES-OSORIO; GARCÍA, 2006). Também foi possível verificar que a maior parte dos sólidos colmatantes é inorgânica, corroborando resultados obtidos por Caselles-Osorio et al. (2007) e Miranda (2014). Os primeiros autores obtiveram de 10 a 20% de SV nos sólidos acumulados em poros. Paoli e von Sperling (2013), que estudaram os mesmos SACs-EHSS avaliados no presente estudo, obtiveram valores de 30 e 36%, na entrada, e de 7 e 14%, a

18,5 m da entrada, respectivamente, em amostras do material acumulado nos poros coletadas nos SAC C e SAC P.

Comparando-se o poder de neutralização e a massa específica do material colmatante com o do substrato, observa-se aumento dessas variáveis com a redução no teor de SV no material, o que indica que a parcela de sólidos fixos (SF) está relacionada com a presença de material proveniente do desgaste da escória de alto forno. No SAC P, que até o ponto 11,0 m, tem maior concentração relativa de material orgânico, dessa forma tem características dos sólidos menos parecidas com as da escória, havendo inversão no ponto 21,0 m. O resultado dessas análises estão apresentados na forma de gráficos, na Figura 1, onde estão apresentadas as relações entre sólidos fixos e totais (SF/ST) e o poder de neutralização dos sólidos ocupantes dos poros (média entre as amostras coletadas nas camadas 0-15 e 15-40 cm) ( $PN_n$ ) e da escória ( $PN_E$ ) como função da relação SF/ST. Da mesma forma, na Figura 2, os dados de massa específica ( $\rho_n/\rho_E$ ) como função da relação com SF/ST.

Apesar dos coeficientes não serem estatisticamente significativos, pode-se observar boa correlação entre as variáveis e a tendência de maior aproximação das características do substrato (escória), com a redução na relação SV/ST. Ressalta-se que quanto mais próximo de 100% estiverem esses valores, mais próximos estarão das da escória. Coeficientes com \*, \*\* e \*\*\* são respectivamente, estatisticamente significativos em nível de 10,0; 5,0 e 1,0% de significância.

Figura 1. Relação entre o poder de neutralização das amostras e o teor de sólidos fixos.



Se a concentração de material orgânico influencia nas respostas de neutralização dos ácidos pelo material sólido, a sua remoção via calcinação, na mufla, deveria ter proporcionado maior aproximação ao valor de PN obtido no substrato moído. Entretanto, isso não se verificou pelas análise em laboratório. Isso se deve primeiramente ao fato de que o material fino gerado no

desgaste do substrato é mais reativo que o do próprio substrato e, portanto, pode ter perdido grande parte de seu poder de neutralização ao ter sido submetido ao ataque ácido da água residuária em tratamento. Isso se mostrou evidente considerando-se que todo o material colmatante apresentou PN menor que a do substrato. Ainda assim, é possível que a calcinação imposta para remoção dos sólidos voláteis das amostras possa ter provocado alguma perda de carbonatos e maior vitrificação da sílica presente na escória, inativando parte do poder neutralizante desse material.

Outra evidência que o material inorgânico acumulado nos poros é de origem do desgaste do substrato é a de que o material gnáissico, representante dos sólidos que poderiam estar em suspensão na água residuária afluenta aos SACs, apresenta baixíssimo valor de PN e, dessa forma, com características químicas muito diferentes das do material acumulado nos poros. Assim, pode-se descartar a sua contribuição na colmatção dos SACs em análise.

Enquanto o PN dos sólidos acumulados nos poros chegou a até 0,91 PN do obtido no substrato, estando o valor médio acima de 62% do PN do substrato, a massa específica esteve mais afastada, em torno de 43%, tendo máximo em 53% da  $\rho_{escória}$ . Como pode ser observado no estudo de Llorens et al. (2009), a matéria orgânica ocupa um volume bem maior do que os sólidos fixos. Assim, mesmo em menores quantidades, esses têm um efeito relativo maior.

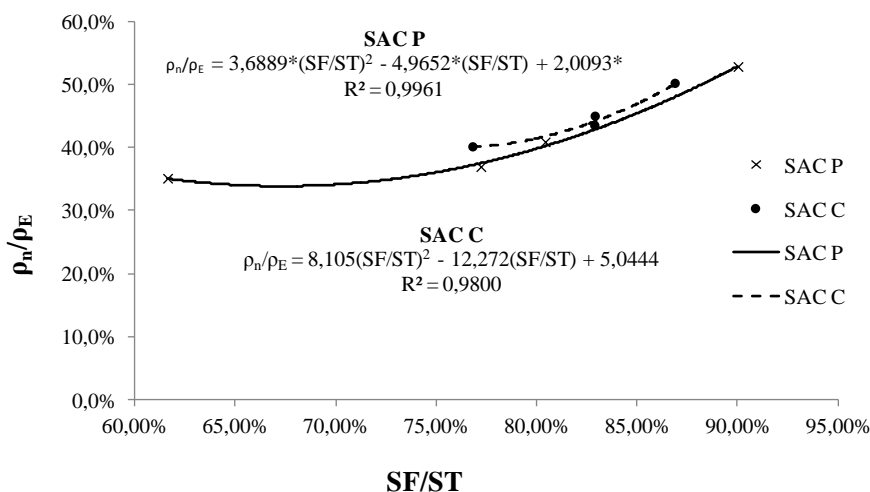


Figura 2. Relação entre as massas específicas dos sólidos e da escória e o teor de sólidos fixos.

Utilizando as equações obtidas nos gráficos das Figuras 1 e 2, verifica-se que considerando  $SF/ST = 1,0$ , que no SAC C, cerca de 88% dos sólidos inorgânicos são provenientes do desgaste do material filtrante. No leito plantado, a análise do material não permite a mesma observação, sendo diferente a proporção entre  $\rho_n/\rho_E$  e  $PN_n/PN_E$  quando  $SF/ST$  é igual a 1,0. Essa evidência sugere que a colmatção no SAC P é mais complexa, como havia reportado Fu et al. (2013).

## 5 Conclusões

Em vista dos resultados obtidos, pode-se afirmar, que a maior parte dos sólidos acumulados nos poros é inorgânico, com o teor crescente à medida que se afasta da entrada do sistema, sendo, no entanto, sempre maior que 60%. Além disso, as observações permitem dizer que os sólidos fixos são, em grande parte, oriundos do desgaste do substrato utilizado no preenchimento dos SACs, verificando que a maior aproximação das características da escória são verificadas nos trechos com menor concentração de sólidos orgânicos.

## 6 Agradecimentos

Os autores agradecem ao CNPq, Capes, Finep, Fapemig e Copasa. Agradecem também aos funcionários do Laboratório de Materiais de Construção do Departamento de Engenharia Civil da UFV, e do Laboratório de Solos e Resíduos Sólidos do Departamento de Engenharia Agrícola, também da UFV.

## Referências

- ALCARDE, J.C. **Corretivos da acidez dos solos: características e interpretações técnicas**: Boletim Técnico. ANDA, São Paulo, SP. 26p. 1992.
- BLAZEJEWSKI, R., MURAT-BLAZEJEWSKA, S. Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. **Water Science and Technology**, v.35, n.5, p.183–188, 1997.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Secretaria Nacional de Defesa Agropecuária. **Análise de corretivos, fertilizantes e inoculantes: métodos oficiais**. Brasília: LANARV, 104p, 1983.
- BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v.35, n.5, p.11-17, 1997.
- CASELLES-OSORIO A.; GARCÍA J. Performance of experimental horizontal subsurface flow constructed wetlands fed with dissolve dor particulate organic matter. **Water Research**, v.40, p.3603-3611, 2006.
- CASELLES-OSORIO A.; PUIGAGUT J.; SEGÚ E.; VAELO N.; GRANÉS F.; GARCIA D.; GARCIA J. Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, v.41, p.1388-1398, 2007.
- D'AGOSTINO, L.Z.; SOARES, L. O uso de finos de pedra de rocha granítico-gnáissica em substituição às areias naturais na elaboração de argamassa. **Geociências**, v. 22, n.1, p.65-73, 2003.
- DE LA VARGA, D.; DÍAZ, M.A.; RUIZ, I.; SOTO, M. Avoiding clogging in constructed wetlands by using anaerobic digesters as pretreatment. **Ecological Engineering**, v.52, p.262–269, 2013.
- FU, G.; ZHANG, J.; CHEN, W.; CHEN, Z. Medium clogging and the dynamics of organic matter accumulation in constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v.60, p.393-398, 2013.
- HUA, G.F.; ZHU, W.; ZHAO, L.F., HUANG; J.Y. Clogging pattern in vertical flow constructed wetlands: insight from a laboratory study. **J. Hazard. Mater**, v.180, p.668–674, 2010.
- HUA, G.F.; ZHAO, Z.W.; KONG, J.; GUO; R.; ZENG, Y.T.; ZHAO, L.F.; ZHU, Q.D. Effects of plant roots on the hydraulic performance during the clogging process in mesocosm vertical flow constructed wetlands. **Environmental Science Pollution Research**, online, 2014.



- KADLEC, R.H.; WALLACE, R.D. **Treatment Wetlands**. 2a ed. Florida: CRC Press, 1016p, 2009.
- KARATHANASIS, A.D.; POTTER, C.L.; COYNE, M.S. Vegetation effects on fecal bacteria, BOD, and suspended solid removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v.20 157-169, 2003.
- KNOWLES, P.R.; GRIFFIN, P.; DAVIES, P.A. Complementary methods to investigate the development of clogging within a horizontal subsurface flow tertiary treatment wetland. **Water Research**, 2010. v.44, p.320–330.
- LLORENS, E., PUIGAGUT, J., GARCÍA, J. Distribution and biodegradability of sludge accumulated in a full-scale horizontal subsurface-flow constructed wetland. **Desalination and Water Treatment**, v.4, p.54–58, 2009.
- MATOS, A.T. **Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos**. Viçosa, MG: Editora UFV, 241p , 2014.
- MATOS, M.P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A.T.; PASSOS, R.G. Uso de traçador salino para avaliação da colmatção e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. **Engenharia Agrícola**, 2015 (no prelo).
- MIRANDA, S. T. **Avaliação de aspectos da colmatção e descolmatção de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial**. Dissertação de mestrado em Engenharia Agrícola. Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos e Ambientais, UFV, 72p, 2014.
- NIVALA, J.; ROUSSEAU, D.P.L. Reversing clogging in subsurface-flow constructed wetlands by hydrogen peroxide treatment: two case studies. **Water Science and Technology**, v.59, p.2037-2046, 2009.
- PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Evaluation of clogging in planted and unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands: solids accumulation and hydraulic conductivity reduction. **Water Science and Technology**, v.67, n.6, p. 1345-1352, 2013.
- PEDESCOLL, A.; UGGETTI, E.; LLORENSA, E.; GRANÉS, F.; GARCIA, D; GARCIA, J. Practical method based on saturated hydraulic conductivity used to assess clogging in subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v.35, p.1216–1224, 2009.
- PRADO, R.M.; NATALE, W.; FERNANDES, F.M. CORRÊA, M.C.M. Reatividade de uma escória de siderurgia em um latossolo vermelho distrófico. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v.28, p.197-205, 2004.
- PREZOTTI, L.C.; MARTINS, A.G. Efeito da escória de siderurgia na química do solo e na absorção de nutrientes e metais pesados pela cana-de-açúcar. **Revista Ceres**, v.59, n.4, p.530-536, 2012
- ROUSSEAU, D.P.L.; VANROLLEGHEM, P.A.; de PAUW, N., Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. **Water Research**, v.38, n.6, p.1484–1493, 2004.
- SEIFERT, D.; ENGESGAARD, P. Use of tracer tests to investigate changes in flow and transport properties due to bioclogging of porous media. **Journal of Contaminant Hydrology**, v.93, p.58–71, 2007.
- SAKADEVAN, K.; BAVOR, H.J. Phosphate adsorption characteristics of soils, slags and zeolite to be used as substrates in constructed wetland systems. **Water Research**, v.32, n. 2, p.393-399, 1998.
- TANNER, C.T.; SUKIAS, J.P. Accumulation of organic solids in gravel-bed constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v.32, n.3. p.229-239, 1995.
- TURON, C.; COMAS, J.; Poch, M. Constructed wetland clogging: A proposal for the integration and reuse of existing knowledge. **Ecological Engineering**, v.35, p.1710–1718, 2009.
- XU, Q.; CUI, L.; ZHANG, L.; LI, ZIXIA; GUANGWEI, Y. The Effect of Two Factor Combination of Three Kinds of Loading on the Soil Clogging in Vertical Flow Constructed Wetland. **Frontier of Environmental Science**, v 2, Issue 4, p.56-63, 2013.
- ZHAO, L.; ZHU, W.; TONG, W. Clogging processes caused by biofilm growth and organic particle accumulation in lab-scale vertical flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Science**, v.21, p.750–757, 2009.



## **AVALIAÇÃO DE WETLAND CONSTRUÍDA COM PONTEDERIA PARVIFLORA ALEXANDER NO PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DE REATOR UASB**

**Débora de Mello** UTFPR,  
Curitiba – PR, Brasil DAQBI  
deborameello@gmail.com

**Débora Cristina de Souza** UTFPR,  
Campo Mourão – PR, Brasil  
DAAMB  
dcsouzacm@gmail.com

**Sonia Barbosa de Lima** UTFPR,  
Campo Mourão – PR, Brasil  
DAAMB  
barbosadelimas@gmail.com

**Fernando Hermes Passig**  
UTFPR, Curitiba – PR, Brasil  
DAQBI  
fhpassig@utfpr.edu.br

**Gabriela Ribeiro Marcelino**  
UTFPR, Curitiba – PR, Brasil  
DAQBI  
gabih\_rm@hotmail.com

### **Resumo**

No presente estudo foi avaliada a eficiência de um sistema de *wetland* construído de fluxo vertical, com a macrófita aquática *Pontederia parviflora* Alexander, no pós-tratamento de efluente anaeróbico de reator UASB tratando esgoto sanitário. As análises foram realizadas nos meses de maio e setembro de 2012 em batelada de 48 horas. O sistema, foi confeccionado com uma caixa de água de 100 L, composta de uma camada de 30 cm de areia grossa, uma camada de 15 cm de brita #3 e as macrófitas plantadas na superfície dos meios filtrantes. Com as análises foi possível observar uma eficiência de 98% de remoção de fósforo, e diminuição no Número mais Provável de coliformes, com redução de 95%, que comprova a eficiência da Estação.

**Palavras-chave:** Fitotratamento, Eficiência, Fósforo, Demanda Química de Oxigênio.

# 1 INTRODUÇÃO

Com o crescimento populacional, houve aumento no consumo de água e conseqüentemente na quantidade de esgotos gerados. Em regiões de clima tropical e subtropical, sistemas anaeróbios são utilizados no tratamento de esgotos sanitários, principalmente por apresentarem viabilidade econômica e confiabilidade no tratamento.

Existem diversos sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos e dentre estes destacam-se os reatores UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*) que apresentam algumas vantagens e desvantagens. Segundo SPERLING (2005), os reatores UASB possuem vantagens como: eficiência de remoção de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de 70% e baixa produção de lodo, e algumas desvantagens como: baixa eficiência na remoção de patógenos e compostos nitrogenados e fósforo, o que faz com que os efluentes destes reatores necessitem de pós-tratamento.

A fitorremediação (Fito = planta e remediar = dar remédio, corrigir) é uma tecnologia emergente na qual são utilizadas várias plantas para degradar, extrair, conter ou imobilizar contaminantes tanto em solos, quanto em águas (USEPA, 2000). Os sistemas de *wetlands* construídos, são uma das formas de fitorremediação em água, protagonizados pelas plantas e bactérias associadas, e foi inicialmente observado em ecossistemas naturais alagados como pântanos e brejos (BARRETO, 2011). Atualmente, as *wetlands* construídas, são projetadas para utilizar plantas aquáticas (macrófitas) e substratos (como areia, solo ou cascalho), para que ocorra formação de biofilmes que agregam os microrganismos que por sua vez tratam as águas residuárias.

Van Kaick (2002), Nogueira (2003), Silva (2007), Salario Junior (2008); Mazzola et al., (2005); Sezerino, (2006) verificaram eficiências na remoção de matéria orgânica expressa em termos de Demanda Química de Oxigênio de 20 a 90%, sólidos suspensos de 61 a 98% e patógenos de 88 a 99% em sistemas de *wetlands* no tratamento e no pós-tratamento de reator UASB.

WEISS (1994) destaca que as plantas utilizadas sempre devem ter aerênquimas bem desenvolvidos no caule e raízes em forma de cabeleira. Nas raízes das plantas estão fixadas as bactérias que recebem oxigênio e nitrogênio conduzidos pelos aerênquimas do caule até as raízes. Em troca, as bactérias decompõem a matéria orgânica que é transformada em nutrientes que são fornecidos para a planta. O oxigênio possui uma ação direta na eliminação dos germes ou bactérias causadoras de doenças, e este oxigênio é responsável por eliminar microrganismos.

Com a necessidade da eliminação de alguns nutrientes que não são retirados com o tratamento do reator UASB, e a busca por novas tecnologias econômicas e eficientes, o estudo com macrófitas aquáticas, em sistemas de *wetlands* construídos, torna-se cada vez mais procurado, e dentro desse contexto, foi verificada a eficiência da macrófita aquática *Pontederia parviflora* Alexander, em sistemas de *wetlands* construídos, no tratamento de efluente de reator UASB tratando esgoto sanitário.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

O sistema de *wetland* construído, em escala piloto, foi composto por uma caixa de volume total de 100 L e volume útil de 30 L, com meio suporte de 30 cm de areia média e 15 cm de brita #3. Na parte inferior do sistema, foi instalada uma tubulação para coleta do efluente tratado de 150 mm de comprimento e 25 mm de diâmetro contendo orifícios de 5 mm de diâmetro e espaçadas em 20 mm. A tubulação de coleta foi recoberta com sombrite e as macrófitas aquáticas foram plantadas na parte superior da camada de brita (Figura 1).

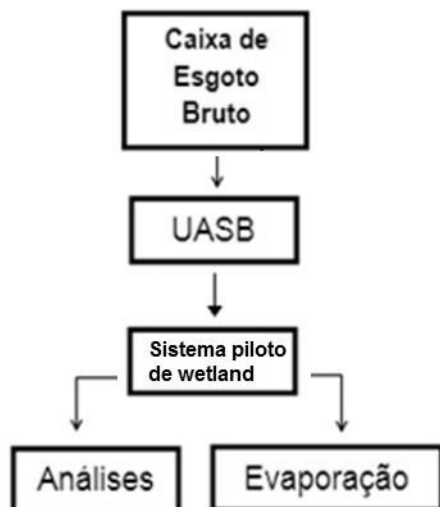
Figura 1 – Montagem do sistema piloto de *wetland*. A – Detalhe do cano de coleta; B – Colocação dos meios suportes (areia e brita); C – Piloto pronto, com os meios suportes e as macrófitas; D – Detalhe da macrófita aquática *Pontederia parviflora*.



Fonte: Autoria própria (2013).

O sistema de *wetland* foi operado em batelada, e alimentado pelo efluente de um reator UASB, que recebia o esgoto sanitário bruto da UTFPR (Figura 2).

Figura 2 – Esquema do sistema piloto de *wetland* como pós tratamento do reator UASB.



Fonte: Autoria própria (2013).

Foram realizadas duas bateladas, sendo uma no mês de maio e outra no mês de setembro de 2012, com coleta de amostras do afluente e efluente do sistema de *wetland* a cada 8 h durante 48 h. Após as coletas, foram realizadas determinações dos parâmetros físico-químicos pH, temperatura do líquido, DQO bruta, DQO filtrada e fósforo conforme metodologias descritas por Eaton et al. (2005) no Laboratório de Solos, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Campo Mourão.

Os exames microbiológicos foram realizados mensalmente no Laboratório de Microbiologia, da UTFPR, câmpus Campo Mourão. Os testes realizados foram presuntivo de coliformes fecais e calculado o Número Mais Provável de coliformes totais ou termotolerantes (NMP/mL) de acordo com procedimentos descritos por Eaton et al. (2005).

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das análises físico-químicas do afluente e do efluente ao final do tempo de 48 h no mês de maio e de setembro de 2012 são apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Resultado das análises físico-químicas do afluente e do efluente final ao TDH de 48 h.

PARÂMETROS	MAIO			SETEMBRO		
	E1	E2	EF(%)	E1	E2	EF(%)
T (°C)	25,2	24,8	-	27,5	25,2	-
pH	7,15	6,87	-	7,18	6,91	-
DQO bruta (mg.L <sup>-1</sup> )	161	26	84	507	297	41
DQO filtrada (mg.L <sup>-1</sup> )	95	24	75	284	219	23
P (mg.L <sup>-1</sup> )	15,7	0,37	98	18,03	0,41	98

Legenda: E1= Afluente do sistema piloto de *wetland*; E2 = Efluente do sistema piloto de *wetland* ao final de 48 h; EF(%) = Eficiência do sistema piloto de *wetland*. Fonte: Autoria própria (2013).

As temperaturas do afluente, encontram-se com valores de 25,2° C no mês de maio e 27,5° C no mês de setembro. Para Gerardi (2006), essas temperaturas estão próximas a faixa de desenvolvimento dos microrganismos dentro dos sistemas, em que a faixa de temperatura do afluente deve estar em torno de 30° C para ser considerada ótima, e temperaturas inferiores a 20° C, são consideradas críticas para o desempenho das mesmas.

Segundo Lettinga (1995), o pH ideal do afluente é de 7,5 para que assim as bactérias tenham um bom crescimento. Na Tabela 1 é possível notar que os resultados de pH nas amostras do afluente, foram de 7,15 no mês de maio e 7,18 no mês de setembro, próximos ao valor considerado ideal para o desenvolvimento das bactérias.

Com um bom desenvolvimento e crescimento das bactérias, melhores serão os resultados do efluente, na saída dos sistemas de *wetlands*.

Os valores de pH da saída do sistema de *wetlands*, foram de 6,87 para o mês de maio e 6,91 para setembro, e estão de acordo com os limites estabelecidos na Resolução do CONAMA 430 (BRASIL, 2011), que são de 5,0 a 9,0 para lançamento de efluentes em corpos hídricos.

Valores similares foram reportados por Valentim (2003) na faixa de 6,8 a 7,2 e Oliveira (1993) de 6,5 a 7,5 como adequados para o processo de digestão anaeróbia.

As concentrações do afluente foram de 161 mg/L de DQO bruta e 95 mg/L de DQO filtrada, no mês de maio e 507 mg/L para DQO bruta e 284 mg/L para DQO filtrada no mês de setembro. Após passar pelo sistema de *wetlands*, a concentração de DQO bruta no mês de maio passou a ser de 26 mg/L e 24 mg/L para DQO filtrada, obtendo assim 84% e 75% de eficiência de remoção, respectivamente. No mês de setembro, a eficiência de remoção da DQO bruta e filtrada, foi inferior à verificada no mês de maio, com concentrações do efluente de 297 mg/L de DQO bruta e 219 mg/L de DQO filtrada, obtendo 41% e 23% de eficiência de remoção respectivamente

Segundo a resolução SEMA 021/09 PARANÁ (2009), a condição para lançamento de efluente de estações de tratamento é de até 225 mg/L para concentrações de DQO, e para Mendonça (1990), valores na saída do tratamento, abaixo de 50 mg/L, estão na faixa recomendada para descargas em corpos de água.

Pode-se dizer então que ocorreu diminuição da DQO bruta e filtrada no mês de maio no sistema de *wetland*, onde a matéria orgânica pode ter sido retida no meio filtrante e/ou também degradada pelos microrganismos, e no mês de setembro, apenas a DQO filtrada atenderia as condições de lançamento estabelecidas pela Resolução SEMA 021/09 PARANÁ (2009), e essa baixa eficiência pode ter ocorrido pela saturação do sistema.

Pode-se notar a diminuição do fósforo nos dois meses de análises, com concentrações iniciais de 15,7 mg/L no mês de maio e 18 mg/L no mês de setembro e após passar pelo sistema de *wetlands*, as concentrações foram de 0,37 mg/L no mês de maio e 0,41 mg/L no mês de setembro,

com eficiência de remoção de 98% nos dois meses. Os principais mecanismos de remoção de fósforo nesses sistemas é a retenção pelas plantas e a adsorção nos meios filtrantes (Usepa, 1988).

Segundo a resolução do CONAMA 357 (BRASIL, 2005), para águas doces classe 2, é permitido lançamento de fósforo total de até 0,030 mg/L em ambientes lênticos, e 0,050 mg/L em ambientes intermediários, onde nesse caso, o esgoto tratado pelo sistema de *wetlands* pós reator UASB, somente poderia ser lançado em ambientes intermediários. Para lançamentos em rios de classe 3, a resolução permite até 0,05 mg/L de fósforo total em ambientes lênticos, onde seria possível o lançamento do efluente tratado pelo sistema.

Sabe-se que o reator UASB, possui deficiência na remoção de fósforo e necessita de um pós-tratamento para que esse parâmetro seja removido. É possível notar que a concentração de fósforo no efluente tratado pelo sistema de *wetland*, é menor do que a concentração na saída do reator UASB, que confirma assim, uma boa eliminação desse composto nos dois meses, com eficiência de 98%.

No experimento, também foram feitas análises microbiológicas que apresentaram resultados confirmativos no teste de coliformes totais com Caldo Verde Bile Brilhante (VBB) e no teste de coliformes fecais (termotolerantes). Houve diminuição no Número Mais Provável de coliformes totais ou termotolerantes (NMP/mL), com redução de 95%, que comprova assim a eficiência da Estação. O Número mais Provável de coliformes totais ou termotolerantes encontrado foi de 107/100 mL, que está entre o número aceitável de coliformes em efluentes, entre 10<sup>6</sup> – 10<sup>8</sup> e de 100 mL de *Escherichia coli*, que é o principal indicador do caldo EC (*Escherichia coli*) (Florencio, 2006).

A Resolução CONAMA 274 (BRASIL, 2000), estabelece que para rios classe 1, no uso de recreação de contato primário, deverão ser estabelecidos padrões de qualidade de balneabilidade, mas para os demais usos, não deverá ser excedido o limite de 200/100 mL de coliformes termotolerantes, e para rios classe 2, não deverá ser excedido um limite de 1000/100 mL de coliformes termotolerante.

Segundo a mesma resolução, as águas consideradas próprias são subdivididas em categorias, sendo a categoria excelente, quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 250 coliformes fecais (termotolerantes) ou 200 *Escherichia coli* por 100 mililitros, e consideradas impróprias quando no trecho avaliado, for verificada que o valor obtido na última amostragem foi superior a 2500 coliformes fecais (termotolerantes) ou 2000 *Escherichia coli* por 100 mililitros.

Diante disso, os valores encontrados do Número mais Provável de coliformes totais ou termotolerantes, que foi de 107/100 mL, está no limite aceitável pela legislação vigente.

## 4 CONCLUSÕES

O tratamento dos esgotos sanitários, proveniente do reator UASB, pelo sistema de *wetland* com a macrófita *Pontederia parviflora* Alexander foi eficiente na remoção de fósforo como polimento final do reator UASB, que possibilitou a remoção de composto que geralmente não é eliminado somente com o uso do reator.

Em relação à DQO, a eficiência do sistema foi melhor no mês de maio, com valores de 84% de DQO bruta e 74% de DQO filtrada, e eficiência relativamente baixa no mês de setembro comparado ao mês de maio, que pode ser explicado pela possível saturação, devido a alimentação do sistema.

As análises mostraram também, que o sistema de *wetlands* construído foi satisfatório em relação à remoção de microrganismos. Comprova - se assim que os sistemas de *wetlands* construídos podem ser utilizados como pós tratamento, como polimento final de sistemas anaeróbios, como os reatores UASB.

## Referências

BARRETO, André B. A.; **Seleção de Macrófitas Aquáticas com Potencial Para Remoção de Metais-Traço em Fitorremediação**. Dissertação (pós-graduação em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos) - Universidade federal de minas gerais, Belo Horizonte, 2011.

BRASIL. Conselho Nacional Do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução N° 274**: Qualidade das águas de balneabilidade. Presidente José Sarney Filho. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2000. 71 p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res00/res27400.html>> Acesso em: 15 de abril de 2015.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução 357**: Classificação dos corpos de água. Ministra Marina Silva. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005. 23 p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 20 de abril de 2015.

BRASIL. Conselho Nacional Do Meio Ambiente (CONAMA): **Resolução N° 430**: Condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357. Presidente Izabella Teixeira. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: 16 de fevereiro de 2015.

EATON, Andrew D.; CLESCERI, Lenore S.; RICE, Eugeni W.; GREENBERG, A. E. (Ed.). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Pollution Control Federation. 2005.

FLORENCIO, Lourdinha; BASTOS, Rafael K. X.; AISSE, Miguel. Tratamento e Utilização de Esgoto Sanitário. **Prosab, FINEP**. Recife, PE, 2006. Disponível em: <<http://www.finep.gov.br/prosab/livros/>>. Acesso em: 12 jun 2012.

GERARDI, Michael H. **Wastewater Bacteria**. Wasterwater Microbiology Ser. Wiley & Sons, Incorporated, John. p. 272. 2006.

LETTINGA, Gatzte. **Anaerobic digestion and wastewater treatment systems**. Antonie von Leeuwenhoek. p. 67. 1995.

MAZZOLA, Marcelo; ROSTON, Denis M.; VALENTIM, Marcelus AA. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande v.9, n.2, p.276-283, 2005.

MENDONÇA, Sérgio.R. **Lagoas de estabilização e aeradas mecanicamente: Novos conceitos**. João Pessoa, UFPB. p. 388. 1990.



NOGUEIRA, Sandra F. **Balanço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto**. 2003. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

OLIVEIRA, Paulo.A. et al (1993). **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. Concórdia: EMBRAPA/CNPQA, 1993, 188 f.

PARANÁ. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Resolução SEMA 021/09**. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. Diário Oficial do Estado do Paraná, Curitiba, n. 7962, 2009.

SALARO JUNIOR, Romano. **Avaliação da eficiência de sistema fito-pedológico (*Wetlands*) na depuração de efluentes domésticos gerados em pequena comunidade**. 2008. Dissertação (Mestrado em Agronomia), - Faculdade de Ciências Agrônomicas da UNESP, Botucatu, 2008.

SILVA, Selma C. **“Wetlands Construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. 2007. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

SPERLING, Marcos V. **Introdução à Qualidade da Água e ao Tratamento de Esgoto, Princípio do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 3ª ed: Belo Horizonte, 2005.

SEZERINO, Pablo Heleno et al. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Santa Catarina UFSC, Florianópolis, 2006.

USEPA, **United States Environmental Protection Agency**. Introduction to Phytoremediation. Cincinnati: 2000. 72 p.

VAN KAICK, Tamara S. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná**. 2002. Dissertação (Mestrado em Tecnologia), - Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Curitiba, 2002.

VALENTIM, Marcelus. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“ConstructedWetland”) para tratamento de esgoto**. 2003. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade de Campinas, Campinas, 2003.

WEISS, Heidi. **Optimierung der Nährstoffentfernung Von Bewachsenen Bodenfiltern (Horizontalfilter) Empfehlung für Bemessung Bau und Betrieb**. Munchen, 1994.



## PRODUÇÃO DE *EICHHORNIA CRASSIPES* EM LEITOS CULTIVADOS TRATANDO ÁGUAS RESIDUÁRIAS PARA OBTENÇÃO DE BIOGÁS

**Julyenne Meneghetti Campos (\*)**

Feagri-Unicamp, Campinas – SP, Brasil  
Laboratório de Saneamento  
julyenne.mc@hotmail.com

**Érika Rabello Moretti**

Feagri-Unicamp, Campinas – SP, Brasil

**Ariovaldo José da Silva**

Feagri-Unicamp, Campinas – SP, Brasil

**Denis Miguel Roston**

Feagri-Unicamp, Campinas – SP, Brasil

**José Teixeira Filho**

Feagri-Unicamp, Campinas – SP, Brasil

### Resumo

Leitos cultivados são um método alternativo de tratamento de água e águas residuárias baseados na remoção de poluentes através de macrófitas aquáticas e do biofilme aderido às raízes e no substrato. Eles têm a vantagem de baixo custo de implantação e manutenção, economia de energia durante a operação e são eficientes na remoção de poluentes. As macrófitas como o aguapé apresentam rápido crescimento e grande produção de biomassa. Esta biomassa precisa ser removida periodicamente para manter a qualidade do efluente ao leito cultivado, tornando-se um resíduo do processo. Uma opção de destinação deste resíduo é sua digestão anaeróbia com vistas à produção de biogás. Nesta conjuntura este trabalho apresenta os resultados preliminares da geração de biomassa de aguapé e da geração de biogás na digestão anaeróbia deste resíduo. Este trabalho avaliou a produção de biomassa vegetal de aguapé de um leito cultivado que tratou águas residuárias de uma faculdade e sua posterior produção de biogás através de digestão anaeróbia em batelada e em escala de bancada. Como reatores utilizaram-se frascos de 500 mL com volume de trabalho de 450 mL que foram conectados a eudiômetros de vidro preenchidos com água destilada, permitindo a mensuração do volume de biogás produzido por deslocamento de líquido. Os leitos cultivados produziram  $0,11 \text{ kg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{dia}^{-1}$  de biomassa de aguapé. A digestão anaeróbia desta gerou um acúmulo de 670 mL de biogás e um rendimento de  $744 \text{ mL}_{\text{biogás}}\cdot\text{g}^{-1}\text{SV}_{\text{aguapé}}$ .

**Palavras-chave:** Produção de biomassa. Reaproveitamento de resíduo. *Wetlands* construídos. Aguapé. Digestão anaeróbia.

## 1 Introdução

Leitos cultivados são sistemas naturais de tratamento de águas residuárias que utilizam macrófitas aquáticas plantadas em um meio suporte que pode ser constituído por brita, cascalho ou solo, e são capazes de remover matéria orgânica, nitrogênio, fósforo dentre outros. Esses sistemas são considerados alternativas viáveis para o tratamento de água ou esgoto em regiões sem acesso aos tratamentos convencionais porque são de simples operação e requerem pouca manutenção, tem baixos custos de operação e manutenção, proporcionam habitat para espécies animais e se incorporam à paisagem local – o que aumenta sua aceitação pela população.

Embora relativamente simples e baratos de construir e operar e eficientes na remoção de poluentes existem alguns aspectos negativos relativos a eles, a saber: demanda de grande área para sua implantação e necessidade de podas periódicas para manutenção da qualidade do tratamento, o que pode gerar quantidade considerável de resíduo vegetal que precisa ter destinação. Porém a biomassa vegetal gerada como resíduo secundário pode ser utilizada para ganhos econômicos como fabricação de artesanato, venda de plantas ornamentais, utilização para alimentação animal ou ainda produção de bioenergia, como geração de biogás através de digestão anaeróbia, por exemplo (MATEUS et al., 2014; YAO & NOKES, 2014; BEREZINA et al., 2012; ZURITA et al., 2011; ITRC, 2003).

O biogás, após algum tratamento, pode ser utilizado como substituto ao gás natural e fonte de energia renovável, sendo aplicado para a produção de calor, eletricidade e combustível veicular (DEMIREL & SCHERER, 2011; LIN, 2012; STARR et al., 2014). Além disso, a digestão anaeróbia pode produzir efluente com potencial para ser aplicado na agricultura como fonte de nutrientes.

Como vantagens desta proposta estão: absorção de carbono pelas plantas dos leitos cultivados, auxiliando na mitigação de efeito estufa; aumento de áreas verdes plantadas, com consequente emissão de oxigênio; melhora visual devido ao aspecto estético pela presença das vegetações; possibilidade de retorno econômico com a geração de composto energético; e mitigação de impactos relativos às buscas de novas fontes renováveis como utilização de áreas para plantios alimentares; dentre outros.

Lin (2012), realizou um estudo em Halmstad, município na Suécia, por exemplo, a aplicação de biomassa de *Phragmites australis* (caniço) coletada de três leitos cultivados como co-substrato de digestão anaeróbia, inoculada com esterco bovino digerido. A produção de metano quando a planta teve origem em tratamento de esgoto municipal, industrial e de agricultura foi, respectivamente, de 66, 106 e 144 mL g<sup>-1</sup> de sólidos voláteis.

O trabalho estimou a possibilidade de produzir biogás em quantidade suficiente para suprir oito ônibus com rodagem anual de 8.000 km caso se aproveitasse integralmente a biomassa produzida nos 100 hectares de leitos plantados do município (Lin, 2012).

Outra macrófita bastante citada na literatura sobre leitos cultivados é o aguapé, *Eichhornia crassipes*. Apesar de ser uma planta associada à eutrofização, seu uso pode ser interessante em leitos cultivados, pois o apelo estético de sua presença pode aumentar a aceitação do sistema de tratamento pela população do entorno. Além disso, pode também ser aproveitada para a produção de biogás e biocombustível (BULLER, et al., 2013; BERGIER et al., 2012).

Nesse contexto, o presente trabalho objetivou avaliar a produção de biomassa vegetal de aguapé de um leito cultivado que tratou águas residuárias da Faculdade de Engenharia Agrícola (FEAGRI/UNICAMP) e sua posterior produção de biogás através de digestão anaeróbia.

## **2 Metodologia**

O leito cultivado (LC) de fluxo subsuperficial horizontal com brita nº 2 como meio suporte para o crescimento do aguapé e volume de 2,3 m<sup>3</sup> foi instalado no Campo Experimental da FEAGRI/UNICAMP, Campinas, SP, localizado a S22048'57'' e W47003'33', e a 640 m de altitude (CEPAGRI, 2012). O sistema terciário de tratamento foi abastecido com água residuária formada por todo o esgotamento sanitário oriundo dos prédios administrativo, salas de aula, laboratórios, oficina, cozinha e cantina (CAMPOS, 2014).

O aguapé originou-se do LC que operou durante 163 dias consecutivos, no início dos quais a macrófita foi plantada conforme Campos (2014). Embora em ambiente natural o aguapé seja flutuante, ele foi cultivado com sucesso de forma fixa para controlar seu rápido crescimento. Após a poda, separaram-se as raízes da parte aérea sendo quantificada a produção de biomassa avaliada em umidade, peso fresco e seco (BOARETTO et al., 2009).

As amostras de ambas as partes foram caracterizadas quanto a sólidos totais (ST) e sólidos voláteis (SV) (APHA, 2005). Embora caracterizadas separadamente, as porções radicular e aérea foram digeridas em conjunto, respeitando-se as proporções originais.

O aguapé passou por digestão anaeróbia seguindo a norma VDI 4630 (VDI, 2006). Como reatores utilizaram-se frascos de 500 mL com volume de trabalho de 450 mL que foram conectados a eudiômetros de vidro preenchidos com água destilada, permitindo a mensuração do volume de biogás produzido por deslocamento de líquido.

Como inóculo, utilizou-se lodo oriundo de reator anaeróbio compartimentado tratando efluente de bovinocultura de leite (SILVA et al., 2013). O inóculo foi caracterizado quanto a ST e SV, sendo colocados nos reatores 2% de SV (em volume).

Para a digestão anaeróbia, foi aplicada uma relação de SV do substrato (aguapé) para o inóculo de 0,1 – ou seja,  $0,1 \text{ g SV}_{\text{substrato}} \cdot (\text{g SV}_{\text{inóculo}})^{-1}$ . As três réplicas tiveram seus volumes completados com água destilada para atingir o volume de trabalho.

Já com substrato e inóculo, os reatores foram acoplados aos eudiômetros de vidro e então deixados em banho-maria a 37 °C até que se observasse diminuição na produção de biogás. Diariamente os frascos eram agitados para desprendimento de bolhas de gás, para maior contato do substrato e do inóculo e evitar estratificação de temperatura. Após a agitação, faziam-se leituras dos volumes de biogás produzido. A partir destes volumes obteve-se o volume acumulado e o rendimento de biogás em relação à quantidade de matéria orgânica (SV) em digestão.

### 3 Resultados

Na Figura 1 observa-se o crescimento vegetativo do aguapé desde o plantio (Figura 1-a) até o 79º dia (Figura 1-h). Coletou-se a vegetação após 163 dias de operação do LC.

Figura 1- Desenvolvimento vegetativo do aguapé no leito cultivado.



Fonte: adaptado de CAMPOS (2014).

Legenda: Foto do leito cultivado após (a) o plantio; (b) 15 dias; (c) 22 dias; (d) 29 dias; (e) 41 dias; (f) 56 dias; (g) 70 dias – primeira floração; (h) 79 dias de manutenção.

Após cinco meses, obteve-se 53,7 kg de biomassa verde aérea e 27,8 kg de sistema radicular, totalizando 81,5 kg. Isso resulta na produção de 18,5 kg.m<sup>-2</sup> biomassa fresca. Com relação à matéria seca, obteve-se 10,4 kg de biomassa de aguapé (Tabela 1).

Tabela 1 - Teor de umidade e biomassa produzida pelo aguapé no leito cultivado.

<b>Leito Cultivado com <i>Eichhornia crassipes</i></b>			
	<b>Biomassa verde</b>	<b>Biomassa seca</b>	<b>Umidade (%)</b>
<b>Parte aérea (kg)</b>	53,7	5,6	89,6
<b>Sistema radicular (kg)</b>	27,8	4,8	82,8
<b>Total (kg)</b>	81,5	10,4	-
<b>Densidade (kg.m<sup>-2</sup>)</b>	18,5	2,4	-
<b>Produtividade (kg.m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup>)</b>	0,11	0,01	-

Fonte: Adaptado de CAMPOS (2014).

Tham (2012) estudou o desenvolvimento de aguapé em uma lagoa e em um rio, obtendo produtividade de 400 kg.ha<sup>-1</sup>.semana<sup>-1</sup> de massa seca, com composição de 81 g.kg<sup>-1</sup> de massa seca, levando em consideração apenas a parte aérea. Em 11 meses, Mees et al. (2009) produziram 28 t de aguapé em 870 m<sup>2</sup> de leito cultivado tratando efluente de frigorífico durante onze meses, resultando em aproximadamente 32,2 kg.m<sup>-2</sup>, com umidade de 83,7% no aguapé, corroborando com os valores encontrados no presente trabalho.

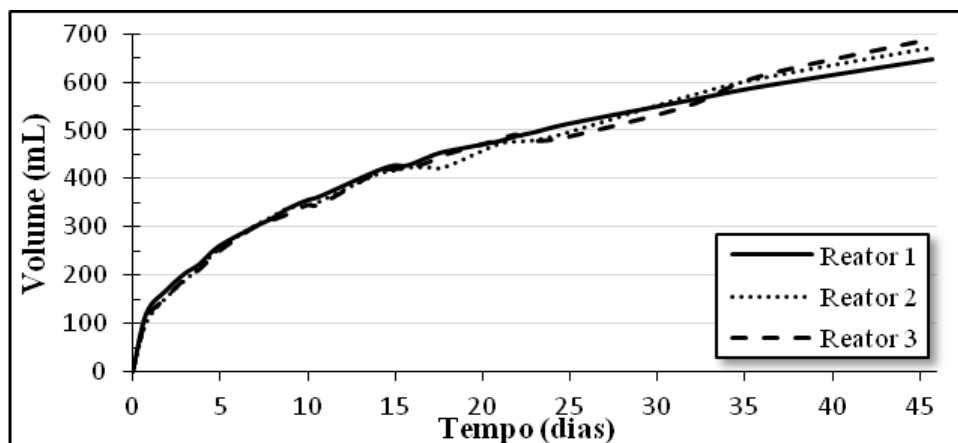
Após dois meses de experimento, Mees et al. (2009) obtiveram densidade de 28 kg.m<sup>-2</sup>, maior produtividade do que neste trabalho provavelmente pelo fato do efluente de frigorífico ser mais rico em nutrientes do que o esgoto doméstico no qual a *E. crassipes* cresceu.

De acordo com Vymazal e Kröpfelová (2008), a porcentagem de biomassa de sistema radicular em relação a biomassa total deve estar entre 10 e 56%, e os resultados obtidos corroboram com essa afirmação, pois a porcentagem de sistema radicular do LC foi 34,1%.

Além disto, a biomassa de aguapé apresentou 826,17 g de SV. (kg de matéria seca)<sup>-1</sup>.

Com relação à produção de biogás, após 45 dias de digestão anaeróbia obteve-se produção máxima de 0,670 L (Figura 2). Com relação ao rendimento, obteve-se máximo de 744 L.kg<sup>-1</sup> de SV. A produção de biogás foi mais acelerada até o décimo dia de digestão mas aos 45 dias nenhum dos reatores havia apresentado completa estabilização na produção de biogás. A produção mais lenta sem decaimento total se deve, provavelmente, à presença de material lignocelulolítico.

Figura 2 - Volume de biogás acumulado na digestão anaeróbia de *E. crassipes*.



Fonte: Autoria própria (2015).

Como comparativo, Singhal & Rai (2003) obtiveram  $23,65 \text{ L.kg}^{-1}$  e  $15,40 \text{ L.kg}^{-1}$  após 21 dias de digestão anaeróbia quando o aguapé cresceu em LC abastecido com efluente de papel e celulose a 20% e água destilada, respectivamente.

No mesmo período, o presente experimento resultou no rendimento de  $530 \text{ L.kg}^{-1}$ . Vale destacar que aqui foram aplicados 1,08 g de vegetação em 287 mL de inóculo. Por sua vez, Singhal & Rai (2003) aplicaram 100 g de aguapé e 50 mL de inóculo no processo de digestão anaeróbia. Além disso, o aguapé utilizado por estes autores cresceu no efluente de papel e celulose a 20% durante 45 dias, e as amostras utilizadas tinham 163 dias de idade, o que pode ter influenciado os resultados obtidos.

Embora este trabalho não tenha avaliado a composição do biogás, Mahmood et al. (2010) obtiveram 53% de  $\text{CH}_4$ , 37% de  $\text{CH}_4\text{O}$  e 10% de  $\text{C}_2\text{H}_6\text{O}$ , embora não tenham mencionado os volumes produzidos, quando a *Eichhornia crassipes* passou por fotocatalise com  $\text{TiO}_2$ , após exposição ao sol por 6 horas durante 3 dias.

#### 4 Conclusão

Os resultados indicaram que a *Eichhornia crassipes* possui alta produtividade de biomassa sendo uma macrófita interessante para utilização em leitos cultivados. Isto porque além de realizar o tratamento de águas residuárias, possui potencial de reutilização para produção de biogás uma vez que o aguapé digerido anaerobiamente apresentou rendimento médio de 670 L de biogás ( $\text{kg SV}_{\text{substrato}}^{-1}$ ) quando digerido a uma relação substrato/inóculo de  $0,1 \text{ g SV}_{\text{substrato}} \cdot (\text{g SV}_{\text{inóculo}})^{-1}$ .

#### Agradecimentos

Os autores agradecem a CAPES e ao CNPq pelas bolsas de estudo concedidas, e à Comissão de Pós-Graduação da Faculdade de Engenharia Agrícola/UNICAMP.

## 5 Referências

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; American Water Works Association; Water Environmental Federation; Eaton, A. D.; et al. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2005.
- BEREZINA, V. O. *et al.* Microbial producers of butanol. **Applied Biochemistry and Microbiology**, v.48, p.625-638, 2012.
- BERGIER, I.; SALIS, S. M.; MIRANDA, C. H. B.; ORTEGA, E.; LUENGO, C. A. Biofuel production from water hyacinth in the Pantanal wetland. **Ecohydrology & Hydrobiology**. V.12, p.77 – 84, 2012.
- BOARETTO, A. E.; VAN RAIJ, B.; SILVA, F. C.; CHITOLINA, J. C.; TEDESCO, M. J.; CARMO, C. A. F. S. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. 2.<sup>a</sup> ed. Brasília: **Embrapa Informação Tecnológica**, 2009.
- BULLER, L. S.; BERGIER, I.; ORTEGA, E.; SALIS, S. M. Dynamic energy valuation of water hyacinth biomass in wetlands: an ecological approach. **Journal of Cleaner Production**. v.54, p.177 – 187, 2013.
- CAMPOS, J. M. Eficiência de sistemas de leitos cultivados com *Eichhornia crassipes* na retenção de poluentes convencionais e o emergente 17- $\alpha$ -etinilestradiol. 257f. **Dissertação** (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2014.
- CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS A AGRICULTURA. Disponível em: < <http://www.cepagri.unicamp.br>>. Acesso em 28 de junho de 2012.
- DEMIREL, B. & SCHERER, P. Trace element requirements of agricultural biogas digesters during biological conversion of renewable biomass to methane. **Biomass & Bioenergy**, v.35, p.992-998, 2011.
- ITRC - INTERSTATE TECHNOLOGY & REGULATORY COUNCIL. **Technical and Regulatory Guidance Document for Constructed Treatment Wetlands**. Washington, D. C., U.S.A. 128p. 2003.
- LIN, S. Wetland biomass - Chemical Benefits and Problems with Biogas Usage. 18p. **Thesis** (Master's in Applied Environmental Science) – School of Business and Engineering, Halmstad University, Sweden, 2012.
- MAHMOOD, T.; HUSSAIN, S. T.; MALIK, S. A. New nanomaterial and process for the production of biofuel from metal hyper accumulator water hyacinth. **African Journal of Biotechnology**, v.9, p.2381 – 2391, 2010.
- MATEUS, D. M. *et al.* Sugarcane as constructed wetland vegetation: Preliminary studies. **Ecological Engineering**, v.62, p.175-178, 2011
- MEES, J. B. R.; GOMES, S. D.; VILAS BOAS, M. A.; FAZOLO, A.; SAMPAIO, S. C. Removal of organic matter and nutrients from slaughterhouse wastewater by using *Eichhornia crassipes* and evaluation of the generated biomass composting. **Engenharia Agrícola**. v.29, p.466 – 473, jul./set. 2009.
- SILVA, E. M. *et al.* Avaliação da eficiência no tratamento de efluente de bovinocultura de leite em reator anaeróbio compartimentado seguido de wetland construído. In: Simpósio Brasileiro de Wetlands construídos no Tratamento de Águas Residuárias, 1, 2013, Florianópolis/SC, Anais... Florianópolis/SC, p. 219-228, 2013.
- SINGHAL, V.; RAI, J. P. Biogas production from water hyacinth and channel grass used for phytoremediation of industrial effluents. **Bioresource Technology**, v.86, p.221 – 225, 2003.
- STARR, K. *et al.* Potential CO<sub>2</sub> savings through biomethane generation from municipal waste biogas. **Biomass and Bioenergy**, v.62, 2014.
- THAM, H. T. 2012. Water Hyacinth (*Eichhornia crassipes*) – Biomass Production, Ensilability and Feeding Value to Growing Cattle. 64f. **Thesis** (Doctoral in Animal Nutrition and Management) – Faculty of Veterinary Medicine and Animal Science, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala.
- VEREIN DEUTSCHER INGENIEURE – VDI. **VDI 4630: Fermentation of organic materials. Characterization of the substrate, sampling, collection of material data, fermentation tests**, 2006.



VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow**. 579p. Springer Science + Business Media B. V. 2008.

YAO, W. & NOKES, E. S. Phanerchaete chrysosporium pretreatment of biomass to enhance solvent production in subsequent bacterial solid-substrate cultivation. **Biomass and Bioenergy**, v. 62, 2014.

ZURITA, F. *et al.* Seeking a way to promote the use of constructed wetlands for domestic wastewater treatment in developing countries. **Water Science & Technology**, v.63, p.654-659, 2011.



## RETENÇÃO DO HORMÔNIO 17- $\alpha$ -ETINILESTRADIOL EM ÁGUAS RESIDUÁRIAS POR LEITOS CULTIVADOS

**Julyenne Meneghetti Campos\***

Doutoranda em Engenharia Agrícola. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas - SP, Brasil.

Departamento de Água e Solos.

[julyenne.mc@hotmail.com](mailto:julyenne.mc@hotmail.com)

**Helena Teixeira Godoy**

Professora livre-docente. Faculdade de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP, Brasil.

**Marcela Sismotto Gandara**

Mestra em Ciência de Alimentos. Faculdade de Engenharia de Alimentos, Universidade Estadual de Campinas, Campinas-SP, Brasil.

**José Teixeira Filho**

Professor livre-docente. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas - SP, Brasil.

**Denis Miguel Roston**

Professor livre-docente. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas - SP, Brasil.

### Resumo

Cada vez mais hormônios e fármacos são ingeridos, por isso têm aumentado o número de pesquisas relacionadas à interferentes endócrinos voltadas para a área de meio ambiente e saneamento. O hormônio sintético 17- $\alpha$ -etinilestradiol (EE2) está presente em diversas pílulas anticoncepcionais e em diversos fármacos utilizados por mulheres na menopausa para reposição hormonal e está associado com o elevado nível de enzimas hepáticas no sangue. O EE2 já foi encontrado em águas superficiais e em efluentes municipais em concentrações capazes de causar anomalias reprodutivas em peixes machos. Os pesticidas levemente hidrofóbicos apresentam propriedades químicas semelhantes aos hormônios estrogênicos, e como esses pesticidas são removidos eficientemente nos leitos cultivados (LC), possivelmente os hormônios estrogênicos poderiam ser mitigados de maneira semelhante nos LC. Neste contexto, este trabalho visou avaliar a retenção do hormônio 17- $\alpha$ -etinilestradiol, que foi adicionado à água residuária de um sistema de leitos cultivados de fluxo subsuperficial com a macrófita *Eichhornia crassipes* fixa à um meio suporte. Apesar do EE2 adicionado aos leitos cultivados não ter sido quantificado neste estudo pela metodologia adaptada de águas superficiais por estar abaixo dos níveis de detecção (1,26  $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) e quantificação (2,52  $\mu\text{g.L}^{-1}$ )

alcançados no aparelho, a metodologia reproduzida em águas residuárias foi satisfatória, apresentando bons índices de recuperação (58,5 à 105,4%), regressão ( $R^2 = 0,993$ ), limites de detecção e de quantificação, além de boa seletividade, exatidão e linearidade.

**Palavras-chave:** EE2. *Wetlands* construídos. Interferentes endócrinos. Tratamento de esgoto.

## 1 Introdução

Cada vez mais hormônios e fármacos são ingeridos, por isso têm aumentado o número de pesquisas relacionadas à interferentes endócrinos voltadas para a área de meio ambiente e saneamento. Essas substâncias não são absorvidas totalmente pelo corpo humano, algumas sofrem reações metabólicas, o que acarreta a excreção de quantidade significativa dessas substâncias por meio da urina e das fezes, e por isso são comumente encontrados no esgoto. Assim, os esgotos domésticos são considerados uma importante fonte de estrogênios naturais e sintéticos (AMORIM, 2007). Tantos os hormônios naturais, como os hormônios sintéticos, são classificados como interferentes endócrinos.

O hormônio sintético 17- $\alpha$ -etinilestradiol (EE2) está presente em diversas pílulas anticoncepcionais e em diversos fármacos utilizados por mulheres na menopausa para reposição hormonal. O EE2 está associado com o elevado nível de enzimas hepáticas no sangue, e já foi encontrado em águas superficiais e em efluentes municipais em concentrações capazes de causar anomalias reprodutivas em peixes machos - concentrações de 1 ng.L<sup>-1</sup> já são capazes de causar este efeito (GRAY et al. 2005; USEPA, 2012).

Não existem valores de referência para esta substância presente em água e esgoto na legislação brasileira. De acordo com a USEPA (2012) não existe dose de referência ou nível de risco mínimo para esta substância em seres humanos, mas seu NOAEL (*No Observed Adverse Effect Level*) de 0,04 mg.kg<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> está associado a efeitos hematológicos, enquanto que seu LOAEL (*Lowest Observed Adverse Effect Level*) registrado é 0,015 mg.kg<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup> podendo causar aumento dos níveis séricos de alanina aminotransferase (ALT), aspartato aminotransferase (AST) e  $\gamma$ -glutamil transferase (GGT) – enzimas hepáticas, além de ser listado como substância cancerígena e/ou teratogênica (USEPA, 2012). Não são relatados valores sobre a ingestão diária aceitável (IDA) e o valor de referência para saúde humana (HRL) é de 0,035  $\mu$ g.L<sup>-1</sup> para efeitos não cancerígenos na água potável, segundo a USEPA (2012).

Segundo Gray et al. (2005), os pesticidas levemente hidrofóbicos apresentam propriedades químicas semelhantes aos hormônios estrogênicos, e isso fornece informações para os possíveis mecanismos de remoção desses hormônios em “*constructed wetlands*”. Como esses pesticidas são removidos eficientemente nos leitos cultivados, segundo o autor, os hormônios estrogênicos poderiam ser mitigados de maneira semelhante em “*constructed wetlands*”. Neste contexto, este

trabalho visou avaliar a retenção do hormônio 17- $\alpha$ -etinilestradiol, que foi adicionado à água residuária de um sistema de leitos cultivados de fluxo subsuperficial com a macrófita *Eichhornia crassipes* fixa à um meio suporte.

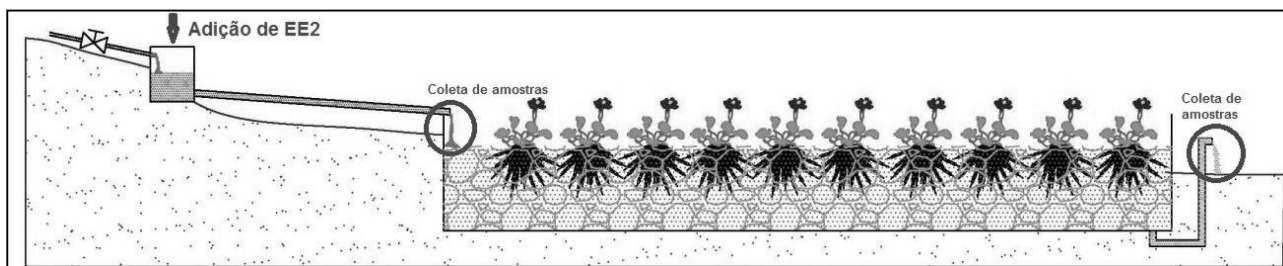
## 2 Metodologia experimental

### 2.1 Sistema de tratamento de águas residuárias

O experimento foi instalado no campo experimental da Faculdade de Engenharia Agrícola, da Universidade Estadual de Campinas, em Campinas/SP. O Campo Experimental está localizado a uma latitude de S22048'57'' e longitude W47003'33', e a 640 m de altitude (CEPAGRI – UNICAMP, 2012). Após passar por gradeamento, tratamento primário em tanque de desarenação e tratamento secundário em Reatores Anaeróbios Compartimentados (RAC), a água residuária oriunda da faculdade seguia para tratamento terciário em *wetlands* construídos.

Uma das *wetlands* continha apenas meio suporte (W1), para controle, e as outras duas foram cultivadas com a macrófita *Eichhornia crassipes*, mais conhecida como aguapé. De acordo com Campos (2014), a *wetland* 2 (W2) foi cultivada com 25 mudas de aguapé em 01/07/2013 e a *wetland* 3 (W3) também foi cultivada com 25 mudas, mas no dia 13/08/2013. Sendo assim, as *wetland* ficaram com 43 dias de diferença no desenvolvimento das macrófitas. As *wetlands* de fluxo subsuperficial foram confeccionadas em reservatórios de fibra de vidro com volume de 2,3 m<sup>3</sup> (W3) à 2,5 m<sup>3</sup> (W1 e W2), e utilizaram brita n.º 2 como meio suporte. O sistema foi operado de julho à dezembro de 2013, e amostras de água residuária foram coletadas em agosto e setembro de 2013. Na Figura 1 observa-se o corte de uma *wetland* cultivada com aguapé fixa ao meio suporte, com identificação dos pontos de coleta de amostra e de adição de EE2 no sistema.

Figura 1 – Corte longitudinal de uma *wetland* cultivada com aguapé.



Fonte: Adaptado de Campos (2014).

### 2.2 Adição de 17- $\alpha$ -etinilestradiol

Para adição de EE2 nos leitos cultivados foi utilizado o contraceptivo oral Selene, que contém 35  $\mu$ g de EE2 por pílula. As soluções foram feitas pela maceração de dois comprimidos em um pedaço limpo de papel alumínio, que então eram transferidos para um balão volumétrico de 2 L. O papel

alumínio foi lavado cuidadosamente com a água percolando dentro do balão volumétrico caso houvesse alguma massa da pílula retida no papel.

Os balões foram completados com água deionizada até o menisco, e a solução permanecia em agitador magnético por 4 horas. Todos os balões foram revestidos com papel alumínio para evitar a degradação do composto, e lavados com Extran® neutro antes do preparo das soluções. O mesmo cuidado foi tomado com os frascos de gotejamento da solução. A massa total adicionada por dia em cada LC era de 70 µg, pelo gotejamento de 2L da solução com concentração teórica de 35 µg.L<sup>-1</sup>. A adição foi feita em um reservatório (também revestido com papel alumínio) pelo qual o esgoto afluyente passava antes de entrar nos LC, com vazão de gotejamento aproximada de 4,16mL.s<sup>-1</sup>, o hormônio se misturava ao afluyente do leite. Na Figura 2 podem ser visualizados os reservatórios e o sistema de gotejamento.

Figura 2 – Sistema de adição de EE2.



Fonte: Adaptado de Campos (2014).

### 2.3 Análise cromatográfica de 17- $\alpha$ -etinilestradiol (EE2)

Para esta análise foram utilizadas amostras de escala diária, que foram filtradas em membrana de fibra de vidro 0,45 µm (GF-3/Macherey-Nagel), para retirada da matéria orgânica eliminando possíveis interferentes durante o armazenamento, em um sistema de filtração com bomba à vácuo (Primatec – 131), e congeladas em freezer até a realização das análises.

A extração em fase sólida, do inglês *Solid Phase Extraction* (SPE), foi realizada no Laboratório de Análise de Alimentos da Faculdade de Engenharia de Alimentos da Universidade Estadual de Campinas (LAA – FEA/UNICAMP). Foram utilizados cartuchos Oasis HLB (*hydrophilic-lipophilic-balance*) da marca Waters, que possui afinidade com substâncias lipofílicas e hidrofílicas, contendo 250 mg de fase sólida. A metodologia escolhida foi a utilizada por Raimundo (2011), o condicionamento do cartucho foi realizado com 5 mL de acetonitrila (grau HPLC, marca J. T. Baker), 5 mL de metanol e 5 mL de água *Milli Q*®.

A análise cromatográfica foi realizada no Laboratório de Análise de Alimentos (LAA – FEA/UNICAMP) utilizando um sistema cromatográfico composto por HPLC *Agilent Technologies 1260 Infinity*, Detector *Agilent 1260 DAD* (Diode Array Detector) – detector de arranjo de diodos, coluna ACE 3 C-18 (100 mm x 4,6 mm), utilizando o software *Openlab*. Como fase móvel foi utilizada uma mistura de acetonitrila grau HPLC (marca J. T. Baker) e água *Milli Q®* (50:50) no modo isocrático. A temperatura da coluna foi fixada a 30°C, a injeção realizada era automática com fluxo de 0,6 mL.min<sup>-1</sup>. O volume de amostra era de 10 µL, e a leitura foi realizada no detector DAD-UV (detector arranjo diodos) à 280 nm, de acordo com metodologia utilizada por Santos et al. (2012).

### 2.3.1 Avaliação do método analítico

Apesar de não terem sido realizadas todas as etapas para validação do método neste trabalho, algumas destas foram tomadas como base para a elaboração de uma metodologia confiável. Foram analisados os seguintes parâmetros: seletividade, linearidade e faixa linear de trabalho, exatidão e recuperação, limite de detecção e de quantificação.

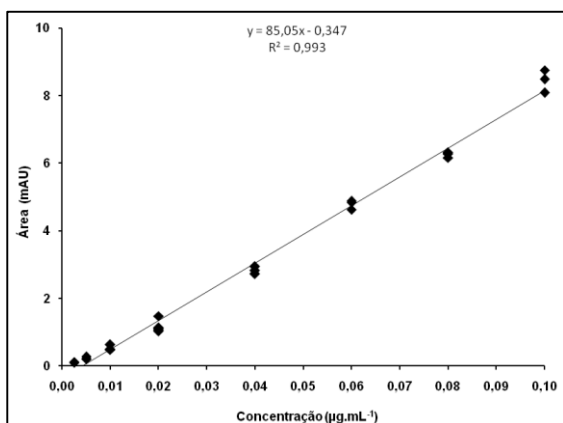
## 3 Resultados

### 3.1 Avaliação metodológica para análise cromatográfica de 17- $\alpha$ -etinilestradiol

A análise do hormônio 17- $\alpha$ -etinilestradiol por HPLC – DAD/UV foi uma metodologia seletiva pelo fato dos espectros de absorção da amostra terem sido aproximadamente iguais aos do padrão em acetonitrila. Pode-se dizer que os picos cromatográficos eram puros na região de 210 – 280 nm do UV, ou seja, não havia qualquer outra substância interferindo na mesma área e tempo de retenção (5,1 à 5,4 minutos).

O coeficiente de correlação ( $R^2$ ) obtido no estudo de linearidade de EE2 na concentração de 0,002 à 0,1 µg.mL<sup>-1</sup> foi satisfatório, com  $R^2 = 0,993$  (equação da reta  $y = 85,05x - 0,347$ ). Observe-se na Figura 3 o gráfico de linearidade.

Figura 3 - Gráfico de linearidade para EE2.



Fonte: Adaptado de Campos (2014).

Após a verificação da curva de calibração e da linearidade do método foi realizada a Análise de Variância para verificar a quantidade de resíduos do modelo, o ajuste da reta e a distribuição dos resíduos. Na Tabela 1 está apresentada a estatística da regressão, e na Tabela 2 a análise de variância.

Tabela 1 – Estatística da regressão linear.

Concentração 0,003 – 0,10 µg.mL <sup>-1</sup>	
Estatística de regressão	
R múltiplo	0,9967
R-quadrado	0,9935
R-quadrado ajustado	0,9932
Erro padrão	0,2413
Observações	26

Fonte: Adaptado de Campos (2014).

Tabela 2 – Análise de variância da linearidade.

Concentração 0,003 – 0,1 µg.mL <sup>-1</sup>					
	Graus de liberdade	Soma quadrática	Média quadrática	Estatística F	F de significância
<b>Regressão</b>	1	212,0	212,0	3641,9	0,0
<b>Resíduo</b>	24	1,4	0,1	-	-
<b>Total</b>	25	213,4	-	-	-

Fonte: Adaptado de Campos (2014).

Em amostras de água residuária isentas de EE2 e contaminadas com solução padrão deste analito, as taxas de recuperação ficaram entre 58,5 e 105,4%. Os testes de recuperação mostraram que o cartucho Oasis HLB da marca *Waters* apresentaram 100% de recuperação dentro da faixa estabelecida pela legislação (ANVISA, 2003).

### 3.1.1 Limite de detecção (LOD) e limite de quantificação (LOQ)

Foram testados o limite de quantificação do equipamento (LQE) e limite de detecção do equipamento (LDE). Preparando-se padrões com concentrações cada vez menores foi verificado que a última concentração que apresentou pico cromatográfico definido, sem ser confundido com o ruído, e apresentou repetibilidade nas áreas calculadas ( $0,109 \pm 0,009$  mAU) foi a concentração de  $0,0025 \mu\text{g.mL}^{-1}$ ,  $2,52 \mu\text{g.L}^{-1}$  ou ainda  $2.520 \text{ ng.L}^{-1}$ . Sendo assim, conclui-se que este é o limite de quantificação do equipamento, e o limite de detecção do equipamento será considerado um valor duas vezes menor que esse, ou seja:  $0,0013 \mu\text{g.mL}^{-1}$ ,  $1,26 \mu\text{g.L}^{-1}$  ou  $1.260 \text{ ng.L}^{-1}$ . Os resultados da concentração de EE2 nas amostras estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Resultados das amostras analisadas com EE2.

Amostra	Data	Concentração realizada	Coincidência do espectro	Volume injetado ( $\mu\text{L}$ )	Média dos resultados ( $\mu\text{g.mL}^{-1}$ )	Concentração esperada ( $\mu\text{g.mL}^{-1}$ )
LC - E	19/set	52,4 vezes	< 50%	20	0,0009	0,0002
LC - E	19/set	150 vezes	79%	20	0,0014	0,0002
LCA2 - E	24/set	44,6 vezes	< 50%	20	0,0014	0,0001
LCA2 - E	24/set	250 vezes	23 - 36%	20	0,0003	0,0001
LC - E	27/set	400 vezes	< 3%	20	0,0003	0,0002
LCA2 - E	27/set	38 vezes	0%	20	0,0004	0,0001
LCA2 - E	27/set	300 vezes	14 - 68%	20	0,0002	0,0001

Fonte: Adaptado de Campos (2014).

#### 4 Discussão

Para concentrações na faixa de trabalho de 0,0025 à 0,10  $\mu\text{g.mL}^{-1}$  é possível considerar o método analítico utilizando cartuchos de extração Oasis HLB com 250 mg de fase sólida da marca *Waters*, extraíndo amostras de 100 à 500mL, válido pois os testes de recuperação indicaram bons resultados. Pela demonstração de picos cromatográficos com boa resolução, pode-se considerar válida a utilização de acetonitrila grau HPLC (marca J. T. Baker) e água *Milli Q®* (50:50) como fase móvel no modo isocrático, a temperatura da coluna em 30°C, fluxo de 0,6  $\text{mL.min}^{-1}$  e injeção de 10 $\mu\text{L}$  no sistema cromatográfico HPLC *Agilent Technologies 1260 Infinity*, Detector *Agilent 1260 DAD*, coluna ACE 3 C-18 (100 mm x 4,6 mm) e software *Openlab*.

Segundo INMETRO (2007) e ANVISA (2003) correlações entre 0,91 e 0,99 são consideradas satisfatórias, sendo assim foi possível afirmar que o método possui linearidade adequada. A quantificação de interferentes endócrinos em concentrações traço é de difícil realização em matrizes ambientais. Não existem metodologias definidas pela legislação brasileira para análises desses compostos, nem valores orientadores. A USEPA criou a metodologia n.º 539 (2010), que define a análise de EE2 utilizando LC-ESI-MS/MS (Cromatografia Líquida acoplada à Espectrometria de Massas com triplo quadrupolo e ionização por electrospray) por ser um aparelho que é capaz de detectar e identificar compostos presentes em baixos níveis em amostras ambientais, com extração em fase sólida de 1 L de amostra em cartuchos C 18, e limites de detecção (LD) de 0,33  $\text{ng.L}^{-1}$  e menor concentração reportada pelos laboratórios de 1,3  $\text{ng.L}^{-1}$ . Tendo em vista que o LDE encontrado neste estudo foi 2.520  $\text{ng.L}^{-1}$ , fica clara a dificuldade em detectar estes compostos no HPLC-DAD/UV.

Santos (2011) e Santos et al. (2012) analisaram, entre outros compostos, o hormônio 17- $\alpha$ -etinilestradiol por HPLC *Waters* com detector de arranjo de diodos, utilizando como fase móvel acetonitrila e água (50:50), (v/v), no modo isocrático, com fluxo de 0,6  $\text{mL.min}^{-1}$ , coluna C-18 da marca *Luna* e leitura a 280nm; os autores obtiveram um limite de 0,39  $\text{mg.L}^{-1}$  de detecção e 1,31  $\text{mg.L}^{-1}$  de quantificação, valores de trabalho bem maiores que os encontrados em amostras ambientais



(SANTOS, 2012) e também neste trabalho. Em 2007, Fernandes realizou extração de EE2 em cartuchos C-18 filtrando 2 L de amostra (água tratada) e a análise foi em HPLC *Waters*, com coluna C-18 de fase reversa de 150 mm x 3,9 mm, detector DAD, injeção manual de 20 $\mu$ L, fase móvel composta por 40% de acetonitrila e 60% de água osmolisada com eluição isocrática, vazão de 0,6 mL.min<sup>-1</sup> e leitura à 280nm. Fernandes (2007) relata um limite de quantificação do método de 0,0679  $\mu$ g.L<sup>-1</sup>, porém não relata os limites de detecção e quantificação do equipamento. Araújo (2006) realizou a extração em fase sólida de 100mL de esgoto afluyente e efluente de uma ETE em cartuchos C-18, com leitura em HPLC *Shimadzu*, injeção de 20 $\mu$ L, detector DAD, coluna LC-18 *Supelco* com 250 mm x 4,6 mm x 5 $\mu$ m, eluição no modo isocrático da fase móvel com acetonitrila/água (48:52), fluxo de 1 mL.min<sup>-1</sup>, leitura de EE2 a 280nm. O limite de detecção obtido foi 0,0833 mg.L<sup>-1</sup> e o limite de quantificação foi 0,250 mg.L<sup>-1</sup> (maiores que os obtidos no presente estudo), mas mesmo assim não foram detectados hormônios, inclusive o EE2, no esgoto bruto e no esgoto tratado da ETE de Araraquara (ARAÚJO, 2006), o que possivelmente pode ser devido aos elevados limites de detecção do HPLC-DAD quando comparado a um detector de massas, segundo o autor.

É importante ressaltar o limite que os detectores de arranjo de diodos tem em relação à espectrômetros de massa, produzindo um limite de detecção e quantificação muito limitado quando comparado aos MS, mais reduzido ainda quando comparados aos espectrômetros de massa com triplo quadrupolo (MS/MS). No entanto, é interessante o desenvolvimento de uma metodologia de análise de hormônios em HPLC-DAD pelo fato do aparelho, do detector e dos reagentes possuírem custo reduzido quando comparados à GC-MS e LC-MS/MS.

## 5 Conclusões

A maior dificuldade de identificação e quantificação de compostos em concentrações traço presentes em águas residuárias é o preparo da amostra, pois se torna muito difícil conseguir concentrar uma amostra rica em matéria orgânica mais que 100 vezes por extração em fase sólida, e por isso os limites de detecção alcançados com HPLC-DAD não foram suficientes para análise dessas amostras de água residuária, com concentrações na faixa de nanogramas por litro. Apesar do EE2 adicionado aos leitos cultivados não ter sido quantificado neste estudo pela metodologia adaptada de águas superficiais por estar abaixo dos níveis de detecção e quantificação alcançados no aparelho, a metodologia reproduzida em águas residuárias foi satisfatória, apresentando bons índices de recuperação, seletividade, exatidão, linearidade, regressão, limites de detecção e de quantificação.

## 6 Referências bibliográficas

- AMORIM, F. F.. **Remoção dos contaminantes orgânicos  $\beta$ -estradiol e saxitoxinas (STX, Neo-STX E dc-STX) por meio de nanofiltração:** Avaliação em escala de bancada. 123f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília. Brasília. 2007.
- ARAÚJO, J. C.. **Estudo da eficiência do tratamento de efluentes domésticos da cidade de Araraquara-SP na remoção de hormônios sexuais.** 83p. Dissertação (Mestre em Ciências) – Instituto de Química, Universidade de São Paulo. São Carlos. 2006.
- BRASIL. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução RE n.º 899, de 29 de maio de 2013. Determina a publicação do “Guia para validação de métodos analíticos e bioanalíticos”. **Diário Oficial da União**. Poder Executivo, junho de 2003.
- CAMPOS, J. M. **Eficiência de sistemas de leitos cultivados com *Eichhornia crassipes* na retenção de poluentes convencionais e o emergente 17- $\alpha$ -etinilestradiol.** 257f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2014.
- CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS A AGRICULTURA. <  
<http://www.cepagri.unicamp.br/>> acesso em 28 de junho de 2012.
- FERNANDES, R. **Estudos de Remoção de 17 $\alpha$ -Ethinilestradiol de Águas para Abastecimento, utilizando Dióxido de Cloro, Hipoclorito de Sódio, Carvão Ativado em Pó (CAP) e Tratamento Físico-químico.** 151p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2007.
- GRAY, J. L.; SEDLAK, D. L. The fate of Estrogenic Hormones in an Engineered Treatment Wetland with Dense Macrophytes. **Water Environment Research**. v. 77, n. 01, p. 24-31, jan/fev, 2005.
- INMETRO – Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial. **Orientações sobre validação de métodos de ensaios químicos.** DOQ-CGCRE-008. Revisão 2 – junho, 2007.
- RAIMUNDO, C. C. M. **Contaminantes emergentes em água tratada e seus mananciais:** sazonalidade, remoção e atividade estrogênica. 172f. Tese (Doutorado em Química Ambiental) – Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2011.
- SANTOS, E. P. C. C. **Remoção de etinilestradiol no tratamento de água para consumo humano:** estudo em escala piloto. 189f. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2011.
- SANTOS, I. J. S.; GROSSMAN, M. J.; SARTORATTO, A.; PONEZI, A. N.; DURRANT, L. R. Degradation of the recalcitrant pharmaceuticals carbamazepina and 17- $\alpha$ -ethinylestradiol by lignolytic fungi. **Chemical Engineering Transactions**. v. 27, p. 169 – 174, 2012.
- USEPA. **Method 539:** Determination of hormones in drinking water by solid phase extraction (SPE) and liquid chromatography electrospray ionization tandem mass spectrometry (LC-ESI-MS/MS). EPA Document n.º 815-B-10-001, Cincinnati, Ohio/USA, nov., 2010. 36 p.
- USEPA. **The third unregulated contaminant monitoring rule (UCMR3).** EPA 815-F-12-004, may 2012.



## MONITORAMENTO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL E VERTICAL EMPREGADOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS

**Victória Regina Celso Monteiro\***

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária  
vicregina@hotmail.com

**Pablo Heleno Sezerino**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária  
pablo.sezerino@ufsc.br

### Resumo

Este artigo apresenta os resultados do monitoramento de unidades tipo *wetlands* construídos de escoamento horizontal (WCH) e de escoamento vertical (WCV), empregados no tratamento de distintas águas cinzas (AC). Duas unidades geradoras de AC foram avaliadas através de medição de vazão *in loco*, bem como a eficiência de tratamento destas analisando-se os afluentes e efluentes dos WCH e WCV. Para o WCH (8 m<sup>2</sup> de área superficial) aplicou-se uma vazão média de 102,3L/d de AC afluente, correspondente em média a 34,1 L/pessoa.d, obtendo-se uma eficiência de remoção de 82,7% para DQO, 56% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 73,5% para o P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. Para o WCV (9,24 m<sup>2</sup> de área superficial), a vazão média aplicada ficou em 49,18 L/d, correspondente em média a 2,14 L/pessoa.d, alcançando eficiências de 88% para DQO, 97% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 75% para P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. Ambos os sistemas se mostraram viáveis ao tratamento das AC, demandando um procedimento operacional simplificado.

**Palavras-chave:** Águas cinzas. *Wetlands* construídos. Escoamento horizontal. Escoamento vertical.

### 1 Introdução

A tecnologia dos *wetlands* construídos vem sendo cada dia mais reconhecida como uma tecnologia sustentável de tratamento de águas residuárias, eficiente, viável economicamente, além de versátil e adaptável as mais diversas realidades e tipos de efluentes.

Corroborando com a ideia de versatilidade, sabe-se que existem muitas variações deste tipo de sistema, com relação ao tipo de escoamento, plantas utilizadas, material filtrante, entre outras características. O sistema de escoamento subsuperficial é um dos mais utilizados, sendo também

denominado filtro plantado com macrófitas, e neste caso o efluente escoo pela parte interna do leito, atravessando o *wetland*, podendo ser classificados em escoamento horizontal e escoamento vertical.

No escoamento horizontal o esgoto é inserido na parte inicial do leito, geralmente constituída por brita, e percola horizontalmente pelo material de recheio, sendo a areia o material mais empregado, até alcançar a zona de saída, também composta por brita. O sistema normalmente apresenta uma leve inclinação de fundo a fim de facilitar o escoamento do efluente (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Já no escoamento vertical, o *wetland* é na maioria das vezes escavado no solo, e também preenchido com material de recheio, onde são plantadas as macrófitas. O diferencial vem da alimentação do sistema, que é intermitente, e realizada na parte superior do filtro; o esgoto então percola verticalmente sendo coletado no fundo. Este tipo de fluxo provoca uma maior oxigenação, favorecendo a degradação aeróbia e a nitrificação (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Atualmente os *wetlands* construídos têm sido usados para tratar todos os tipos de águas residuárias, incluindo industriais e da agricultura, águas pluviais de escoamento, águas cinzas e lixiviados de aterro sanitário (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2011).

O termo águas cinzas é utilizado para designar os efluentes provenientes de banheiras, chuveiros, lavatórios, máquinas de lavar, lavadoras de louça, lavanderias e pias de cozinha (MOREL; DIENER, 2006). No entanto, alguns autores não incluem a pia da cozinha no sistema de águas cinzas, estas são então chamadas águas cinzas claras; sendo águas cinzas escuras, os efluentes que contêm contribuição da cozinha (HENZE e LEDIN, 2001 apud MAY E HESPANHOL, 2008).

De acordo com a literatura, as águas cinzas podem representar de 70% a 75% do fluxo de água residuária de uma residência (HERNÁNDEZ LEAL et al., 2007). Para uma residência em Sydney, na Austrália, com três pessoas, estimou-se uma produção de 339L/dia (LOH e COGHLAN, 2003 apud NSWHEALT, 2008), porém a quantidade de água cinza produzida varia bastante de acordo com a situação e também com o nível de renda da família, estando relacionada principalmente com o consumo de água potável.

Dentro desse contexto, foram monitorados dois sistemas de *wetlands* construídos, um de escoamento horizontal e outro de escoamento vertical, empregados ao tratamento de distintas águas cinzas, e avaliou-se a eficiência de tratamento e comportamento operacional das tecnologias.

## **2 Metodologia**

### **2.1 Descrição dos sistemas**

O primeiro sistema está localizado na zona rural do município de Palhoça/SC, em uma residência com três pessoas. As águas cinzas são geradas no tanque e máquina de lavar roupas da família.

O sistema de tratamento é composto por um tanque séptico seguido por um *wetland* de escoamento horizontal, plantado com *Cyperus papyrus*. A unidade foi implantada no ano de 2010, sendo que o *wetland* foi dimensionado baseado na cinética de primeira ordem aplicável a reatores de fluxo pistão, resultando em uma área superficial de 8m<sup>2</sup>, possuindo 4 m de comprimento, 2 m de largura e 1 m de altura (Figura 1). A camada de material filtrante foi preenchida por 0,7 m de areia grossa. A vazão foi estimada em 0,45 m<sup>3</sup>/d e a taxa de aplicação na seção transversal igual a 320 L/m<sup>2</sup>.d, de acordo com o trabalho de Magri et al., (2011).

Figura 1 - Tanque séptico seguido de *wetland* horizontal tratando águas cinzas na propriedade rural em Palhoça/SC (à esquerda), e sistema de tratamento de águas cinzas na sede da empresa em Florianópolis (à direita).



Fonte: Autoria própria (2014).

O segundo sistema se encontra localizado na sede de uma empresa de engenharia, no bairro Santo Antônio de Lisboa em Florianópolis/SC. Na empresa são realizadas somente atividades de escritório, e a água cinza é composta pelos efluentes gerados nas pias de quatro banheiros e, também, na pia da cozinha.

A área superficial do *wetland* construído vertical é 9,24 m<sup>2</sup>, sendo 2,20 m de largura, 4,20 m de comprimento e 0,7 m de altura, o que resulta em um volume de 6,47 m<sup>3</sup> (Figura 1). O material de recheio é composto por uma camada de 0,10 m de brita para distribuição do efluente, 0,50 m de areia grossa, e 0,10 m de brita para drenagem do efluente. A carga orgânica aplicada foi proposta como sendo 30 gDBO/m<sup>2</sup>.d e a vazão estimada 0,25 m<sup>3</sup>/d.

## 2.2 Monitoramento dos sistemas

Destaca-se que ambos os sistemas já estavam em operação, sendo há 33 meses o sistema de Florianópolis e 44 meses o sistema de Palhoça. O comportamento do sistema de Palhoça está relatado detalhadamente nos trabalhos de Magri et al., (2011), Pires, (2012) e Magri et al., (2012).

Os efluentes foram coletados quinzenalmente na entrada e na saída dos *wetlands* horizontal e vertical, durante 9 meses. Foram analisados em laboratório os seguintes parâmetros: demanda

química de oxigênio – DQO (APHA, 2005), nitrogênio amoniacal –  $N-NH_4^+$  (VOGEL,1981), nitrogênio nitrato –  $N-NO_3^-$  (APHA, 1998) e fósforo ortofostato –  $P-PO_4^{3-}$  (APHA, 1998).

Para o monitoramento da produção das águas cinzas, foram realizadas cinco campanhas de medição de vazão *in loco*, as quais iniciavam-se às 8h da manhã, seguindo até as 18h para a empresa, e das 08h30min até aproximadamente 15h para a residência rural, de acordo com a atividade de lavagem de roupas da família. Para o procedimento, foi utilizado um recipiente graduado e a anotação do volume produzido foi realizada de hora em hora.

Ainda visando o monitoramento, um relatório de dados foi iniciado na primeira coleta, e a partir desse documento foi possível apontar questões quanto à adequação do arranjo tecnológico, necessidades de melhorias e o comportamento em si da tecnologia quando aplicada ao tratamento de águas cinzas.

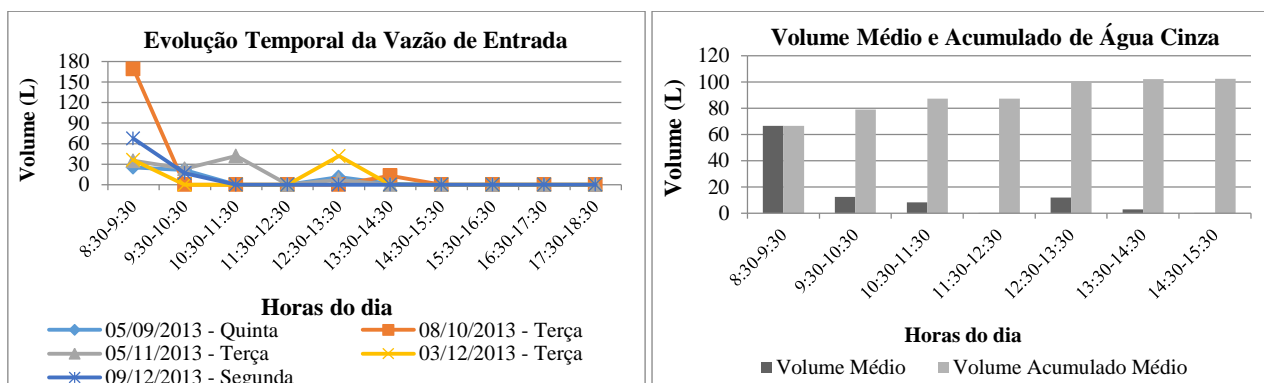
### 3 Resultados e discussão

#### 3.1 Wetland construído horizontal (sistema 1 – Palhoça/SC)

Na figura 2 pode ser verificado que as maiores produções de água cinza ocorreram no período da manhã, onde se concentra mais a atividade de lavagem de roupas da família. O volume produzido das 8h30min às 9h30min variou de 25,3 L à 169 L, vazão de pico justificada pelo uso da máquina de lavar na residência, a qual não é utilizada com frequência, somente para a lavagem de roupas mais pesadas, como roupas de cama.

A média de vazão produzida e medida na lavanderia da residência em estudo atingiu o valor de 102,3 L/d. Segundo Nswhealt (2000), a lavanderia de uma residência pode alcançar 135 L/d. Magri et al., (2008) em uma residência unifamiliar também em Florianópolis, no bairro Ratoes, obteve como média de produção no tanque e na máquina de lavar um valor de 134,2 L/d.

Figura 2- Evolução temporal da vazão de entrada medida na residência, volume médio e acumulado de água cinza produzida na residência durante as horas do dia.

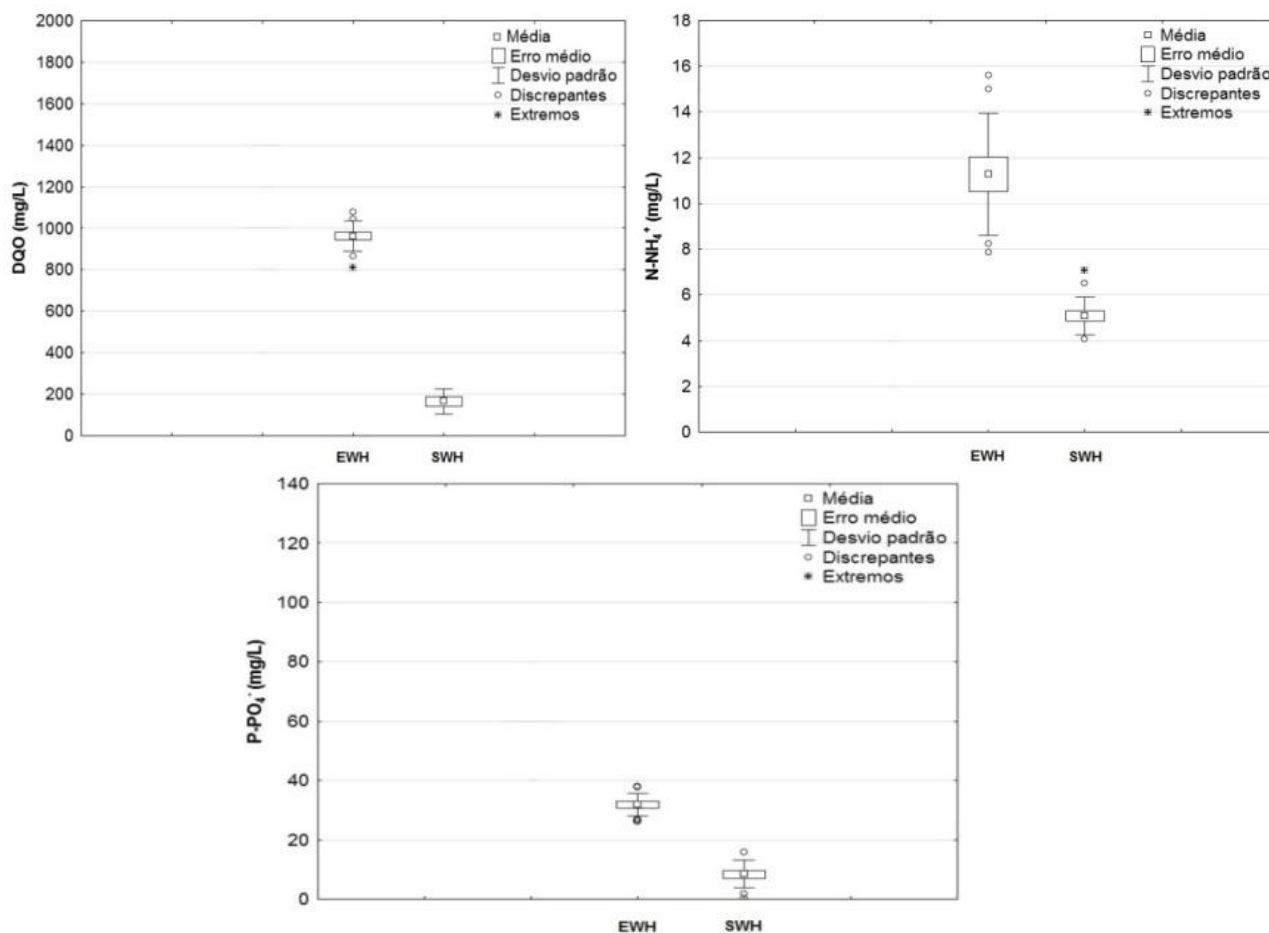


Fonte: Autoria própria (2014).

A figura 2 também indica os volumes médios acumulados de água cinza para cada hora do dia. O horário que apresentou as maiores vazões foi realmente o início da manhã, das 8h30min às 9h30min, atingindo um volume médio de 66,5 L. Sendo o volume médio de água cinza acumulado 102,3L, a produção por pessoa fica em torno de 34,1 L/pessoa.d. Os valores de águas cinzas produzidos em lavanderias variam de 13 a 34 L/pessoa.d, de acordo com Morel e Diener (2006). Ghaitidak e Yadav (2013), relatam valores oscilando de 5 L/pessoa.d no Yemen até 82 L/pessoa.d na América do Norte.

A matéria carbonácea presente na água cinza foi medida em termos de DQO (Figura 3), sendo que para a entrada do *wetland* horizontal (EWH) a média ficou em 962 mg/L. Levando-se em consideração o cálculo de vazão realizado onde tem-se 102,3 L/d, a concentração média de DQO na EWH (962 mg/L) e a área superficial do WCH (8m<sup>2</sup>), obtém-se uma carga aplicada de 12,3 gDQO/m<sup>2</sup>.d, ou seja, valor que está de acordo com o recomendado por Hoffmann et al. (2011).

Figura 3: Gráfico *boxplot* para DQO, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> em mg/L, sendo EWH: Entrada *wetland* horizontal e SWH: Saída *wetland* horizontal.



Fonte: Autoria própria (2014).

Na saída do *wetland* horizontal (SWH), a média de DQO ficou em 166 mg/L, assim o sistema alcança uma remoção média de 82,7%. Monteiro (2009) obteve uma remoção de 60% de



DQO em um *wetland* horizontal, enquanto Pansonato (2010) obteve 56%. Knupp e Gonçalves (2013) alcançaram 74% também em um *wetland* horizontal tratando águas cinzas.

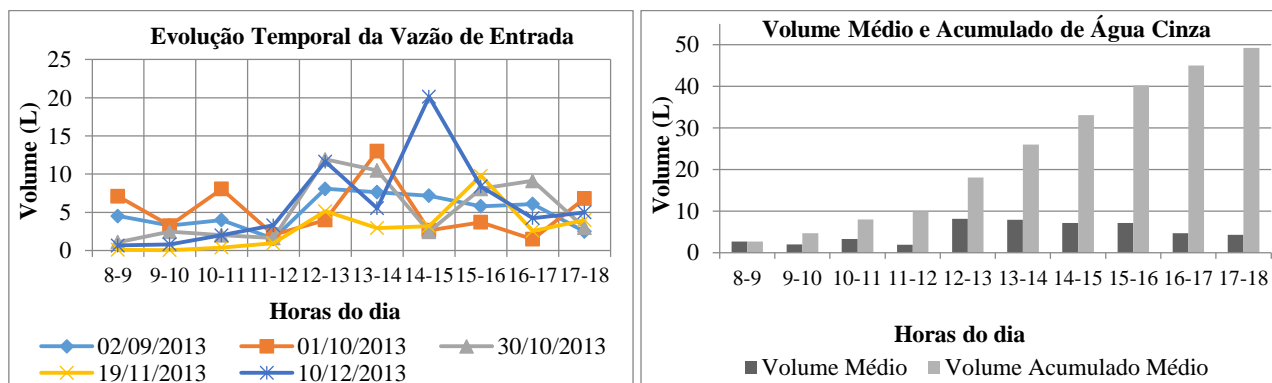
Com relação aos nutrientes, observa-se na figura 3, um valor médio de 11,3 mg/L de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> na EWH. Sabe-se que os níveis de nitrogênio geralmente são baixos nas águas cinzas, pois não há mistura com a urina, principal fonte desse nutriente (MOREL; DIENER, 2006). Na SWH, o valor ficou em 5,0 mg/L, retratando uma eficiência média de 56%, uma considerável remoção para *wetland* horizontal. Knupp e Gonçalves (2013) obtiveram 12% de eficiência de remoção para este parâmetro, enquanto Monteiro (2009) obteve 13%.

As concentrações de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> encontradas na EWH são relativamente altas, ficando a média geral em 31,8 mg/L, como pode ser observado na figura 3. Contudo, a carga de fósforo aplicada é baixa, da ordem de 0,40 gP-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/m<sup>2</sup>.d. Na SWH, a concentração média de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> foi de 8,4 mg/L, ficando a remoção média em 73,5%.

### 3 2 *Wetland* construído vertical (sistema 2 – Florianópolis/SC)

Para o sistema vertical, que trata efluentes do escritório, o volume total de águas cinzas produzidas representam a soma dos efluentes gerados nos lavatórios e na cozinha. Sabe-se que os hábitos deste tipo de empreendimento diferem bastante de residências, as quais normalmente produzem maiores volumes de águas cinzas. Somando-se então as produções do escritório, foram gerados em média 49,18 L/d. Na figura 4 pode-se observar a evolução temporal da vazão de entrada medida *in loco* no escritório.

Figura 4 - Evolução temporal da vazão de entrada medida no escritório e volume médio e acumulado de água cinza produzida durante as horas do dia.



Fonte: Autoria própria (2014).

Verifica-se que ocorre produção de efluente durante todo o horário comercial, sendo observados alguns picos principalmente nos horários próximos ao almoço, das 12h às 13h e das 13h às 14h na maioria das campanhas, indicando um maior uso das instalações neste período. O período da manhã registra os menores volumes de águas cinzas, e o horário com maior produção média de

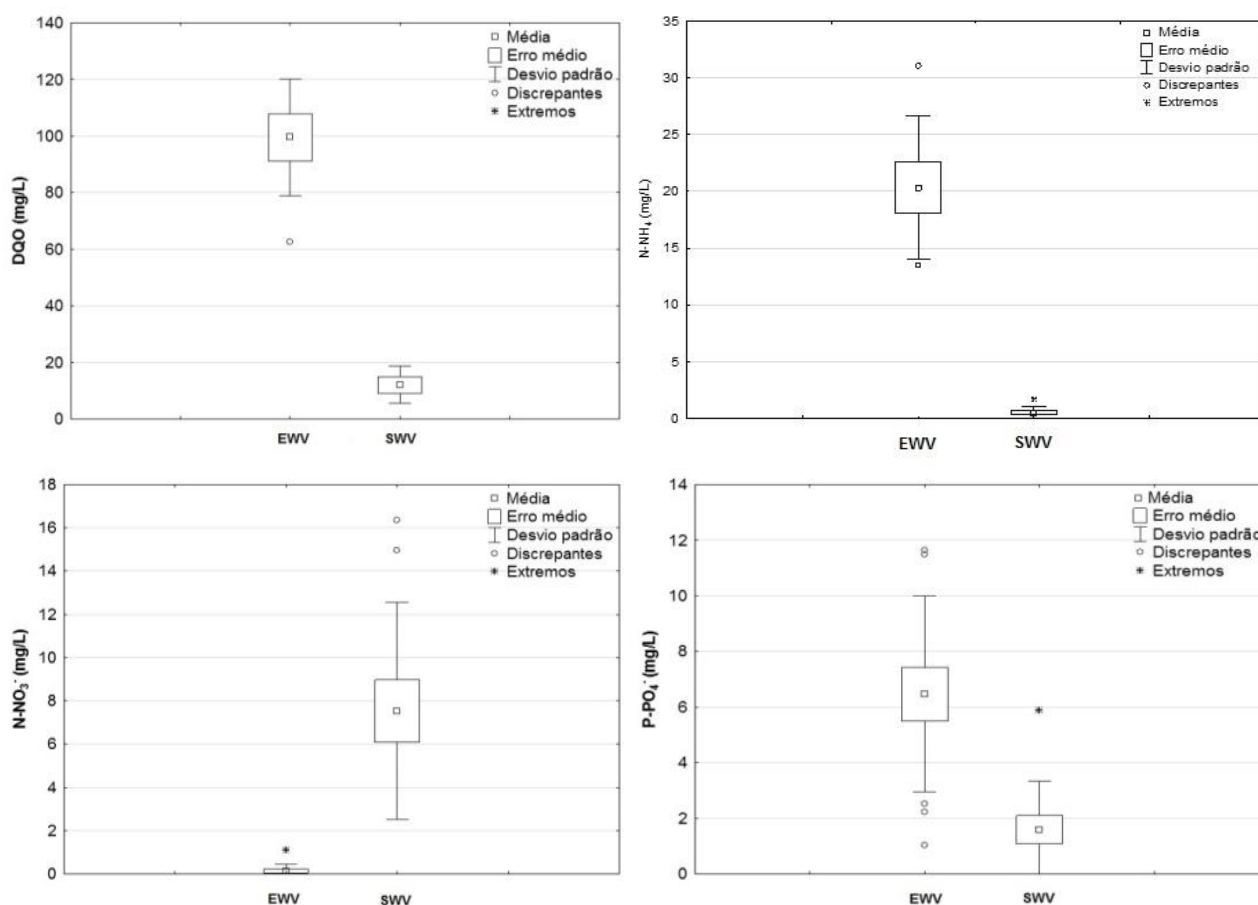


efluente é mesmo o das 12h às 13h, alcançando 8,1L. A produção se mantém das 13h às 16h, gerando por volta de 7 L/h, e volta a diminuir à partir das 16h.

Utilizando-se o volume médio acumulado ao longo do dia como sendo de 49,18 L e considerando o número médio de funcionários que trabalham no escritório (23), obtém-se uma produção média de 2,14 L/pessoa.d.

Com relação aos parâmetros analisados, pode ser observado na figura 5 que a média de DQO na entrada do *wetland* vertical (EWV) ficou em 100 mg/L. Considerando-se esta concentração obtida, a vazão média de 49,18 L/d e a área superficial do *wetland* de 9,24 m<sup>2</sup>, obtém-se uma carga aplicada de 0,53 gDQO/m<sup>2</sup>.d, ou seja, bem inferior à recomendações de Hoffmann et al. (2011), que sugerem aplicação de cargas de até 20 gDQO/m<sup>2</sup>.d para sistemas verticais em clima frio.

Figura 5: Gráfico *boxplot* para DQO, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> em mg/L, sendo EWV: entrada *wetland* vertical e SWV: saída *wetland* vertical.



Fonte: Autoria própria (2014).

Na saída do *wetland* vertical (SWV), a concentração média de DQO ficou em 12 mg/L, resultando em uma remoção de 88%. Sarnaglia e Gonçalves, (2013) também em um *wetland* vertical obtiveram 85% de remoção para este parâmetro.

Para o N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, a concentração média foi de 20,3 mg/L na EHV e, considerando-se esta concentração afluente, a vazão média aplicada (48,18 L/d) e a área superficial do *wetland* vertical,

tem-se uma carga aplicada  $0,1 \text{ gNH}_4^+/\text{m}^2.\text{d}$ , ou seja, muito abaixo do recomendado pela literatura (PLATZER, 1999) para que a transformação da amônia a nitrato se processe.

Com esta reduzida carga de  $\text{N-NH}_4^+$  aplicada, o *wetland* vertical apresenta uma ótima redução na concentração deste poluente, sendo observado na SWV uma concentração de  $0,5 \text{ mg/L}$ , o que significa uma remoção média de 97%.

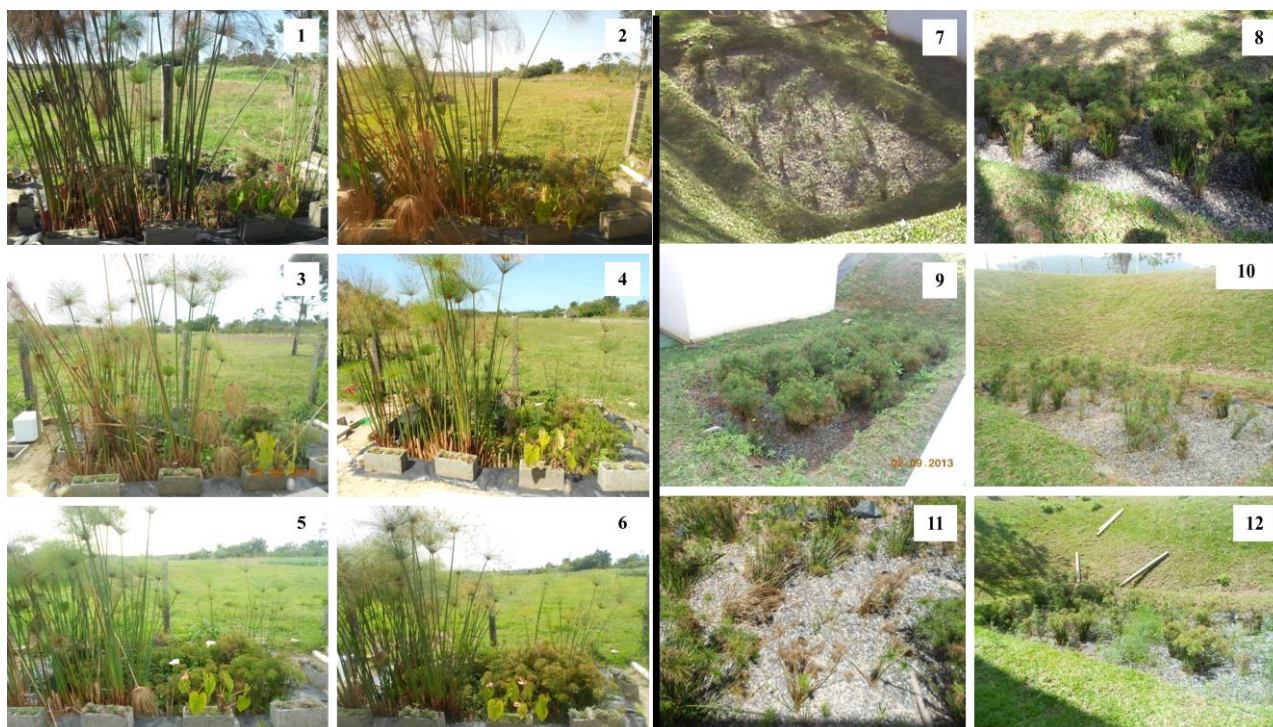
Através da figura 5, pode-se constatar a ocorrência da nitrificação neste sistema, ( $7,5 \text{ mg/L}$  de  $\text{N-NO}_3^-$  na SWV), explicando assim a alta remoção de  $\text{N-NH}_4^+$ .

Para o  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , a concentração média na EWV foi  $6,5 \text{ mg/L}$ , como mostra também a figura 5. Na SWV obteve-se  $1,6 \text{ mg/L}$ , obtendo-se 75% de remoção média. Pansonato (2010) obteve para um *wetland* vertical, 33% de remoção para o  $\text{P-PO}_4^{3-}$ , mesmo valor relatado por Morel e Diener (2006) para um sistema vertical no Nepal.

### 3 3 Manutenção dos *wetlands* construídos

A figura 6 apresenta algumas imagens do período de monitoramento para os *wetlands* construídos horizontal (WCH) e vertical (WCV). Ambos os sistemas se mostraram adequados e bem adaptados no tratamento das águas cinzas.

Figura 6 - Desenvolvimento do *wetland* horizontal (esquerda) e vertical (direita) ao longo do período de monitoramento. 1. Início monitoramento (04/13); 2. Queda das plantas (07/13); 3 Replântio de algumas mudas (09/13); 4. Início do desenvolvimento dos papiros e mini papiros replantados (10/13); 5. Papiros e mini papiros crescidos (11/13); 6. Última coleta (12/13); 7. Pré-monitoramento (08/12); 8. Início monitoramento (04/13); 9. Papiros bem desenvolvidos (09/13); 10. Poda/retirada de algumas mudas (10/13); 11. Detalhe de algumas plantas mortas (11/13); 12. Última coleta (12/13).



Fonte: Autoria própria (2013).

Com relação à manutenção, foram identificadas questões como crescimento de plantas daninhas, necessidades de replantio de mudas e limpeza das unidades de tratamento a montante.

#### 4 Conclusões

Com este trabalho foi possível avaliar os hábitos dos diferentes empreendimentos estudados e como estes influenciam na produção de efluentes. Pode-se inferir que em residências a geração de águas cinzas é mais expressiva do que em escritórios, e esta geração se mostra mais concentrada em um período, enquanto em escritórios a geração é distribuída ao longo do dia.

Foram obtidos valores médios de produção de águas cinzas da ordem de 102 L/d e 48 L/d para residência e escritório respectivamente, valores estes que podem ser interessantes em futuros dimensionamentos.

O desempenho dos sistemas empregados no tratamento foi identificado por meio das consideráveis eficiências de remoção de poluentes obtidas para ambos os *wetlands* estudados, destacando-se remoções de 82,7% para DQO, 56% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 73,5% para o P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> no WCH, e 88% para DQO, 97% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 75% para P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> no WCV.

Ambas as configurações se mostraram viáveis no tratamento de águas cinzas de residência e de escritório, tanto com relação à eficiência quanto ao comportamento, e esteticamente favoráveis ao meio ambiente, demandando um procedimento operacional simplificado.

#### 5 Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer ao CNPq pelo financiamento da pesquisa e a empresa Rotaria do Brasil.

#### 6 Referências

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, APHA – American Public Health Association, 19<sup>o</sup> Edição, 1998.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. Washington, APHA - American Public Health Association, 21<sup>o</sup> Edição, 2005.

GHAITIDAK, D. M.; YADAV, K. D. Characteristics and treatment of greywater - a review. **Environmental science and pollution research international**, v. 20, n. 5, p. 2795–809, 2013.

HERNÁNDEZ LEAL, L.ZEEMAN, G.; TEMMINK, H., BUISMAN C. Characterisation and biological treatment of greywater. **Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 56, n. 5, p. 193–200, 2007.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C., WINKER, M., VON MUENCH, E. **Technology review of constructed wetlands - Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment**. Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH Sustainable sanitation - ecosan program, 2011.

KNUPP, A. M.; GONÇALVES, R. F. Pós-Tratamento de Água Cinza com “Wetland” Horizontal Visando o Reúso Predial. In: 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**Goiânia: Associação Brasileira de Engenharia Ambiental - ABES, 2013

MAGRI, M. E. FENELON, F. R., RABELO, L., ROSSETO, T. S. PHILIPPI, L.S. **Reúso de Águas Cinzas Tratadas em Descarga de Vaso Sanitário e Rega de Jardim.** XIII SILUBESA - Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**Belém - PA: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2008.

MAGRI, M. E. LEMOS, E., KLAUS, G., FRANCISCO, J.G.Z., PHILIPPI, L. S. **Desempenho de um Sistema Tipo Tanque Séptico Seguido de Filtro Plantado com Macrófitas no Tratamento de Águas Cinzas.** 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011.

MAGRI, M. E.; FRANCISCO, J.G.Z., SEZERINO, P. H., MONTEIRO, V.R.C., PHILIPPI, L. S. **Gestão da Água e Efluentes em Pequenas Propriedades Rurais Segundo Modelo de Saneamento Sustentável.** Conferência Latino-Americana em Saneamento Sustentável. **Anais...**2012.

MAY, S.; HESPANHOL, I. Tratamento de águas cinzas claras para reúso não potável em edificações. **Rega - Revista de Gestão da Água da América Latina**, v. 5, n. 2, p. 15–24, 2008.

MONTEIRO, R. C. DE M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetlands” para tratamento de água cinza visando o reúso não potável.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2009.

MOREL, A.; DIENER, S. **Greywater Management in Low and Middle-Income Countries.** Suíça Sandec: Department of Water and Sanitation in Developing Countries, 2006.

**NSW Guidelines for Greywater Reuse in Sewered Single Household Residential Premises.** Sydney NSW Government - Department of Water & Energy, 2008.

NSW HEALTH. **Greywater Reuse in Sewered Single Domestic Premises.** Sydney, NSW HEALTH, 2000.

PANSONATO, N. **Tratamento e reúso integrado de água cinza utilizando wetlands construídos com plantas ornamentais e um sistema de desinfecção solar.** Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2010.

PLATZER, C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 257–263, 1999.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.** 1ª. ed. Florianópolis/SC: [s.n.], 2004, p. 144

PIRES, J. D. T. S. **Reúso de Água Cinza e Aproveitamento da Água de Chuva como Fontes Alternativas em Propriedades Rurais.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

SARNAGLIA, S. A. A.; GONÇALVES, R. F. **Uso de “Wetland” Vertical como Pós-tratamento de um Filtro Anaeróbio a Partir de Água Cinza com Vistas ao Reúso Não-Potável.** In: 27º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**Goiânia: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2013.

VOGEL, A. . **Química analítica qualitativa.** 5º Edição ed. São Paulo - SP: Editora Mestre Jou, 1981. p. 665

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 1, p. 90–98, jan. 2011.



## **AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO TRATANDO ESGOTOS SANITÁRIOS SINTÉTICOS**

**Claudir José Morais\***

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Química e Biologia  
claudirjmorais@gmail.com

**Aldria Diana Belini**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Química e Biologia  
a7belini@gmail.com

**Daiane Cristina de Freitas**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Química e Biologia  
daianecris\_freitas@hotmail.com

**Karina Querne de Carvalho**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Construção Civil  
kaquerne@gmail.com

**Fernando Hermes Passig**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Química e Biologia  
fhpassig@gmail.com

### **Resumo**

A carência de redes coletoras aliada a tratamentos ineficientes representam um ponto fundamental de pressão nas questões sobre as águas. Isto torna os serviços descentralizados cada vez mais importantes porque oferecem opção de investimento em etapas e em regiões distantes onde se incluem cidades pequenas, povoados e sítios turísticos. Os *wetlands* construídos se distinguem como tecnologias sustentáveis por apresentarem processo construtivo e operacional simples, de consumo energético mínimo e possibilitando sua aplicação em pequenas comunidades, áreas rurais ou distantes. Este trabalho teve seu foco na avaliação do comportamento de um sistema de tratamento de esgoto sanitário sintético em *wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical utilizando *Zantedeschia aethiopica* como macrófita, na remoção de cargas orgânicas, nitrogênio e fósforo. O processo foi comparado a um sistema similar, mas não vegetado. As eficiências médias obtidas, respectivamente para o sistema vegetado e o não vegetado foram: Turbidez com 93 e 97%; DQO com 80 e 90%; NTK com 64 e 76; Nitrogênio Amoniacal com 93 e 89% e Fósforo total com

97 e 97 %. Foi verificada a atuação das plantas na remoção de Nitrito e de Nitrato. Os estudos das tecnologias envolvendo wetlands construídos vegetados são cada vez mais importantes frente aos bons resultados obtidos.

**Palavras-chave:** Filtros vegetados, *Zantedeschia aethiopica*, Zona de raízes.

## 1 Introdução

No Brasil os serviços carentes em redes coletoras e com tratamentos de efluentes sanitários deficientes ou ausentes, não acompanharam os processos de urbanização e de industrialização e representam um ponto fundamental de pressão nas questões sobre as águas devido ao lançamento de cargas nos trechos urbanizados dos rios (ANA, 2012).

Isto pode ser enfatizado através do Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) para o ano de 2012, que aponta a média brasileira do tratamento dos esgotos gerados em apenas 38,6% e o atendimento com redes coletoras que atinge uma média de 56,1% da população urbana (MINISTÉRIO DAS CIDADES, 2012).

Para Van Kaick *et al.* (2012), as redes coletoras de esgoto são parte de sistemas centralizados de tratamento que não acompanham o crescimento populacional, então é imprescindível o desenvolvimento de tecnologias descentralizadas que possam atender as necessidades do tratamento.

Os tratamentos descentralizados de esgotos são cada vez mais importantes porque oferecem opção de investimento em etapas. Há situações onde, devido às distâncias, este pode ser a única solução viável para pequenas cidades e povoados, sítios turísticos, estabelecimentos industriais e comerciais, dentre outros (HOFFMANN *et al.*, 2013).

Suntti *et al.* (2013) argumentam que os *wetlands* construídos se distinguem como tecnologias sustentáveis por apresentarem processo construtivo e operacional simples e de consumo energético mínimo possibilitando sua aplicação em pequenas comunidades e áreas rurais.

Ferreira *et al.* (2013) constataram pela análise de vários trabalhos que o sistema de *wetland* de fluxo subsuperficial vertical é eficiente no tratamento de esgotos domésticos, sobretudo na remoção de nutrientes, mas detectaram a dificuldade em formar um padrão por causa das diversas formas construtivas, de diferentes espécies plantadas e de distintos parâmetros avaliados.

Nessa conjuntura, este trabalho avaliou uma unidade piloto de tratamento em *wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical plantada com *Zantedeschia aethiopica*, comparando-a com uma unidade não vegetada.

## 2 Material e Métodos



O aparato experimental foi instalado ao lado do Laboratório de Saneamento (Bloco I) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, câmpus Curitiba sede Ecoville e suas características são apresentadas na Tabela 1.

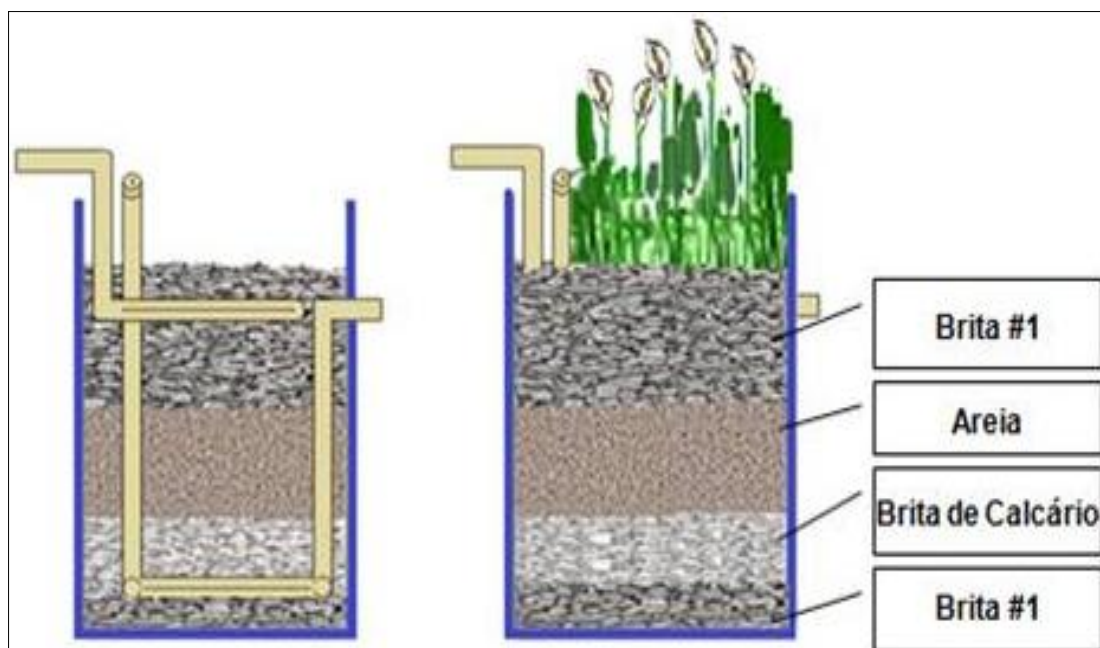
Tabela 1 – Características do aparato experimental

Característica	Dimensão
Altura da camada de areia	300 mm
Altura da camada de brita calcária	50 mm
Altura da camada de brita da superfície	300 mm
Altura da camada de brita no fundo	50 mm
Área superficial	0,22 m <sup>2</sup>
Diâmetro da tubulação em PVC	25 mm
Granulometria da areia	1,2 a 4,8 mm
Granulometria da brita	# 1
Índice de Porosidade	0,42
Nº de mudas no sistema vegetado	9 unidades
Volume de vazios	70 L
Volume Total	200 L
Volume útil	166 L

Fonte: Autoria própria (2014)

Na Figura 1 é possível observar em corte esquemático, a tubulação do aparato construído e a estrutura do leito filtrante.

Figura 1 – Desenho Esquemático do Aparato Experimental



Fonte: Autoria própria (2014)

Neste estudo, os sistemas funcionaram em regime de bateladas, mas seu projeto também permite trabalhar em fluxo contínuo de modo que se poderão simular outros tipos de vazão. Durante o período de desenvolvimento do sistema plantado, os *wetlands* foram alimentados manualmente com as águas de um córrego local.

No presente trabalho foi utilizado um efluente sintético adaptado de Barbosa (2006), cuja composição pode ser observada na Tabela 2.

Tabela 2 – Composição do Esgoto Sintético

Descrição	Quantidade	Unidade
Extrato de Carne	0,2	g/ L
Amido	0,01	g/ L
Farinha de Trigo	0,2	g/ L
Sacarose	0,0175	g/ L
NH <sub>4</sub> Cl	0,0255	g/ L
Óleo	0,051	mL/L
Detergente	2	gota/L
Celulose	0,03	g/ L
NaCl	0,25	g/ L
MgCl <sub>2</sub> .6H <sub>2</sub> O	0,007	g/ L
CaCl <sub>2</sub> .2H <sub>2</sub> O	0,0045	g/ L
KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub>	0,0264	g/ L
NaHCO <sub>3</sub>	0,2	g/ L

Fonte: Adaptado de BARBOSA (2006)

Temperatura, pH, Turbidez, DQO, NTK, N Amoniacal, Nitrito, Nitrato e Fósforo Total foram analisados no Laboratório de Saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Curitiba, sede Ecoville conforme as metodologias descritas por Eaton *et al.* (2005).

### 3 Resultados e Discussão

O desenvolvimento do sistema vegetado foi visualmente avaliado do plantio até o final dos experimentos e observou-se desenvolvimento adequado ao experimento da *Zantedeschia aethiopica* no *wetland*. Na Figura 2 se observam as condições das plantas durante e após a execução dos ensaios que de modo geral, apresentaram resistência e adaptação aos Experimentos.



Figura 2 – Condições do sistema vegetado; A: Após a última batelada; B: Uma semana após.



Fonte: autoria própria (2014)

Durante a execução dos três experimentos em bateladas pode-se verificar que o sistema vegetado se destaca pela quase ausência de odores, fato também verificado por Santos *et al.*(2011).

Os resultados analíticos para caracterização do efluente sintético bruto são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 – Caracterização do Efluente Sintético

Parâmetro	Unidade	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
Temperatura	°C	19,7	3,6	15,6	21,8
pH	-	7,83	0,14	7,69	7,96
Turbidez	UNT	27,6	5,9	22,5	34,1
DQO	mg/L	533,0	94,9	463,8	641,2
NTK	mg/L	45,16	-	-	-
N amoniacal	mg/L	28,93	-	-	-
Nitrito	mg/L	0,029	0,006	0,024	0,036
Nitrato	mg/L	0,320	0,106	0,200	0,390
Fósforo	mg/L	19,70	3,25	16,40	22,90

Fonte: Autoria propria (2014)

Após a aplicação de cada batelada foi realizado o monitoramento dos parâmetros propostos onde foram coletadas amostras do Efluente sintético tratado nos sistemas em amostras após 4, 8, 24 e 48 horas após a transferência. Os resultados obtidos são discutidos nos tópicos a seguir. Nos gráficos de linha e pontos que serão apresentados, a linha tem somente função auxiliar para facilitar a compreensão gráfica.

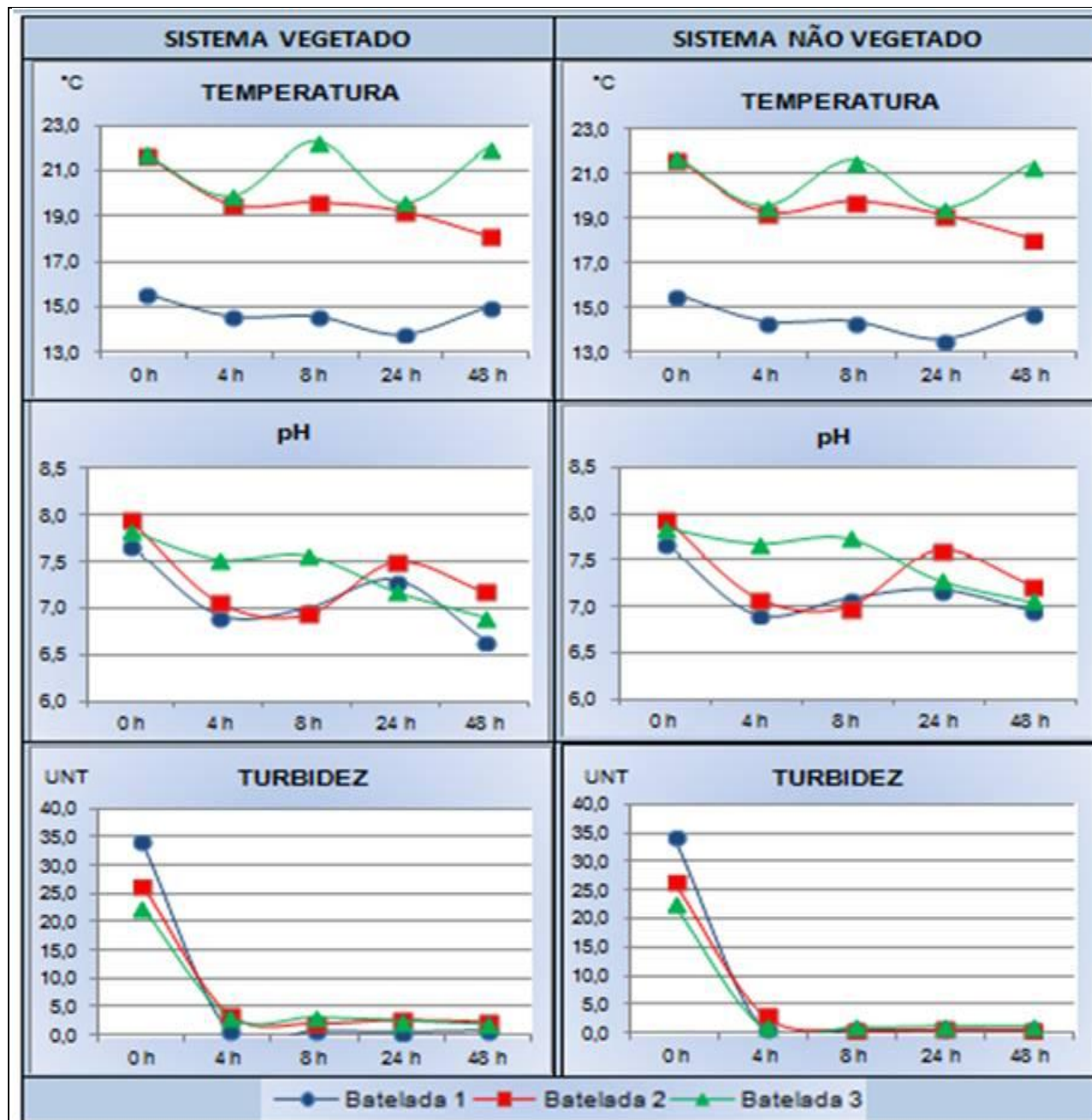
Na Figura 3 são apresentados os dados obtidos no monitoramento da Temperatura, do pH e da Turbidez durante os experimentos.

Conforme se observa na Figura 3, as variações da Temperatura entre os sistemas foram mínimas e semelhantes, mas apresentaram um gradiente de variação aproximado de 7 °C entre as bateladas o que reflete a condição ambiente à época e hora dos experimentos.

Embora os valores obtidos para o pH ao final das 48 horas de cada monitoramento estejam ainda dentro dos valores de neutralidade (o que pode ser verificado na Figura 3), observa-se a tendência de acidificação para os dois sistemas nas três bateladas.

Em ambos os sistemas se verifica na Figura 3 que houve redução da Turbidez já nas primeiras 4 horas de tratamento nos sistemas e após tendeu a se estabilizar em valores mínimos.

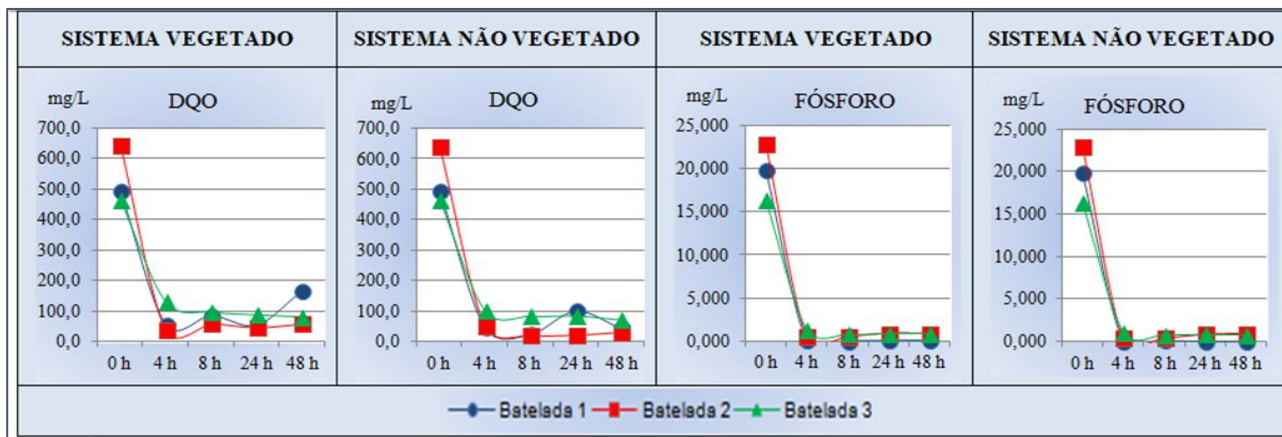
Figura 3 – Gráficos dos parâmetros monitorados Temperatura, pH e Turbidez em função do tempo da Batelada



Fonte: Aatoria Própria (2014)

Este comportamento também pode ser visualizado na Figura 4 para a Demanda Química de Oxigênio (DQO) e para o Fósforo. Ambos os sistemas apresentaram comportamento semelhante para os dois parâmetros.

Figura 4 – Gráficos da concentração de Matéria Orgânica expressa em DQO e da concentração de Fósforo

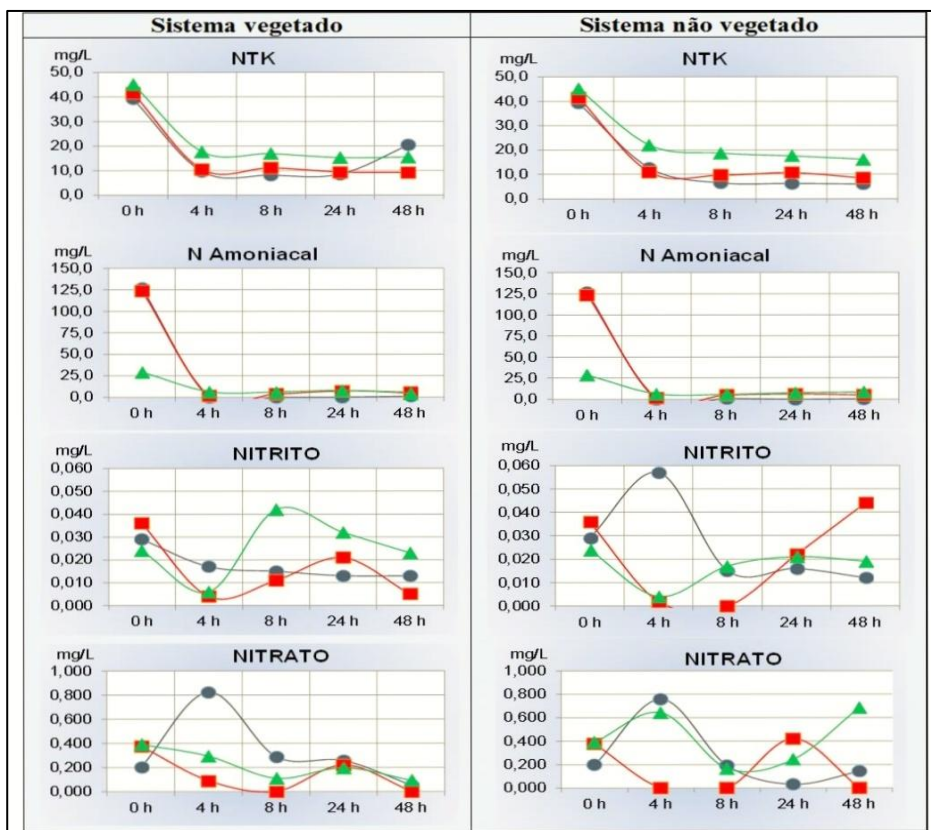


Fonte: Autoria própria (2014)

Na Figura 5 são apresentados os gráficos dos monitoramentos da Série nitrogenada nos quais se observa em ambos os sistemas que a maior parte do Nitrogênio Total Kjeldhal (NTK) já é consumida nas primeiras horas de tratamento. Isto também foi verificado para o Nitrogênio amoniacal.

Nos gráficos dos monitoramentos do Nitrito também apresentados na Figura 5 pode-se observar em vários pontos um aumento da concentração no efluente devido aos processos de nitrificação.

Figura 5 – Gráficos dos monitoramentos da Série nitrogenada



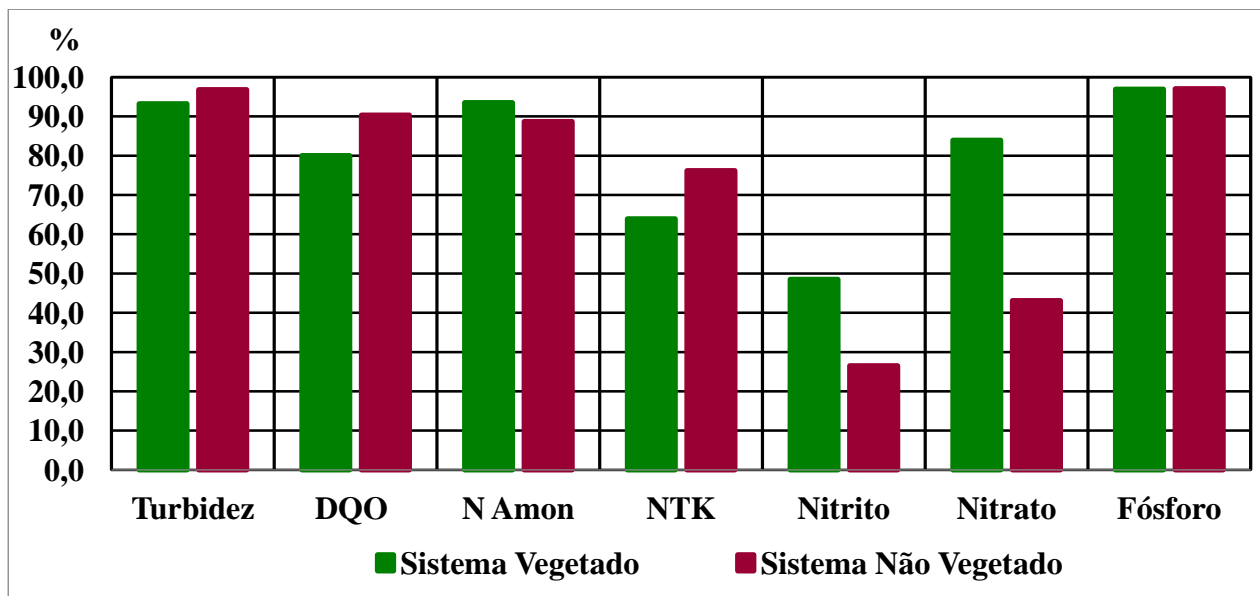
Fonte: Autoria própria (2014)

Na Figura 5 verifica-se que para o parâmetro Nitrato, o sistema vegetado foi mais eficiente o que pode ser indicativo da absorção pelas plantas.

Na terceira batelada do sistema não vegetado ao final de 48 horas houve em relação ao inicial, um incremento na concentração de Nitrato, possivelmente proveniente dos processos de nitrificação.

Na figura 6 são apresentados os dados da eficiência do tratamento obtido nos experimentos.

Figura 6 – Gráfico da eficiência de remoção em função dos parametros analisados



Fonte: Autoria própria (2014)

A eficiência média da remoção da Turbidez foi semelhante em ambos os sistemas com 93,2% para o vegetado e 96,8 % para o não vegetado.

Para a redução da Demanda Química de Oxigênio (DQO), obteve-se 90,3% para o sistema não vegetado, portanto maior que o observado para o sistema vegetado que apresentou 80,0%. Santos *et al.* (2011) obtiveram 87% de eficiência, Pelissari *et al.* (2013) alcançaram média de 68% e Lana *et al.* (2013) obtiveram 72% e 80% respectivamente para o sistema vegetado e o não vegetado.

Na remoção do Nitrogênio Total Kjeldahl obteve-se a eficiência média de 63,9% e 76,2% respectivamente para o sistema vegetado e o não vegetado. Santos *et al.* encontraram 38% em seu trabalho com copos-de-leite o que aponta para uma baixa contribuição desta espécie vegetal na remoção do NTK. Pelissari *et al.* (2013) obtiveram em média 71% e Lana *et al.* (2013) obtiveram 55 e 56% para o sistema vegetado e 46% e 47% para sistema não vegetado de controle.

Para o Nitrogênio amoniacal observa-se que houve eficácia em ambos os sistemas com média de 93,5% para o vegetado e 88,7% para o não vegetado e são maiores que os 46% apontados por Santos *et al.* (2011) e corroboram os 80% encontrados por Pelissari *et al.* (2013). Lana *et al.* (2013) encontraram eficiências de 56% e 59% para a unidade vegetada e de 49% e 52% para a

unidade não vegetada, embora inferiores aos encontrados neste trabalho, são concordantes em relação à pequena diferença entre os sistemas.

Neste trabalho a eficiência média de remoção do Nitrito que se atingiu foi de 48,5% para o sistema vegetado e somente 19,1% para o sistema não vegetado. Na segunda batelada a eficiência no sistema não vegetado resultou num valor negativo de -22,2% (formação de mais nitrito devido ao processo de nitrificação), portanto a média 19,1%. Corrigindo o valor negativo para 0% a média é corrigida para 26,5%.

A eficiência média de remoção do Nitrato nos sistemas foi de 83,9% para o vegetado e somente 18,1% para o não vegetado.

A eficiência de remoção do fósforo total neste trabalho foi de 96,9% para o sistema vegetado e 97,0% para o não vegetado, valores maiores que os 38% apontados por Santos *et al.* (2011), de Pelissari *et al.* (2013) que obteve 10% e Lana *et al.* (2013) com 21% para a unidade vegetada e de 33% para a não vegetada. A eficiência quase idêntica verificada é indicativo de que para este parâmetro a atuação da *Zantedeschia aethiopica* não foi significativa dado que ambos os sistemas responderam de modo adequado.

#### 4 Conclusões

Neste trabalho em que se avaliou um sistema em escala laboratorial de *wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical comparando uma unidade vegetada com *Zantedeschia aethiopica* a outra não vegetada, pode-se concluir com base nos resultados obtidos que:

- Não foram verificadas neste trabalho, diferenças significativas na remoção de Nitrogênio amoniacal, de Fósforo total, da DQO e da Turbidez entre os sistemas.
- Em ambos os sistemas o desempenho obtido nos parâmetros analisados comprovam o potencial de tratamento do *wetland* construído utilizado.
- O sistema vegetado foi favorável aos processos de remoção do Nitrito e do Nitrato e o sistema não vegetado foi mais eficiente na remoção do Nitrogênio orgânico, com base nos resultados do NTK e Nitrogênio Amoniacal.

#### 5 Referências

BRASIL. Agência Nacional de Águas. **Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil: 2012**/ Agência Nacional de Águas - Brasília: ANA, 2012, p. 87 a 206.

BRASIL. MINISTÉRIO DAS CIDADES. **Diagnóstico dos serviços de água e esgotos – 2012**. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento 2012. Brasília: SNSA/ MCIDADES, 2014. 164 p. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br>>. Acesso em: Setembro 2014.

BARBOSA, S. A.; **Avaliação de Biofiltro Aerado Submerso no Pós-Tratamento de Efluente de Tanque Séptico**. 2006; Dissertação de Mestrado – Universidade Federal do Paraná. Curitiba, 2006.

EATON, Andrew. D; Clesceri, L. S; RICE, Eugeni.W.; GREENBERG, A. E. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Pollution Control Federation, 2005.

FERREIRA, S. C. R.; Borba, A. L. B.; Andrade, H. H. B.; Van Kaick, T. S. Levantamento de Pesquisas Desenvolvidas com *wetlands* subsuperficial de fluxo vertical no Brasil para verificar as possibilidades de padronização do sistema. In: 1º Simpósio Brasileiro Sobre Aplicação de *Wetlands* Construídos no Tratamento de Águas Residuárias, 2013, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: UFSC, v. 1. p. 73-79.

HOFFMANN, H.; Aliaga, J.G.; Marchand, B. I. V; Platzer, C. Combinação de Tratamento Primário e Secundário de Esgoto Doméstico em Sistema de Filtros Plantados como Solução Descentralizada de Alta Eficiência e Baixo Custo Operacional. In: 1º Simpósio Brasileiro Sobre Aplicação de *Wetlands* Construídos no Tratamento de Águas Residuárias, 2013, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: UFSC, p. 108 a 106

LANA, L. C. O.; Von Sperling, M.; Moraes, D. C.; Vasconcellos, G. R.; Cota, R. S. PESQUISAS DA UFMG COM SISTEMAS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO VERTICAL: LIÇÕES APÓS CINCO ANOS DE ESTUDOS; In: 1º Simpósio Brasileiro Sobre Aplicação de *Wetlands* Construídos no Tratamento de Águas Residuárias, 2013, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: UFSC, p. 133

PELISSARI, C.; Decezaro, S. T.; Heleno Sezerino, P. H.; J. Carvalho, O. *WETLANDS* CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL EMPREGADO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE BOVINOCULTURA LEITEIRA. In: 1º Simpósio Brasileiro Sobre Aplicação de *Wetlands* Construídos no Tratamento de Águas Residuárias, 2013, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: UFSC, p. 165-174

SANTOS, R. J.; Fortes Neto, P.; Batista, G. T. **Tratamento de efluentes por leite cultivado: Sistema para pequenas comunidades**. Repositório Eletrônico Ciências Agrárias, Coleção Ciências Ambientais: 1-11. 2011.

SUNTTI, C.; Trein, C. M.; Ribeiro, E. F.; Scaratti, D.; Sezerino, P. H.; Sistemas Híbridos de Filtros Plantados – Fluxo Vertical Seguido de Fluxo Horizontal para Pós-Tratamento de Esgoto Doméstico de um Centro de Treinamento. In: 1º Simpósio Brasileiro Sobre Aplicação de *Wetlands* Construídos no Tratamento de Águas Residuárias, 2013, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis: UFSC, p. 235

VAN KAICK, T. S.; Mioduski, J.; Sá, P.Z.; Serpe, F. R.; Stedele, M.; Serpe, C. T. A.; Hinojosa, E. A. L. - **Levantamento preliminar do estado da arte dos Wetlands construídos no Brasil**, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental – UTFPR, 2012





## **AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE WETLANDS CONSTRUÍDAS, EM ESCALA DE LABORATÓRIO, NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS**

**Jade Rodrigues Mourão\***

Faculdade de Tecnologia – UNICAMP, Limeira – SP, Brasil

[mourao.jade@gmail.com](mailto:mourao.jade@gmail.com)

**Matheus Augusto Vilhena Silva**

Faculdade de Tecnologia – UNICAMP, Limeira – SP, Brasil

[matheusaugvilhena@gmail.com](mailto:matheusaugvilhena@gmail.com)

**Diogo Silva de Arruda**

Faculdade de Tecnologia – UNICAMP, Limeira – SP, Brasil

[diog.arruda@gmail.com](mailto:diog.arruda@gmail.com)

**Lubienska Cristina Lucas Jaquiê Ribeiro**

Docente da Faculdade de Tecnologia – UNICAMP, Limeira – SP, Brasil

[lubi@ft.unicamp.br](mailto:lubi@ft.unicamp.br)

**Marta Siviero Guilherme Pires**

Docente da Faculdade de Tecnologia – UNICAMP, Limeira – SP, Brasil

[marta@ft.unicamp.br](mailto:marta@ft.unicamp.br)

### **Resumo**

A fim de garantir a qualidade ambiental, é necessário o tratamento dos efluentes antes de seu lançamento. Os sistemas convencionais, além de onerosos, raramente atingem os municípios em sua totalidade, agravando o cenário do saneamento. Assim, faz-se necessária a busca por processos de tratamento alternativos e mais simplificados, o que implica em custos mais acessíveis, tornando-os viáveis. Com baixo custo de construção e manutenção, as *wetlands*, além de dispensarem o uso de energia elétrica e produtos químicos, apresentam bom desempenho na remoção da carga orgânica e possuem a vantagem de serem esteticamente agradáveis devido à presença de plantas aquáticas. Comparamos aqui a eficiência de duas *wetlands* construídas atuando no pós-tratamento de efluentes domésticos, sendo um leito plantado e o outro não. O leito plantado foi mais eficiente na remoção da carga orgânica (atingindo 88% de remoção de DQO, contra 83% de DBO no leito sem macrófitas), manifestando a influência das macrófitas nestes sistemas.

**Palavras-chave:** Leitões Cultivados, Zonas Úmidas, Áreas Alagadas, Águas Residuárias, Tratamento Alternativo.

### **1 Introdução**

Diversas atividades humanas resultam na geração de efluentes domésticos que, caso não recebam tratamento e disposição adequados, podem causar intensa deterioração do meio ambiente, principalmente dos recursos hídricos, comprometendo os padrões mínimos de qualidade exigidos pelos órgãos competentes à preservação. Além disso, afeta diretamente a qualidade da água para consumo humano, uso doméstico e prática de outras atividades, como a irrigação, pois várias culturas necessitam de uma água com suas características qualitativas.

Segundo a última Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB, realizada em 2008, apenas 55,2% dos municípios brasileiros possuem rede coletora de esgotos, e destes somente 28,5% possuem tratamento de esgoto. Há, portanto, baixa cobertura de tratamento de esgotos e diferenças regionais significativas, pois a porcentagem de cobertura dos serviços nas regiões Sul e Sudeste é maior que nas regiões Centro-Oeste, Norte e Nordeste. Situação mais alarmante é encontrada nas zonas rurais dos municípios (porcentagens de serviços de esgotamento abaixo de 55,2%), pois com população mais dispersa e pequenas comunidades, o fornecimento dos serviços de esgotamento sanitário, tais como implantação de sistemas de tratamento de esgotos convencionais é prejudicado, visto que demandam altos custos de instalação e manutenção e operações complexas que necessitam de mão de obra qualificada

Nessas situações o emprego de tecnologias para tratamentos de efluentes que sejam simples, eficientes, pouco mecanizados e de baixos custos de operação e manutenção, possibilita a adequação dos efluentes para seu lançamento ou seu uso em atividades menos restritivas. Um exemplo deste tipo de tecnologia é o tratamento de efluentes através de *wetlands* construídas, que pode ser usada tanto no tratamento como no pós-tratamento de efluentes domésticos.

*Wetland* é um termo utilizado para “terra alagada” ou “zona úmida”, entre outras denominações encontradas na literatura como, zona de raízes e leitos cultivados. As *wetlands* construídas são utilizadas como sistema alternativo de tratamento, indicadas também para o pós-tratamento de efluentes e são compostas por vegetações, substrato e micro-organismos atuando na remoção da carga poluidora do efluente.

De acordo com Valentim (2003), uma das vantagens das *wetlands* é o fato de requererem pouco espaço para “instalação”, não utilizarem energia elétrica nem insumos químicos e ainda poderem ser incorporados à paisagem local, dependendo do local onde se encontram. Essa alternativa de tratamento de efluentes é recomendada para pequenas comunidades ou cidades menores que disponham área suficiente para sua implantação (Silva, 2007) As *wetlands* construídas são a tecnologia mais utilizada nos últimos anos como solução de baixo custo para o tratamento de águas residuárias (Vera *et al.*, 2011).

Ainda de acordo com Silva (2007), o mecanismo de tratamento de efluentes nas *wetlands* construídas se dá pela passagem do efluente pelo substrato, raízes da vegetação cultivada e micro-organismos aderidos aos rizomas e partículas de sólidos presentes no efluente. A interação desses



componentes é responsável pelo tratamento do esgoto acontece por processos abióticos (físicos, químicos) e bióticos (microbiológicos e fitológicos) frequentemente associados, sendo que esses acontecem simultaneamente no mesmo reator.

Os sistemas de *wetlands* construídas são utilizados geralmente como pós-tratamento e melhoria da qualidade de efluentes, sendo recomendado um tratamento preliminar. Tais sistemas exigem, principalmente, pré-tratamento mecânico de sólidos em suspensão, que quando em excesso podem causar entupimentos no leito de filtragem. De acordo com o tipos de águas residuárias a ser tratado, pode ser necessário diferentes tipos de pré-tratamento para otimizar o resultado final do tratamento (VYMAZAL, 2008).

Ao longo dos últimos anos alguns estudos confirmam a eficiência do uso de *wetlands* de diversas configurações no pós-tratamento de efluentes (CANO, GOMES e NOLASCO, 2011; SEZERINO, 2006; MAZZOLA et al, 2005; SOUSA et al, 2000).

Este trabalho compara a eficiência de duas *wetlands* no pós-tratamento de efluentes domésticos, construídas em escala experimental, conforme a configuração de fluxo subsuperficial não contínuo (batelada), sendo uma cultivada com a macrófita *Cyperus isocladius*, conhecida como mini-papiro e utilizando fragmentos de telhas de cerâmica como substrato alternativo.

## 2 Metodologia

A montagem da *wetland* foi realizada no campus Faculdade de Tecnologia de Limeira, da Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP e para essa montagem foram utilizadas duas caixas retangulares de 23 litros e de dimensões de 33 cm de largura, 66 cm de comprimento e 34 cm de altura e volume total 74052 cm<sup>3</sup>, tubos e conexões de PVC.

A *wetland* está anexa a um RAFA (Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente) que trata uma parcela do efluente gerado no campus da Faculdade de Tecnologia da UNICAMP, a ligação entre o reator e a *wetland* é feita por uma tubulação de PVC com registros para controle da entrada do efluente (Figura 1). O efluente que entra é distribuído por um sistema de distribuição composto por um cano perfurado várias vezes, para tentar evitar que o efluente criasse um caminho preferencial por dentro da *wetland* e se distribuisse mais igualmente por toda a área. O fluxo de distribuição do efluente é subsuperficial. Ao lado foi instalado um trecho de mangueira transparente para acompanhar o nível d'água dentro da *wetland*.

Figura 1 – Vista geral do sistema instalado RAFA e wetland para pós-tratamento do efluente.



Fonte: Aatoria própria (2014)

O substrato utilizado foi fragmentos de telhas de cerâmica de granulometria média que, como demonstrado por Mourão *et al* (2014), cumpre satisfatoriamente a função de meio suporte na *wetland*. Este material, reaproveitado de uma obra de construção civil, foi quebrado manualmente para obter a granulometria adequada, deixando pequenos pedaços com aproximadamente 2 cm de largura, 2 cm de comprimento e 1 de altura.

Foram montados dois sistemas para comparação, um apenas com os cacos de telhas e outro com a macrófita *Cyperus isocladius*, conhecida como mini papiro e a escolha foi determinada por sua boa adaptação aos ambientes úmidos. Foram plantadas 6 mudas sendo três pares de dois a cada 10 cm de espaçamento. Inicialmente as mudas tinham aproximadamente 25 cm de altura e foram plantadas à 10 cm de profundidade no substrato. O efluente ficou 5 cm acima do substrato deixando além da raiz parte da planta submersa. (Figuras 2 e 3).

Figura 2: *Wetlands* preenchidas com substrato de cacos de telha



Fonte: Aatoria própria (2014)

Figura 3: *Wetland* com macrófitas *Cyperus isocladius* – mini papiro



Fonte: Aatoria própria (2014)

O tempo de detenção do efluente na wetland foi de 05 dias e os parâmetros analisados foram: Demanda Química de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio amoniacal e Fósforo, de acordo com APHA (2012). As amostras foram coletadas no afluente e efluente do sistema de *wetland* construída.

### 3 Resultados e Discussão

Os resultados obtidos para os parâmetros avaliados estão apresentados nas Tabelas 1, 2, 3 e 4. Nas tabelas 1 e 2 estão apresentados os resultados obtidos para DBO e DQO, na *wetland* com e sem macrófitas, para o tempo de detenção de 5 dias.

Tabela 1: Resultados obtidos para DBO na *wetland* sem e com macrófitas, para tempo de detenção hidráulica de 5 dias.

	DBO (leito sem planta)			DBO (leito plantado)		
	Entrada	Saída	Remoção (%)	Entrada	Saída	Remoção (%)
Amostra 1	216	68,3	68,3	216	30,6	86,1
Amostra 2	182	35	80,7	182	37,5	79,4
Amostra 3	126	21	83	126	10	92

Fonte: Autoria própria (2014)

Para DBO, os resultados obtidos indicam que a remoção foi bastante significativa, para os dois sistemas, com remoção variando entre 68 e 92%. Foi possível observar remoção efetiva superior a 80% atendendo a legislação CONAMA 430/2011, que prevê que valores com remoção acima de 60% para lançamento de efluentes.

Tabela 2: Resultados obtidos para DQO na *wetland* sem e com macrófitas, para tempo de detenção hidráulica de 5 dias.

	DQO (leito sem planta)			DQO (leito plantado)		
	Entrada	Saída	Remoção (%)	Entrada	Saída	Remoção (%)
Amostra 1	352	158	55	352	315	10
Amostra 2	283	98	65	283	84	70
Amostra 3	238	190	20	238	28	88

Fonte: Autoria própria (2014)

De modo geral, foram obtidos bons níveis de remoção da DQO, com os resultados oscilando entre 10 e 88% de remoção e que corroboram com o encontrado na literatura (Hijosa-Valsero, *et al*, 2012; Silva, 2007 e Valentim, 2003). Os resultados com baixa remoção podem ter sido durante o período de manutenção do sistema *wetland*, com a poda e replantio de algumas das plantas devido ao seu excessivo crescimento. A eficiência de remoção está diretamente correlacionada ao aumento da biomassa, ao tempo de retenção e ao volume disponível de efluente (Liu e Huang, 2012). Pode se observar que na *wetland* com as macrófitas houve aumento da eficiência de remoção, em relação a sem plantas, com valores médios de remoção respectivamente de 85,6 e 77%.

Nas tabelas 3 e 4 estão apresentados os resultados obtidos para remoção de nitrogênio amoniacal e fósforo, nos dois sistemas avaliados.

Tabela 3 Resultados obtidos para nitrogênio amoniacal na *wetland* sem e com macrófitas, para tempo de detenção hidráulica de 5 dias.

	Nitrogênio amoniacal (leito sem planta)			Nitrogênio amoniacal (leito plantado)		
	Entrada	Saída	Remoção (%)	Entrada	Saída	Remoção (%)
Amostra 1	4,5	3,8	15,5	4,5	3,7	17,7
Amostra 2	7,8	2,2	72	7,8	2,5	68
Amostra 3	4,6	2	56,5	4,6	2,6	43,5

Fonte: Aatoria própria (2014)

Houve grande variação na remoção de nitrogênio amoniacal nos dois sistemas, sendo 48% no sistema sem plantas e 43% no sistema com as macrófitas e pode-se observar que os valores foram bastante inconstantes nas 3 amostragens. Esse tipo de comportamento também foi observado por Calijuri et al (2009), que em seu trabalho obteve remoção variando entre 23 e 82% para esse mesmo parâmetro.

Tabela 4: Resultados obtidos para fósforo na *wetland* sem e com macrófitas, para tempo de detenção hidráulica de 5 dias.

	Fósforo (leito sem planta)			Fósforo (leito plantado)		
	Entrada	Saída	Remoção (%)	Entrada	Saída	Remoção (%)
Amostra 1	0,394	0,127	67	0,394	0,38	3,5
Amostra 2	0,872	0,256	70	0,872	0,174	80
Amostra 3	0,615	-	-	0,615	0,085	86

Fonte: Aatoria própria (2014)

A retenção e remoção de P em *wetland* dependem de fatores físicos (mineralização e decantação de P), químicos e biológicos (Maynard *et al.*, 2011). Pelos resultados obtidos, pode-se observar que a remoção média do fósforo para o sistema sem e com as macrófitas, foi respectivamente, 68 e 83%, indicando que as plantas foram responsáveis por aumentar a remoção desse nutriente.

#### 4 Conclusões

A implantação de uma *wetland* para tratamento de efluente sanitário doméstico se mostra altamente recomendável, pois atende as legislações atualmente vigentes. O uso de *wetlands* é ainda mais efetivo para comunidades pequenas com pequenas e médias vazões de efluente diário, mostrando-se capaz de atender às legislações vigentes para descarte com apenas 5 dias de retenção do efluente.

Embora a amostragem tenha um tamanho reduzido (apenas 3 amostras), o sistema apresentou remoção para os parâmetros avaliados e pode-se observar, preliminarmente, que de modo geral a

eficiência na *wetland* com macrófita foi maior que no sistema em que não havia as plantas, enfatizando a importância das macrófitas neste sistema.

## 5 Referências Bibliográficas

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21<sup>a</sup>. ed. Washington: American Public Health Association, AWWA, WPCF, 2012.

BRASIL. **Resolução CONAMA Nº 430/2011**, de 17 de março de 2005. Publicada no Diário Oficial da União em 16 de maio de 2011.

CALIJURI, M.L. et al. - Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/*wetlands* construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes - **Eng Sanit Ambient**, v.14, n. 3, p. 421-430, 2009.

CANO, V. GOMES, B. G. L. A. NOLASCO, M. A. – Avaliação da Eficiência Inicial de *Wetlands* Construídos no Pós-Tratamento de Reator UASB. **3<sup>rd</sup> International Workshop - Advances in Cleaner Production – Cleaner Production Initiatives and Challenges for a Sustainable World** – São Paulo, Brasil, 2011.

HIJOSA-VALSERO, M et al. Comparison of interannual removal variation of various constructed wetland types. **Science of the Total Environment**. Spain, n. 430, p. 174-183, 2012.

IBGE, 2010. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico - PNSB, Rio de Janeiro/RJ – Brasil. 219 p. 2008.

LIU, X .et al. - Growth characteristics and nutrient removal capability of plants in subsurface vertical flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**. (local não especificado), n.44, p.189-198, 2012.

MAYNARD, J.J., O'GEEN, A.T., DAHLGREN, R.A. Investigating sulfide induced mobilization of phosphorus in a constructed wetland soil. **Soil Science Society of America Journal** n. 75, p. 1986–1999, 2011.

MAZZOLA, M. ROSTON, D. M. VALENTIM, M. A. A. – Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado – **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 9, n.2, p.276-283, 2005.

MOURÃO, J.R et al. - Assembly of a wetland on a laboratory scale for post-treatment of domestic wastewater. **Advanced Materials Research**, v. 905, p. 325-328, 2014.

SEZERINO, P.H. – Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (*Constructed Wetlands*) no Pós-Tratamento de Lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical – Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental da **Universidade Federal de Santa Catarina**, Florianópolis - SC, 2006 (Tese de Doutorado).

SILVA, S. C. “Wetlands Construídos” de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos. **Departamento de Engenharia Civil e Ambiental - Universidade de Brasília**, Brasília/DF. 2007. 205p. (Tese de Doutorado).

SOUSA, J. T. et al – Pós-Tratamento de efluente de Reator UASB utilizando sistemas de ‘*wetlands*’ construídos - **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. v. 4, n. 1, p.87-91, 2000.

VALENTIM, M. A. A. Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetlands”) para tratamento de esgoto: Contribuições para concepção e operação. **FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP**, Campinas - SP, 210p. 2003 (Tese de Doutorado).

VERA, J. I. et al - Performance evaluation of eight years experience of constructed wetland systems in Catalonia as alternative treatment for small communities - **Ecological Engineering** n. 37, p. 364-371, 2011.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands, Subsurface Flow. **Ecological Engineering** s/n, p. 748-764, 2008.



## ESPÉCIES VEGETAIS COM POTENCIAL ORNAMENTAL PARA UTILIZAÇÃO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS

**Ana Carolina Cunha Norte\***

Engenheira de Meio Ambiente

Secretaria de Defesa, Proteção e Preservação do Meio Ambiente do Município de Sumaré  
acarolcnorte@gmail.com

**Luciano Zanella**

Instituto de Pesquisas Tecnológicas, São Paulo (SP), Brasil

Centro Tecnológico do Ambiente Construído – Laboratório de Instalações Prediais e Saneamento  
lucianoz@ipt.br

**Wolney Castilho Alves**

Instituto de Pesquisas Tecnológicas, São Paulo (SP), Brasil

Centro Tecnológico do Ambiente Construído – Laboratório de Instalações Prediais e Saneamento  
wolneipt@ipt.br

### Resumo

A característica fundamental dos sistemas de wetlands construídos é a presença de vegetação como agente ativo do tratamento. As principais características que levam à escolha de uma espécie vegetal são sua tolerância às condições de saturação do substrato e a resistência ao clima do local onde será instalada. A ótima adaptação e a grande difusão geográfica de algumas espécies, como *Phragmites spp* e *Typha spp*, tem as tornado grandes favoritas para aplicação nesta configuração tecnológica. Considerando-se que um projeto de *wetland* construído tem potencial de aplicação em áreas que apresentem trânsito de pessoas é possível utilizar tais sistemas para agregação de valor paisagístico somado ao tratamento dos efluentes locais para tanto pode-se explorar a rica biodiversidade brasileira e o grande número de espécies vegetais com características ornamentais, nativas ou já introduzidas em território nacional que tenham potencial de uso em sistemas de wetlands construídos. Com base na literatura encontrada e entrevista com consultorias ambientais, foi elaborada, embora sem ter a pretensão de exaurir todas as possibilidades, uma lista de plantas consideradas ornamentais para proposição de seu uso em sistemas *wetlands* construídos no Estado de São Paulo e demais regiões de clima semelhante. Diversas plantas não possuem ainda estudo específico de sua capacidade de despoluição dos efluentes, sendo recomendada tal avaliação antes de sua incorporação em algum projeto.

**Palavras-chave:** *Wetlands* construídos, Plantas ornamentais, Tratamento de efluentes.

## 1 Introdução

O termo *wetland*, cuja tradução literal do inglês é “área de terra úmida”, é aplicado ao conjunto de terrenos que permanecem saturados durante o ano, parcial ou permanentemente. São áreas de transição entre os ambientes aquáticos e terrestres (ZANELLA, 2008). Como ecossistemas, os *wetlands* são reconhecidos por seu rico habitat e grande diversidade de fauna e flora. Além disso, são sistemas complexos que colaboram com a melhoria de qualidade de água local por meio de diversos mecanismos: as raízes e caules das plantas subaquáticas, por meio da sua capacidade de troca e adsorção de íons presentes no meio aquoso, são capazes de filtrar elementos incomuns do meio inserido, inclusive metais pesados. Além disso, as mesmas raízes e caules servem de habitat para uma variada e numerosa população de bactérias, as quais contribuem para a redução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) do meio. As águas tranquilas dos *wetlands* contribuem para a sedimentação de sólidos suspensos e, por fim, as plantas contribuem na geração de um microclima na região ao amenizar forças climáticas como vento, insolação e temperatura (U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1998).

Por conta dessas características potenciais de auxílio à despoluição de corpos d’água, buscou-se o desenvolvimento de sistemas para tratamento de efluentes diversos com base nos *wetlands* naturais, mas de forma a otimizar seus pontos positivos e reduzir os negativos. Tal tecnologia recebeu o nome de “*constructed wetlands*” ou ainda “*treatment wetlands*”. No Brasil, o termo “*constructed wetlands*” ganhou diversas terminologias diferentes, como *wetlands* construídos (adotado nesse trabalho), alagados construídos, banhados construídos, zonas de raízes, leitos de raízes, leitos de macrófitas, fitoremediação, fito-ETARs, entre outras (ZANELLA, 2008 e SILVA, 2007).

Os *wetlands* construídos são considerados uma alternativa efetiva de custo baixo quando comparado a outros sistemas tradicionais de tratamento de efluentes, além disto, pela presença de vegetação, permitem tirar proveito de aspectos positivos inerentes ao sistema como a integração na paisagem natural ou a elaboração de sistemas que se beneficiem das vantagens paisagísticas propiciadas pela adequada escolha da vegetação, o que torna o sistema adequado para sua implantação em parques, áreas verdes e áreas diversas que permitem o contato próximo de pessoas. Para tirar proveito desta característica, a concepção deste tipo de sistema pode incorporar uma série de espécies consideradas ornamentais de modo a empreender tal tecnologia juntamente a uma preocupação que proporcione valorização paisagística ao meio em que estão inseridos.

## 2 Utilização de espécies vegetais em *wetlands* construídos

Prioritariamente, as plantas utilizadas em um sistema *wetland* construído devem apresentar tolerância a áreas permanentemente saturadas ou submersas e ao fluxo constante de poluentes do efluente a ser tratado. Recomenda-se a utilização de espécies nativas por conta de sua adaptação

facilitada, em detrimento da utilização de espécies exóticas competitivas devido ao risco de propagação de exemplares fora do sistema construído e sua proliferação descontrolada na região.

Várias espécies podem ser utilizadas simultaneamente em um mesmo sistema. Dependendo das espécies e condições do meio, entretanto, pode ocorrer a dominância de algumas espécies e o desaparecimento ou diminuição significativa de outras, até o equilíbrio do sistema ser estabelecido (ZANELLA, 2008). *Wetlands* construídos de fluxo horizontal superficial permitem o uso de maior variedade de espécies de plantas para sua composição, uma vez que proporciona *habitat* para vegetação emergente, submersa, flutuante e as fixas de folhas flutuantes.

A tabela 1 apresenta algumas das espécies de utilização mais comum em *wetlands* construídos de todo o mundo. Percebe-se nessa lista que algumas espécies são consideradas ornamentais, a exemplo da *Iris spp*, *Nymphaea spp* e *Nelumbo spp*.

Tabela 1: Algumas das espécies de macrófitas utilizadas em *wetlands* construídos

Espécie	Crescimento	Espécie	Crescimento
<i>Azolla spp</i>	Flutuante	<i>Lemna spp</i>	Flutuante
<i>Carex spp</i>	Emergente	<i>Myriophyllum spp</i>	Submersa
<i>Ceratophyllum spp</i>	Submersa	<i>Nelumbo spp</i>	Emergente
<i>Colocasia spp</i>	Emergente	<i>Nuphar spp</i>	Fixa de folhas flutuantes
<i>Cyperus spp</i>	Emergente	<i>Nymphaea spp</i>	Fixa de folhas flutuantes
<i>Egeria spp</i>	Submersa	<i>Phalaris spp</i>	Emergente
<i>Eichhornia spp</i>	Flutuante	<i>Phragmites spp</i>	Emergente
<i>Eleocharis spp</i>	Emergente	<i>Pistia spp</i>	Flutuante
<i>Elodea spp</i>	Submersa	<i>Potamogeton spp</i>	Submersa
<i>Glyceria spp</i>	Emergente	<i>Salvinia spp</i>	Flutuante
<i>Hydrilla spp</i>	Submersa	<i>Schoenoplectus spp</i>	Emergente
<i>Hydrocotyle spp</i>	Flutuante	<i>Scirpus spp</i>	Emergente
<i>Iris spp</i>	Emergente	<i>Spirodela spp</i>	Flutuante
<i>Juncus spp</i>	Emergente	<i>Typha spp</i>	Emergente
<i>Lagorosiphon spp</i>	Flutuante	<i>Wolffia spp</i>	Flutuante

Fonte: adaptado de Zanella (2008)

Na literatura, é crescente o número de estudos em que a eficiência de remoção de poluentes em sistemas compostos por plantas ornamentais, tanto em monocultura quanto mistos, é avaliada. Em um estudo comparativo, o autor Zhang utilizou seis macrófitas ornamentais: *Acorus calamus*, *Acorus gramineus*, *Arum orientale*, *Iris pseudacorus*, *Lythrum salicaria* e *Reineckia carnea*. Todas apresentam resultados bastante positivos, com destaque para *Acorus gramineus* e *Iris pseudacorus* que, após 15 dias, conseguiram reduzir a DBO em 92,31% e 93,16%, respectivamente (ZHANG et al, 2007).

Vymazal (2011), em um estudo de diversas literaturas sobre espécies de plantas utilizadas em *wetlands* construídos de fluxo horizontal, destaca o uso de espécies ornamentais, principalmente em



países tropicais e subtropicais (Tabela 2). O autor também chama atenção para um estudo em escala piloto no México, onde as plantas ornamentais que compunham o sistema (*Zantedeschia aethiopica*, *Strelitzia reginae*, *Anthurium andraenum* e *Agapanthus africanus*) também eram exploradas comercialmente.

Tabela 2 - Espécies ornamentais e locais estudadas na literatura

Espécie	Países	Espécie	Países
<i>Acorus calamus</i>	Estados Unidos	<i>Hibiscus moscheutos</i>	Estados Unidos
<i>Acrostichum danaeifolium</i>	México	<i>Hymenocallis littoralis</i>	México
<i>Arundo donax</i>	Marrocos	<i>Iris versicolor</i>	Estados Unidos
<i>Asclepias incarnata</i>	Estados Unidos	<i>Juncus effusus</i>	Canadá, Eslovênia e Portugal
<i>Baumea articulata</i>	Austrália e Nova Zelândia	<i>Juncus inflexus</i>	Eslovênia
<i>Bolboschoenus fluviatilis</i>	Austrália e Estados Unidos	<i>Juncus sp.</i>	Espanha
<i>Brachiaria mutica</i>	El Salvador	<i>Kyllinga erecta</i>	Tanzânia
<i>Canna glauca</i>	América Central	<i>Lepironia articulata</i>	China
<i>Canna sp.</i>	Brasil e Mayotte	<i>Liatris pycnostachya</i>	Estados Unidos
<i>Canna x. generalis</i>	Estados Unidos	<i>Lobelia cardinalis</i>	Estados Unidos
<i>Canna indica</i>	Portugal	<i>Mentha spicata</i>	Estados Unidos
<i>Carex acutiformis</i>	Alemanha, Dinamarca e Eslovênia	<i>Monochoria vaginalis</i>	China
<i>Canna latifolia</i>	Nepal	<i>Panicum maximum</i>	Equador
<i>Carex gracilis</i>	Eslovênia	<i>Panicum repens</i>	Estados Unidos
<i>Coix lacryma-jobi</i>	Costa Rica	<i>Pennisetum purpureum</i>	América Central
<i>Colocasia esculenta</i>	Índia, México e Tanzânia	<i>Pontederia cordata</i>	Estados Unidos
<i>Cyperus articulatus</i>	Nicarágua	<i>Phylidrum lanuginosum</i>	Austrália
<i>Cyperus flabelliformis</i>	Tailândia	<i>Rudbeckia hirta</i>	Estados Unidos
<i>Cyperus immensus</i>	Quênia	<i>Sagittaria latifolia</i>	Estados Unidos
<i>Cyperus involucratus</i>	Fiji e Nova Zelândia	<i>Scirpus sylvaticus</i>	Estônia
<i>Cyperus isocladius</i>	Brasil	<i>Silphium perfoliatum</i>	Estados Unidos
<i>Cyperus malcaccensis</i>	China	<i>Sorghum halapense</i>	Jordânia
<i>Eleocharis sphacelata</i>	Austrália e Nova Zelândia	<i>Spartina alterniflora</i>	Estados Unidos
<i>Echinochloa polystachia</i>	Equador	<i>Spartina pectinata</i>	Alemanha
<i>Epilobium hirsutum</i>	República Tcheca	<i>Stenotaphrum secundatum</i>	Portugal
<i>Festuca arundinacea</i>	Estados Unidos	<i>Thalia geniculata</i>	El Salvador
<i>Filipendula ulmaria</i>	República Tcheca	<i>Thrinax radiata</i>	México
<i>Glyceria maxima</i>	Nova Zelândia e República Tcheca	<i>Thysanolaena maxima</i>	Moçambique
<i>Gynerium sagittatum</i>	Jamaica	<i>Triglochin procerum</i>	Austrália
<i>Heliconia psittacorum</i>	Brasil e Colômbia	<i>Zizania caduciflora</i>	China
<i>Heliconia rostrata</i>	México	<i>Zizaniopsis bonariensis</i>	Brasil
<i>Hemerocallis fulva</i>	Estados Unidos		

Fonte: adaptado de Vymazal (2011)

Outras espécies ornamentais encontradas na literatura e que podem ser acrescentadas à lista se encontram na Tabela 3.

Tabela 3 - Espécies ornamentais e locais estudadas na literatura

Espécie	Nome popular	Fonte	Espécie	Nome popular	Fonte
<i>Acorus gramineus</i>		ZHANG et al, 2007	<i>Hedychium coronarium</i>	Lírio-do-brejo	SANTOS et al
<i>Agapanthus africanus</i>	Agapanto	ZURITA et al, 2009	<i>Iris pseudacorus</i>	Íris-amarelo	ZHANG et al, 2007
<i>Alpinia purpurata</i>	Alpínia	BEGOSSO et al, 2009	<i>Lythrum salicaria</i>		ZHANG et al, 2007
<i>Anthurium andraeanum</i>	Antúrio	ZURITA et al, 2009	<i>Monstera deliciosa</i>	Costela-de-adão	ZANELLA, 2008
<i>Arum orientale</i>		ZHANG et al, 2007	<i>Reineckia carnea</i>		ZHANG et al, 2007
<i>Arundina bambusifolia</i>	Orquídea-bambu	BEGOSSO et al, 2009	<i>Sagittaria lancifolia</i>		NERALLA et al, 2000
<i>Canna flaccida</i>		NERALLA et al, 2000	<i>Sansevieria trifasciata</i>	Espada-de-são-jorge	ZANELLA, 2008
<i>Cyperus papyrus</i>	Papiro	ZANELLA, 2008	<i>Strelitzia reginae</i>	Ave-do-paraíso	ZURITA et al, 2009
<i>Equisetum hyemale</i>	Cavalinha	ZANELLA, 2008	<i>Typha latifolia</i>	Taboa	NERALLA et al, 2000
<i>Gladiolus sp.</i>	Gladíolo	NERALLA et al, 2000	<i>Zantedeschia aethiopica</i>	Copo-de-leite	BELMONT et al, 2004; ZANELLA, 2008; ZURITA et al, 2009

Fonte: Autoria própria (2014)

### 3 Proposição de espécies vegetais ornamentais para sistemas *wetlands* construídos no Brasil

Tendo em vista o potencial de utilização de *wetlands* construídos no Brasil, tanto pela grande oferta de terra como pela sua rica biodiversidade, buscou-se propor uma lista de espécies de plantas com potencial para avaliação em sistemas de *wetlands* construídos. O ponto de partida foi a união das espécies contidas na Tabela 2 e 3, acrescidas de espécies vegetais oriundas de pesquisa realizada junto a produtores de mudas e consultorias ambientais do Estado de São Paulo que executam projetos paisagísticos e de *wetlands* construídos no Brasil. A partir da lista global de espécies levantadas, buscou-se selecionar espécies com potencial ornamental e que fossem nativas ou já tivessem sido introduzidas no Estado de São Paulo, local onde a concepção de um projeto estava em andamento. Para tanto, realizou-se o cruzamento das espécies prospectadas durante à pesquisa, com aquelas citadas pelo guia de campo elaborado pelos pesquisadores Maria do Carmo E. Amaral e Volker Bittrich (BITTRICH; AMARAL, 2004), para espécies palustres e aquáticas encontradas no estado de São Paulo, com as informações contidas no livro “Plantas Ornamentais no Brasil” (LORENZI; SOUZA, 2001).

Ressalta-se que a lista apresentada na Tabela 4 trata-se de uma proposição inicial e não visa exaurir as espécies ornamentais e introduzidas no Estado de São Paulo com potencial para utilização em sistemas de wetlands construídos, além disso, a maioria das espécies citadas carecem de estudos científicos para avaliação do seu potencial de tratamento de corpos hídricos poluídos já não foram encontradas referências na literatura de sua utilização em sistemas de tratamento.

Tabela 4 - Lista de plantas recomendadas para sistemas *wetlands* construídos no Brasil

Espécie	Crescimento	Origem	Espécie	Crescimento	Origem
* <i>Achyrocline satureioides</i>	Emergente	Nativa	* <i>Hydrocotyle umbellata</i>	Emergente	Exótica
* <i>Acorus calamus</i>	Emergente	Exótica	* <i>Hymenachne sp</i>	Emergente	Nativa
* <i>Acorus calamus variegatus</i>	Emergente	Exótica	<i>Impatiens balsamina</i>	Emergente	Exótica
<i>Acorus gramineus</i>	Emergente	Exótica	* <i>Imperata brasiliensis</i>	Emergente	Nativa
<i>Agapanthus africanus</i>	Emergente	Exótica	* <i>Indigofera campestris</i>	Emergente	Nativa
* <i>Ageratum conyzoides</i>	Emergente	Nativa	* <i>Indigofera hirsuta</i>	Emergente	Nativa
* <i>Allamanda cathartica</i>	Emergente	Nativa	* <i>Ipomoea nil</i>	Emergente	Exótica
* <i>Alocasia cucullata</i>	Emergente	Exótica	* <i>Iris pseudacorus</i>	Emergente	Exótica
* <i>Alocasia macrorrhizos</i>	Emergente	Exótica	* <i>Juncus densiflorus</i>	Emergente	Nativa
<i>Alpinia purpurata</i>	Emergente	Exótica	* <i>Juncus effusus</i>	Emergente	Nativa
* <i>Alternanthera philoxeroides</i>	Emergente	Nativa	* <i>Juncus microcephalus</i>	Emergente	Nativa
<i>Ambrosia polystachya</i>	Emergente	Nativa	* <i>Lemna minor</i>	Flutuante	Exótica
<i>Andropogon bicornis</i>	Emergente	Nativa	* <i>Limnobium spongia</i>	Flutuante	Exótica
<i>Anthurium andraeanum</i>	Emergente	Exótica	* <i>Limnocharis flava</i>	Emergente	Nativa
<i>Arctium minus</i>	Emergente	Exótica	* <i>Ludwigia mullertii</i>	Submersa	Exótica
<i>Arum orientale</i>	Emergente	Exótica	* <i>Ludwigia palustris</i>	Submersa ou emergente	Exótica
<i>Arundina bambusifolia</i>	Emergente	Exótica	* <i>Ludwigia sedoides</i>	Fixa de folhas flutuantes	Nativa
<i>Aster squamatus</i>	Emergente	Nativa	* <i>Ludwigia sericea</i>	Emergente	Nativa
* <i>Baccharis dracunculifolia</i>	Emergente	Nativa	<i>Lythrum salicaria</i>	Emergente	Exótica
* <i>Baccharis trimera</i>	Emergente	Nativa	* <i>Marsilea quadrifolia</i>	Fixa de folhas flutuantes	Exótica
* <i>Baccharis usterii</i>	Emergente	Nativa	* <i>Mimosa pudica</i>	Emergente	Nativa
* <i>Bacopa sp</i>	Emergente	Nativa	* <i>Mirabilis jalapa</i>	Emergente	Exótica
* <i>Begonia cucullata</i>	Emergente	Nativa	<i>Monstera deliciosa</i>	Emergente	Exótica
* <i>Begonia fischeri</i>	Emergente	Nativa	* <i>Montrichardia linifera</i>	Emergente	Nativa
* <i>Blechnum brasiliense</i>	Emergente	Nativa	* <i>Myriophyllum aquaticum</i>	Submersa	Nativa
* <i>Cabomba caroliniana</i>	Submersa	Nativa	* <i>Nelumbo nucifera</i>	Emergente	Exótica
* <i>Cabomba furcata</i>	Submersa	Nativa	* <i>Nymphaea alba</i>	Fixa de folhas flutuantes	Exótica
* <i>Caladium x hortulanum</i>	Emergente	Nativa	* <i>Nymphaea caerulea</i>	Fixa de folhas flutuantes	Exótica
* <i>Canna denudata</i>	Emergente	Nativa	* <i>Nymphaea King</i>	Fixa de folhas flutuantes	Híbrida

Continua

Continuação

Espécie	Crescimento	Origem	Espécie	Crescimento	Origem
<i>Canna flaccida</i>	Emergente	Exótica	* <i>Nymphaea marliacea rosea</i>	Fixa de folhas flutuantes	Híbrida
* <i>Canna glauca</i>	Emergente	Nativa	* <i>Nymphaea mexicana</i>	Fixa de folhas flutuantes	Exótica
* <i>Canna limbata</i>	Emergente	Nativa	* <i>Nymphaea micrantha</i>	Fixa de folhas flutuantes	Exótica
* <i>Canna x generalis</i>	Emergente	Híbrida	* <i>Nymphaea Queen of Siam</i>	Fixa de folhas flutuantes	Híbrida
* <i>Cassia leptocarpa</i>	Emergente	Nativa	* <i>Nymphaea rubra</i>	Fixa de folhas flutuantes	Exótica
* <i>Catharanthus roseus</i>	Emergente	Exótica	* <i>Nymphaea rubra – rosa</i>	Fixa de folhas flutuantes	Híbrida
<i>Cestrum corymbosum</i>	Emergente	Nativa	* <i>Nymphaea z. Green Tiger</i>	Fixa de folhas flutuantes	Híbrida
<i>Cleome hassleriana</i>	Emergente	Nativa	* <i>Nymphoides cristata</i>	Fixa de folhas flutuantes	Exótica
* <i>Colocasia esculenta</i>	Emergente	Exótica	* <i>Nymphoides indica</i>	Fixa de folhas flutuantes	Nativa
* <i>Colocasia esculenta var illustris</i>	Emergente	Exótica	* <i>Oryza sativa L.</i>	Emergente	Exótica
* <i>Colocasia esculenta var. aquatilis</i>	Emergente	Exótica	* <i>Pandanus baptisti</i>	Emergente	Exótica
* <i>Colocasia gigantea</i>	Emergente	Exótica	* <i>Pandanus racemosus</i>	Emergente	Exótica
* <i>Costus spicatus</i>	Emergente	Exótica	* <i>Pandanus utilis</i>	Emergente	Exótica
* <i>Costus spiralis</i>	Emergente	Nativa	* <i>Panicum aquaticum</i>	Emergente	Nativa
* <i>Crinum americanum</i>	Emergente	Nativa	* <i>Panicum sabulicola</i>	Emergente	Nativa
* <i>Crinum x powellii</i>	Emergente	Híbrida	* <i>Philodendron bipinnatifidum</i>	Emergente	Nativa
* <i>Crotalaria incana</i>	Emergente	Nativa	* <i>Philodendron brasiliense</i>	Emergente	Nativa
<i>Cuphea melvilla</i>	Emergente	Nativa	* <i>Pistia stratiotes</i>	Flutuante	Nativa
* <i>Curcuma alismatifolia</i>	Emergente	Exótica	* <i>Pontederia cordata</i>	Emergente	Nativa
* <i>Cynodon dactylon</i>	Emergente	Nativa	* <i>Pontederia cordata "Alba"</i>	Emergente	Nativa
* <i>Cyperus alternifolius</i>	Emergente	Nativa	* <i>Pontederia parviflora</i>	Emergente	Nativa
* <i>Cyperus ferox</i>	Emergente	Nativa	* <i>Pothomorphe umbellata</i>	Emergente	Nativa
* <i>Cyperus flavus</i>	Emergente	Nativa	* <i>Praxelis sanctopaulensis</i>	Emergente	Nativa
* <i>Cyperus giganteus</i>	Emergente	Nativa	* <i>Pterocaulon lanatum</i>	Emergente	Nativa
* <i>Cyperus haspan</i>	Emergente	Nativa	* <i>Ranunculus papulentus</i>	Submersa	Exótica
* <i>Cyperus involucratus</i>	Emergente	Exótica	<i>Reineckia carnea</i>	Emergente	Exótica
* <i>Cyperus isocladius</i>	Emergente	Exótica	* <i>Saccharum asperum</i>	Emergente	Nativa
* <i>Cyperus laetus</i>	Emergente	Nativa	<i>Sagittaria lancifolia</i>	Emergente	Nativa
* <i>Cyperus lanceolatus</i>	Emergente	Nativa	* <i>Sagittaria latifolia</i>	Emergente	Exótica
* <i>Cyperus luzulae</i>	Emergente	Nativa	* <i>Sagittaria montevidensis</i>	Emergente	Nativa
* <i>Cyperus papyrus</i>	Emergente	Nativa	* <i>Sagittaria sagittifolia</i>	Emergente	Exótica
* <i>Cyperus reflexus</i>	Emergente	Nativa	* <i>Salvinia natans</i>	Flutuante	Exótica

Continua

Continuação

Espécie	Crescimento	Origem	Espécie	Crescimento	Origem
* <i>Cyperus sesquiflorus</i>	Emergente	Nativa	<i>Sansevieria trifasciata</i>	Emergente	Exótica
* <i>Cyperus surinamensis</i>	Emergente	Nativa	* <i>Schizocentron elegans</i>	Emergente	Exótica
* <i>Desmodium barbatum</i>	Emergente	Nativa	* <i>Senecio brasiliensis</i>	Emergente	Nativa
* <i>Dicksonia sellowiana</i>	Emergente	Nativa	* <i>Senecio erisithalifolius</i>	Emergente	Nativa
* <i>Echinodorus cordifolius</i>	Emergente	Exótica	<i>Senecio icoglossus</i>	Emergente	Nativa
* <i>Echinodorus macrophyllus</i>	Emergente	Nativa	* <i>Setaria flava</i>	Emergente	Nativa
* <i>Echinodorus paniculatus</i>	Submersa	Nativa	<i>Solidago chilensis</i>	Emergente	Nativa
* <i>Echinodorus sp</i>	Submersa	-	* <i>Solidago microglossa</i>	Emergente	Nativa
* <i>Eichornia azurea</i>	Flutuante	Nativa	<i>Strelitzia reginae</i>	Emergente	Exótica
* <i>Eichornia crassipes</i>	Flutuante	Nativa	* <i>Syngonium sp</i>	Emergente	Nativa
* <i>Eichornia paniculata</i>	Flutuante	Nativa	* <i>Tagetes minuta</i>	Emergente	Exótica
* <i>Eleocharis elegans</i>	Emergente	Nativa	* <i>Thalia dealbata</i>	Emergente	Exótica
* <i>Equisetum giganteum</i>	Emergente	Nativa	* <i>Thalia geniculata</i>	Emergente	Nativa
* <i>Equisetum hyemale</i>	Emergente	Exótica	* <i>Tibouchina grandiflora</i>	Emergente	Nativa
* <i>Erigeron bonariensis</i>	Emergente	Nativa	<i>Tibouchina stenocarpa</i>	Emergente	Nativa
* <i>Erythrina cristagalli</i>	Emergente	Nativa	* <i>Trapa natans</i>	Fixa de folhas flutuantes	Exótica
* <i>Erythrina speciosa</i>	Emergente	Nativa	* <i>Typha angustifolia</i>	Emergente	Nativa
* <i>Euphorbia heterophylla</i>	Emergente	Nativa	* <i>Typha latifolia</i>	Emergente	Nativa
* <i>Euphorbia pilulifera</i>	Emergente	Nativa	* <i>Typha spp</i>	Emergente	Nativa
* <i>Euryale ferox</i>	Flutuante	Exótica	* <i>Typhonodorum lindleyanum</i>	Emergente	Exótica
<i>Gladiolus sp.</i>	Emergente	-	* <i>Urospatha sagittifolia</i>	Emergente	Nativa
* <i>Grazielia intermedia</i>	Emergente	Nativa	* <i>Vernonia beyrichii</i>	Emergente	Nativa
* <i>Gunnera manicata</i>	Emergente	Nativa	* <i>Vernonia brasiliensis</i>	Emergente	Nativa
* <i>Hedychium chrysoleucum</i>	Emergente	Exótica	* <i>Vernonia polyanthes</i>	Emergente	Nativa
* <i>Hedychium coronarium</i>	Emergente	Exótica	* <i>Victoria amazonica</i>	Fixa de folhas flutuantes	Nativa
* <i>Hedychium gardnerianum</i>	Emergente	Exótica	* <i>Wedelia paludosa</i>	Emergente	Nativa
* <i>Heliconia psittacorum</i>	Emergente	Nativa	* <i>Xanthosoma robustum</i>	Emergente	Nativa
* <i>Heteranthera reniformis</i>	Emergente	Nativa	* <i>Zantedeschia aethiopica</i>	Emergente	Exótica
* <i>Hydrocleys nymphoides</i>	Fixa de folhas flutuantes	Nativa			

\* = Já utilizada em projetos de *wetlands* construídos em projetos de consultorias ambientais brasileiras  
 Fonte: adaptado de Norte (2014)

Percebe-se, pela extensão da lista, que são inúmeras as possibilidades de composição de sistemas *wetlands* construídas, tanto para sistemas com monocultura como mistos. Paisagisticamente, abre-se o leque de oportunidades de elaboração de sistemas cujas espécies vegetais agreguem valor ao meio inserido com a inclusão de espécies herbáceas a semi-arbustivas. Ademais, a lista possui espécies como a família *Nymphaea* e *Canna* que apresentam flores de colorações variadas.

Considerando-se que o foco da lista foi a seleção de espécies nativas e exóticas já adaptadas ao Estado de São Paulo, nota-se que uma lista de espécies para todo o país, ou ainda para um clima

específico, toma maiores proporções, além de requererem maiores estudos, visto que a maioria das espécies listadas na Tabela 4 ainda não foi avaliada quando inserida em sistema de wetlands construído. Abre-se, portanto, a oportunidade para avaliar seu desempenho para os mais diversos efluentes, composição homogênea ou heterogênea, além da escolha de substrato e fluxo direcional do efluente.

#### 4 Conclusão

Os *wetlands* construídos, quando adequadamente projetados, podem ser implementados em uma área de passagem da população, gerando valorização paisagística do local, além de proporcionar tratamento de efluentes. O potencial paisagístico dos sistemas de wetlands construídos deve ser explorado com alterações na concepção dos projetos que levem em conta a utilização de espécies vegetais com apelo ornamental. Tendo em vista a oferta de área e grande biodiversidade encontradas no nosso país, faz-se mais que necessário um aprofundamento no estudo desse sistema. No presente trabalho foram levantadas mais de 180 espécies vegetais com potencial para utilização em sistemas de wetlands e com apelo ornamental que podem ser utilizadas em sistemas onde exista acesso próximo da população. As espécies de plantas passíveis de utilização nesse sistema são inúmeras, porém requerem estudos específicos para uma melhor avaliação do seu desempenho na despoluição dos mais diversos efluentes.

#### Referências

- ANJOS, J. A. S. A. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (*wetland*) no controle da poluição por metais pesados: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA.** 2003. 328p. Tese (Doutorado em Engenharia) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.
- BEGOSO, L.; PANSONATO, N.; SOUZA, H. H. S.; AZEVEDO, C.; RIBEIRO, A. S.; PAULO, P. L. Configuração de *wetlands* construídos para o tratamento de água cinza. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 18., 2009, Campo Grande, MS.
- BITTRICH, V.; AMARAL, M.C. Plantas aquáticas e palustres do Estado de São Paulo. 2004. Consulta geral a homepage. Disponível em: <<http://www2.ib.unicamp.br/profs/volker/plantaq/index.html>>. Acesso em: 12 nov. 2012.
- LORENZI, H.; SOUZA, H. **Plantas ornamentais no Brasil:** arbustivas, herbáceas e trepadeiras. 3. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2001. 1120 p.
- NERALLA, S.; WEAVER, R. W.; LESIKAR, B. J.; PERSYN, R. A. Improvement of domestic wastewater quality by subsurface flow constructed wetlands. **Bioresource Technology**, n. 75, p. 19-25, out. 2000.
- NORTE, A. C. C. **Uso de *wetlands* construídos como parte integrante de projetos paisagísticos.** 2014. 118p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo, 2014.
- PLANTS DATABASE – UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE. Consulta geral a homepage. Disponível em < <http://plants.usda.gov/topics.html> >. Acesso em: 20 fev. 2014.
- SANTOS, L. S., OLIVEIRA, A. S., IDE, C. N. Eficiência de banhados construídos utilizando plantas ornamentais. V Seminário de Iniciação Científica da Universidade Estadual de Goiás. Anápolis – GO, 2007. Disponível em:

<[www.prp.ueg.br/06v1/conteudo/pesquisa/inic-cien/eventos/sic2007/flashsic2007/arquivos/resumos/resumo142.pdf](http://www.prp.ueg.br/06v1/conteudo/pesquisa/inic-cien/eventos/sic2007/flashsic2007/arquivos/resumos/resumo142.pdf)>. Acesso em: 24 fev. 2014.

SILVA, S. C. “**Wetlands** **construídos**” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no **tratamento de esgotos domésticos**. 2007. 205 p. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2007.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment**. 1998. Washington. 83p. Disponível em: <<http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/design.pdf>>. Acesso em: 11 nov. 2011. (EPA/625/1-88/022).

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. **Hydrobiologia**, n. 674, p. 133-156, out. 2011.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands**-construídos utilizando brita e bambu como suporte. 2008. 189p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

ZHANG, X.; LIU, P.; YANG, Y.; CHEN, W. Phytoremediation of urban wastewater by model wetlands with ornamental hydrophytes. **Journal of Environmental Sciences**, n. 19, p. 902-909, 2007.

ZURITA, F.; DE ANDA, J.; BELMONT, B. C. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, n. 35, p. 861-869, mai. 2009.



## UTILIZAÇÃO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE POLUIÇÃO DIFUSA EM PARQUES

**Ana Carolina Cunha Norte\***

Engenheira de Meio Ambiente

Secretaria de Defesa, Proteção e Preservação do Meio Ambiente do Município de Sumaré  
acarolcnorte@gmail.com

**Luciano Zanella**

Instituto de Pesquisas Tecnológicas, São Paulo (SP), Brasil

Centro Tecnológico do Ambiente Construído – Laboratório de Instalações Prediais e Saneamento  
lucianoz@ipt.br

**Wolney Castilho Alves**

Instituto de Pesquisas Tecnológicas, São Paulo (SP), Brasil

Centro Tecnológico do Ambiente Construído – Laboratório de Instalações Prediais e Saneamento  
wolneipt@ipt.br

### Resumo

A crescente preocupação mundial com o tratamento da poluição difusa tem apontado para os sistemas de *wetlands* construídos como uma tecnologia de interesse especialmente como a última barreira de proteção dos corpos d'água. Apesar das grandes áreas usualmente exigidas para sua implantação, o aspecto natural ou ornamental proporcionado pela vegetação que é parte integrante do sistema tem fomentado sua utilização junto a áreas verdes públicas, em especial parques abertos à visitação. Encontram-se na literatura alguns casos de sucesso nesta linha de aplicação como o *Brick Pond Park* nos Estados Unidos, o *Tolka Valley Park* na Irlanda e o *Oaklands Park Wetlands* na Austrália que serviram de inspiração para a proposição conceitual de um sistema de *wetlands* construídos para tratar as águas de poluição difusa e de um córrego poluído que adentra a área do futuro Parque Tizo, localizado na divisa das cidades de São Paulo, Osasco e Cotia, no Estado de São Paulo.

**Palavras-chave:** *Wetlands* construídos, Tratamento de efluentes, Poluição difusa.

### 1 Introdução

Os sistemas de *wetlands* construídos são comumente associados ao tratamento terciário de efluentes, mas são sistemas bastante versáteis que podem tratar uma série de outras águas, desde aquelas que alimentam piscinas naturais (BUTLER, 2013) até lodos provenientes de sistemas de tratamento de efluentes (UGGETTI et al 2010). Dentre esta variedade de possibilidades, o



tratamento das águas provenientes da drenagem urbana, responsáveis pela poluição difusa, vem despertando interesse pela possibilidade da implantação de sistemas de tratamento, baseado na tecnologia de *wetlands* construídos, em áreas verdes ou até mesmo dentro de parques públicos.

A utilização de espécies vegetais apropriadas, a possibilidade de ambientação paisagística e integração a área de convívio ou preservação permitida pelos sistemas de *wetlands* construídos são fatores de interesse que vêm sendo explorados em experiências pelo mundo que, mesmo de forma tímida, apontam para um uso interessante do sistema.

## **2 Poluição difusa**

O estudo da poluição difusa nos Estados Unidos remonta à década de 1960 com a identificação do potencial poluidor das cheias urbanas pela EPA. (*Environmental Protection Agency*). Essa constatação culminou no desenvolvimento do *Nationwide Urban Runoff Program* (NURP), programa conduzido pela EPA entre 1979 e 1983 cujo principal objetivo foi analisar a qualidade de amostras de água coletadas durante 2300 chuvas em 28 localidades dos Estados Unidos. Os resultados apresentados no relatório final do NURP indicaram que as fontes de poluição difusa teriam potencial significativo para a degradação da qualidade das águas superficiais nos Estados Unidos (USEPA, 1983).

A poluição difusa é gerada em extensas áreas e está diretamente relacionada à precipitação e às superfícies de escoamento das águas precipitadas, apresentando características bastante diferenciadas de local para local.

A quantidade de água drenada aumenta de forma permanente com o desenvolvimento da cidade, em contradição, a qualidade dessa água decai com o desenvolvimento do processo de urbanização em razão da disseminação de superfícies impermeáveis como: ruas, calçadas, passeios públicos, ciclovias, estradas, telhados e quadras esportivas que reduzem a infiltração das chuvas e do escoamento para o subsolo. Quanto mais expressivas as vazões de água escoadas, maior a facilidade das águas carregarem os sedimentos e poluentes para fora do seu local de origem.

São diversas as fontes de poluentes possíveis no meio urbano, com destaque para (PRODANOFF, 2005): pavimentação das ruas, tráfego, deposição atmosférica, vegetação, superfície do solo, resíduos sólidos urbanos, derramamentos, agroquímicos, construções e demolições, redes coletoras de esgotos.

Apesar do conhecimento a respeito da problemática que envolve o tema, o impacto da poluição difusa sobre os corpos d'água ainda é pouco estudado e conhecido em território nacional, ficando, seu conhecimento e avaliação, restritos à produção acadêmica para pesquisa em áreas restritas, fato devido à situação geral dos corpos d'água urbanos em território nacional ainda bastante comprometidos com lançamentos de efluentes não tratados.

De acordo com Schueler et al (1992 apud TSIHRINTZIS & HAMID, 1997) um sistema efetivo de manejo de poluição difusa deve ser composto por seis componentes básicos: atenuação do escoamento, transporte do escoamento, pré-tratamento do escoamento, tratamento do escoamento, manutenção do sistema e redução dos impactos secundários.

Segundo relatado por Tsihrintzis & Hamid (1997) e por Barbosa et al (2011), ambos baseando-se em pesquisas de diversos autores, algumas das principais tecnologias aplicáveis aos processos de tratamento de águas de drenagem são: trincheiras de infiltração, poços de infiltração, bacias de infiltração, bacias secas, bacias secas de detenção estendida, bacias de infiltração, valas vegetadas, bacias vegetadas, *wetlands* construídos, bacias úmidas de detenção e retenção, bacias de recarga, sistemas de filtros (incluindo filtro de areia) e separadores óleo/sedimentos. Essas estruturas são pensadas para permitir um tratamento adequado da poluição difusa com o mínimo de manutenção possível. Sua concepção, entretanto, envolve a disponibilidade de grandes áreas disponíveis.

### **3 Configurações dos *wetlands* construídos**

Os sistemas *wetlands* construídos podem ser divididos segundo a direção do fluxo hidráulico e a posição do nível d'água em relação ao leito em: fluxo horizontal (superficial ou sub superficial) e fluxo vertical.

*Wetlands* construídos de fluxo superficial são lagos ou canais vegetados, construídos de forma a proporcionar um sistema de escoamento vagaroso e raso das águas que visa explorar os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem naturalmente nos sistemas. Algumas propriedades dos sistemas de *wetlands* construídos de fluxo superficial se assemelham àquelas de lagoas facultativas (USEPA, 1999). Além de permitir a maior variabilidade de tipos de plantas (ZANELLA, 2008), é uma configuração que também proporciona habitat para a vida selvagem, atraindo diversos animais como pássaros, peixes, anfíbios, répteis e insetos (USEPA, 1999). Assim, muitos sistemas de fluxo horizontal superficial são utilizados como tratamento de efluentes em concomitância com parques ou refúgios para a vida selvagem.

*Wetlands* construídos de fluxo sub superficial são constituídos por uma bacia, canal ou tanque raso preenchido por um meio suporte adequado onde a vegetação é plantada e pelo qual o efluente a ser tratado percola com fluxo horizontal. Como nessa configuração a superfície da lâmina d'água é mantida abaixo do nível do leito, o risco de geração de odores, exposição das águas residuárias ao homem ou aos animais, e a proliferação de vetores, tais como insetos, é minimizada. Além disso, o meio suporte proporciona superfície para a adesão de biofilme funcionando como área ativa no tratamento dos efluentes, culminando na utilização de menores áreas quando comparados com outras concepções de *wetlands* (USEPA, 1993 apud ZANELLA, 2008). No

entanto, *wetlands* construídos de fluxo sub superficial costumam ter um custo de construção maior que os sistemas superficiais, principalmente por conta do valor do meio suporte (USEPA, 1999).

De configuração semelhante ao sistema de fluxo sub superficial horizontal, *wetlands* construídos de fluxo vertical consistem em canais, bacias ou tanques rasos preenchidos com material adequado que serve como suporte para vegetação. A lâmina d'água permanece sob o leito, impossibilitando o contato direto com as pessoas ou animais, dificultando também a proliferação de mosquitos. A alternância entre as fases de alimentação e aeração é fundamental uma vez que mantêm o interior dos *wetlands* construídos em condições aeróbias, possibilitando a mineralização dos depósitos orgânicos resultantes dos sólidos suspensos totais contidos no efluente retido na área superficial do meio suporte (BOUTIN & LIÉNARD, 2004 apud SILVA, 2007).

Não obstante, é possível utilizar *wetlands* construídos em sistema híbridos, os quais consistem em várias tipologias em série (VYMAZAL, 2005 apud ZHANG et al., 2009). Segundo Zanella (2008), é possível combinar em um mesmo sistema de *wetland* construído diferentes fluxos de modo a unir a melhor eficiência de tratamento encontrada em um fluxo sub superficial com a capacidade de aeração presente no fluxo superficial de forma a otimizar o tratamento. É possível ainda obter o efeito de aeração de efluentes pela inserção no sistema de cascatas ou corredeiras artificiais.

#### **4 Exemplos de *wetlands* construídos inseridos em parques de recreação ou lazer**

##### **Brick Pond Park**

Localizado na cidade de North Augusta, estado da Carolina do Sul, Estados Unidos, o *Brick Pond Park* é um parque público de 146.000 m<sup>2</sup> focado em lazer de baixo impacto como trilhas, contemplação da riqueza da flora e fauna locais, mesas de piquenique, pesca e remo. Por anos, o parque recebeu chuva e escoamento pluvial oriundo da área urbana e, por conta das águas permanecerem estagnadas, o local se tornou uma área contaminada (THE NORTH AUGUSTA RIVERFRONT DEVELOPMENT CORPORATION, 2007).

No ano de 2008, foi implantado um *wetland* construído de cerca de 6.000 m<sup>2</sup> para tratar a poluição difusa oriunda da área urbana antes de seu lançamento nos lagos do parque. O sistema conta com pré-tratamento para deter sólidos trazidos com a água pluvial e duas quedas d'água como forma de melhoramento da estética da área, oxigenação do efluente e para servir como transbordamento em épocas de cheias. Também o *wetland* foi dividido em três zonas com profundidade crescente. Para cada zona, foram estabelecidas diferentes espécies de flora com base na sua adaptabilidade para as diferentes profundidades. Após as três zonas de tratamento do *wetland* construído, há uma área de águas livres e por fim o efluente tratado é desaguado nos lagos do parque. O local se tornou uma área de preservação da natureza com dedicação ao ecoturismo. Entre

as atividades permitidas e incentivadas, é possível encontrar trilhas para caminhadas, canoísmo, pesca, educação ambiental e apreciação da flora e fauna encontradas na região.

### **Tolka Valley Park**

Em Dublin (Irlanda), no começo da década de 1980, a prefeitura criou um lago no parque *Tolka Valley* para receber integralmente o córrego canalizado Finglaswood e desaguar diretamente no rio Tolka. O lago foi construído com o objetivo de ser um equipamento público de recreação. Em 1998, a agência ambiental irlandesa estipulou uma meta de 0,05 mg/L de fósforo para os rios da cidade, assim todos eles passaram a ser monitorados e, caso necessário, sofriam intervenções para melhorias. Apesar de canalizado, o córrego Finglaswood recebia poluição dos bairros por onde passa (Gortmore, Barnmore, Wellmount e Kippure) por conta de ligações do esgoto com galerias de água pluvial (McENTEE, 2012). O aporte de contaminação recebido não era apenas doméstico, mas também apresentava outros contaminantes como: tintas, solventes, óleos, gasolina e poluição difusa das ruas e casas. Conseqüentemente, o lago, que havia sido projetado para ser o ponto central do parque, havia se tornado um local poluído com grande índice de crescimento de algas, odor desagradável e presença de graxas e óleos flutuantes. Por conta da poluição de origem doméstica, rica em fósforo e amônia, o córrego ainda contribuía para a eutrofização do rio Tolka (OPENFIELD ECOLOGICAL SERVICES, 2008). A intervenção proposta foi a implantação um *wetland* no córrego Finglaswood, à montante do lago, que seria responsável pela redução de sólidos em suspensão, absorção de nitrogênio e fósforo, e remoção de hidrocarbonetos e coliformes fecais. O *wetland* construído foi projetado para tratar todo o fluxo base e também a primeira descarga de grandes eventos. Por se tratar de um parque público e o tamanho do projeto estar limitado ao espaço de terra disponível, deu-se bastante atenção à conformidade da paisagem e à possibilidade de vandalismo e depredação por descarte de resíduos.

Foi implantado um sistema de *wetlands* construídos de fluxo horizontal superficial em duas células, onde a primeira possui um comprimento quatro vezes maior que a segunda célula. O projeto conta com uma característica única ao utilizar direcionamento invertido do fluxo *wetland*-lago em relação à corrente do rio Tolka. Graças a esse conceito, as plantas do *wetland* não são varridas por eventuais transbordamentos do rio Tolka, além de gerar a possibilidade de armazenar água no *wetland* e liberá-la após a cheia. O fluxo máximo recebido pelo *wetland* é de 35 L/s para um tempo de retenção de 13h. Cálculos para o fluxo médio de épocas de seca (9 L/s) resultaram em um tempo de retenção de 49,5h. A instalação do *wetland* foi iniciada em novembro de 2000. As plantas escolhidas na sua composição tinham como características principais sua resistência aos poluentes e capacidade de rápido estabelecimento, plantas conhecidas como invasoras também foram evitadas. Gradualmente o *wetland* foi colonizado por numerosas outras espécies vegetais,

algumas nativas, e animais, incluindo invertebrados, mamíferos, pássaros, peixes e anfíbios (OTTE, 2003 apud OPENFIELD ECOLOGICAL SERVICES, 2008).

Amostras foram retiradas da foz do lago antes e depois da construção do *wetland* construído. O valor para sólidos em suspensão na saída do lago foi reduzido para menos de 10 mg/L, o fosfato e a amônia tiveram, a redução de 95% e 51%, respectivamente, chegando-se às concentrações de 0,014 mg/L e 0,503 mg/L. (COLLINS e McENTEE, 2009).

Com o passar do tempo, alguns problemas tornaram-se perceptíveis. Existe a tendência de bloqueio tanto das tubulações entre as duas células, quanto na canalização da barragem, por conta da vegetação, há ainda a percepção de odor próximo à entrada do *wetland*. A Prefeitura de Dublin considerou o projeto um sucesso e pretende criar novos *wetlands* construídos. Além de atingir o objetivo principal de reduzir a poluição que chegava ao rio Tolka, conseguiu-se atrair famílias ao parque e evitar vandalismos ao local.

### **Oaklands Park Wetlands**

A administração regional de Marion, localizada na cidade Adelaide, ao sul da Austrália, concebeu um projeto de tratamento de água de para uso na agricultura. O projeto, que tem previsão de funcionamento para o fim de 2015 (CITY OF MARION, 2011b), envolve o tratamento de parte das águas do rio *Sturt* por meio de um sistema *wetland* construído e sua estocagem em um aquífero profundo durante a época de inverno para ser posteriormente aproveitado durante o verão (AUSTRALIAN CULTURAL HERITAGE MANAGEMENT, 2011). Segundo City of Marion (2011a), o sistema seria capaz de fornecer até 172 milhões de litros por ano.

O *Oaklands Park* era utilizado como área recreacional, centro de treinamento de condutores e parque linear do rio *Sturt*. Com o projeto, a área terá, além do sistema de tratamento e injeção de água no aquífero, um parque com áreas abertas para recreação, trilhas para caminhada e ciclovias. O projeto, orçado em 8,46 milhões de dólares (CITY OF MARION, 2011b), determina que a área de 2,3 hectares tenha feições mais urbanas no lado leste, ao passo que a porção oeste será mais natural com predominância de grandes árvores (CITY OF MARION, 2012). Os *wetlands* foram projetados para receber água de chuva do canalizado rio *Sturt* por meio de bombeamento, a uma vazão máxima de 50 L/s, até a lagoa inicial que terá como função regularizar a vazão que adentra a zona de macrófitas no *wetland* construído. A zona de macrófitas no *wetland* construído será dividida em dois níveis de forma a aproveitar a topografia do local e também reduzir a terraplenagem próxima das árvores existentes. Duas cascatas foram incorporadas ao projeto, a primeira na lagoa inicial e a segunda entre as duas células de macrófita. O *wetland* foi projetado para ter um tempo de detenção entre 2 e 3 dias, de forma a proporcionar tratamento suficiente do efluente para a injeção no aquífero. Por meio de canais profundos conectados entre si, será possível realizar a drenagem do sistema para sua manutenção. Há grande preocupação quanto à entrada de espécies de peixes que

sejam pragas no sistema, pois, segundo experiências em outros *wetlands* da cidade de Adelaide, há o risco que sua presença comprometa o funcionamento do *wetland*.

## 5 Proposta para implantação no parque Tizo

O Parque Urbano de Conservação Ambiental e Lazer Fazenda Tizo, também conhecido simplesmente por Parque Tizo, é uma área localizada na divisa das cidades de São Paulo, Osasco e Cotia, no Estado de São Paulo, que foi criada em 2006 por meio de decreto como uma Unidade de Conservação. O local é um remanescente de Mata Atlântica, ainda que bastante degradado devido à diversas ocupações que sofreu ao longo do tempo, mas conta com presença de diversas nascentes e córregos em sua área. Um dos córregos que passa pelo parque recebe contribuições de esgoto doméstico e poluição difusa da área do entorno (um bairro de ocupação mista e uma ocupação irregular à montante do parque). Visto que este córrego deságua diretamente em uma pequena lagoa existente no Parque Tizo e que, pelo Plano Diretor do parque, será um dos locais de destaque para os visitantes, foi elaborada uma proposta de tratamento deste córrego por meio de utilização de sistema *wetland* construído aliado a noções paisagísticas.

Devido à proximidade entre o córrego e o limite do parque, a proposta teve de ser limitada a uma área a montante da portaria leste do parque, quando o córrego adentra a área. O sistema proposto (NORTE, 2014) utiliza de um sistema duplo de *wetlands* construídos em paralelo, cada um formado por duas células, sendo uma de fluxo horizontal superficial e a outra de fluxo horizontal sub superficial, de forma que as águas possam ser divididas entre os sistemas, sendo possível o fechamento de um dos lados para sua manutenção sem cessar totalmente o tratamento. O sistema de tratamento teria início com o desvio de parte das águas do córrego por meio de um vertedouro até um sistema de gradeamento para retenção de sólidos grosseiros. Em seguida, uma queda d'água seria responsável por aumentar o oxigênio dissolvido do efluente. É proposta uma segunda queda d'água ou a utilização de corredeiras entre a célula de fluxo superficial da de fluxo sub superficial de forma a novamente aumentar o oxigênio dissolvido.

Como um dos objetivos do sistema é agregar valor paisagístico ao sistema, propôs-se que a heterogeneidade vegetal, complementando com espécies ornamentais, um sistema que contivesse espécies comprovadamente eficientes no tratamento das águas. Para tornar a visualização do sistema mais agradável aos visitantes, sugeriu-se plantar as espécies emergentes tradicionalmente utilizadas em sistemas de tratamento por *wetland* construídos, porém não consideradas visualmente atrativas, como *Typha spp.* (taboa), *Cyperus spp.* e *Juncus spp.*, entre outras, nas zonas mais internas das células. Já as espécies consideradas ornamentais, como *Canna ssp.*, *Heliconia ssp.*, *Iris ssp.* e *Sagittaria ssp.* seriam plantadas nas zonas externas, onde há maior proximidade com os visitantes, de modo a formar uma bordadura de espécies emergentes ornamentais em volta das

espécies tradicionais. Nas zonas de escoamento superficial podem ser utilizadas espécies flutuantes ou fixas de folhas flutuantes como a *Nymphaea spp* ou a *Ludwigia sedoides*.

A proposta ainda sugere a utilização de gravilhas ou pedras coloridas diversas sob o substrato nas células de fluxo sub superficial. Por fim, recomenda a utilização de uma trilha fechada com uma plataforma e placas informativas.

O detalhamento do projeto foi prejudicado pela falta de dados consistentes da área e do corpo hídrico a ser tratado, desconhecidos até mesmo pelos gestores do parque, sendo baseado em informações do Plano Diretor, visitas à área e conhecimentos existentes na literatura.

## **6 Conclusão**

É possível transformar ou inserir sistemas wetland construídos em parques de preservação e de lazer. Quando devidamente projetados, tais sistemas não geram incômodos como odores desagradáveis ou grande presença de mosquitos. Logo, esse é um sistema com potencial para inserção em áreas urbanas, sendo utilizado como atrativo não apenas para a vida selvagem como também para turistas e visitantes.

Nos casos levantados, destaca-se a invasão de espécies nativas no sistema, como ocorrido no exemplo do Tolka Valley Park. Algumas espécies apresentam características de dominação quando em um meio heterogêneo, podendo fazer com que outras espécies sejam eliminadas naquele sistema. Esse evento também requer monitoração constante, principalmente quando o sistema de tratamento busca trazer valorização paisagística ao local em que foi inserido.

A proposta de um sistema de *wetland* construído para o Parque Tizo, ainda que falho em não apresentar dados concretos, busca abrir caminho para o uso desse tipo de tratamento como alternativa no território brasileiro, onde ainda são tímidos os seus exemplos, e também traz a reflexão do uso de *wetlands* construídos no tratamento de diversos tipos de águas, como esgotos sanitários e poluição difusa, aliando-se a focos paisagísticos. Como visto nos exemplos anteriores, há casos sucedidos de sua implementação onde os *wetlands* construídos trazem benefícios ao parque que estão inseridos, quando não são em si parte do atrativo, como os exemplos do Tolka Valley Park e Oaklands Park Wetland. Ainda que sejam conhecidos pelo seu baixo custo e pouca necessidade de manutenção, sua monitoração constante é necessária, pois a presença de odor desagradável ou alterações nas concentrações dos poluentes pode indicar um problema no tratamento. Há ainda necessidade de implantação de educação ambiental reforçada, para evitar possíveis transtornos como depredação, roubo de plantas ou substrato e, até mesmo, a entrada das pessoas no sistema de *wetland* construído.

## **Referências**

AUSTRALIAN CULTURAL HERITAGE MANAGEMENT. Kaurua Aboriginal Cultural Heritage Survey for proposed Oaklands Wetland project for City of Marion. Adelaide: 2011. Disponível em: <<http://dc270.4shared.com/doc/gwS7zj1/preview.html>>. Acesso em: 02 nov. 2012.

BUTLER, D. P.; **Organic Pools DIY Manual**. 2013. Disponível em <<http://www.organicpools.co.uk/>> Acesso em 24.04.2015.

CITY OF MARION. Section 48 Report. 2011a. Disponível em: <<http://dc339.4shared.com/doc/dJRfM1y/preview.html>>. Acesso em: 02 nov. 2012.

\_\_\_\_\_. Oaklands Wetland: Stormwater Reuse Scheme. Adelaide: 2011b. Disponível em: <[http://www.marion.sa.gov.au/webdata/resources/files/Oaklands\\_Wetland\\_Project\\_Presentation.pdf](http://www.marion.sa.gov.au/webdata/resources/files/Oaklands_Wetland_Project_Presentation.pdf)>. Acesso em: 02 nov. 2012.

\_\_\_\_\_. Oaklands wetland functionality and landscaping. 2012. Disponível em: <<http://www.marion.sa.gov.au/page.aspx?u=812>>. Acesso em: 30 out. 2012.

COLLINS, J; McENTEE, D. A constructed wetland for the removal of urban pollution in the Finglaswood Stream, Tolka Valley Park, Dublin. Dublin: 2009. Disponível em: <<http://www.dublincity.ie/WaterWasteEnvironment/WasteWater/Documents/Tolka%20Valley%20Park%20ICW%20Collins%20and%20McEntee%20Feb%202009.pdf>> Acesso em: 19 set. 2012.

McENTEE, D. Integrated constructed wetlands for municipal, rural and septic tank effluent. 2012. Disponível em: <<http://www.waterfordcoco.ie/en/media/waterservices/wetlandsconference/Use%20of%20ICWs%20for%20Municipal%20Effluent%20Don%20McEntee.pdf>> Acesso em: 08 nov. 2012.

NORTE, A. C. C. **Uso de wetlands construídos como parte integrante de projetos paisagísticos**. 2014. 118p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Ambiental) – Instituto de Pesquisas Tecnológicas do Estado de São Paulo, São Paulo, 2014.

OPENFIELD ECOLOGICAL SERVICES. **Biodiversity survey of the integrated constructed wetland at Tolka Valley Park, Finglas, Co. Dublin**. 2008. 21p. Disponível em: <[http://www.dublincity.ie/sites/default/files/content/RecreationandCulture/DublinCityParks/VisitaPark/Documents/Final\\_Tolka\\_Valley\\_wetland\\_Biodiversity\\_survey\\_2008.pdf](http://www.dublincity.ie/sites/default/files/content/RecreationandCulture/DublinCityParks/VisitaPark/Documents/Final_Tolka_Valley_wetland_Biodiversity_survey_2008.pdf)>. Acesso em: 19 set. 2012.

PRODANOFF, J. H. A. **Avaliação da poluição difusa gerada por enxurradas em meio urbano**. Tese (doutorado). Universidade Federal do Rio de Janeiro. 276p. 2005.

SCHUELER, T. R.; GALLI, J.; HERSON, L.; KUMBLE, P.; SHEPP, D. **Developing effective BMP system for urban watersheds: Analysis of urban BMP performance and longevity**, Metropolitan Washington Council of Governments, Department of Environment Programs, 1992.

SILVA, S. C. **“Wetlands construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. 2007. 205 p. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2007.

STRICKLAND, T. Brick Pond Park: Restoring Wetlands & Education “A Perfect Fit”. North Augusta: 2009. Disponível em: <<http://www.seswa.org/files/Services/Conference/Past%20Conferences/2009/12%20Brick%20Pond%20ParkRestoring%20Wetlands%20and%20Ed%205BStrickland%5D.pdf>> Acesso em: 17 set. 2012.

THE NORTH AUGUSTA RIVERFRONT DEVELOPMENT CORPORATION. Brick Pond Park Pre-restoration Survey: Preconstruction Field Survey Report of The North Augusta Constructed Wetland Restoration Site in North Augusta, SC. 2007. North Augusta. Disponível em: <<http://www.northaugusta.net/Default.aspx?TabId=157&xsfid=129>>. Acesso em: 07 jun. 2012.

TSIHRINTZIS, V. A.; HAMID, R. Modeling and Management of Urban Stormwater Runoff Quality: A Review. **Water Resources Management** vol.11: p. 137–164, 1997.

UGGETTI, E.; FERRER, I.; LLORENS E.; GARCÍA, J. Sludge Treatment Wetlands: A Review on the State of the Art. **Bioresource Technology** vol 101: p. 2905-2912, 2012



UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment.** 1998. Washington. 83p. Disponível em: <<http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/design.pdf>>. Acesso em: 11 nov. 2011. (EPA/625/1-88/022).

\_\_\_\_\_. **Free Water Surface Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment.** 1999. Phoenix. 167p. Disponível em: <[http://water.epa.gov/type/wetlands/restore/upload/2004\\_12\\_20\\_wetlands\\_pdf\\_FW\\_Surface\\_Wetlands.pdf](http://water.epa.gov/type/wetlands/restore/upload/2004_12_20_wetlands_pdf_FW_Surface_Wetlands.pdf)>. Acesso em: 7 jun. 2012. (EPA 832-S-99-002).

\_\_\_\_\_. **Results of the Nationwide Urban Runoff Program NURP.** Water Planning Division, PB 84-185552 - Washington, D.C. December. 1983

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands**-construídos utilizando brita e bambu como suporte. 2008. 189p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

ZHANG, D. et al. Constructed wetlands in China. **Ecological Engineering**, n. 35, p.1367-1378, out. 2009.



## RETENÇÃO DO FÓSFORO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS EM LEITOS CULTIVADOS COM TABOA E ARROZ

---

**Celso Luiz Borges de Oliveira\***

Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia  
Cruz das Almas/BA, Brasil, [celso@ufrb.edu.br](mailto:celso@ufrb.edu.br)

---

**José Teixeira Filho**

Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas  
Campinas/SP, Brasil, [jose@feagri.unicamp.br](mailto:jose@feagri.unicamp.br)

### **Resumo**

A retenção do fósforo foi avaliada na unidade-piloto de um sistema de alagados construídos na FEAGRI/UNICAMP, em três leitos: um plantado com Taboa, outro com Arroz, e um não plantado, denominado Controle. O clima da região caracteriza-se como tropical, com inverno seco e verão úmido com temperatura média do ar de 23,7 °C no período do estudo. Foram feitas medidas horárias das vazões na entrada e saída dos leitos, 9 horas por dia, coletadas as amostras para análise das concentrações de fósforo, pH e condutividade elétrica. Os resultados foram obtidos na época de férias e de aulas, entre dois cortes feitos na Typha e no Arroz. Os volumes de entrada e saída dos leitos variaram de 172,7 a 209,4 L e 127,0 a 199,8 L, respectivamente. O tempo médio de detenção hidráulica foi de 5 dias. As concentrações médias de fósforo, na entrada e saída dos leitos plantados com a Typha, Arroz e o não plantado variaram de 1,5 a 3,1 mgP/L e de 0,6 a 2,8 mgP/L, respectivamente. As cargas médias de fósforo, na entrada e saída dos leitos plantados com a Typha, Arroz e o Controle variaram de 258,5 a 644,4 mgP e de 81,7 a 510,6 mgP, respectivamente. O percentual médio de fósforo retido na entrada e saída do leito plantado com a Typha teve variação de 52,1 a 86,4%, no leito plantado com Arroz foi de - 4,9 a 25,7% e no leito Controle de 7,7 a 15,7%.

**Palavras-chave:** Retenção de fósforo. Fitorremediação. Mesocosmo. Macrófitas



## 1 Introdução

É acentuada a deficiência de tratamento do esgoto coletado no Brasil, quase 75% de todo o esgoto sanitário coletado nas cidades é despejado "in natura", o que contribui decisivamente para a poluição dos cursos d'água urbanos e das praias (Snsa, 2005). Uma alternativa para o tratamento do esgoto é a utilização dos leitos alagados construídos (constructed wetlands), que simulam os processos que ocorrem em alagados naturais. Esses sistemas de tratamento são compostos de substrato, plantas tolerantes à inundação, coluna de água e uma população de microorganismos. As plantas fornecem oxigênio e outros nutrientes que promovem o crescimento microbiano no substrato, sendo este o grande responsável pelo tratamento dos resíduos contidos no efluente. Os processos e mecanismos de tratamento dentro dos sistemas alagados construídos são altamente complexos e incluem processos microbiológicos, biológicos, físicos e químicos que podem ocorrer sequencialmente ou simultaneamente (HAMMER & BASTIAN, 1989; US EPA, 2000; SCHOLZ, 2006; VYMAZAL, 2007) apud ZHANG, L et al (2008).

O excesso das cargas de fósforo de várias fontes está sempre relacionado com a eutrofização dos corpos d'água, pois é um dos nutrientes que se apresenta em quantidades significativas no final dos tratamentos dos esgotos. Esse elemento é um nutriente essencial para o crescimento de algas, sendo seu lançamento limitado a 1,0 mg L<sup>-1</sup> de fósforo total para lagos e lagoas (Von Sperling, 1996). Os mecanismos de retenção e remoção de fósforo durante o tratamento de águas residuárias em sistemas de alagados construídos consistem de adsorção, desorção, precipitação, retirada pelas plantas e microorganismos, fragmentação, lixiviação, mineralização e sedimentação (Kadlec & Knight, 1996; Vymazal, 2007). Uma grande parcela de wetlands, inventariadas por (Lautenschlager, 2001), apresenta eficiência na remoção de nitrogênio total e fósforo total, em torno de 50%, sendo poucos os casos que a eficiência de remoção alcance valores acima de 80% e outros casos que a eficiência da remoção é negativa atingindo valores em torno de - 40%.

Vários estudos têm confirmado que o tratamento de efluentes é melhorado em sistemas com vegetação comparados com sistemas não plantados (TANNER and SUKIAS, 1995; TANNER, 1996; MATHESON et AL., 2002) apud THULEN et al, 2005.



O objetivo desse estudo foi determinar a retenção de fósforo das águas residuárias originadas das instalações da FEAGRI/UNICAMP, em leitos cultivados com Typha e Arroz, comparados com um leito não plantado, em duas épocas distintas, no período de férias e de aulas, na FEAGRI.

## 2 Material e métodos

A unidade-piloto do sistema de alagados construídos localiza-se no Campo Experimental da Faculdade de Engenharia Agrícola – FEAGRI/UNICAMP, latitude 22° 48' 57" S, longitude 47° 03' 33" W, altitude de 640 metros e destina-se ao tratamento secundário das águas residuárias provenientes das instalações da Faculdade. O efluente tratado é originado de dejetos domésticos das instalações administrativas e acadêmicas da Faculdade.

Os leitos do sistema são de alvenaria, no formato retangular, com as dimensões de 4,0 x 1,0 x 1,0m, tendo como meio de suporte a brita nº 2 (9,5-31,5mm). A passagem do efluente no sistema de tratamento se dá no fluxo subsuperficial horizontal. A altura da lâmina do efluente no interior do leito foi mantida em 0,60m. O sistema era aberto às 8:00 horas e fechado às 18:00 horas de cada dia.

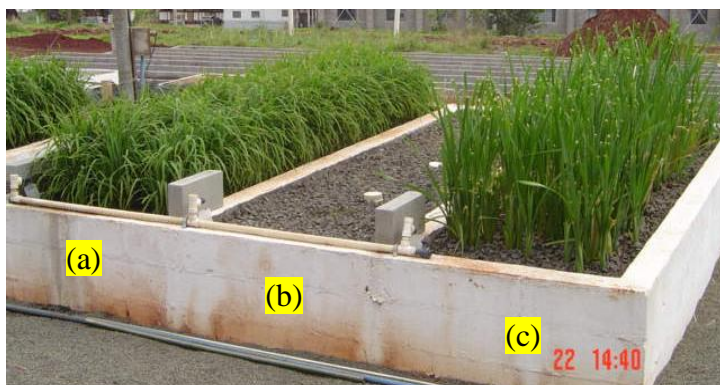
Os dados coletados e os resultados registrados nos meses de janeiro e fevereiro se referem à época de férias, e os dados do mês de março à época de aulas na FEAGRI. As características mensuradas foram as vazões de entrada e saída dos leitos. Das amostras coletadas foram analisadas as concentrações de fósforo, a condutividade elétrica e o pH. As medidas da vazão de entrada e saída foram tomadas de hora em hora, durante 9 horas por dia, nos dias 19 e 21/01/04; 2, 3 e 5/02/04; e 23, 24 e 25/03/04. As vazões foram medidas no tempo de 20 segundos, utilizando-se uma proveta graduada de 250 ml e um cronômetro digital, e as amostras acondicionadas em garrafas plásticas de 300 ml. Foram calculados os volumes de entrada e saída dos leitos, a evaporação nos leitos plantados e não plantados, o tempo de detenção hidráulica e registrados os dados da temperatura do ar no período do monitoramento. As análises das concentrações de fósforo nas amostras foram determinadas pelo método AOAC Official Method 973.55 – Phosphorus in water (Aoac, 1990).

No leito plantado com Typha, utilizaram-se as mudas cultivadas anteriormente no mesmo local. As mudas foram selecionadas com aproximadamente 0,25m de altura, plantadas no espaçamento de 0,30m x 0,30m entre plantas, com 12 plantas por fileira, totalizando 36 plantas no leito. Outro leito



foi plantado com Arroz, variedade IAC 103, em sulcos com 0,05m de profundidade, no espaçamento de 0,30m entre sulcos com cerca de 300 sementes por metro linear. O leito não plantado foi utilizado como Controle (Figura 1b).

Figura 1 – Leitos da unidade-piloto de tratamento de esgoto plantado com Arroz (a), Controle (b) e plantado com Typha (c)



Fonte: Autoria própria (2004)

### 3 Resultados e discussão

Inicialmente são descritos o comportamento das vazões de entrada e saída dos leitos e as concentrações e cargas de fósforo, em escala horária, no dia 25/03/04. Este dia é caracterizado pelo máximo desenvolvimento das plantas de Typha e Arroz e no dia seguinte, 26/03/03 foi efetuado o corte das mesmas. Na figura 2 são apresentados os dados horários, em 25/03/04, das vazões na entrada ( $Q_e$ ) e saída ( $Q_s$ ), das concentrações de fósforo da entrada ( $C_e$ ) e saída ( $C_s$ ) e as cargas de fósforo na entrada ( $K_e$ ) e saída ( $K_s$ ) dos leitos plantados com a Typha e o Arroz. Verifica-se que nas vazões horárias da entrada dos leitos há uma variação no decorrer das 9 horas na tomada dos dados, apresentando picos e decréscimos no período, o que provavelmente se deve às diferentes necessidades e usos de água nas instalações geradoras do efluente.

Figura 2 – Vazões da entrada ( $Q_e$ ) e saída ( $Q_s$ ), Concentrações de fósforo da entrada ( $C_e$ ) e saída ( $C_s$ ) e Cargas da entrada ( $K_e$ ) e saída ( $K_s$ ) dos leito cultivados com Typha e Arroz no dia 25/03/04



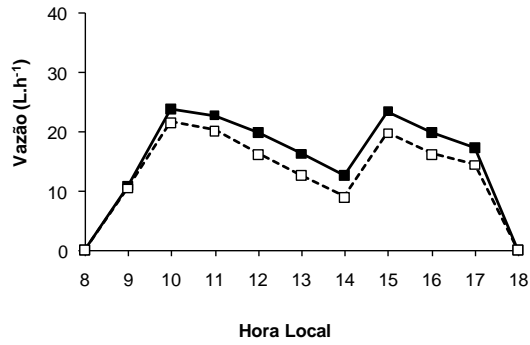
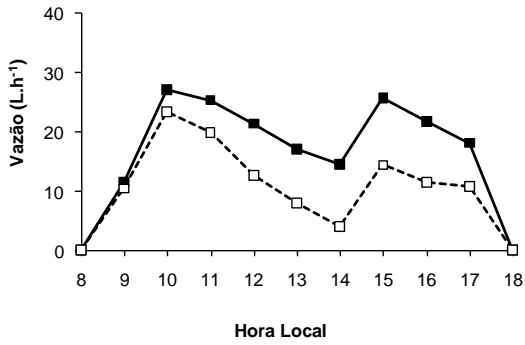
# 2<sup>o</sup> SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE WETLANDS CONSTRUÍDOS

TYPHA

ARROZ

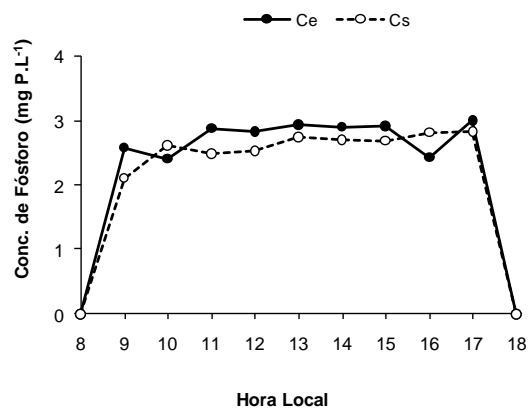
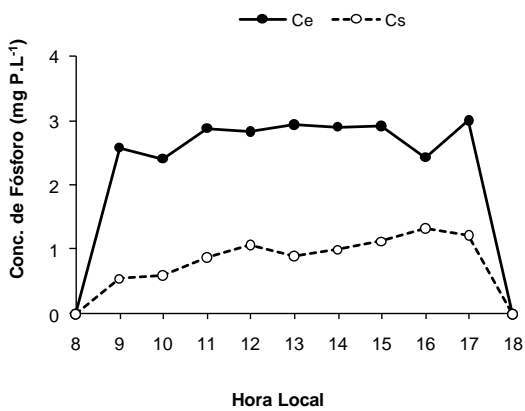
—■— Qe    - - □ - - Qs

—■— Qe    - - □ - - Qs



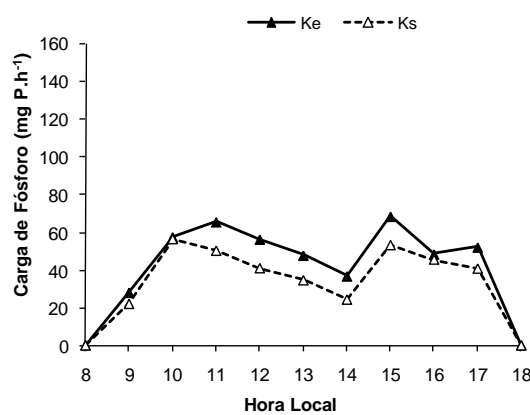
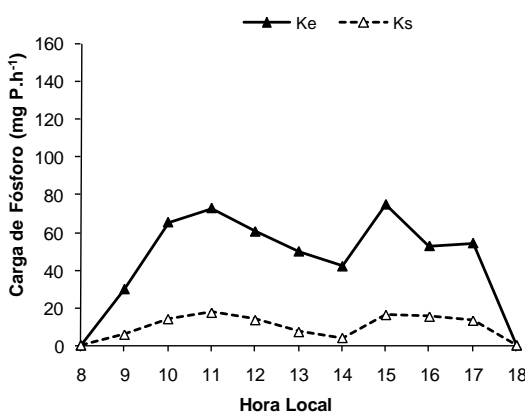
(a)

(b)



(c)

(d)



(e)

(f)

Fonte: Pesquisa de campo (2004)



As maiores e menores vazões de entrada ( $Q_e$ ) registradas no leito plantado com a Typha (figura 2a) foram de 27,0 e 11,5 L/h e as maiores e menores vazões de saída ( $Q_s$ ) foram de 23,4 e 4,0 L/h. As vazões de saída são influenciadas pelo volume das vazões de entrada, pela quantidade de água necessárias à composição e metabolismo das plantas e microorganismos e pela evaporação das plantas e do leito. A vazão horária do leito plantado com o Arroz (figura 2b) tem comportamento similar ao da Typha no decorrer das horas. As maiores e menores vazões de entrada ( $Q_e$ ) e saída ( $Q_s$ ) foram de 23,8 e 10,8 L/h e 21,6 e 9,0 L/h, respectivamente.

Observa-se nas Figuras 2a e 2b a maior diferença entre as vazões de entrada e saída no leito plantado com a Typha quando comparada com as vazões de entrada e saída do leito plantado com Arroz. Provavelmente isso se deve à maior utilização do afluente pelas plantas para realizar seu metabolismo, suprir as células e tecidos das plantas e pela maior evaporação, em relação ao Arroz.

Os gráficos nas Figuras 2c e 2d mostram a maior retenção de fósforo no leito plantado com a Typha em relação ao Arroz, quando comparadas as diferenças entre as concentrações de entrada e saída, em escala horária. As diferenças nas médias horárias das concentrações de fósforo da entrada e saída dos leitos plantados com a Typha e o Arroz foram de 1,8 mgP/L e 0,2 mgP/L, respectivamente.

No leito plantado com Typha (figura 2e) verifica-se que a carga de fósforo da entrada ( $K_e$ ) é fortemente influenciada pela vazão de entrada ( $Q_e$ ) e a carga de fósforo na saída ( $K_s$ ) influenciada pela interação vazão versus concentração de fósforo versus planta/ambiente. No leito plantado com Arroz (figura 2f) observa-se que as cargas de fósforo da entrada e saída são mais influenciadas pelas vazões de entrada e saída provavelmente pela menor variação nas concentrações de fósforo na entrada e saída do leito.

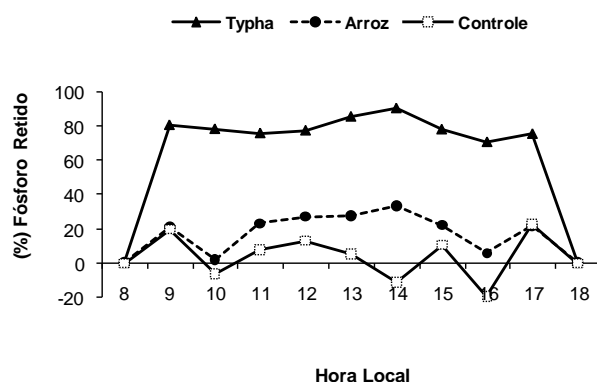
Na figura 3 são apresentados os percentuais de fósforo retido nos leitos plantados com Typha e Arroz e no Controle e verifica-se o decréscimo na retenção do fósforo nessa ordem, com percentuais médios de 79, 20 e 5%, demonstrando a maior eficiência na retenção do fósforo no leito plantado com Typha.

Figura 3 – Percentual de fósforo retido (%  $P_{ret}$ ) nos três leitos em 25/03/04





# 2<sup>o</sup> SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE WETLANDS CONSTRUÍDOS



Fonte: Pesquisa de campo (2004)

Na tabela 1 são apresentadas as médias e as variabilidades ( $\bar{x}$ ,  $s$  e CV), do volume e da evaporação da entrada e saída dos leitos, da temperatura do ar e do tempo de detenção hidráulica, na época de férias e de aulas, nos leitos plantados com Typha e Arroz e no Controle.

Tabela 1 – Média ( $\bar{x}$ ), desvio padrão ( $s$ ) e coeficiente de variação ( $cv$ ) do volume de entrada ( $V_e$ ) e saída ( $V_s$ ) do efluente tratado, evaporação nos leitos (**Evap**), temperatura do ar (**T**) e o tempo de detenção hidráulica (**TDH**) nos leitos com Typha, Arroz e o Controle no período de férias e aulas

Leito	Época	Estimador	Volume (L)		Evap (mm)	T (°C)	TDH (Dia)
			$V_e$	$V_s$			
TYPHA	Férias	$\bar{x}$	172,7	127,0	11,4	27,6	5
		$s$	48,0	45,0	2,7	1,6	1
		cv(%)	28	35	24	6	17
	Aulas	$\bar{x}$	202,0	133,0	17,3	24,9	5
		$s$	32,5	33,6	0,8	1,0	1
		cv(%)	16	25	5	4	18
ARROZ	Férias	$\bar{x}$	209,4	199,8	2,4	27,6	4
		$s$	14,9	16,7	1,7	1,6	1
		cv(%)	7	8	71	6	18
	Aulas	$\bar{x}$	184,7	157,2	6,9	24,9	5
		$s$	34,0	31,0	0,8	1,0	1
		cv(%)	18	20	11	4	20
CONTROLE	Férias	$\bar{x}$	201,0	191,2	2,4	27,6	5
		$s$	18,8	24,0	1,7	1,6	1
		cv(%)	9	13	69	6	18
	Aulas	$\bar{x}$	193,6	183,1	2,6	24,9	5
		$s$	36,9	34,6	0,6	1,0	1
		cv(%)	19	19	25	4	19

Fonte: Pesquisa de campo (2004)





# 2<sup>o</sup> SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE WETLANDS CONSTRUÍDOS

As medidas e amostras foram realizadas nos dias 19 e 21/01/04, em 2, 3 e 5/02/04, referentes ao período de férias na FEAGRI, e nos dias 23, 24 e 25/03/04 referentes ao período de aulas. Os períodos são influenciados pelo menor ou maior fluxo e concentrações de fósforo do efluente em decorrência do menor ou maior uso das instalações geradoras das águas servidas.

Na tabela 2 são apresentadas as médias e as variabilidades, desvio padrão (s) e coeficiente de variação (CV), da concentração de fósforo, as cargas de fósforo, o pH e a condutividade elétrica, na entrada e saída, dos leitos plantados com Typha e Arroz e o Controle.

Tabela 2 – Média ( $\bar{x}$ ), desvio padrão (s) e coeficiente de variação (cv) da concentração de fósforo da entrada (**Ce**) e saída (**Cs**), carga de fósforo da entrada (**Ke**) e saída (**Ks**), variação da carga de fósforo ( $\Delta K$ ) percentagem de fósforo retido (**P<sub>ret</sub>**), pH da entrada (**pHe**) e saída (**pHs**), a condutividade elétrica da entrada (**CEe**) e saída (**CEs**) e a variação da condutividade elétrica (**ACE**) nos leitos com Typha, Arroz e o Controle no período de férias e aulas

Leito	Época	Estimador	C (mgP/L)			K (mgP)			P <sub>ret</sub> %	pH	
			Ce	Cs	$\Delta C$	Ke	Ks	$\Delta K$		pHe	pHs
T Y P H A	Férias	$\bar{x}$	1,5	1,0	0,56	258,5	134,0	124,5	52,1	8,4	7,9
		s	0,2	0,4	0,45	64,7	71,3	19,6	21,4	0,7	0,8
		cv(%)	12	41	80	25	53	16	41	8	10
	Aulas	$\bar{x}$	3,1	0,6	2,50	644,4	81,7	562,7	86,4	8,5	8,1
		s	0,4	0,3	0,60	177,7	42,3	172,0	7,1	0,1	0,1
		cv(%)	12	51	24	28	52	31	8	1	1
A R R O Z	Férias	$\bar{x}$	1,5	1,6	-0,11	317,5	333,7	-16,3	-4,9	8,3	8,2
		s	0,2	0,2	0,26	32,2	49,5	44,1	18,4	0,7	0,8
		cv(%)	12	11	-241	10	15	-271	-371	8	9
	Aulas	$\bar{x}$	3,1	2,7	0,43	590,1	432,5	157,6	25,7	8,5	8,5
		s	0,4	0,2	0,24	174,6	111,6	67,8	4,7	0,1	0,1
		cv(%)	12	6	55	30	26	43	18	1	1
C O N T R O L E	Férias	$\bar{x}$	1,5	1,5	0,05	307,5	282,6	24,9	7,7	8,3	8,2
		s	0,2	0,1	0,20	59,4	46,2	42,9	15,0	0,7	0,6
		cv(%)	12	5	400	19	16	172	195	9	7
	Aulas	$\bar{x}$	3,1	2,8	0,38	617,2	510,6	106,6	15,7	8,5	8,7
		s	0,4	0,2	0,32	184,4	130,8	74,9	9,5	0,1	0,1
		cv(%)	12	7	83	30	26	70	61	1	1

Fonte: Pesquisa de campo (2004)

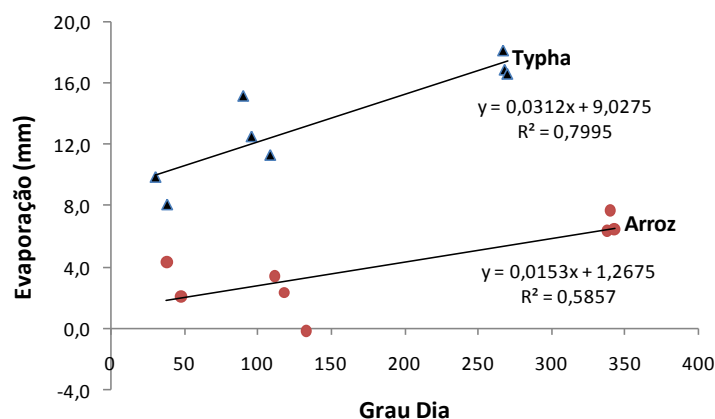


## 2º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE WETLANDS CONSTRUÍDOS

Os maiores volumes médios evaporados ocorreram no leito plantado com a Typha, 17,3 e 11,4 mm, respectivamente nos períodos de aulas e de férias. A geometria retangular do leito e o tempo de detenção hidráulica, que foi de 5 dias, proporcionam um maior contato entre o efluente tratado e o meio proporcionando uma maior eficiência nos processos de retenção do fósforo.

Observa-se a maior variação média nas concentrações de fósforo na entrada e saída do leito plantado com Typha, no período de aulas, com a retenção de 2,5 mgP/L, o que determinou um percentual de fósforo retido de 8,4%. O pH médio encontra-se na faixa de 7,9 a 8,7 considerado satisfatório para as reações químicas que ocorreram no mesocosmo dos leitos. Foi utilizado o cálculo do Grau-Dia para relacionar a temperatura do ar e o desenvolvimento vegetal da Typha e do Arroz, onde o total de graus-dia acumulado é definido como a soma de temperaturas acima da condição mínima e abaixo da máxima necessárias para as plantas finalizarem os seus diferentes subperíodos de desenvolvimento.

Figura 4 – Curva da Evaporação e Grau Dia nos leitos cultivados com a Typha e o Arroz



Fonte: Pesquisa de campo (2004)

Na figura 4 são apresentadas as Curvas da Evaporação e do Grau Dia para as culturas da Typha e do Arroz e os resultados de  $r^2=0,79$  para a Typha e o  $r^2=0,58$  do Arroz mostrando a significância entre os graus-dia calculados e as evaporações ocorridas nos respectivos leitos cultivados.



#### 4 Conclusões

Maiores retenções ocorreram no período de aulas, onde o leito com Typha teve o percentual médio de fósforo retido de 86,4%, com Arroz de 25,7% e o Controle 15,7%. A Typha demonstra uma alta eficiência na retenção do fósforo, quando comparado aos demais, nos dois períodos. A retenção foi influenciada por algumas variáveis externas, como; a entrada de fósforo, época das coletas dos dados, o conteúdo de fósforo no efluente e indicam que a variação sazonal do desempenho é influenciada pelas concentrações de fósforo do efluente e pelas espécies de plantas.

#### 5 Referências

AOAC Official Methods of Analysis of the Association Official Analytical Chemistry. 15 ed., Aligton, 1990, 2v.

KADLEC, R. H. KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Boca Raton Lewis Publishers, 1996.

LAUTENSCHLAGER, S. R. **Modelagem do desempenho de wetlands construídas**. 2001. 90p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, Universidade Estadual de São Paulo.

THULEN, J.S. et al. **Managing vegetation in surface-flow wastewater-treatment wetlands for optimal treatment performance**. Ecological Engineering. v. 25, p. 583-593, 2005.

VON SPERLING, M. **Tendências no tratamento simplificado de águas residuárias**. Tópicos de relevância. In; Seminário Internacional Tendências no Tratamento Simplificado de Águas Residuárias Domésticas e Industriais, 1996, Belo Horizonte, MG: Anais. 1996. pp.1-11.

VYMAZAL, J. **Removal of nutrients in various types of constructed wetlands**. Science of the Total Environment. n. 380, p. 48-65, 2007.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. Ministério das Cidades. **SNSA**, 2005. [http://www.snis.gov.br/oque\\_snsa.htm](http://www.snis.gov.br/oque_snsa.htm). Acessado em 15 de maio de 2005.

ZHANG, L. et al. **Assessment of the nutrient removal performance in integrated constructed wetlands with the self-organizing map**. Water Resources. v. 42, p. 3519-3527, 2008.



## **PÓS TRATAMENTO EM LEITOS CULTIVADOS COM TYPHA SP. DE SOBRENADANTE PROVENIENTE DE TRATAMENTO DE RESÍDUOS DE SUÍNOS EM REATOR ANERÓBIO DE BAIXA CARGA**

**Rafael Montanhini Soares de Oliveira\***

UTFPR, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento de Ambiental  
rafaeloliveira@utfpr.edu.br

**Natália Marteloza Santos, Leticia Rezende de Souza\*\***

UTFPR, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento de Ambiental  
naath.ms@gmail.com  
leticia-rezende@hotmail.com

### **RESUMO**

Durante o estudo foi avaliado o desempenho de um Sistema Integrado, para tratamento de dejetos provenientes da suinocultura, objetivando o aproveitamento dos subprodutos gerados. O sistema operou por batelada durante 18 meses e é composto por um Reator Anaeróbio de baixa carga construído em concreto, em formato cilíndrico, e seis leitos cultivados com *Typha-sp* de fluxo vertical sub-superficial montados em tambores de 100 L, de polipropileno com camadas sobrepostas de areia e pedra para a fixação das macrófitas. Durante a digestão foram observados principalmente os parâmetros pH, alcalinidade, ácidos voláteis, sólidos sedimentáveis e suspensos totais para o controle do processo. Após o processo de digestão, o sobrenadante ficou retido nos leitos por 21 dias, apresentando redução da DQO, SST, turbidez, fósforo e nitrogênio. O sistema pode representar uma alternativa eficaz de tratamento gerando produtos que podem ser aproveitados na propriedade, além do baixo custo de implantação para o pequeno produtor.

**Palavras-chave:** reator, leito cultivado, sistema integrado, suinocultura.

### **1 INTRODUÇÃO**

A suinocultura é um dos grandes responsáveis pelo desenvolvimento econômico do Brasil, no entanto, o aumento de sua produção vem causando problemas ambientais graves, por conta do grande volume de resíduos sólidos gerados, que via de regra não são tratados adequadamente (Dalla Costa, 2004). Desta forma há a necessidade de se dispor ou desenvolver recursos que venham a

diminuir o volume de material sólido, minimizar o odor e demais efeitos indesejáveis resultados desta atividade. Há a necessidade de uma melhor definição de um sistema capaz de harmonizar a redução do potencial poluidor ambiental com as propriedades fertilizantes que apresentam os dejetos, e que seja compatível com a realidade econômica da atividade e dos criadores (Perdomo *et al*, 2001).

A digestão anaeróbia é um processo biológico no qual uma grande variedade de organismos, na ausência de oxigênio molecular, promove a transformação de compostos orgânicos complexos em produtos mais simples como metano e dióxido de carbono. A conversão dos compostos orgânicos em metano é eficaz na remoção de matéria orgânica, apesar de não promover a sua oxidação completa (Campos, 1999).

O lodo estabilizado é rico em nutrientes e tem os seguintes teores: nitrogênio (1,8 a 4,5%), fosfato (1,1 a 2,5%) e potássio (0,8 a 1,2%). Os nutrientes no lodo estabilizado são essenciais para as plantas, devido aos conteúdos de bases trocáveis e da capacidade de troca catiônica desses nutrientes.

O trabalho de Sawyer (1985) mostrou que o biogás produzido na digestão anaeróbia usualmente continha de 33 a 38% de dióxido de carbono, 55 a 65% de metano, pequenas quantidades de H, N e H<sub>2</sub>S. Este biogás pode ser utilizado no próprio sistema de criação, como por exemplo para o aquecimento ou iluminação da granja.

O sobrenadante gerado, pode passar por um processo adicional de tratamento feito por leitos cultivados, sendo posteriormente utilizado na lavagem das pocilgas, levando assim a uma significativa diminuição de consumo de água e conseqüentemente diminuição na geração de resíduos.

Os leitos cultivados são leitos recheados com meio filtrante que reproduzem áreas como alagados naturais ou várzeas, referindo-se a áreas inundadas ou saturadas por águas superficiais ou subterrâneas, de forma a manter condições para essas referidas saturações (USEPA, 1988). Esses leitos devem possuir suas laterais e fundo impermeabilizados, pois os efluentes contaminados não devem ter contato com o solo natural.

Uma grande diversidade de plantas pode ser utilizada nos leitos cultivados, no entanto, alguns autores citam a taboa (*typha sp.*), como um excelente filtro biológico.

Sabendo da necessidade o departamento de engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná vem realizando um projeto, cujo objetivo geral é a proposição de um sistema integrado de tratamento de resíduos gerados nas operações de pequeno e médio porte da suinocultura, com vistas à estabilização do resíduo sólido, para utilização como condicionador de solo na agricultura e de re-uso da água para lavagem das pocilgas.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Reator

O volume total do reator é de 2,2 m<sup>3</sup>, O afluente vindo da pocilga é introduzido por uma tubulação de 75 mm na lateral superior do reator. Adotou-se para construção, a técnica de concreto armado pré-moldado, com diâmetro 1,70 m e profundidade 1.00 m. A forma circular foi utilizada pelas facilidades que oferece nas construções das armaduras, pela melhor distribuição das tensões externas que se concentram nos cantos retos e pela menor retenção de biomassa nas laterais do tanque. O fundo, para saída de lodo, foi construído em declive em forma de cone ligada a um tubo de 75 mm no centro da parte inferior do tanque. Foram colocadas três saídas tubulares de PVC com 75mm para a retirada de sobrenadante e lodo estabilizado. Duas localizadas a 60 cm e a 75 cm do solo, na lateral oposta à entrada do afluente, para a saída do sobrenadante, e uma saída para o lodo no centro do fundo do tanque.

A figura 1 mostra um desenho esquemático do reator.

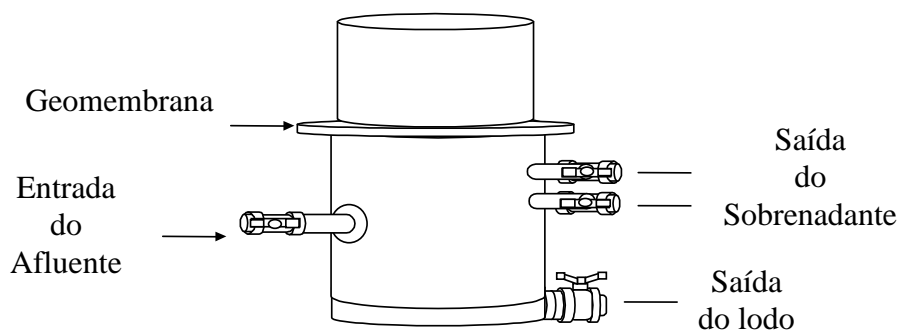
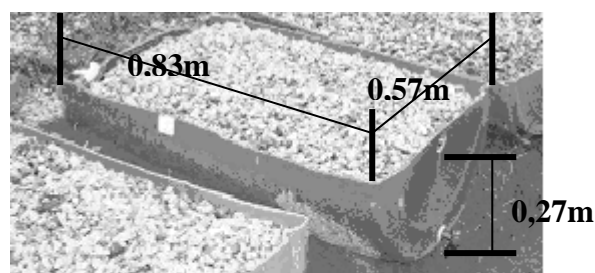


Figura 1. Ilustração do reator de baixa carga

### 2.2 Leitos Cultivados

Os leitos cultivados de fluxo sub-superficial foram construídos utilizando-se tambores de 200 litros de polipropileno de alta resistência cortados ao meio. Para fixação das macrófitas foram utilizadas camadas sobrepostas de pedra britada e areia no interior dos tambores. Tubulações de 3/4" com furos nas laterais na parte superior dos leitos foram instaladas para distribuição do afluente proveniente do reator de forma uniformizada. Esses leitos foram ligados as saídas de sobrenadante do reator para posterior tratamento da parte líquida. Após a construção dos leitos foram plantadas mudas de *Typha sp* (taboa) e cultivadas durante três meses com água limpa para boa adaptação ao meio. Os leitos têm a capacidade de armazenamento de 35 litros de sobrenadante cada um.



**Figura 2.** Leitos cultivados

### 2.3 Parâmetros avaliados

Para alcançar os objetivos propostos nesse estudo foram analisados segundo o Standard Methods 20<sup>th</sup> Edition os seguintes parâmetros:

Sobrenadante – pH, DQO, sólidos totais fixos e voláteis, alcalinidade, acidez volátil, proteína, nitrito, nitrato, contagem de coliformes totais e fecais, metais pesados, micronutrientes e amônia.

Lodo Estabilizado – pH, DQO, densidade real, sólidos totais fixos e voláteis, alcalinidade, acidez volátil, proteína, umidade, matéria orgânica total, resíduo mineral, carbono orgânico, matéria orgânica total, contagem de coliformes totais e fecais, manganês, cobre, ferro, zinco, cromo, magnésio, potássio, cálcio, nitrogênio (Kjedahl), fósforo e amônia.

Biogás – Volume total de teores de metano, dióxido de carbono, gás sulfídrico e nitrogênio.

## 3 RESULTADOS OBTIDOS

Os resultados apresentados foram obtidos após a passagem do efluente gerado da atividade suinícola em um reator a batelada de baixa carga, onde são separadas as fases do lodo (sólido) e do sobrenadante (líquida). O sobrenadante gerado foi posteriormente tratado nos leitos cultivados com taboas. Os resultados demonstram a eficiência do sistema após a passagem pelos leitos.

A tabela 1 mostra a duração das fases de operação do sistema integrado com a variação dos tempos de retenção.

**Tabela 1: fases operacionais do sistema**

Fase	TDH (dias)	
	Reator	Leitos
I	28	21
II	28	21
III	63	21
IV	28	21
V	63	21

VI	28	21
VII	63	21

Os tempos de retenção do reator foram variados para mapear a evolução do processo de digestão em tempos diferentes. Em estações mais frias os tempos foram prolongados para uma melhor estabilização do efluente.

## pH

Durante toda fase experimental, os valores de pH no sistema integrado (Reator de baixa carga, seguido de Leitões Cultivados com Macrófitas), mantiveram-se dentro da faixa de 6,9 a 8,2.

Estes valores estiveram próximos aos monitorados por (NOUR, 1996) tratando esgoto doméstico, os valores oscilaram entre 6,8 a 7,2. MANSOR (1998) encontrou valores entre 7,04 – 7,40 e VAN HANNDEEL (1993) citou valores na faixa de 6,3 a 7,8 tornaram possível a atividade bacteriana.

A Figura 1 apresenta os valores de pH das amostras coletadas nos leitões cultivados com taboas.

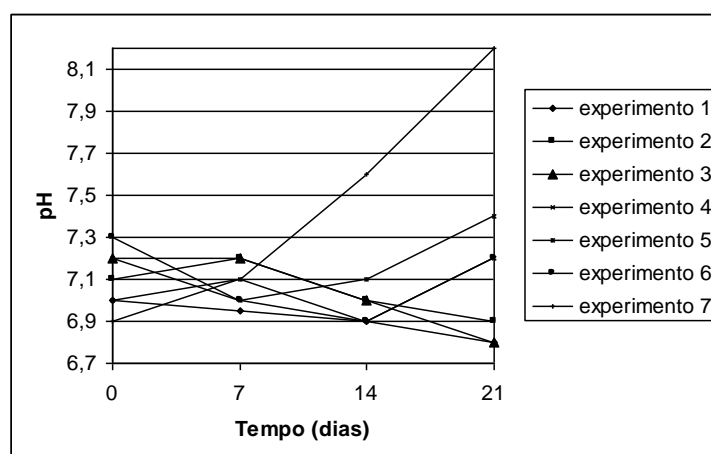


Figura 1 Resultado do pH dos leitões cultivados com Taboas nos experimentos

## Concentração de Sólidos Sedimentáveis (mL/L) do efluente dos leitões cultivados

A Tabela 2 indica que em alguns testes os leitões cultivados apresentaram remoção de 100% dos Sólidos Sedimentáveis (ml/L) com TDH de 21 dias. As pedras de brita e as raízes das macrófitas desempenham papel importante para conter sólidos, que possivelmente foram arrastados do reator.

Tabela 2 – Concentração de sólidos sedimentáveis pós leitões cultivados

Experimento 1			
Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída dos leitões	0,05	0,02	0
Experimento 2			



Período	7 dias	14 dias	21 dias
<b>Saída do leito</b>	0,1	0,1	0,1
<b>Experimento 3</b>			
Período	7 dias	14 dias	21 dias
<b>Saída do leito</b>	0,05	0,02	0
<b>Experimento 4</b>			
Período	7 dias	14 dias	21 dias
<b>Saída do leito</b>	0,1	0,1	0,2
<b>Experimento 5</b>			
Período	7 dias	14 dias	21 dias
<b>Saída do leito</b>	0,2	0,5	0,1
<b>Experimento 6</b>			
<b>Período</b>	7 dias	14 dias	21 dias
<b>Saída do leito</b>	0,7	0,6	0,4
<b>Experimento 7</b>			
<b>Período</b>	7 dias	14 dias	21 dias
<b>Saída do leito</b>	1,2	1,0	0,7
<b>Testemunha (sem planta)</b>	1,8	1,25	0,92

## Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Analisando a figura 2, observamos que após os primeiros 7 dias o TDH interferiu pouco na redução da DQO nos leitos cultivados com macrófitas. A redução da DQO obtida nos leitos cultivados superou valores encontrados por outros autores.

POVINELLI (1994) realizou ensaios preliminares em ABR, tratando esgoto sanitário com TDH de 12 horas durante um período de 6 meses, obtendo redução de 70% da taxa de DBO. Já VALENTIM (1999) conseguiu redução de DQO de 61% e LETTINGA et al.(1980), conseguiram obter redução que variou de 30 a 80%, resultados estes obtidos com Reator UASB, no tratamento de esgoto doméstico.

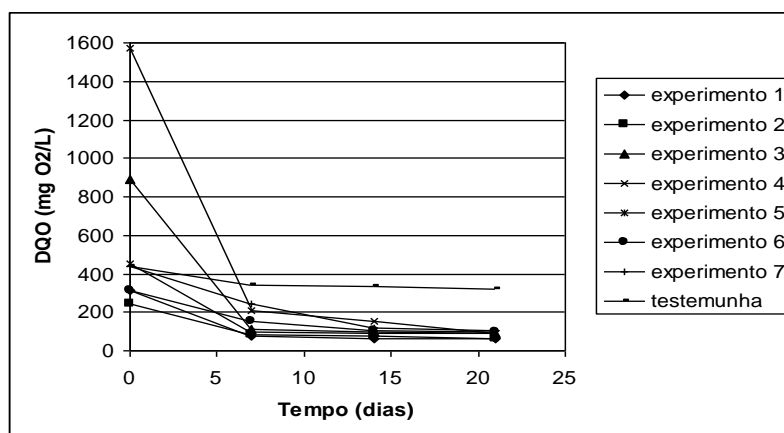


Figura 4.25 Redução da concentração de DQO após passagem pelos leitos

## Fósforo

Analisando a tabela abaixo, verificou-se que a redução de Fósforo no sistema foi pequena. As médias da eficiência de remoção encontradas se aproximam às encontradas por VALENTIM (1999) as quais estiveram na faixa de 13 a 29%. Este autor comenta que a remoção de Fósforo é feita por processo de adsorção promovido pela matéria orgânica em decomposição, pela formação de compostos insolúveis com o ferro e manganês e pela retirada das plantas.

**Tabela 3 – Resultado da eliminação de fósforo nos leitos**

<b>Experimento 1</b>			
<b>Período</b>	<b>7 dias</b>	<b>14 dias</b>	<b>21 dias</b>
<b>Saída dos leitos</b>	2,25	2,62	2,43

<b>Experimento 3</b>			
<b>Período</b>	<b>7 dias</b>	<b>14 dias</b>	<b>21 dias</b>
<b>Saída dos leitos</b>	2,34	2,28	2,25

<b>Experimento 5</b>			
<b>Período</b>	<b>7 dias</b>	<b>14 dias</b>	<b>21 dias</b>
<b>Saída dos leitos</b>	2,05	2,12	2,14

<b>Experimento 7</b>			
<b>Período</b>	<b>7 dias</b>	<b>14 dias</b>	<b>21 dias</b>
<b>Saída dos leitos</b>	1,84	1,42	1,50

Esta baixa eficiência na remoção das já mencionadas formas de Fósforo, provavelmente, foram decorrentes da fitotoxidez das macrófitas, bem como resultou dos processos de decomposição (KADLEC & KNIGHT, 1996), processo este decorrente da morte das folhas e das raízes das plantas, que incorporam fósforo ao meio. Constatou-se inclusive a elevação dos teores de fósforo em alguns testes, uma vez que alguns leitos apresentavam maior número de plantas, a quais se apresentavam com sua arquitetura foliar mais desenvolvida.

## Nitrogênio

A redução deste elemento no sistema não apresentou boa eficiência, chegando a um aumento de porcentagem nas avaliações feitas, fato este mencionado por (NOUR, 1996) que, ao analisar a pequena remoção obtida operando o RAC, atribuiu este baixo rendimento ao processo de digestão anaeróbia. O aumento das concentrações foram verificados por VALENTIM (1999).

**Tabela 4 - Resultado da eliminação de nitrogênio nos leitos**

<b>Experimento 1</b>			
<b>Período</b>	<b>7 dias</b>	<b>14 dias</b>	<b>21 dias</b>
<b>Saída dos leitos</b>	1,76	1,60	1,52

### Experimento 3

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída dos leitos	1,95	2,05	1,98

### Experimento 5

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída dos leitos	2,10	2,05	2,17

### Experimento 7

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída dos leitos	1,86	1,78	1,70

### Testemunha

Período	7 dias	14 dias	21 dias
Saída dos leitos	2,01	1,95	1,82

## Coliformes Leitos

As análises das amostras de efluentes foram realizadas pelo método do Número Mais Provável (NMP), pela técnica dos tubos múltiplos, de acordo com a metodologia da AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (1985).

**Tabela 5. Resultados das amostras de efluentes de suíno provenientes das unidades do sistema, na eliminação de microrganismos patogênicos.**

Patogênicos	Escherichia coli (UFC/mL)	Coliformes Fecais (UFC/mL)	Coliformes Totais (UFC/mL)
Saída dos leitos	<300	<300	<300

O sistema mostrou-se eficiente na eliminação dos microrganismos patogênicos pesquisados, uma vez que os resultados encontrados constataram a presença desses microrganismos e a sua redução. Verificou-se que o meio anaeróbico é uma importante forma de saneamento, como citado por CRAVEIRO (1982).

## Biogás

A Tabela 6 apresenta a composição do biogás na 2ª e 3ª batelada ao longo da operação do biodigestor.

**Tabela 6. Composição do Biogás ao longo do tempo**

1ª Batelada			
TO (dia)	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	H <sub>2</sub> S
0	0%	0%	0%
15	58%	30%	1%
30	65%	25%	1%
2ª Batelada			
TO (dia)	CH <sub>4</sub>	CO <sub>2</sub>	H <sub>2</sub> S

0	0%	0%	0%
15	25%	48%	1%
30	48%	40%	1%

Segundo Magalhães (1986), no processo de biodigestão anaeróbia de resíduos de suínos o biogás gerado apresenta de 55 a 65% de metano, 35 a 45% de dióxido de carbono, 0 a 3% de nitrogênio e 0 a 1% de gás sulfídrico.

O biogás produzido na segunda batelada apresentou um percentual final de 65% de metano (CH<sub>4</sub>), 25% de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), 9% de nitrogênio e 1% de gás sulfídrico (H<sub>2</sub>S). Na segunda batelada o biogás produzido apresentou um percentual final de 55% de CH<sub>4</sub>, 22% de CO<sub>2</sub>, 22% de N<sub>2</sub> e 1% de H<sub>2</sub>S. A composição do biogás está diretamente relacionada com a caracterização do resíduo, desta forma, pode-se justificar esta aparente alta concentração de N<sub>2</sub>, provavelmente devido à alta concentração de NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

## CONCLUSÕES

O reator anaeróbio de baixa carga seguido de leitos cultivados com macrófitas no tratamento do efluente da granja de suínos mostrou-se eficaz na remoção da DQO, com valores que variaram de 78,33% a 97,60%, numa média de 87,9%.

Apesar dos níveis de fósforo e nitrogênio ainda estarem acima dos padrões legais de lançamento o sobrenadante após o tratamento feito com os leitos cultivados pode perfeitamente ser utilizado na lavagem das pocilgas.

Comparado esses dados com os obtidos em outros sistemas utilizados no tratamento deste mesmo tipo de resíduo, verificou-se que o sistema é viável.

## 4 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMARAL, L. A.; SCHOCKEN, D. B. L. (2000) Redução de bactérias indicadoras de poluição fecal em estrume de aves de postura tratados por digestão anaeróbia. *Revista Brasileira de Ciência Avícola*. 1(1) 27-30.
- BARRERA, P. (1993) *Biodigestores – Energia, Fertilidade e Saneamento para a Zona Rural*. São Paulo, Ícone.
- CAMPOS, J.R. (1999) *Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição Controlada no Solo*. Rio de Janeiro, 1ª edição, PROSAB – ABES.
- DALLA COSTA, R. (2004) *Biodigestão de Resíduos da Suinocultura*. Tese de M.Sc., Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Engenharia Química, Maringá, Pr, Brasil.
- FERREIRA, A. C.; ANDREOLI, C. V.; JÜRGENSEN, D. Uso e manejo do lodo de esgoto na agricultura. Rio de Janeiro: PROSAB – ABE, 1999. p. 587.
- HESS, A. A. (1980) *Ecologia e Produção Agrícola*. Concórdia, Nobel S.A.

- KIEHL, E. J. (1985) *Fertilizantes Orgânicos*. São Paulo, Agronômica – CERES.
- KONZEN, E.A. Manejo e utilização de dejetos de suínos. Concórdia: EMBRAPA-CNPQA, **1983**. 32 p. (Circular Técnica, 6)
- Legislação Ambiental – IAP Resolução SEMA nº 031: Acesso em: 21 de julho **2006**.
- LUCAS, J; SANTOS, T. M. B. (2000) Aproveitamento de Resíduos da Indústria Avícola para Produção de Biogás. In: SIMPÓSIO SOBRE RESÍDUO DE PRODUÇÃO AVÍCOLA. *Anais do Simpósio sobre resíduo de produção avícola*. Gramado.
- MAGALHÃES, A. P. T. (1986) *Biogás – Um Projeto de Saneamento Urbano*. Concórdia, Nobel.
- MARQUES, A. C. A (2001) Produção de Suínos e a Preservação do Meio Ambiente. In: 9º Seminário Nacional de Desenvolvimento em Suinocultura. *Anais do 9º Seminário Nacional de Desenvolvimento em Suinocultura*. Gramado.
- MIRANDA, CLAUDIA R; ZARDO, ADEMIR O; GOSMANN, HUGO A. Uso de dejetos de suínos na agricultura. Disponível em: <File://A:\USODEDEJETOSDESUINOSNAAGRICULTURA.htm> acessado em 2001
- NORMAS ANALÍTICAS DO INSTITUTO ADOLFO LUTZ (1985). *Métodos Químicos e Físicos para Análises de Alimentos*. São Paulo, 3 edição.
- NOUR, E. A. A. Tratamento de esgoto sanitário empregando-se reator anaeróbio compartimentado. EESC – Escola de Engenharia de São Carlos - USP, São Carlos/SP, **1996**. 148 p. (Tese de Doutorado).
- OLIVEIRA, P. A. V. (1993) *Manual de Manejo e Utilização dos Dejetos de Suínos* – Comunicado Técnico, EMBRAPA (27) 1-188.
- PERDOMO, C.C; LIMA, G.J.M.M; NONES, K. (2001) Produção de Suínos e Meio Ambiente. In: 9º Seminário Nacional de Desenvolvimento em Suinocultura. *Anais do 9º Seminário Nacional de Desenvolvimento em Suinocultura*. Gramado.
- POVINELLI, S. C. S. Estudo da hidrodinâmica e partida de reator anaeróbio com chicanas tratando esgoto sanitário. EESC – Escola de Engenharia de São Carlos - USP, São Carlos/SP, **1994**. 181p. (Dissertação de Mestrado)
- SAWYER, C. N.; MC CARTY, P. L. (1985) *Chemistry For Environmental Engineering*. USA, 3rd edition, McGraw-Hill Book Company.
- SILVA, M. O. S. A. (1977) *Análises Físico-Químicas para Controle das Estações de Tratamento de Esgotos*. São Paulo, CETESB.
- SEGANFREDO, MILTON ANTONIO.; O impacto ambiental do uso de dejetos de animais como fertilizante do solo. *Jornal Nossa Terra*. N°7. Marechal C. Rondon. 2003
- TOBIAS, A.C.T. (2002). Tratamento de Resíduos da Suinocultura: Uso de Reatores Anaeróbios Sequenciais Seguido de Leitões Cultivados. Tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.
- TORRE, A. I.; JIMÉNEZ, J. A. (2000) Ecotoxicological Evaluation of Pig Slurry. *Water Science and Technology*. 41 (1) 1629-1635.
- VALENTIM, M. A. A. & ROSTON, D. M. “Project of Constructed Wetland for Treating Septic Tank Effluent”. Abstracts: 6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, p. 135, Águas de São Pedro/SP, out/1998.



## COMPARAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL E HORIZONTAL NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

**Bruna Cardoso Orsi**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
DAQBI  
cardosob\_@hotmail.com

**Débora de Mello**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
DAQBI  
deboramello\_@hotmail.com

**Gabriela Ribeiro Marcelino**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
DAQBI  
gabih\_rm@hotmail.com

**Fernando Hermes Passig**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
DAQBI  
fhpassig@utfpr.edu.br

**Karina Querne de Carvalho**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
DACOC  
kaquerne@utfpr.edu.br

### Resumo

O objetivo desse trabalho foi avaliar e comparar o desempenho de duas *wetlands* construídas, uma de fluxo vertical e outra de fluxo horizontal, no tratamento de esgotos sanitários. A macrófita utilizada foi a *Zantedeschia aethiopica*, conhecida como copo-de-leite, e o sistema foi operado em batelada. Foram determinados pH, temperatura, OD, fósforo, nitrito, nitrato, nitrogênio amoniacal, DQO, turbidez e condutividade em amostras do afluente e efluente dos sistemas. Também foi feito estudo cinético quanto à remoção de DQO. As eficiências máximas de remoção alcançadas de fósforo foram de até 65,5% no fluxo horizontal e 96,9% no fluxo vertical; nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato foram superiores a 27%, chegando a 90,4% de remoção de nitrogênio amoniacal no sistema vertical.

**Palavras-chave:** Fitotratamento. Macrófita. *Zantedeschia aethiopica*.

## 1 Introdução

Segundo dados do IBGE (2008) cerca de 18% da população brasileira não tem acesso a rede coletora de esgotos sanitários, sendo constantemente exposta ao risco de contrair doenças.

Em face às condições ambientais, socioculturais e econômicas brasileiras, é necessária a adoção de sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários que contemplem processos naturais, de fácil construção, operação e manutenção (NETO, 1997).

As estações de tratamento de efluentes por zonas de raízes apresentam vantagens quanto a esses aspectos, por apresentarem baixo custos de instalação, operação e manutenção para tratamento de esgotos domésticos (VAN KAICK, 2002).

As estações de tratamento de efluentes por zonas de raízes, conhecidas também como *wetlands*, são sistemas construídos com implantação de espécies aquáticas plantadas em substratos, como areia, brita, dentre outros materiais. Neste ambiente ocorre formação de biofilme no substrato composto por microrganismos, que por sua vez trata águas residuárias através de processos físico-químicos e biológicos (SOUSA et al., 2000).

Como a performance desses sistemas depende diretamente das condições climáticas do local de implantação, devem ser feitos estudos regionalizados para que o tratamento seja efetivo (SEZERINO, 2006).

Os sistemas de *wetlands* tem sido estudados por diversos autores como alternativas ao tratamento de esgotos sanitários no Brasil. Lohman (2011) verificou remoção de fósforo variando de 37 a 69% em sistema de *wetland* de fluxo vertical com a macrófita *Zantedeschia aethiopica* tratando esgotos sanitários. Ribas (2007) notou eficiência média de remoção de nitrogênio amoniacal de 46% em sistema similar com a mesma espécie.

Costa et al. (2003) verificaram resultados de pH no efluente variando de 6,9 a 7,6, aumento da concentração de oxigênio dissolvido e aumento da condutividade elétrica nos meses de chuva, reportada como resultado do carreamento de sais pela lavagem do solo, em sistemas de *wetlands* cultivados com a macrófita *Typha spp.*

Dentro deste contexto, o objetivo deste trabalho é comparar o comportamento de sistemas de *wetlands* construídos de fluxo vertical e horizontal com a macrófita *Zantedeschia aethiopica* no tratamento de esgotos sanitários.

## 2 Metodologia

### 2.1 Aparato Experimental

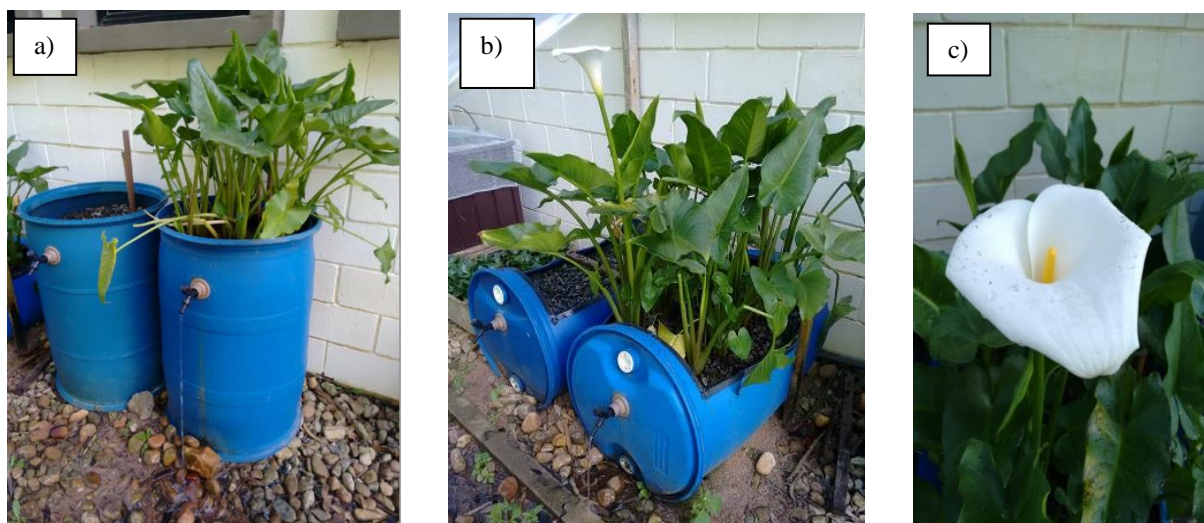
O aparato experimental é composto por 4 sistemas, dos quais 2 são *wetlands* construídos vegetados com a espécie *Zantedeschia aethiopica* (L.) Spreng., sendo um com fluxo vertical e o outro com fluxo horizontal, e 2 sistemas não-vegetados, como controle.

Os sistemas de *wetlands* e os não-vegetados foram construídos utilizando recipientes de plástico, com capacidade de 200 L e volume útil de 70 L (cada). Nos sistemas de fluxo vertical, cada sistema foi preenchido com uma camada de brita #01 com espessura de 50 mm, seguida de uma camada de brita de calcário com espessura de 50 mm, uma camada de areia com espessura de 300 mm e granulometria variando de 1,2 a 4,8 mm, e outra de brita, com 300 mm de espessura.

No sistema vegetado, foram plantadas 9 mudas da macrófita *Zantedeschia aethiopica* em área superficial de 0,22 m<sup>2</sup>. Os sistemas de fluxo horizontal foram preenchidos com camada de brita #01 com espessura de 50 mm e uma camada de areia com 300 mm de espessura. No sistema vegetado, foram plantadas 10 mudas de *Zantedeschia aethiopica* em área superficial de 0,22 m<sup>2</sup>.

Na Figura 1 são mostrados os sistemas de *wetlands* de fluxo vertical e de fluxo horizontal, vegetado e não-vegetado.

Figura 1 – Sistemas de *Wetlands* Construídos: a) fluxo vertical; b) fluxo horizontal; c) exemplar da *Zantedeschia aethiopica*.



Fonte: Autoria própria (2015).

Tubulações de PVC 25 mm com orifícios de 5 mm foram instaladas na entrada e na saída de cada sistema para coleta do efluente tratado.

Os esgotos sanitários apresentavam as seguintes características: temperatura de 22,3 a 22,9 °C; pH de 7,04 a 7,51; turbidez de 17,9 a 31,9 UNT, condutividade elétrica de 388,6 a 638,9  $\mu\text{S. cm}^{-1}$ , OD de 1,3 a 5,2  $\text{mg.L}^{-1}$ ; concentração de matéria orgânica de 79 a 203  $\text{mg.L}^{-1}$  em termos de DQO, nitrogênio amoniacal de 14 a 21  $\text{mg.L}^{-1}$ , nitrito de 0,026 a 0,06  $\text{mg.L}^{-1}$ , nitrato de 2,80 a 9,47  $\text{mg.L}^{-1}$  e fósforo de 17,03 a 261,6  $\text{mg.L}^{-1}$ .



O preenchimento dos sistemas de *wetlands* com os esgotos sanitários foi feito manualmente até completar-se o volume útil de 70 L. Foram feitas análises com amostras do esgoto bruto e tratado nos sistemas vegetados e nos sistemas não-vegetados.

## 2.2 Monitoramento dos Sistemas de *Wetlands* Construídos

O monitoramento físico-químico dos sistemas de *wetlands* foi realizado no Laboratório de Saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Curitiba, sede Ecoville.

Os sistemas foram operados no período de janeiro a março de 2015 em duas etapas, sendo: na primeira etapa – em batelada de 3 h, com coleta de amostras do efluente a cada 3 h; na segunda etapa – em batelada de 6 h, com coleta de amostras do efluente a cada 3 h.

Na Tabela 1 são apresentados os parâmetros analisados, os métodos utilizados e as referências.

Tabela 1 - Parâmetros utilizados nas análises físico-químicas.

Parâmetro	Unidade	Método	Nº Método	Referência
Temperatura	°C	Termômetro	-	-
pH	-	Potenciométrico	4500_H <sup>+</sup>	Eaton et al. (2005)
OD	mg.L <sup>-1</sup>	Polarográfico	-	Eaton et al. (2005)
DQO	mg.L <sup>-1</sup>	Espectrofotométrico	5220_D	Eaton et al. (2005)
Nitrogênio amoniacal	mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> . L <sup>-1</sup>	Titulométrico	4500_NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Eaton et al. (2005)
Nitrito	mg N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> . L <sup>-1</sup>	Espectrofotométrico	4500_NO <sub>2</sub>	Eaton et al. (2005)
Nitrato	mg N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> . L <sup>-1</sup>	Espectrofotométrico	4500_NO <sub>3</sub>	Eaton et al. (2005)
Fósforo	mg PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> . L <sup>-1</sup>	Espectrofotométrico	4500_P	Eaton et al. (2005)
Turbidez	UNT	Turbidímetro	-	-
Condutividade	µS. cm <sup>-1</sup>	Condutivímetro	-	-

Legenda: OD: Oxigênio Dissolvido; DQO: Demanda Química de Oxigênio; N-amon: Nitrogênio Amoniacal.

Também foram realizados perfis de amostragem temporal com determinação da temperatura do líquido, pH e DQO com coletas de amostras do afluente e efluente dos sistemas em intervalos de 15 min durante 3 h. Com os dados obtidos de DQO, foi feito ajuste cinético para os modelos de 1<sup>a</sup> e 2<sup>a</sup> ordem. Todas as análises foram realizadas em duplicata.

## 3 Resultados

Um resumo dos resultados do monitoramento dos quatro sistemas de *wetlands* construídos é apresentado na Tabela 2.

Tabela 2 – Resultados das análises físico-químicas dos sistemas de *wetlands* construídos horizontal e vertical (vegetado e não vegetado)

P	Sistema horizontal						Sistema vertical					
	Não-vegetado			Vegetado			Não-vegetado			Vegetado		
	Méd	Máx	Mín	Méd	Máx	Mín	Méd	Máx	Mín	Méd	Máx	Mín
T	23,25	24,7	21,7	22,7	24,5	19,3	23,2	24,6	21,8	23,6	25,3	21,9
pH	7,37	7,60	7,14	7,22	7,64	7,05	7,5	7,53	7,07	7,14	7,15	7,07
Turb.	12,3	18,1	8,72	14,6	21,2	10,6	15,05	28,7	10,1	100,9	120	86,2
Con.	419,75	547,0	327,8	480,1	580,7	387,5	342,53	413,5	284,1	469,7 2	536,6	377,4
DQO	58,1	118	25,6	65,3	130,7	30	34,16	39,3	9,0	48,1	161,7	17,0
Ef.	49	-	-	50,3	-	-	67,8	-	-	68,5	-	-
OD	1,7	2,2	1,1	1,8	2,3	1,3	4,4	6,6	2,8	4,0	6,0	2,2
NAm	7,05	7,45	6,06	4,245	5,46	2,78	9,853	10,52	8,64	1,763	5,26	0,5
Ef.	57,9	-	-	74,9	-	-	27,2	-	-	90,3	-	-
Nitrito	0,023	0,033	0,015	0,019	0,037	0,008	0,017	0,025	0,011	0,040	0,067	0,008
Ef.	33	-	-	46,9	-	-	60,3	-	-	56,8	-	-
Nitrato	2,595	4,946	1,435	2,149	4,351	1,077	0,909	1,673	0,005	4,242	8,637	0,542
Ef.	36,8	-	-	55,8	-	-	76,3	-	-	44,7	-	-
Fósf.	78,5	82	74,4	57,5	50,1	64,9	37,9	64,6	11,1	7,27	7,8	6,7
Ef.	38	-	-	67,3	-	-	61	-	-	97,4	-	-

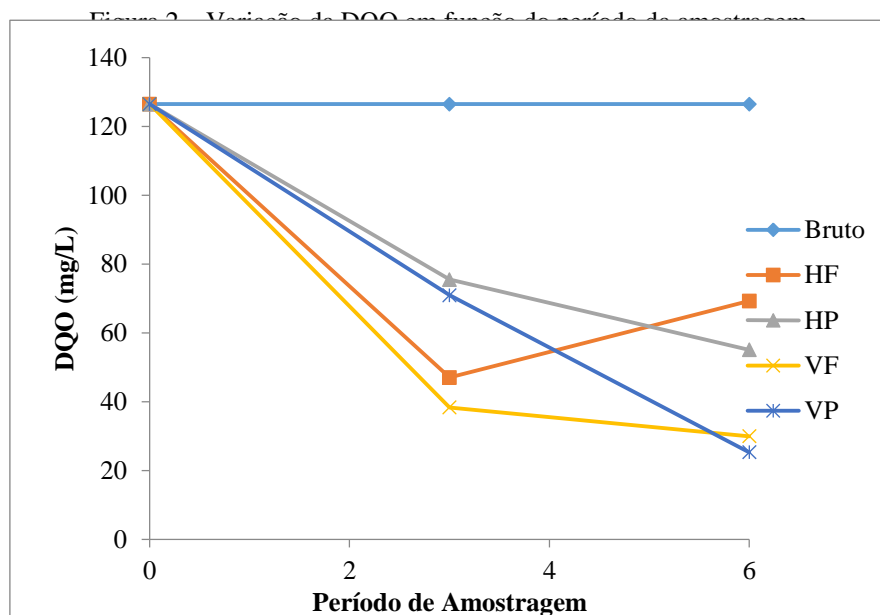
Legenda: P = parâmetros; T = temperatura do líquido (°C); Turb = turbidez (UNT); Cond = condutividade elétrica ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ); DQO = demanda química de oxigênio (mg/L); Ef. = eficiência de remoção. = eficiência de remoção; OD = oxigênio dissolvido (mg/L); NAm = nitrogênio amoniacal (mg/L); Nitrito (mg/L); Nitrato (mg/L); Fósf = fósforo (mg/L); Méd = média aritmética; Máx = valor máximo; Mín = valor mínimo.

Os valores de pH obtidos nas amostras do efluente dos sistemas mantiveram na faixa de 7,05 a 7,64 e a temperatura de 19,3 a 25,3 °C. A baixa amplitude de variação de ambos os parâmetros e a temperatura próxima de 25 °C favorece a atividade microbiana, já que temperaturas mais elevadas podem causar desnaturação e desativação das proteínas (LOHMANN, 2011).

Os resultados obtidos na análise de turbidez encontram-se na faixa de variação de 12,3 a 14,6 UNT no sistema horizontal e de 15,05 UNT a 100,9 UNT no sistema de fluxo vertical. Paoli (2010) obteve resultados de turbidez de 8 a 9 UNT em sistema de fluxo horizontal, utilizando esgoto doméstico como efluente; Silva (2007) verificou turbidez variável de 102,3 a 104,24 UNT no sistema vegetado com *Oryza sativa L.*, alimentado com esgoto doméstico.

Pela Tabela 2 é possível observar maior condutividade elétrica nas *wetlands* de fluxo horizontal, variando de 419,75  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  a 480,15  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , comparadas aos sistemas de fluxo vertical nos quais foi verificada variação de 342,53  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  a 469,72  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . De acordo com Paoli (2010), a condutividade elétrica é alterada dependendo dos espaços vazios no sistema, pois em materiais mais porosos ou de maior granulometria há maior condutividade hidráulica como no sistema de fluxo horizontal, que contém apenas brita, comparado ao sistema vertical que contém brita e areia.

Na Figura 2 é apresentada a variação temporal da DQO em função do período de 6 h, sendo a primeira amostra no período de 3 h após a alimentação, e a segunda amostra no período de 6 h.



Legenda: HF = horizontal filtro; HP = horizontal planta; VF = vertical filtro; VP = vertical planta.

A eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de DQO é relativa em relação ao efluente tratado. De acordo com Monteiro (2009), a remoção encontra-se na faixa de 60% nas *wetlands*. Nas *wetlands* analisadas neste projeto, foram obtidas remoções de 58,3% no sistema horizontal e de 81,8% no sistema vertical, consideradas eficientes segundo a bibliografia pesquisada.

Foram feitos 3 ajustes cinéticos simplificados com dados de DQO coletados em 3 monitoramentos. O primeiro forneceu constante cinética de primeira ordem  $k = -0,0021 \text{ min}^{-1}$  ( $R^2 = 0,9152$  e  $y = -0,0021x + 0,7709$ ). Para o segundo monitoramento, a constante foi de  $-0,0017 \text{ min}^{-1}$  e  $R^2 = 0,7563$  ( $y = -0,0017x + 0,6058$ ). E no último, a constante cinética da reação e o coeficiente de correlação foram, respectivamente,  $-0,0167 \text{ min}^{-1}$  e  $0,9966$ , sendo a equação obtida  $y = -0,0167x + 2,841$ .

As concentrações médias de OD obtidas foram de 1,8 mg/L e 4,4 mg/L nos sistemas não-vegetados e de 1,8 mg/L e 4,0 mg/L nos sistemas vegetados, horizontal e vertical, respectivamente. Segundo Lohmann (2011), a estabilização ou diminuição do OD na zona de raízes se deve à atividade microbiana, já que os microrganismos presentes nas raízes utilizam o oxigênio a fim de degradar a matéria orgânica, sendo comumente obtidas concentrações de 1,62 mg/L no sistema não-vegetado e 1,02 mg/L no sistema com macrófitas.

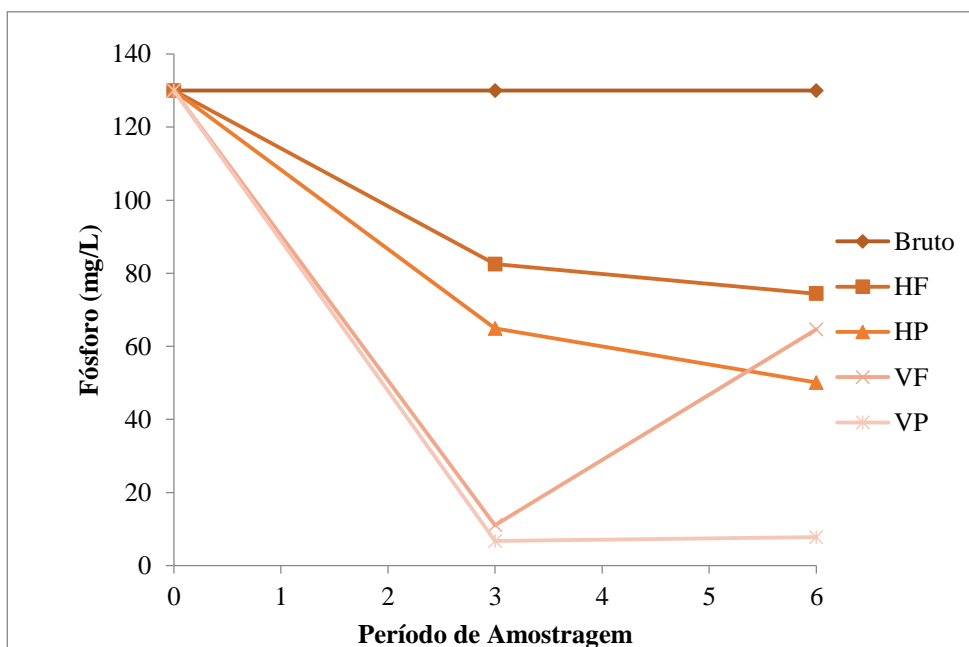
As eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal obtidas foram de 27,2% no sistema não-vegetado e 90,3% no sistema vegetado no fluxo vertical. Saron e Ferreira (2013) obtiveram eficiências de remoção de 73,2% a 98,6% de nitrogênio amoniacal, utilizando macrófitas

*Eleocharis parvula* em *wetlands* de sistema vertical. No *wetland* de fluxo horizontal, a faixa de variação de remoção foi de 57,4% a 74,9%. Calijuri et al. (2009) notaram eficiência de remoção de 23% a 82% em sistemas de fluxo horizontal com a macrófita *Brachiaria arrecta*. É possível observar que os resultados obtidos nesse trabalho estão de acordo com as faixas de variação da reportadas na literatura, sendo a maior remoção do nitrogênio nos sistemas vegetados, o que é esperado devido a atividade das espécies.

As eficiências médias de remoção obtidas nas *wetlands* horizontal e vertical foram de 19,6% e 55,8% para nitrato, respectivamente. Lohmann (2011) obteve remoção de nitrato de 32,95%, em sistema de fluxo vertical em zona de raízes. Para o nitrito, o autor observou remoção média de 20,43% a 39,02%, valores que englobam o resultado da planta de fluxo horizontal (21,5%) e são superiores aos observados para o sistema de fluxo vertical, com 46,9% de remoção. A maior remoção do nitrito confirma a presença de bactérias redutoras de nitrato.

Na Figura 3 é apresentada a variação temporal do fósforo em função do período de 6 h, sendo a primeira amostra no período de 3 h após a alimentação e a segunda amostra no período de 6 h.

Figura 3 – Variação do fósforo total em função do período da amostragem.



Legenda: HF = horizontal filtro; HP = horizontal planta; VF = vertical filtro; VP = vertical planta.

A eficiência média de remoção de fósforo total nos sistemas não-vegetados e vegetados foi de 40,6% e 65,5% no fluxo horizontal e de 46,6% e 96,9% no fluxo vertical ao final das bateladas,

notando-se diminuição da eficiência de remoção no sistema não vegetado em relação às *wetlands* (sistemas vegetados). Conforme Monteiro (2009), a remoção adequada de fósforo é de aproximadamente 84%, porém, a diminuição é uma tendência esperada devido à ausência ou quantidade inferior de ferro no material suporte do sistema vegetado.

### 3 Conclusões

Com a comparação dos sistemas horizontal e vertical, pode-se concluir que o sistema de *wetlands* de fluxo vertical obteve eficiências maiores de remoção dos parâmetros analisados.

Para a eficiência média de remoção de fósforo nos sistemas não-vegetados e vegetados, ao final das bateladas, foi de 40,6% e 65,5% no fluxo horizontal e de 46,6% e 96,9% no fluxo vertical. Para o parâmetro DQO, o sistema vertical também obteve maiores eficiências de remoção, chegando a 82% aproximadamente, e no sistema horizontal foram obtidas remoções de 58,3%.

Em relação ao sistema vertical vegetado e não vegetado, as eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal obtidas foram de 27,2% no sistema não-vegetado e 90,3% no sistema vegetado.

Com relação ao tipo de fluxo, o horizontal mostrou-se mais indicado para remoção de sólidos e o de fluxo vertical para complementação da nitrificação, por apresentar maior incremento de oxigênio para o substrato.

Os meios filtrantes utilizados podem ter influenciado na eficiência dos sistemas, pois no sistema de *wetlands* de fluxo horizontal foi verificada maior condutividade hidráulica com a brita utilizada, diferenciando-se do sistema horizontal, no qual foram utilizadas areia e brita.

O melhor ajuste cinética para remoção de DQO foi o de primeira ordem com  $k = -0,0021 \text{ min}^{-1}$  e  $R^2 = 0,9152$ .

### 4 Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio da UTFPR pela concessão das bolsas de extensão e de iniciação científica das graduandas Bruna Cardoso Orsi e Gabriela Ribeiro Marcelino, respectivamente e pela infra-estrutura para desenvolvimento deste trabalho; e a CAPES pela concessão de bolsa para a mestranda Débora de Mello.

## Referências

CALIJURI, Maria Lúcia; BASTOS, Rafael K. X.; MAGALHÃES, Tiago B.; CAPELETE, Bruna C.; DIAS, Edgard H. O. **Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes.** Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 14, nº 3, 2009.

COSTA, Luciana de Luna; CEBALLOS, Beatriz; MEIRA, Celeide; CAVALCANTI, Mário. **Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colífangos e bacteriófagos.** Revista de biologia e ciências da terra. Volume 3, Universidade Estadual da Paraíba e Universidade Federal de Campina Grande, 2003.

EATON, Andrew. D; Clesceri, L. S; RICE, Eugeni.W.; GREENBERG, A. E. *Standard methods for the examination of water and wastewater.* 21. ed. Washington: American Public Health Association; American Water Works Association; Water Pollution Control Federation, 2005.

Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística (IBGE). **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico** (2008). Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia\\_visualiza.php?id\\_noticia=1691&id\\_pagina=1](http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/noticia_visualiza.php?id_noticia=1691&id_pagina=1)>. Acesso em: 03 de maio de 2015.

LOHMANN, Gabriele. **Caracterização de uma estação de tratamento de esgoto por zona de raízes utilizando variáveis abióticas e microbiológicas.** 2011. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – UTFPR, Curitiba/PR, 2011.

MONTEIRO, Rodrigo César de Moraes. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetlands” para tratamento de água cinza visando o reuso não potável.** São Paulo. Dissertação (Mestrado)-Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2009.

NETO, Cícero Onofre de Andrade. **Sistemas simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira.** Volume único. ABES, 1997.

PAOLI, André C. **Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos.** Dissertação (Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - UFMG, 2010.

RIBAS, Teresa Blandina. **Estação compacta de tratamento de efluentes domésticos por leito cultivado: uma proposta de saneamento básico para pequenas comunidades.** Projeto Prefeitura Municipal de Jacareí, Secretaria de Meio Ambiente. Jacareí/SP, 2007.

SARON, Alexandre; FERREIRA, Marcella M. **Estudo da eficiência do tratamento de esgoto doméstico por sistema de wetland de fluxo vertical descendente para ser aplicado em comunidades isoladas – estação de tratamento em escala de laboratório.** Revista Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade. Vol. 8, nº 1, 2013.

SEZERINO, Pablo Heleno. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.** 2006. Dissertação (Doutorado em Engenharia Ambiental) – UFSC, Florianópolis/PR, 2006.

SILVA, Selma C. **“Wetlands Construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos.** 2007. 205 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), - Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

SOUSA, José Tavares, HAANDEL, Adrianus, COSENTINO, Paulo Rogério, GUIMARÃES, Adriana. **Pós tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos.** Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental. Volume 4, p 87-91. UFPB, Campina Grande/PB, 2000.

VAN KAICK, Tamara S. **Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná.** 2002. 116 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – UTFPR, Curitiba/PR, 2002.



## **EFICACIA DA *Pontederia parviflora* NO PÓS- TRATAMENTO DE EFLUENTE ORIUNDO DE UM FRIGORIFICO EM CAMPO MOURÃO- PR.**

**Matheus Bueno Patrício\***

UTFPR, Campo Mourão – PR, Brasil  
Graduando Engenharia Ambiental , (DAAMB)  
matheuspatricio@alunos.utfpr.edu.br

**Camila de Almeida Covalski**

UTFPR, Campo Mourão – PR, Brasil  
Graduando Engenharia Ambiental , (DAAMB)  
camilacovalski@hotmail.com

**Débora Cristina de Souza**

UTFPR,Campo Mourão– PR, Brasil  
Departamento de Ambiental(DAAMB)  
dcsouza@gmail.com

**Sônia Barbosa de Lima**

UTFPR,Campo Mourão– PR, Brasil  
Departamento de Ambiental (DAAMB)  
barbosadelimas@gmail.com

### **Resumo**

O presente trabalho tem por objetivo testar a eficiência da espécie *Pontederia parviflora* Alexander no pós-tratamento do efluente de um frigorífico. Para tanto foi montado um sistema de *Wetlands* construídos em escala de bancada, utilizando recipientes de 5 litros contendo indivíduos da *Pontederia parviflora* Alexander e efluente tratado por um sistema de três lagoas de estabilização, proveniente de um frigorífico, localizado no município de Campo Mourão, PR. O tempo de detenção foi de 48 horas. As análises físico químicas de fósforo total, DQO, pH e temperatura foram realizadas após os períodos de 3, 6, 12, 24 e 48 horas . O sistema apresentou uma redução de 58,1% de fósforo total e 19,1% de DQO, portanto este se mostrou eficiente.

**Palavras-chave:** Fitotratamento, Efluente, Macrófitas aquáticas.



## **1.Introdução**

Segundo Braile, Cavalcante (1993) os efluentes oriundos de frigoríficos e matadouros devem receber uma atenção para redução da poluição das águas. É importante ressaltar, que nesse efluente existe a presença de composto orgânicos, nitrogênio e fósforo, que são essenciais para a vida da flora aquática, porém, em excesso podem acarretar prejuízos para o meio.

O efluente é proveniente de uma lagoa de estabilização, que segundo Maria (2008) “são unidades especialmente construídas com a finalidade de tratar as águas residuárias por meios predominantemente biológicos, isto é, por ação de microrganismos naturalmente presentes no meio”.

Existem diversas formas de se tratar o efluente. Para Imhoff & Imhoff (1998), devido a semelhança entre o esgoto de frigorífico e o domésticos estes podem ser tratados empregando os mesmos processos, ou seja, por processo anaeróbios, por filtros biológicos de alta taxa, lodos ativados. Braile, Cavalcante (1993) trazem a opção de discos biológicos rotativos e por sistemas de lagoas aeróbias e lagoas de estabilização. Devido aos impactos que esse efluente ao ser lançado pode causar é importante que o tratamento ocorra corretamente, porém, ao observarmos os resultados obtidos evidenciamos a necessidade de um polimento no tratamento para que esse obedeça às normativas.

Para que o efluente não seja lançado com excesso de nutrientes, apresentaremos neste trabalho uma opção para que ocorra o polimento do tratamento em lagoas de estabilização, os *Wetlands* construídos (WC) que utiliza zona de raízes de plantas aquáticas para absorção dos nutrientes presentes no meio, para que essa concentração seja reduzida e com isso o impacto também seja diminuído.

Nessas circunstâncias, o trabalho tem por objetivo avaliar o desempenho de *Wetlands* construídos de *Pontederia parviflora* Alexander no pós-tratamento do efluente de um frigorífico.

## **2.Materiais e Métodos**

Este trabalho foi realizado nas dependências da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, *campus* Campo Mourão, PR.

O sistema de *Wetlands* construídos em escala de bancada, consiste em recipientes de 5 litros. Nestes são colocados indivíduos da *Pontederia parviflora* Alexander com o mínimo de substratos e biomassa dentro de uma mesma margem de peso, de 330 a 350 gramas. Para o experimento as mesmas receberam 1 litro de efluente tratado por um sistema de três lagoas de estabilização, sendo este proveniente de um frigorífico, localizado no município de Campo Mourão, PR. Os sistemas ficaram em operação no período de abril de 2015, durante 48 horas, sendo que, cada sistema era correspondente a um horário de coleta, foram feitos cinco sistemas com os respectivos horários: 3, 6, 12, 24, 48 horas após o a deposição do efluente. Além desses separou-se a amostra zero, que responde as características encontrados em loco.

Figura 1: Sistema de tratamento: Recipientes contendo aproximadamente 300 g de biomassa de *Pontederia parviflora* Alexander, onde posteriormente foi colocado 1L de efluente de frigorífico.



Fonte: Autoria própria, 2015.

Foram realizadas as análises de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Fósforo, Potencial Hidrogeniônico (PH) e temperatura, segundo a metodologia *Standard methods for the examination of water and wastewater* (EATON et al., 2005).

### **3.Resultados e Discussões**

Para cada uma das etapas primeiramente mediu-se o pH e a temperatura, estes foram organizados na tabela abaixo:

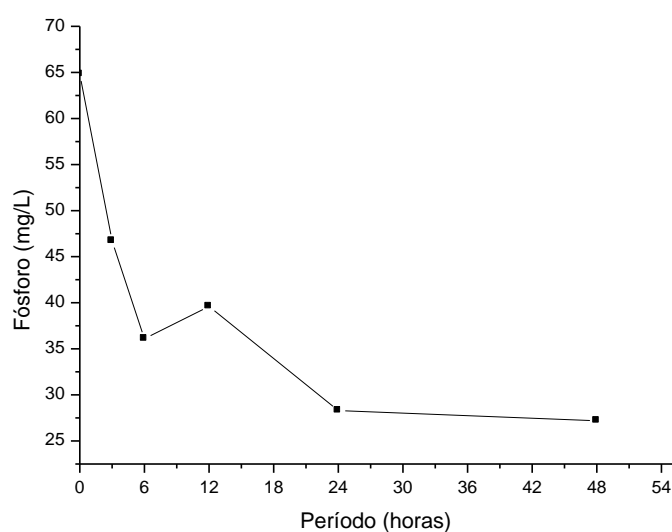
Tabela 1: Valores de pH e Temperatura no decorrer do período de 48 horas.

	<b>0</b>	<b>3H</b>	<b>6H</b>	<b>12H</b>	<b>24H</b>	<b>48H</b>
<b>PH</b>	7,85	7,48	7,56	8,01	8	8,07
<b>TEMPERATURA</b>	21,0	22,0	22,0	21,5	21	22,3

Para o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 2011), um efluente pode ser lançado no meio contendo pH entre 5 e 9, essa normativa está presente na resolução no 430, de 13 de maio de 2011. Portanto, os valores encontrados estão dentro da normativa, assim podendo ser lançados sem infringi-la. Nesta mesma normativa, temos que a temperatura deste efluente não pode ultrapassar 40°C e no limite da zona de mistura a diferença das temperaturas, corpo hídrico e efluente, tem que no máximo de 3°C. Assim sendo, o tratamento aqui proposto não influencia na temperatura, a deixando equivalente a temperatura ambiente, proporcionando a faixa de temperatura necessária para o lançamento desse efluente se caso esse sistema estivesse realmente aplicado.

Utilizando-se dos resultados obtidos nas análises confeccionou-se o gráfico de fósforo (Figura 2), em concentração por período.

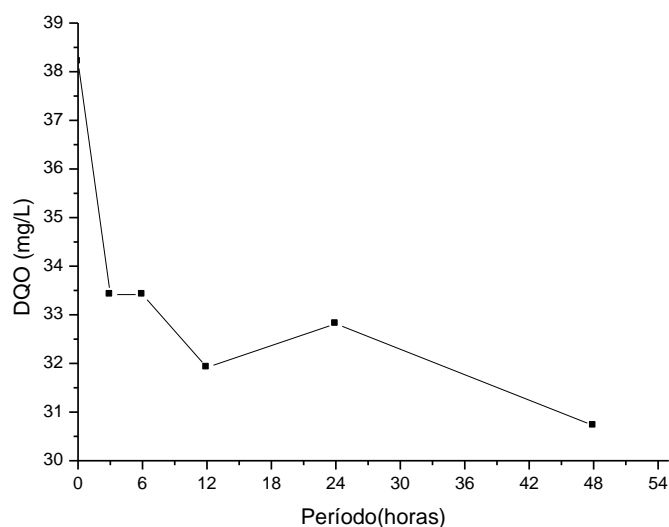
Figura 2: Gráfico da concentração de fósforo (mg/L) no decorrer de um período de 48 horas.



Com base nos dados observados podemos afirmar que ocorreu a redução da concentração de fósforo de 58,1% no intervalo citado. A maior variação aconteceu no espaço de tempo das seis horas iniciais. O fósforo é distribuído no meio ambiente pela ação antropogênica, por meio da emissão de efluentes de origem industrial, animal ou urbana, sendo este um dos principais nutrientes para os organismos vivos (DRINKWATER; SNAPP, 2007). Para o efluente ser lançado segundo Resolução do CONAMA nº 357/2005 a concentração de fósforo deve ser menor que 0,05mg/L (ambientes intermediários).

Sabendo a concentração aceita pela Legislação Ambiental, pode-se afirmar que o segundo tratamento realizado é necessário, pois a presença de fosforo após o tratamento em lagoas de estabilização está muito acima do aceitável. Apesar da redução de 58,1% com o *Wetlands*, o nível de fósforo encontrado ainda foi acima do permitido. Os resultados da análise de DQO estão no gráfico (Figura 3).

Figura 3: Variação de DQO em mg/L no período de 48 horas.

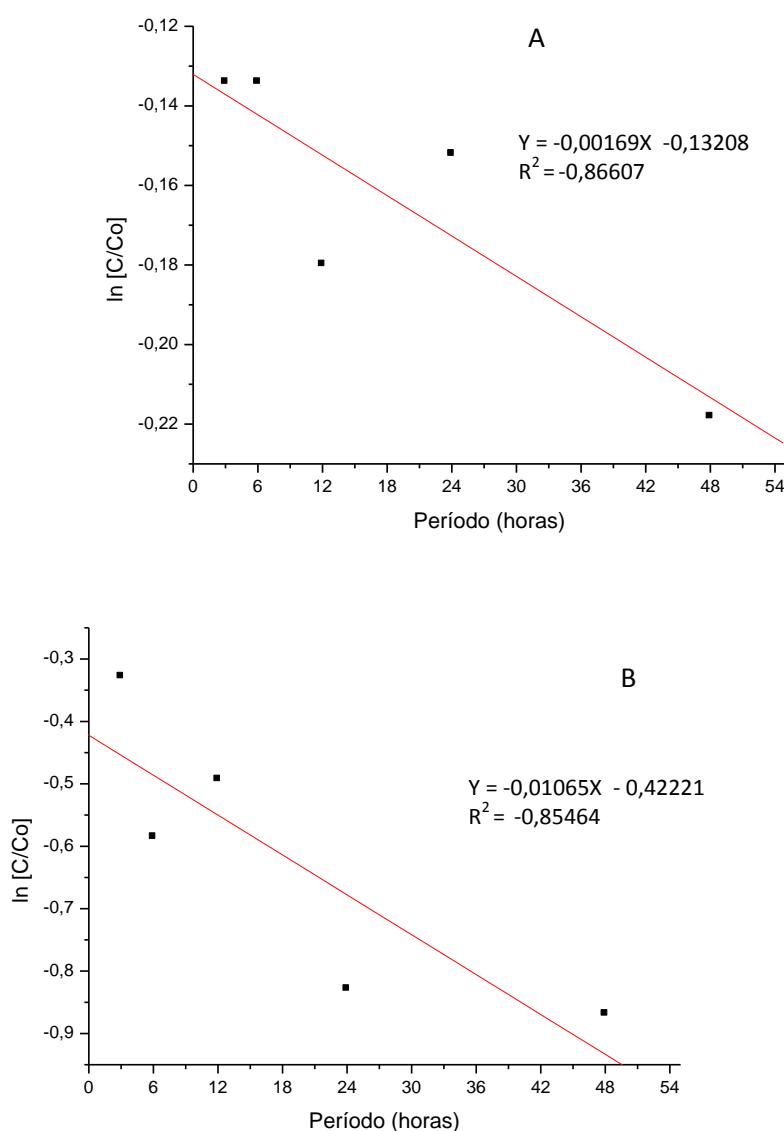


Observando os dados presentes no gráfico podemos concluir que houve uma redução de 19,2% na Demanda Química de Oxigênio e que nas três primeiras horas se obtém a maior redução. Para Graner *et al.* (1997) essa grandeza é um parâmetro importante para estimar o quão poluidor pode ser esse efluente, assim como o impacto do mesmo sobre os ecossistemas em que ele for lançado. Em ambientes aquáticos com pouco oxigênio, a matéria orgânica pode ser degradada por anaerobiose, processo onde os decompositores usam outros elementos para conseguir energia para realizar o seu metabolismo. Esse processo requisita um ciclo maior de tempo para que os

microrganismos completarem a estabilização da matéria orgânica, isso gera como subproduto gases malcheirosos (LEITE, 2004).

Com os valores obtidos de DQO e fósforo, foi aplicado o modelo cinético de primeira ordem (figura 4).

Figura 4: Estudo cinético do DQO (A); Estudo cinético do Fósforo Total (B); sendo (■) a média dos resultados dos dois períodos monitorados; C= concentração final e C0= concentração inicial (mg/L).



O ajuste cinético foi semelhante, com coeficiente de correlação -0,86607 e -0,85464 para o DQO e fósforo total, respectivamente. Os valores da constante de velocidade foram  $-0,00169 \text{ h}^{-1}$  (DQO) e  $-0,01065 \text{ h}^{-1}$  (Fósforo Total), mostrando que a velocidade de remoção de fósforo foi maior.

#### 4. Conclusão

Levando em consideração o estado inicial do efluente durante o processo ocorreu a redução de matéria orgânica e fosforo, logo o sistema se mostra eficiente e os valores de pH e temperatura estavam dentro da Legislação Ambiental. Portanto, podemos concluir que o sistema de CW utilizado como um polimento no tratamento foi eficiente e devido ao baixo custo, o torna viável.

## Referências

DRINKWATER, L. E., SNAPP, S. S. Nutrientes in agroecosystems: rethinking the panagement Paradigm. In: **Adv. Agron.** V. 92, pg. 163-86, 2007.

EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; GREENBERG, A.B. (Ed.). Standard methods for the examination of water and wastewater. 21<sup>st</sup> ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2005.

GRANER, C. A. F.; ZUCCARI, M. L.; PINHO, S. Z. Determinação da demanda química de oxigênio em águas por espectrofotometria simultânea dos íons crômio(III) e dicromato. **Eclet. Quím.** vol.23, São Paulo, 1998. ISSN: 0100-4670.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/propresol\\_lanceflue\\_30e31mar11.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/propresol_lanceflue_30e31mar11.pdf)>. Acesso em 29 de abril de 2015.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em 29 de abril de 2015.

LEITE, A. E. B. **Simulação do lançamento de esgotos domésticos em rios usando um modelo de qualidade d'água, SisBAHIA®.** 2004. 96 f. Mestrado em Saúde Pública -- Escola Nacional de Saúde Pública, Fiocruz. Rio de Janeiro, 2004.

SANTOS, V.S.; CHAGAS, M.P.; BRITO, L.F.P.; SOUZA, D.C.; CARVALHO, K.Q.; LIMA, S.B. **Avaliação cinética da remoção de fósforo e matéria orgânica no pós tratamento de reator UASB por leitos cultivados.** EPPC. Maringá, 2013.

BRAILE, P. M.; CAVALCANTI, J.E.W.A. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais.** Sao Paulo, CETESB, 1993.

IMHOFF, K. & IMHOFF, K. **Manual de Tratamento de águas Residuárias.** 26ª edição, São Paulo, Editora Egard Blucher Ltda: 1998.

MARIA, R. R. **Avaliação da eficácia no tratamento de efluentes líquidos em frigoríficos**. 2008. 71 f.  
Trabalho de Conclusão de curso em Engenharia Ambiental - União Dinâmica de Faculdades Cataratas.  
Foz do Iguaçu, 2008.



## **WETLANDS CONSTRUÍDOS APLICADOS NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE BOVINOCULTURA LEITEIRA**

**Catiane Pelissari\***

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[catianebti@gmail.com](mailto:catianebti@gmail.com)

**Samara Terezinha Decezaro**

Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[samaradecezaro@hotmail.com](mailto:samaradecezaro@hotmail.com)

**Alessandra Pellizzaro Bento**

Companhia Catarinense de Águas e Saneamento - CASAN  
[abento@casan.com.br](mailto:abento@casan.com.br)

**Delmira Beatriz Wolff**

Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[delmirawolff@hotmail.com](mailto:delmirawolff@hotmail.com)

**Pablo Heleno Sezerino**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[pablo.sezerino@ufsc.br](mailto:pablo.sezerino@ufsc.br)

### **Resumo**

O objetivo desse trabalho foi avaliar o desempenho de *wetland* construído horizontal (WCH) e *wetland* construído vertical (WCV), empregados no tratamento do efluente de bovinocultura leiteira. Implantou-se duas unidades de WC pós lagoa de decantação (área: 116 m<sup>2</sup>), a qual recebeu efluente proveniente de uma unidade produtiva leiteira (capacidade diária de produção de 140 litros de leite). Os WC foram operados em paralelo e caracterizam-se, por um WCH (área superficial de 26,5 m<sup>2</sup>) e WCV (área superficial de 14,3 m<sup>2</sup>). Ambos os WC foram escavados no solo, impermeabilizados, preenchidos com areia grossa ( $d_{10} = 0,30$  mm e  $d_{60} = 0,75$ mm) como material filtrante e plantados com a macrófita *Typha domingensis* Pers. O WCH operou sob um regime hidráulico de 3,98 m<sup>3</sup> semana<sup>-1</sup> e o WCV com 4,5 m<sup>3</sup> semana<sup>-1</sup>. O efluente tratado foi infiltrado no solo, através de valas de infiltração construídas no local. Por meio do monitoramento físico-químico ao longo de 12 meses, verificou-se maior desempenho de efluente tratado para o WCH com eficiências médias de remoção em termos de carga de 87% de DQO, 81% de DBO, 90% de SS,



80% de NTK, 80% N-NH<sub>4</sub> e 68% de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, respectivamente. Para o WCV as eficiências obtidas foram de 70% de DQO, 52% de DBO, 70% de SS, 73% de NTK, 81% de N-NH<sub>4</sub> e 16% de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, respectivamente. A partir dos resultados obtidos nesse estudo recomenda-se a utilização dos WC como uma alternativa tecnológica de tratamento de efluente líquido oriundo das instalações de bovinocultura de leite.

**Palavras-chave:** Efluente. Bovinocultura leiteira. *Wetlands* construídos horizontal e vertical. Desempenho de tratamento.

## 1 Introdução

Os *wetlands* construídos são considerados uma ecotecnologia mundialmente consolidada para o tratamento de diversos tipos de efluentes. No caso das águas residuárias da agropecuária, esses sistemas vêm sendo cada vez mais utilizados no tratamento por possibilitarem a remoção de nutrientes, particularmente nitrogênio e fósforo (GOTTSCHALL, *et al.*, 2007).

Quanto a utilização desta tecnologia no tratamento de águas residuárias de bovinocultura leiteira, existe a necessidade de estabelecer relações entre dimensionamento, operação, carregamentos aplicados e desempenho do tratamento, considerando as particularidades destes efluentes.

Nesse contexto, o objetivo desse trabalho foi avaliar o desempenho de um *wetland* construído horizontal e de um *wetland* construído vertical empregados no tratamento de efluentes oriundos da bovinocultura leiteira.

## 2 Metodologia

A área de estudo compreende as instalações para manejo de bovinocultura de leite do Colégio Agrícola de Frederico Westphalen (CAFW), pertencente à Universidade Federal de Santa Maria – UFSM, campus de Frederico Westphalen, mesorregião Noroeste do Rio Grande do Sul.

Foram instalados dois *wetlands* construídos em paralelo, sendo um horizontal e outro vertical, aplicados no tratamento secundário do efluente de uma lagoa de decantação que recebia os despejos da instalação de bovinocultura de leite (Figura 1).

O dimensionamento dos *wetlands* foi realizado levando em consideração uma carga de 7,0 g DBO m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>, segundo a recomendação da *Natural Resources Conservation Service* - NRCS (1991) *apud* Healy, *et al.* (2007) para o WCFH, e de 20,0 g DQO m<sup>-2</sup>.dia<sup>-1</sup> para o WCFV, estabelecido por Winter e Goetz (2003).

As dimensões adotadas para o WCH foram de 6,7 m de comprimento, 3,95 m de largura e 1,15 m de profundidade, resultando em uma área superficial de 26,5 m<sup>2</sup>, enquanto que o WCV possuía uma área superficial de 14,3 m<sup>2</sup>, com dimensões de 4,4 m de comprimento, 3,25 m de largura e 1,15 m de profundidade.

A areia utilizada como material filtrante em ambos *wetlands* apresentou  $d_{10}$  (diâmetro efetivo) de 0,30 mm,  $d_{60}$  de 0,75 mm e coeficiente de uniformidade (U) de 2,50. As unidades foram escavadas no solo, em cota inferior à lagoa de decantação, sendo feita impermeabilização nas laterais e no fundo com duas camadas de lona plástica e manta de poliéster na última camada.

Figura 1 – Estação de tratamento no CAFW : (a) vista geral; (b) lagoa de decantação; (c) WCH; (d) WCV.



Fonte: Pesquisa de campo (2012)

A macrófita empregada em ambos *wetlands* foi a *Typha domingensis* Pers., conhecida popularmente como taboa. As mesmas foram plantadas diretamente no material filtrante na razão de 1,5 plantas  $m^2$ , após a retirada da parte aérea e excesso de matéria orgânica aderida aos rizomas.

Um reservatório de 3.000 L foi utilizado como equalizador, o qual recebia o efluente da lagoa de decantação e o distribuía para as duas unidades *wetlands*, em paralelo, com uma vazão média de 3.980 L  $semana^{-1}$  para o WCH, distribuído apenas por gravidade e 4.500 L  $semana^{-1}$  para o WCV, de forma intermitente, através de um sistema de bombeamento controlado por um temporizador. Após passar pelas unidades experimentais o efluente tratado foi infiltrado no solo, por meio de valas de infiltração.

As unidades foram operadas durante 17 meses (junho/2011 a outubro/2012). O WCH foi alimentado 4 vezes por semana (segundas, terças, quintas e sextas-feiras), com uma vazão média de 995 L  $dia^{-1}$  (alimentação durante um período de 4 horas). Já no WCV, a alimentação foi realizada 3 vezes por semana (segundas, quartas e sextas-feiras), através de 4 pulsos diários de 375 L, durante 5 minutos de sucção, totalizando 1.500 L  $dia^{-1}$ .

O monitoramento do experimento compreendeu ações de aferição de vazão, coleta de amostras e análises laboratoriais. As análises físico-químicas do efluente foram realizadas semanalmente, após coletas pontuais, em 3 pontos, sendo: (i) pós lagoa de decantação (no

equalizador); (ii) pós WCH e (iii) pós WCV. Os parâmetros analisados foram: Potencial Hidrogeniônico (pH), Alcalinidade, Oxigênio Dissolvido (OD), Sólidos Suspensos (SS), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK), Nitrogênio Amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), Nitrogênio Nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), Nitrogênio Nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e Ortofosfato (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>). As concentrações de nitrogênio total (NT) foram calculadas somando-se os valores de NTK, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>. Todos os parâmetros foram realizados seguindo recomendações de APHA (2005), com exceção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, que foi realizado seguindo a metodologia de Vogel (1981).

### 3 Resultados e discussão

Na Tabela 1 apresenta-se a caracterização físico-química do afluente e dos efluentes do WCH e do WCV, referente a 12 meses de monitoramento (novembro/2011 a outubro/2012).

Tabela 1 – Valores médios e desvios padrão obtidos por meio do monitoramento físico-químico.

Parâmetros (mg L <sup>-1</sup> ) n= 35	Afluente	Efluente do WCH	Efluente do WCV
	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP
pH	7,2	6,4	6,9
Alcalinidade	668,3 ± 300,0	455,0 ± 300,4	290,2 ± 141,2
OD	1,1 ± 0,1	0,8 ± 0,4	3,4 ± 0,8
SS	254,1 ± 100,6	48,9 ± 33,1	80,2 ± 44,8
DQO	1.008,2 ± 297,6	262,2 ± 83,3	322,9 ± 101,1
DBO <sub>5</sub>	138 ± 67,8	53 ± 28,5	71 ± 45,3
NTK	68,8 ± 29,6	27,6 ± 14,7	19,6 ± 9,2
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	55,0 ± 27,6	22,8 ± 21,3	11,1 ± 10,7
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,0 ± 0,0	*ND	ND
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	5,2 ± 3,9	3,0 ± 1,6	37,2 ± 15,3
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	23,2 ± 6,9	15,1 ± 7,8	20,9 ± 7,3

\* Abaixo do limite de detecção;

Fonte: Pesquisa de campo (2012)

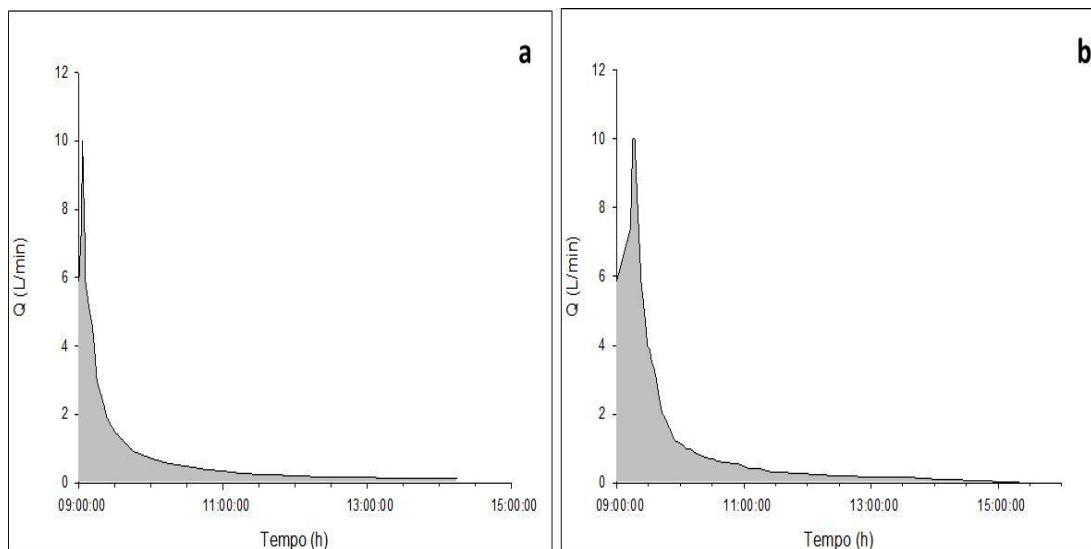
#### - Remoção de sólidos

Tratando-se do WCH a carga média aplicada de SS, considerando uma área transversal de 3,16 m<sup>2</sup>, foi de 320 g m<sup>-2</sup> semana<sup>-1</sup>, e obteve-se remoção de concentração média de 80%. Durante todo o período de estudo não observou-se indícios de colmatção nesse módulo.

O WCV operou com cargas médias de 80 g SS m<sup>-2</sup> semana<sup>-1</sup>, e obteve-se uma eficiência de remoção de concentração média de 68%. O presente estudo operou com uma taxa hidráulica de 105 mm d<sup>-1</sup> e um carregamento médio de 80 g SS m<sup>-2</sup> semana<sup>-1</sup>, valores semelhantes aos trabalhados por Langergraber *et al.* (2003), que estudaram WCV em escala piloto. Os autores relatam que os sistemas apresentaram problemas de colmatção com taxas acima de 100 mm d<sup>-1</sup> e com carregamento de 75,6 g SS m<sup>-2</sup> semana<sup>-1</sup>.

Ressalta-se que trabalhando com essas condições, até o término do estudo não verificou-se indício de escoamento superficial. Entretanto, verificou-se no decorrer dos meses um aumento no tempo de drenagem do efluente do WCV. Na Figura 2 apresenta-se a curva de drenagem do efluente do WCV. Como pode ser observado, o tempo de drenagem do efluente no mês de junho de 2012 foi de aproximadamente 5 horas e para o mês de setembro de 2012 o tempo de drenagem foi de aproximadamente 6 horas, indicando um aumento de 1 hora no tempo de drenagem do efluente.

Figura 2 – Curva de drenagem do efluente no WCV, construída com base em valores médios referentes a 2 amostragens mensais. a) junho de 2012; b) setembro de 2012.



Fonte: Pesquisa de campo (2012)

O aumento do tempo de drenagem do efluente pode ter sido influenciado pelo desprendimento dos sólidos e do biofilme, o que reflete na diminuição da condutividade hidráulica, retardando o fluxo do efluente até a zona de saída. Segundo Zhao *et. al.* (2009), esse processo está associado com o desprendimento do biofilme dentro do material filtrante e com a acumulação de partículas orgânicas.

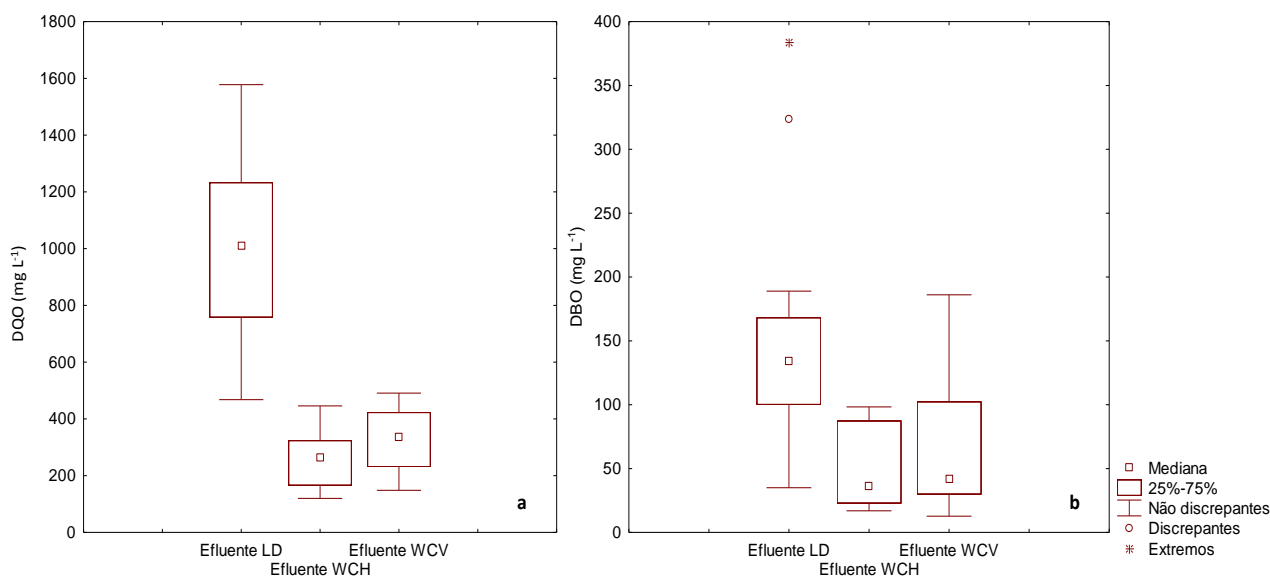
#### - Remoção de matéria orgânica carbonácea

Na Figura 3 apresenta-se o comportamento das concentrações de DQO e DBO do afluente e dos efluentes do WCH e do WCV. Pode-se observar que em termos de concentração final de DQO, os *wetlands* demonstraram comportamento similar entre si.

Para o WCH a carga média superficial aplicada de DQO foi de  $151 \text{ g m}^{-2} \text{ semana}^{-1}$ , e obteve-se uma remoção média em termos de concentração de 74%. Para o WCV, a carga média aplicada de DQO foi de  $317 \text{ g m}^{-2} \text{ semana}^{-1}$  e a eficiência média obtida em termos de concentração foi de 68%. Essa unidade recebeu aproximadamente 2 vezes mais carga do que o parâmetro de projeto, que

seguiu recomendações de Winter e Goetz (2003), os quais estabelecem um limite máximo de carregamento de  $140 \text{ g m}^{-2} \text{ semana}^{-1}$ .

Figura 3 – Concentração de matéria orgânica carbonácea. a) DQO; b) DBO.



Fonte: Pesquisa de campo (2012)

Para o WCH aplicou-se um carregamento médio de DBO de  $20,7 \text{ g m}^{-2} \text{ semana}^{-1}$ , e obteve-se uma eficiência em termos de concentração média de 62%. Contudo, a literatura apresenta relatos de eficiências superiores. Newman *et al.* (2000) avaliaram o desempenho de remoção de DBO de um WCH aplicado no tratamento de efluentes de laticínios, empregando uma carga de  $51 \text{ g m}^{-2} \text{ semana}^{-1}$ , e obtiveram uma eficiência média de 85% para esse parâmetro. Lee *et al.* (2004) trabalharam com um WCH aplicado ao tratamento de efluentes de suinocultura com 3 carregamentos, de  $331,8 \text{ g m}^{-2} \text{ semana}^{-1}$ ,  $172,9 \text{ g m}^{-2} \text{ semana}^{-1}$  e  $83,3 \text{ g m}^{-2} \text{ semana}^{-1}$ , obtendo remoções de 86%, 91% e 92%, respectivamente. Mantovi *et al.* (2003), também, observaram remoções superiores a 90% aplicando uma carga média de  $254 \text{ g m}^{-2} \text{ semana}^{-1}$ , fazendo a recirculação do efluente em dois WCH.

Para o WCV, aplicando-se um carregamento de  $43,5 \text{ g DBO m}^{-2} \text{ semana}^{-1}$ , obteve-se eficiência em termos de concentração média de 49%. Aslam *et al.* (2007) observaram uma remoção de 51% de DBO em um WCV, trabalhando com cargas médias de  $95,5 \text{ g m}^{-2} \text{ semana}^{-1}$ . Sarmiento (2010), aplicando um carregamento inferior, de  $24,5 \text{ g m}^{-2} \text{ semana}^{-1}$ , observou uma remoção média de 73%.

Pode-se verificar que ambos os sistemas apresentaram remoções de DBO inferiores quando comparados com os demais trabalhos. Infere-se que esta menor remoção pode estar associada com a difícil biodegradabilidade do efluente. Apesar disso, ambos os *wetlands* liberaram o efluente final com concentrações abaixo de  $100 \text{ mg L}^{-1}$ , conforme apresentado na Figura 3.

## - Remoção e transformação de nutrientes

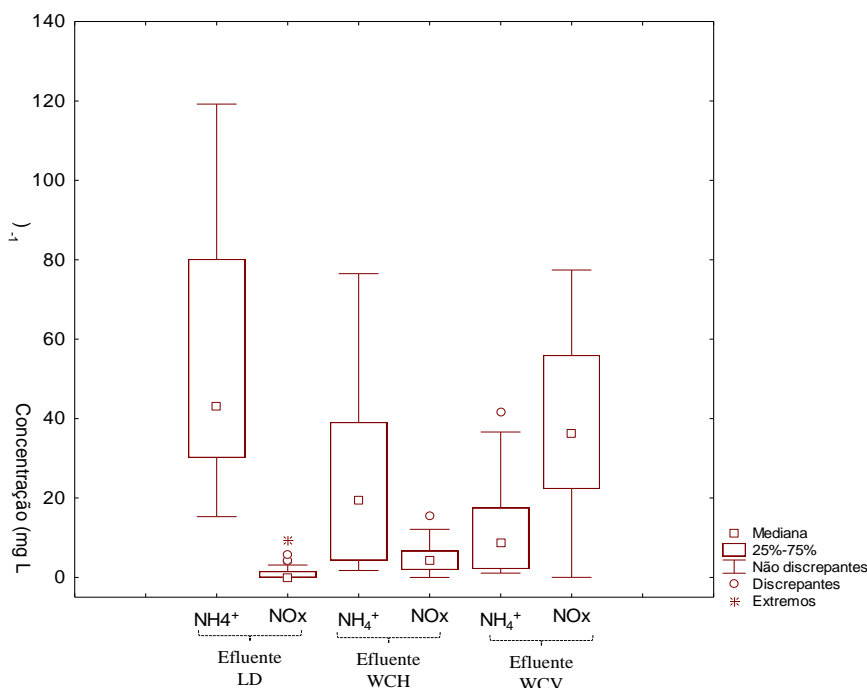
Observou-se uma remoção média de nitrogênio total (NT), em termos de concentração, de 58 % para o WCH e de 22 % para o WCV, contudo, verificaram-se diferentes vias de transformações do nitrogênio em cada unidade de tratamento.

Dentre os principais fatores que proporcionaram as diferentes transformações do nitrogênio no WCH e no WCV destacam-se: i) a disponibilidade de oxigênio; ii) o desenvolvimento das macrófitas, iii) a assimilação de nitrogênio pelas macrófitas (SUN et al. 2012).

Não se observou nitrificação no WCH (Figura 4), devido a baixa disponibilidade de oxigênio no meio em função das características operacionais do sistema. Desta forma, a remoção média de nitrogênio amoniacal foi de 58%, a qual está relacionada principalmente com a assimilação pelas macrófitas, e com a adsorção no material filtrante e no biofilme formado no maço filtrante.

No WCV, a nitrificação foi o principal mecanismo relacionado com a remoção do nitrogênio amoniacal, a qual foi de 80% (Figura 4), sendo que 73 % da amônia removida foi devido a nitrificação, esse fato ocorreu em função da efetiva transferência de oxigênio no maço filtrante conforme proposto por Platzer (1999) e também pela adaptação da microbiota nitrificante.

Figura 4 – Concentrações de nitrogênio amoniacal e de NOx no afluente e nos efluentes dos *wetlands*.

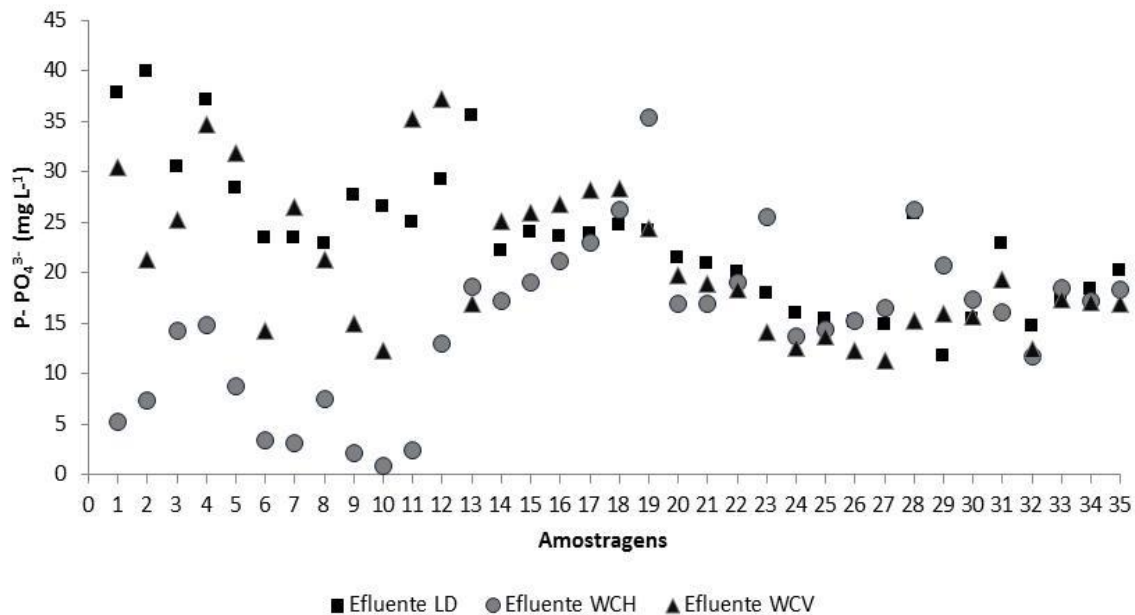


Fonte: Pesquisa de campo (2012)

Foi visível a remoção de  $P-PO_4^{3-}$  no primeiro ano de operação no WCH (Figura 5). Durante esse período a eficiência de remoção média foi de 76% aplicando-se uma carga de  $4,4 \text{ g m}^{-2}$

semana<sup>-1</sup>. Após 9 meses de operação a eficiência média caiu para 4%, aplicando-se uma carga de 3,04 g m<sup>-2</sup> semana<sup>-1</sup>. A eficiência média considerando todo o período de monitoramento foi de 35%.

Figura 5 – Concentrações de ortofosfato no afluente e nos efluentes dos *wetlands*.



Fonte: Pesquisa de campo (2012)

Tratando-se do WCV (Figura 5), a eficiência de remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> foi baixa desde o início do monitoramento. A remoção média de fósforo, em termos de concentração, durante todo o período de estudo foi de 10%, aplicando-se uma carga média de 7,35 g m<sup>-2</sup> semana<sup>-1</sup>. O mesmo fato foi relatado por Stefanakis e Tsihrintzis (2012). Segundo os autores, as baixas remoções de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> no WCV em relação às ocorridas no WCH estão relacionadas com as características hidráulicas de cada unidade, pois no WCH o efluente permanece em contato com o maciço filtrante por um tempo maior, quando comparado com o WCV, onde o efluente é rapidamente drenado até a saída, tendo menos tempo para que ocorra a adsorção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> no material filtrante.

### - Cargas aplicadas e removidas

Devido à diferença de vazões de entrada e saída de ambos os *wetlands*, as eficiências em termos de carga são mais representativas e relativamente mais elevadas se comparadas com as eficiências em termos de remoção de concentração. Na Tabela 2 são mostradas as eficiências do WCH e do WCV quanto às cargas aplicadas e removidas. O WCH apresentou maior eficiência em todos os parâmetros em termos de carga, com exceção apenas do nitrogênio amoniacal. Entretanto, isso já era esperado, pois não se observou nitrificação nesse módulo, diferentemente do observado no WCV.

Tabela 2 - Cargas aplicadas e removidas nos *wetlands*.

Parâmetros	WCH			WCV		
	Carga aplicada (g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	Carga Removida (g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	Eficiência (%)	Carga aplicada (g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	Carga Removida (g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	Eficiência (%)
DQO	151,42	19,30	87	317,25	95,52	70
DBO	20,76	3,90	81	43,50	20,88	52
SS	38,17	3,60	90	80,00	23,74	70
NTK	10,35	2,03	80	21,68	5,81	73
N-NH <sub>4</sub>	8,27	1,68	80	17,33	3,30	81
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	3,51	1,11	68	7,35	6,20	16

Fonte: Pesquisa de campo (2012)

#### 4 Conclusões

Com base no monitoramento físico-químico realizado ao longo do período de um ano, sob o regime hidráulico e carregamentos aplicados pode-se inferir:

- O WCH removeu 87%, 81%, 90%, 80%, 68% das cargas aplicadas, em termos de DQO, DBO, SS, N-NH<sub>4</sub> e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, respectivamente;
- O WCV removeu 70%, 52%, 70%, 81%, 16% das cargas aplicadas em termos de DQO, DBO, SS, N-NH<sub>4</sub> e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, respectivamente;
- A remoção média de NT, em termos de concentração, foi de 58% para o WCH e de 22% para o WCV;
- A nitrificação foi responsável por remover 73% dos 80% de nitrogênio amoniacal removidos no WCV, já no WCH não observou-se nitrificação, contudo, ocorreu 58% de remoção média de nitrogênio amoniacal;
- Ambos os *wetlands* não foram eficientes na remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, com o WCH apresentando eficiência média de 35% e o WCV apenas 10%.
- Após 15 meses de operação, trabalhando-se com cargas médias de 80 g SS m<sup>-2</sup>.semana<sup>-1</sup>, notou-se que o tempo de drenagem do efluente do WCV aumentou em aproximadamente 1 hora;
- O WCH mostrou melhor desempenho, quando comparado com o WCV em termos de qualidade de efluente tratado, desenvolvimento das macrófitas e adaptação ao meio rural;
- Os *wetlands* construídos apresentaram potencialidade de agregação de valor com a utilização do efluente tratado, haja visto as concentrações de nitrogênio e fósforo, possíveis de serem aplicados na agricultura.

#### 5 Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer ao CNPq pelo financiamento da pesquisa.



## 6 Referências

APHA – **American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 21th.ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, 2005. 1368p.

ASLAM, M.M.; MALIK, M.; BAIG, M.A.; QAZI, I.A.; IQBAL, J. Treatment performances of compost-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for refinery wastewater treatment in Pakistan. *Ecological Engineering*, v.30, n.1, p.34-42. 2007.

GOTTSCHALL, N.; BOUTIN, C.; CROLLA, A.; KINSLEY, C.; CHAMPAGNE, P. The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. *Ecological Engineering*, v. 29 p.154–163. 2007.

HEALY, M. G.; RODGERS, M.; MULQUEEN, J. Treatment of dairy wastewater using constructed wetlands and intermittent sand filters. *Bioresource Technology*, v. 98, p.2268–2281, 2007.

LANGERGRABER, G.; HABERL, R.; LABER, J.; PRESSL, A. Evaluation of substrate clogging process in vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v. 48, n. 5, p. 25-34, 2003.

LEE, C.Y.; LEE, C.C.; LEE, F.Y.; TSENG, S.K.; LIAO, C.J. Performance of subsurface flow constructed wetlands taking pretreated swine effluent under heavy loads. *Bioresource Technology*. v. 92, p.173-179, 2004.

MANTOVI, P.; MARMIROLI, M.; MAESTRE, E.; TAGLIAVINI, S.; PICCININI, S.; MARMIROLI, N.; Application of a horizontal subsurface flow constructed wetlands on treatment of dairy palor wastewater. *Bioresource Technology*, v.88, p.85–94, 2003.

NEWMAN, J.M.; CLAUSEN, J.C.; NEAFSEY, J.A. Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater in Connecticut. *Ecological Engineering*, vol. 14, p. 181-198, 2000.

PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 257- 263, 1999.

SARMENTO, A.P.; BORGES, A.C.; MATOS, A.T. Evaluation of vertical-flow constructed wetlands in swine wastewater treatment. In: **12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**: Venice, Italy. v.2, p.1494-1501, 2010.

STEFANAKIS, I.A.; TSIHRINTZIS. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. *Chemical Engineering Journal*, vol. 181-182, p.416 a 430. 2012.

SUN, G.; ZHAO, Y.; ALLEN, S. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. *Journal of Biotechnology*, 115, n.2, p.189-197. 2005.

VOGEL, A.I. **Química analítica qualitativa.** 5.ed, editora Mestre Jou, São Paulo, 1981, p.665.

ZHAO, L.; ZHU, W.; TONG, W. Clogging processes caused by biofilm growth and organic accumulation in lab-scale vertical flow constructed wetlands. *Jornaul of Environmental Science*. v.21, n. 6, p.750-757, 2009.

WINTER, K. J.; GOETZ, D. The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. *Water Science and Technology*, v. 48, n 5, p. 9-14.2003.



## **SISTEMAS DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO UTILIZANDO TANQUE SEPTICO SEGUIDO DE WETLANDS APLICADO EM RESIDENCIA RURAL**

**Kelyelísan Silva Campelo Peralva**

Centro Universitário Metodista Izabela Hendrix, Belo Horizonte – MG, Brasil  
Engenharia Ambiental e Sanitária  
kelyelisan@gmail.com

**André Luiz Marques Rocha**

Centro Universitário Metodista Izabela Hendrix, Belo Horizonte – MG, Brasil  
Orientador Eng<sup>o</sup> Agrícola e Ambiental; MSc. Eng<sup>a</sup> Agrícola  
andremarquesrocha@yahoo.com.br

### **Resumo**

Um dos maiores problemas ambientais no Brasil é a falta de tratamento do esgoto sanitário, principalmente na população de baixa renda e rural, segundo o IBGE (2010), no Brasil, 47,2% da população não possui rede coletora de esgoto, e nem ao menos fossa séptica. Por isso o presente trabalho visa demonstrar a eficiência do sistema composto por tanque séptico seguido de wetlands (sistemas alagados construídos) aplicado em uma residência rural localizada no município de Marliéria, Minas Gerais, além de, um comparativo com diferentes autores e verificar técnica do sistema que propicia a remoção de nutrientes, patógenos, sólidos suspensos, DBO, DQO e apresenta um baixo custo e propicio para regiões tropicais como as existentes no Brasil.

**Palavras-chave:** wetlands, esgoto, eficiência, saneamento.

### **1 Introdução**

Um dos maiores problemas ambientais enfrentados pelos habitantes brasileiros é a falta de tratamento dos esgotos sanitários, aos quais são lançados *in natura* nos solos acarretando contaminação das águas e, conseqüentemente, sérios problemas de saúde pública, como cólera, hepatites, verminoses e diarreias. A população de baixa renda e a rural são as que mais sofrem com este problema, devido à falta de conscientização e de investimentos governamentais. De acordo com o *Human Development Report* (Relatório de Desenvolvimento Humano) publicado pelo *United Nations Development Programme* (Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento), cerca de 2,6 bilhões de habitantes moram em domicílio sem rede de esgoto, dos quais 660 milhões sobrevivem com menos de dois dólares por dia (UNDP, 2006). No Brasil, as doenças feco-oral, sobretudo as diarréias, correspondem em média a 80% das doenças relacionadas ao saneamento ambiental, ou à carência de sistemas de saneamento adequados (IBGE, 2012). As tecnologias

utilizadas pelas companhias de saneamento tornam-se inviáveis para comunidades rurais de baixa renda, tanto pelo alto custo de implantação e manutenção quanto pela grande dispersão populacional nas zonas rurais. Segundo Dornelas 2008, os sistemas alagados construídos (SAC) ou *wetlands* construídas (WC) são exemplos de sistemas que promovem a remoção de nutrientes, patógenos, carga orgânica, e apresentam um baixo custo de implantação e operação

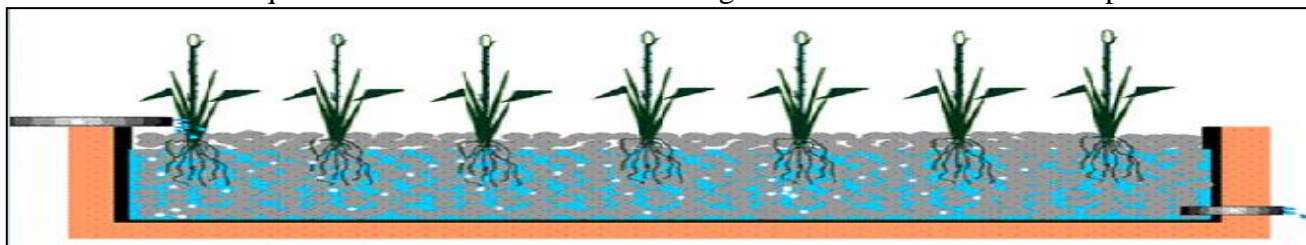
## 2 Metodologia

Nos esgotos domésticos, a concentração varia em função de diversos fatores além das características físicas e químicas, sabe-se que o esgoto doméstico possui diversos agentes patogênicos causadores de doenças humanas. A tecnologia de tratamento de águas residuárias em área alagada construída tem crescido muito desde a década de 70. A técnica está baseada em processos bióticos e abióticos. *Wetland* é a denominação inglesa genérica dada às áreas úmidas naturais onde ocorre a transição entre os ambientes aquáticos e terrestres, reconhecidas como um rico habitat para diversas espécies e capazes de melhorar a qualidade das águas (USEPA, 1983). Segundo o Interstate Technology e Regulatory Council (ITRC) (2003):

Uma *wetland* construída é composta de água, substrato, plantas, restos de plantas, invertebrados e microrganismos. Os processos que controlam a remoção dos poluentes no interior de *wetlands* construídas podem ser abióticos (físico e químico) ou bióticos (microbiológico e fitológico) e estão frequentemente associados. (ITRC, 2003).

Os sistemas alagados podem ser divididos, de acordo com a forma com que ocorre o fluxo do líquido, em sistema de fluxo superficial e sistema de fluxo subsuperficial. No primeiro, o tanque é preenchido com camadas de 20 cm de brita e 0,5 a 0,6 m de solo. No segundo, apenas material de elevada macroporosidade (brita nº0 ou areia grossa) compõem o substrato. Um exemplo de sistema alagado construído de fluxo subsuperficial é apresentado na FIG. 1.

**FIGURA 1.** Esquema ilustrativo de um sistema alagado construído – fluxo subsuperficial.



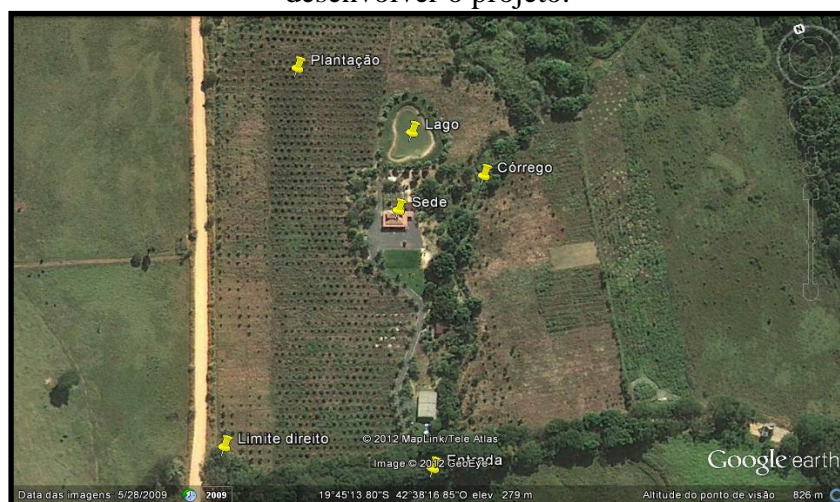
Fonte: MATOS, 2007.

Sistemas alagados com fluxo subsuperficial são constituídos tipicamente, por um leito permeável sobreposto a uma camada impermeável, necessária para prevenir a contaminação do lençol freático e conter o substrato que suporta o crescimento das macrófitas aquáticas e do biofilme

bacteriano. A profundidade de água nos tanques deve estar entre 0,30 e 0,80 m. Sabe-se que os sistemas alagados construídos (wetlands) vêm sendo utilizados em pesquisas de diversos autores, com intuito de verificar a eficiência desses sistemas Brasil (2005), trabalhando com um sistema de wetland posterior ao tanque séptico para tratamento de esgoto doméstico em Viçosa-MG, obtiveram uma eficiência média de remoção de DQO, DBO, SST, de 87%, 81% e 91% respectivamente. Outra pesquisa analisada foi desenvolvida para remoção de nutrientes do esgoto doméstico utilizando diferentes tipos de macrófitas, realizada por doutorandos da Universidade Federal de Goiás (UFG). As porcentagens de eficiência de remoção das macrófitas utilizadas foram na ordem 72% para fosfatos; 99,5% para coliformes fecais; 91,81% para a remoção da DBO e 89,5% para DQO (ALMEIDA, OLIVEIRA, KLIEMANN, 2007).

Esse artigo foi fundamentado em uma revisão bibliográfica em artigos científicos, livros como tratamento de efluentes do autor Von Sperling, Google acadêmico, dissertações de mestrado e doutorado, utilizando palavras chaves como wetlands, águas residuárias, tratamento de esgoto doméstico. O local escolhido foi uma propriedade localizada na zona rural do município de Marliéria, Minas Gerais. Foram realizadas 02 (duas) visitas técnicas ao local para verificar dados necessários ao projeto. Além das verificações in loco, utilizou-se 4 também uma imagem de satélite e ferramentas do Google Earth para ilustrar o local em que se deseja implantar o sistema de tratamento proposto (FIG. 3). Após o diagnóstico in loco, projetou-se um sistema de tratamento de esgoto doméstico dotado de tanque séptico seguido de um sistema de wetlands para o dimensionamento do tanque séptico utilizou-se como referência a norma técnica NBR 7229/1993 da ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). A população atendida do projeto foi igual a 30,0 habitantes. O valor de contribuição de despejo (C) utilizado foi de 80,0 L hab<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup> e o tempo de detenção hidráulica (td) foi igual a 1,0 dia. O valor da taxa de acúmulo de lodo digerido (k) foi igual a 65 dias, considerando intervalo de limpeza de 1 ano e temperatura ambiente variando entre 10oC e 20oC (ABNT, 1993).

**FIGURA 3.** Imagem de satélite destacando o diagnóstico inicial da propriedade em que se pretende desenvolver o projeto.



**Fonte:** Marcações do autor, Google Earth, 2009.

Ressalta-se que existem diversas metodologias para o cálculo de sistemas de *wetlands*, das quais se destacam: o Critério da taxa de aplicação superficial, o Critério do tempo de detenção hidráulica e o Critério do deslocamento do fluido em meio poroso.

O Critério da taxa de aplicação superficial considera uma aplicação de uma carga orgânica máxima sobre uma área superficial, que seja capaz de decompor essa carga de acordo com características locais do sistema solo, plantas e micro-organismos. Metcalf & Eddy (2003) recomendam a aplicação deve ser no máximo,  $70 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO em sistemas alagados construídos de fluxo superficial ou subsuperficial. Porém, para as condições climáticas tropicais, acredita-se que o uso de maiores taxas de aplicação, até  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ , possa ser utilizado (MATOS, 2007). O Critério do tempo de detenção hidráulico está associado com a determinação do tempo gasto entre a entrada e a saída da água residuária de uma unidade de tratamento, denominado tempo de detenção hidráulico. Porém, é sabido que em sistemas de tratamento biológico é necessário que haja um tempo para que as reações possam ocorrer (também denominado tempo de residência celular) e, com isso, obter-se boa eficiência na depuração das águas residuárias em tratamento. Quanto mais próximo estiver o tempo de detenção hidráulico do tempo necessário para que ocorram as reações biológicas requeridas, maior será a eficiência do processo (MATOS, 2007; CHERNICHARO, 1997).

O Critério do deslocamento do fluido em meio poroso aborda que o regime hidráulico no fluxo subsuperficial é controlado pela condutividade hidráulica do meio usado e pelo gradiente hidráulico do sistema, fatores dependentes da macroporosidade do substrato utilizado ( $\epsilon$ ), conforme descrito pela lei de Darcy (MARQUES, 1999; BRASIL, 2005; MATOS, 2007; DORNELAS, 2010).

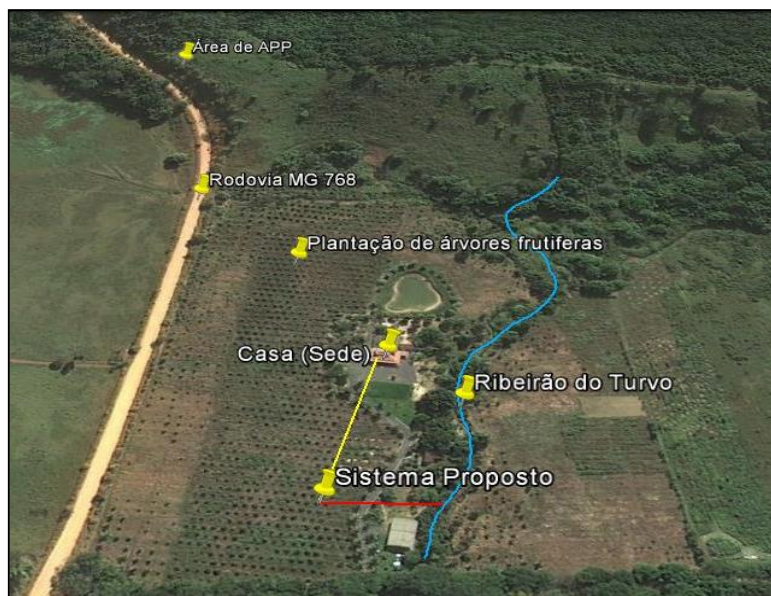
O dimensionamento de sistemas de *wetlands* é um processo muito complexo, e normalmente são utilizadas as três metodologias associadas, já que as mesmas atuam de forma complementar. As equações básicas para o dimensionamento dos sistemas de *wetlands* utilizadas pelas metodologias descritas anteriormente são apresentadas em maior detalhe no Apêndice 1. De acordo com as recomendações de dimensionamento previstas na NBR 7229/1993 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), obteve-se um volume final do tanque séptico de 6,0 m<sup>3</sup>.

Combinando as metodologias do critério do tempo de detenção hidráulico, critério da taxa de aplicação superficial e critério de deslocamento do fluido em meio poroso, obteve-se um sistema de *wetlands* com uma área superficial de 61,5 m<sup>2</sup>, capaz de suportar uma carga orgânica máxima de 205 kg ha<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup>. Nota-se que o valor obtido é superior ao recomendado 5 por Metcalf & Eddy (2003), cuja aplicação deve ser no máximo,  $70 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$  de DBO, e inferior ao valor recomendado por Matos (2007), que acredita que para as condições climáticas tropicais são aceitáveis taxas de aplicação de até  $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ . Ressalta-se que maiores detalhes do dimensionamento do sistema



de tratamento composto pelo tanque séptico seguido por sistema de wetlands são apresentados no Apêndice 2. O sistema foi projetado para ser instalado a uma distância de 127 metros da sede principal da propriedade, e de 62 metros em relação ao curso d'água da propriedade (FIG.4). A instalação do sistema se dará a uma distância mínima 50 metros da sede da propriedade.

**FIGURA 4.** Imagem de satélite da propriedade com detalhamento da localização do projeto inserido na propriedade.



Com intuito da validação da proposta do projeto, realizou-se uma compilação dos resultados obtidos por Dornelas (2008); Brasil (2005) no estado de Minas Gerais, e Almeida; Oliveira; Kliemann (2007), realizado no estado de Goiás, avaliando sistemas de *wetlands* para o tratamento de esgotos domésticos (**TAB. 3**).

TABELA 3. Resultados de eficiência de remoção de parâmetros físicos, químicos e biológicos de sistemas de tratamento de esgoto doméstico composto por *wetlands*

Autor	Características	Unidade	Afluente	Efluente	Eficiência
DORNELAS (2008)	Nitrogênio Total	mg/L	29	27	7%
	SST	mg/L	171	3	98%
	DBO <sub>5</sub>	mg/L	154	15	90%
	DQO	mg/L	528	42	92%
	E-coli	NMP/100 mL	1,00E+08	1,33E+05	2,88
	Coliformes Totais	NMP/100 mL	2,00E+09	9,00E+05	3,35
BRASIL (2005)	Fósforo Total	mg/L	1,4	1,23	11%
	Nitrogênio Total	mg/L	37	19	45%
	SST	mg/L	100	15	91%
	DBO <sub>5</sub>	mg/L	203	31	90%
	DQO	mg/L	416	50	86%
	E-coli	NMP/100 mL	2,20E+07	2,70E+04	2,91
Coliformes Totais	NMP/100 mL	9,60E+06	6,20E+04	2,19	

	Fósforo Total	mg/L	6	3,07	38%
ALMEIDA; OLIVEIRA; KLIEMANN (2007)	Fósforo Total	mg/L	7,08	3,18	55,07%
	DBO <sub>5</sub>	mg/L	147,44	18,35	91,81%
	DQO	mg/L	553	77,39	89,50%
	Coliformes Totais	NMP/100 mL	4,20E+07	7,20E+05	1,77
	Coliformes Fecais	NMP/100 mL	3,80E+07	5,80E+05	1,82

**Nota:** SST: sólidos suspensos totais; DBO<sub>5</sub>: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: Demanda Química de Oxigênio; E.coli: *Escherichia coli*.

Analisando a TAB. 3, observa-se que a eficiência média de remoção de DBO pelos sistemas de *wetlands* apresentados pelos diversos autores, foi em média superior a 90%. Conforme a Resolução CONAMA n° 430/2011 para o lançamento do efluente de esgoto doméstico tratado em corpo hídrico, o sistema de tratamento deve apresentar uma remoção mínima de 60% de DBO (BRASIL, 2011). Portanto, os sistemas de *wetlands* são alternativas que promovem eficiências superiores aos valores preconizados pela Resolução CONAMA n° 430/2011. Após comparar diferentes artigos demonstrados na TAB. 3 os quais utilizaram o sistema de *wetlands* observa-se que a remoção de E-coli, foi superior a 98%, ambos trabalhos demonstraram uma ótima eficiência para o lançamento do efluente no recurso hídrico. Conforme a Resolução CONAMA n° 274/2000 para critérios de balneabilidade em águas brasileiras, para considerar um sistema com remoção muito boa quando em 80% ou mais de um conjunto de amostras obtidas em cada uma das cinco semanas anteriores, colhidas no mesmo local, houver, no máximo, 500 coliformes fecais (termotolerantes) ou 400 *Escherichia coli* ou 50 enterococos por 100 ml logo os sistemas de *wetlands* são alternativas que promovem eficiências que se enquadram nos valores recomendados pela Resolução CONAMA n° 274/2000.

Segundo a EPA (Environment Protection Agency, 1993) *Wetlands* construídos são especialmente adequadas para o tratamento de águas residuárias em pequenas comunidades onde há disponibilidade de áreas para a construção do sistema, além de ser um sistema com benefícios ecológicos, e propício para regiões tropicais a utilização de *wetlands* gera aproximadamente 80% de remoção dos SST nos primeiros dois dias devido o aumento da sedimentação e floculação.

### 3 Conclusões

O sistema de *wetlands* é eficiente para remoção de diversos parâmetros, entretanto pode considerar a utilização desse, como um sistema terciário, pois assim apresenta uma melhor eficiência. Levando em consideração a simplicidade de sistemas de tratamento desse tipo, com ausência de consumo de energia, conclui-se que é uma importante alternativa para países em desenvolvimento e regiões de clima quente. Esta conclusão geral está de acordo com Souza *et al* (2005). Portanto pode-se concluir que o desempenho para os sistemas *wetlands* foi muito

satisfatório para a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos em diferentes sistemas como mencionados no decorrer do artigo o que evidencia a implantação desse sistema na cunidade rural de Marlieria – MG, além de proporcionar uma universalização ao acesso do saneamento.

#### 4 Referências

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13969 – Tanques Sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação.** Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229 – Projeto, construção e operação de sistema de tanques sépticos.** Rio de Janeiro: ABNT, 1993.

ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L. F. C. de; KLIEMANN, H. J. **Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto Sanitário.** Revista Pesquisa Agropecuária Tropical. 37(1): 1-9, mar. 2007. Goiânia-GO,

ANDRADE NETO, C. O. de; ALÉM SOBRINHO, P.; SOUZA MELO, H. N. de; AISSE, M. M., 1999a, “Decanto-Digestores”. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**, Programa PROSAB, capítulo 5, Rio de Janeiro, ABES-RJ.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 430/2011, de 13 de maio de 2011.** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes e altera a Resolução CONAMA nº 357/2005. Brasília, 13 de maio de 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 10 maio. 2014.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). **Resolução nº 121, de 16 de dezembro de 2010.** Estabelece diretrizes e critérios para a prática de reuso direto não potável de água na modalidade agrícola e florestal, definida na Resolução CNRH nº 54, de 28 de novembro de 2005. Brasília. 2010. Disponível em: <[http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com\\_content&view=article&id=14](http://www.cnrh.gov.br/index.php?option=com_content&view=article&id=14)>. Acesso em 28 de maio de 2014

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 10 de maio de 2014.

BRASIL, M.S. **Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico.** Viçosa, MG: UFV, 2005. 168p. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, 2005.

CHERNICHARO, C. A. L.; FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; PIVELI, R. P.; VON SPERLING, M; MONTEGGIA, L. O. Tratamento de esgotos e produção de efluentes adequados a diversas modalidades de reuso da água. In: FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. (Coord.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários.** Rio de Janeiro: ABEAS, 2006. Cap. 3. p. 63 - 110. (Projeto PROSAB).

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Reatores Anaeróbios.** 2ª ed. Belo Horizonte: DESA/ UFMG. 1997. 380 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias,v. 5).

CORAUCCI FILHO, B.; NATALIN, O.; STEFANUTTI,R.; BROLEZE, S.T.; NOUR, E. A. A.; FIGUEIREDO, E. R. F. Avaliação da fase inicial das valas de filtração como método de pós-tratamento de efluentes anaeróbios. In:**Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios: coletânea de trabalhos técnicos.** Carlos Augusto de Lemos Chernicharo (coord.). Projeto PROSAB. Belo Horizonte, 2001. vol. 2.



DORNELAS, L. F. **Avaliação do desempenho de Wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. Belo Horizonte: UFMG, 2008. 101p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais

ITRC – INTERSTATE TECHNOLOGY E REGULATORY COUNCIL. **Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands**. New Jersey: ITRC, 2003. 199 p.

JORDÃO, E. P. e PESSOA C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5.ed. Rio de Janeiro:2009. 940p.

KIVAISI, A. K. **The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review**. *Ecological Engineering*, v. 16, p. 545–560, 2001.

MARQUES, D. M. Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro, ABES, 1999. 409-435.

MATOS, A. T. **Disposição de água residuária no solo**. Engenharia na Agricultura. Série caderno didático 38. Departamento de Engenharia Agrícola: Universidade Federal de Viçosa, 141 p, 2007.

METCALF & EDDY. *Wastewater Engineering: treatment, disposal and reuse*. **Metcalf & Eddy, Inc.**, 4. ed. 2003.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental. Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG Nº 01/2008, 13 de maio de 2008**. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8151>>. Acesso em: 20 maio. 2014.

MINISTÉRIO DAS CIDADES. Transversal: saneamento básico integrado às comunidades rurais e populações tradicionais: guia do profissional em treinamento. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: Ministério das Cidades, 2009. 88 p.

TRATA BRASIL, Instituto. **Principais números do Atlas do Saneamento IBGE (divulgação em 2011 – dados de 2008)**. Disponível em:

<<http://www.tratabrasil.org.br/assunto-principais-numeros-do-atlas-do-saneamentoibge-divulgacao-em-2011-dados-de-2008>>. Acesso em: 25 abril. 2014.

*United States Environmental Protection Agency (USEPA)*. **Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment – A Technology Assessment**. EUA, Office of Water, 1993. 87 p

von SPERLING, M. **Introdução á qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ª ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; UFMG. Minas Gerais. 2005. 451 p. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, vol. 1).

## APÊNDICE 1

Dimensionamento do Sistema de Tratamento de Esgotos Domésticos composto por Tanque Séptico seguido de wetlands plantadas com taboas (*Typha latifolia*)

### Dimensionamento do Tanque Séptico

O tanque séptico foi dimensionado de acordo com o volume de esgoto gerado pelo número de moradores da residência, conforme recomendações da NBR 7.229 (ABNT, 1993), descritas segundo a Equação 1:

$$V_{TS} = 1000 + N(Ct_d + kL_f) \quad (1)$$

Em que:

- $V_{TS}$  - volume útil do tanque séptico, L;
- N - número de contribuições, habitantes;
- C - contribuição de despejo, L hab<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>;
- $t_d$  - tempo de detenção hidráulica, d;
- K – taxa de acúmulo de lodo digerido, d; e
- $L_f$  – contribuição de lodo fresco, L habitante<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>.

## Dimensionamento do Sistema de Wetlands Construídas (WC)

### *Critério da taxa de aplicação superficial (L<sub>s</sub>)*

Baseado no valor da taxa de aplicação de DBO pode-se calcular a área superficial do tanque:

$$A_s = \frac{S_o \times Q}{L_s} \quad (2)$$

Em que,

A<sub>s</sub> – área superficial do tanque (m<sup>2</sup>);

S<sub>o</sub> – concentração afluyente de DBO (mg L<sup>-1</sup>);

L<sub>s</sub> – taxa de aplicação superficial (kg ha<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>)

### *Critério baseado no tempo de detenção hidráulica*

Sabe-se que em sistemas de tratamento biológico é necessário que haja um tempo para que as reações possam ocorrer e, com isso, conseguir-se boa eficiência na depuração das águas residuárias em tratamento. O tempo gasto entre a entrada e a saída da água de uma unidade de tratamento é denominado de tempo de detenção hidráulica. Quanto mais próximo estiver o tempo de detenção hidráulico do tempo necessário para que ocorram as reações biológicas requeridas maior será a eficiência do processo (MATOS, 2007).

A remoção de DBO das águas residuárias tratadas em sistemas alagados pode ser estimada com o uso da equação de decaimento da DBO, conforme apresentado na Equação 3:

$$S / S_o = e^{(-K_t t)} \quad (3)$$

Em que,

S – DBO do efluente (mg.L<sup>-1</sup>);

S<sub>o</sub> – DBO do afluyente (mg.L<sup>-1</sup>).

K<sub>t</sub> – constante de decaimento da DBO no meio (d<sup>-1</sup>);

t – tempo de detenção hidráulica no sistema (d).

O valor pode ser determinado segundo a Equação 4:

$$k_t = k_{20} * 1,1^{(T-20)} \quad (4)$$

Em que,

K<sub>20</sub> – constante de decaimento da DBO sob temperatura de 20°C;

T – temperatura do líquido no sistema (°C);

No caso de escoamento subsuperficial, o valor de K<sub>20</sub> pode ser estimado utilizando-se a Equação 5:

$$k_{20} = k_o * (37,31 * \varepsilon^{4,172}) \quad (5)$$

Em que,

K<sub>o</sub> – constante ótima para o meio com biomassa subsuperficial, completamente desenvolvida (d<sup>-1</sup>);

ε - macroporosidade do substrato (m<sup>3</sup> m<sup>-3</sup>);

O valor de K<sub>o</sub> para efluentes municipais/domésticos é de 1,839 d<sup>-1</sup>, entretanto, sabe-se que o valor desta variável deve ser determinado para cada tipo de água residuária a ser tratada em sistemas alagados.

BRASIL (2005), propôs o uso de um modelo de decaimento para a DQO de efluente de tanque séptico usado no tratamento de esgoto doméstico, conforme apresentado na Equação 6:

$$S / S_o = e^{(-K_v t^n)} \quad (6)$$

Em que,

K<sub>v</sub> – constante, em base volumétrica, de decaimento da DQO (d<sup>-1</sup>);

n - coeficiente para correção da variação da degradabilidade do material orgânico com o tempo de detenção hidráulica (t) (adimensional).

BRASIL (2005) a partir de seus estudos ajustou a equação 6 conforme a Equação 7:

$$S / S_o = e^{(-1,6221t^{0,2491})} \quad (7)$$

Ressalta-se que a equação apesar de ser desenvolvida para DQO, a mesma também pode ser utilizada para a DBO.

Como t = V/Q = (A<sub>s</sub> x p x ε)/Q, substituindo-o na equação de decaimento da DBO ao longo da distância percorrida no sistema alagado e explicitando-se na equação obtida a variável A<sub>s</sub>, obtém-se a Equação 8:

$$A_s = \frac{Q \times (\ln S_o - \ln S)}{K_t \times p \times \varepsilon} \quad (8)$$

Em que,

Q – vazão média no sistema;

p – profundidade de substrato no tanque (m).

Segundo Metcalf & Eddy (2003), o tempo de detenção hidráulico em sistemas alagados de fluxo superficial e subsuperficial deve ser de 5 a 15 dias.

## APENDICE 2

Memorial de Cálculos para o Dimensionamento do Sistema de Tratamento de Esgotos Domésticos composto por Tanque Séptico seguido de wetlands plantadas com taboas (*Typha latifolia*)

### A. Dimensionamento do Tanque Séptico (TS)

#### A.1. Volume do Tanque Séptico ( $V_{TS}$ )

Dados:  $N_{Th} = 30,0$  habitantes;

$C = 80,0 \text{ L hab}^{-1} \text{ d}^{-1}$  (Norma NBR 7229/1993);

$t_d = 1,0$  dia (Norma NBR 7229/1993);

$k = 65$  dias (Norma NBR 7229/1993, considerando intervalo de limpeza de 1 ano e temperatura ambiente variando entre  $10^\circ\text{C}$  e  $20^\circ\text{C}$ );

$L_f = 1,0 \text{ L hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$  (Norma NBR 7229/1993).

$$V_{TS} = 1000 + N_{Th} (Ct_d + kL_f)$$

$$V_{TS} = 1000L + 5075L \therefore V_{TS} = 6075L \approx 6,00m^3$$

### B. Dimensionamento do Sistema de Wetland

$DBO_{AF} = 300\text{mg/L}$

$T_{liq} = 23^\circ\text{C}$

$h_p = 0,25\text{m}$

$\varepsilon = 0,39\text{m}^3\text{m}^{-3}$

$K_{20} = 1,939 * 37,31 * e^{4,172}$

$K_{20} = 1,85 \text{ d}^{-1}$

$K_{23} = K_{20} * 1,1^{(T-20)}$

$K_{23} = 1,8 \text{ d}^{-1}$

$$S/S_o = e^{(-K_v t^n)} = 0,2 = e^{-1,8t} \quad t = 0,89\text{d} = 1\text{d}$$

$Q = (V_v * E)/t$

$V_v = (Q * t)/E$

$V_v = (6 * 1)/0,39$

$V_v = 15,4\text{m}^3$

$As = V_v/h_p$

$As = 15,4/0,25$

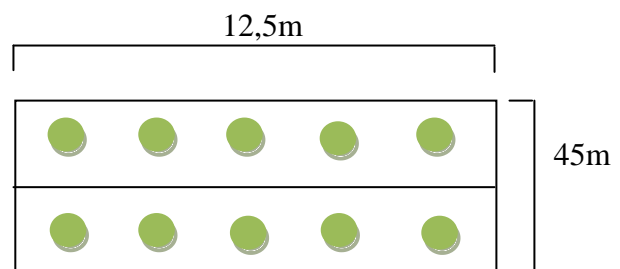
$As = 61,5 \text{ m}^2$

$Ta = Q * S_o / As$

$Ta = 36 * 0,21 / 61,5$

$Ta = 0,205 \text{ kg / m}^2\text{d}$

$Ta = 205 \text{ kg / ha d}$





## **FENOLOGIA DE FILTRO DE MACRÓFITAS FLUTUANTES EM WETLAND CONSTRUÍDO PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTE DOMÉSTICO**

**Tainã Coelho Quevedo\***

Universidade Feevale, Novo Hamburgo – RS, Brasil  
Laboratório de Botânica  
tainacq@gmail.com

**Mariana de Lima Paz**

Universidade Feevale, Novo Hamburgo – RS, Brasil  
Laboratório de Botânica  
mdelimapaz@gmail.com

**Daiane Trindade Costa**

Universidade Feevale, Novo Hamburgo – RS, Brasil  
Laboratório de Biotecnologia Vegetal  
daianecosta@feevale.br

**Günther Gehlen**

Universidade Feevale, Novo Hamburgo – RS, Brasil  
Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental  
guntherg@feevale.br

**Jairo Lizandro Schmitt**

Universidade Feevale, Novo Hamburgo – RS, Brasil  
Programa de Pós-graduação em Qualidade Ambiental  
jairols@feevale.br

### **Resumo**

Os *wetlands* construídos utilizados em tratamento de efluentes e possuem um moderado custo de capital e baixo custo de energia e manutenção. A fenologia estuda a ocorrência de eventos biológicos cíclicos em decorrência das mudanças climáticas. Os objetivos do estudo foram analisar os eventos vegetativos e reprodutivos de *Typha domingensis* Pers., verificando a relação destes com as variáveis climáticas, em uma Estação Experimental de Tratamento de Efluente Doméstico, Novo Hamburgo, RS, Brasil. A estação utiliza uma tecnologia inovadora, consistindo em um Filtro de Macrófitas Flutuantes (FMF). O monitoramento dos eventos fenológicos ocorreu durante 2014,

observando as fenofases de renovação foliar, senescência foliar e fertilidade. Nos 12 meses de monitoramento, as fenofases vegetativas ocorreram de modo constante. A população apresentou uma única floração na primavera, tendo no mês seguinte, a formação de frutos imaturos, caracterizando uma sazonalidade das fenofases reprodutivas. Nenhuma das fenofases apresentou relação com temperatura, fotoperíodo e precipitação, sugerindo que outros fatores como os nutrientes do meio e a adaptação à flutuabilidade podem possuir influência no comportamento fenológico das plantas.

**Palavras-chave:** Estação de tratamento de esgoto. Monitoramento. Sazonalidade. Taboa. *Typha domingensis*.

## 1 Introdução

O atual crescimento populacional acarreta em altos níveis de poluição no meio ambiente, de forma que as consequências são observadas diretamente no solo, água e atmosfera. Esta poluição, em geral, inclui metais e outras substâncias tóxicas ao ambiente e ao ser humano (PRASAD & FREITAS, 2003). A poluição por metais e outros contaminantes pode levar à ocorrência de alterações nos processos e estruturas celulares, e causar sérios desequilíbrios ambientais (ORTEGA-VILLASANTE *et al.*, 2007).

A disponibilidade de água doce é limitada mundialmente, sendo necessária sua preservação, visto que os recursos hídricos são objetos de demanda crescente em razão da explosão demográfica e do aumento das necessidades destes na agricultura e indústria (DERÍSIO, 2000). O tratamento de esgoto é um dos maiores problemas ambientais, principalmente por não atender aos requisitos da legislação e, assim, causar prejuízos ao meio ambiente (CIKOSKI, 2008). O efluente tratado deve estar de acordo com os parâmetros da legislação vigente, de forma que ao ser lançado no meio ambiente, não cause impactos (SPIRO & STIGLIANI, 2009). O efeito de um tratamento inadequado do esgoto pode causar vários danos à saúde humana, em especial, a ocorrência de doenças transmitidas por veiculação hídrica (BRAGA & HESPANHOL, 2002).

A fitorremediação utiliza plantas diferentes para extrair e estabilizar poluentes no meio ambiente, apresentando alta credibilidade, bom desempenho e baixo custo (CHANDRA & KULSHRESHTHA, 2004). Mas para que o sistema funcione, deve-se ter cuidado na seleção da espécie vegetal, pois a mesma deve ser tolerante às grandes quantidades de poluentes, possuir um alto índice de absorção para resistir às cargas de poluição (HEGAZI *et al.*, 2011) e apresentar tolerância ao alagamento contínuo (DAVIS, 1995). As macrófitas aquáticas, um conjunto de plantas que crescem no meio aquático, em solos saturados ou alagados, tal como espécies de *Typha* L., desempenham em geral papéis importantes na remoção de poluentes, além de possuírem um rápido crescimento, estabilizam a superfície do leito pela formação de denso sistema radicular, proporcionam um habitat para espécies de animais e agradável aspecto estético para as unidades de tratamento (BRIX, 1994; 1997; REED *et al.*, 1995; TANNER, 2001; U.S. EPA, 2000).

Os Sistemas alagados construídos, ou *wetlands* construídos, visando o tratamento de efluentes possuem como característica um moderado custo de capital e baixo custo de energia e manutenção (MICHAEL JR., 2003). Existem poucos sistemas avaliados continuamente e por maiores períodos de tempo, além disso, os parâmetros analisados e a metodologia utilizada não possuem um padrão, tornando os dados de difícil comparação (VALENTIM, 2003).

O Brasil oferece condições climáticas ótimas para a implantação deste tipo de sistema e apresenta notável carência no tratamento de esgoto (VALENTIM, 1999). A fenologia estuda a ocorrência de eventos biológicos cíclicos em decorrência das mudanças climáticas, permitindo a percepção dos processos relativos à dinâmica populacional, reprodução e regeneração das espécies (LEE *et al.*, 2009). Além disso, as variações de nutrientes do meio possuem influência na dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas (ESTEVES, 1998).

Os objetivos do estudo foram analisar os eventos vegetativos e reprodutivos de *Typha domingensis* Pers., verificando a relação destes com as variáveis climáticas e analisar a sazonalidade dos eventos fenológicos, em uma Estação Experimental de Tratamento de Efluente Doméstico (ETE), no município de Novo Hamburgo, RS, Brasil.

## **2 Material e métodos**

### **2.1 Área de Estudo**

O trabalho foi desenvolvido na Estação Experimental de Tratamento de Efluentes Domésticos (ETE), no município de Novo Hamburgo, RS, entre as coordenadas geográficas 29°69'37.21"S e 51°10'21.22"O. A unidade possui 17m de comprimento por 17m de largura e 2,5m de profundidade e está em operação desde fevereiro de 2012.

A estação utiliza uma tecnologia inovadora, consistindo em um Filtro de Macrófitas Flutuantes (FMF), o qual emprega o uso de balsas que permitem a flotação das plantas e sua adaptação, formando um emaranhado de raízes flutuantes sobre a superfície da água. As plantas em flutuação absorvem as impurezas e injetam oxigênio de forma natural no esgoto, além de fornecerem uma grande superfície para a fixação de microrganismos que auxiliam no processo de purificação, através do filtro de raízes.

O sistema de plantio e suporte de plantas em água maximiza as chances de sobrevivência, permite a adaptação das plantas à flutuabilidade e possibilita o crescimento das plantas jovens para formação do filtro. No entanto, a resposta das espécies do gênero *Typha* à lâmina d'água maior do que 90 centímetros é relativamente desconhecida (SHARMA *et al.*, 2008).

### **2.2 Material Biológico**

A planta selecionada é a *Typha domingensis* (Typhaceae), nativa do Brasil, apresenta em geral de dois a três metros de comprimento (LORENZI, 1982). Esta espécie ocorre em grande variedade de habitats aquáticos, possui fácil cultivo, propagação por semente, rizoma ou touceira, rápido crescimento, capacidade de absorção de poluentes e distribuição cosmopolita, sendo encontrada em ambos os hemisférios nas regiões temperadas e tropicais (JOLY, 1979).

Sua importância ecossistêmica refere-se a grande quantidade de matéria orgânica produzida pela decomposição, e a participação da maior parte desta na teia alimentar de detritos (SANTOS & ESTEVES, 2002; GONÇALVES *et al.*, 2004). Além disso, ambientes com macrófitas aquáticas fornecem aos macroinvertebrados proteção contra predadores, e fonte de alimento para organismos raspadores, detritívoros e predadores que são fonte de alimento para aves (SHAFFER, 1998; OERTLI & LACHAVANNE, 1995).

### **2.3 Monitoramento Fenológico**

Foram selecionadas aleatoriamente dentro do tanque de tratamento seis unidades amostrais de 1m<sup>2</sup>, sendo demarcadas com o canos de PVC.

O monitoramento dos eventos fenológicos vegetativos e reprodutivos dos indivíduos das unidades amostrais selecionadas ocorreu em intervalos mensais durante 12 meses (janeiro a dezembro de 2014), observando as fenofases de renovação foliar, senescência foliar, floração e frutificação. A intensidade dos eventos fenológicos foi estimada individualmente através de uma escala intercalar semiquantitativa de cinco categorias (0 a 4), com intervalo de 25% entre elas (FOURNIER, 1974), permitindo estimar a porcentagem de intensidade das fenofases em cada unidade amostral. Para cada mês foi realizada a soma de todas as categorias de intensidade dada para cada unidade amostral e dividiu-se pela soma máxima que a população poderia receber. O índice de atividade, método qualitativo que verifica a presença e a ausência da fenofase, foi obtido pela frequência dos indivíduos em cada fenofase.

### **2.4 Dados Climatológicos**

Os dados de precipitação e temperatura foram obtidos do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2014). A medida astronômica padrão para a latitude foi proveniente do anuário interativo do Observatório Nacional (ON, 2014).

### **2.5 Análise Estatística**

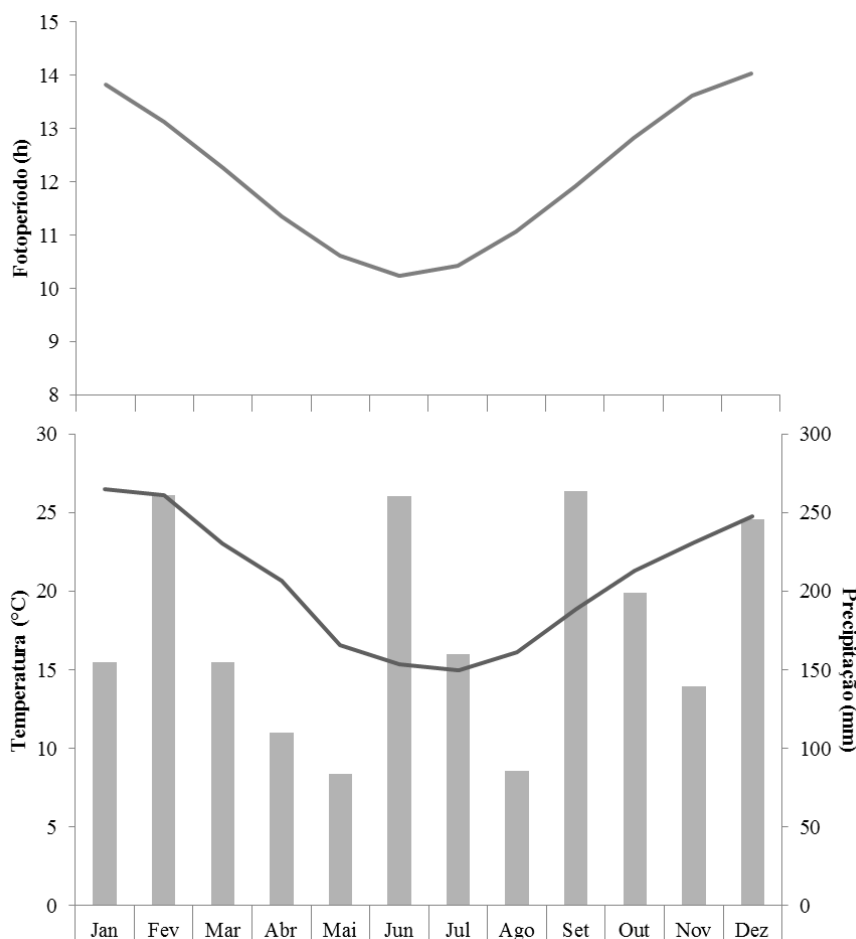
As intensidades foram submetidas ao teste de Shapiro-Wilk e como não atenderam ao pressuposto de normalidade, foi aplicado o teste de correlação de postos de Spearman ( $r_s$ ), em nível de significância de 5%, para verificar as relações entre os eventos fenológicos com precipitação,

temperatura e média astronômica do comprimento do dia. As análises foram realizadas usando o software estatístico BioEstat versão 5.3.

### 3 Resultados e discussão

De janeiro a dezembro de 2014, a precipitação acumulada foi de 2121mm e a média mensal foi de 176,75mm (Fig.1). O mês mais chuvoso foi setembro (264,2mm) e o com menor precipitação foi maio (83,8mm). A temperatura média anual foi de 20,6°C, sendo que a média do mês mais quente ocorreu em janeiro (26,5°C), e a do mais frio foi em julho (14,9°C). O fotoperíodo variou de 10,24 horas (junho) a 14,04 (dezembro).

Figura 1 – Média astronômica mensal de comprimento do dia (fotoperíodo), precipitação e temperatura do período de janeiro a dezembro de 2014, em Novo Hamburgo, RS, Brasil. As colunas indicam a precipitação e as linhas indicam a temperatura. H: horas; Mm: milímetros; °C: Grau Celsius.



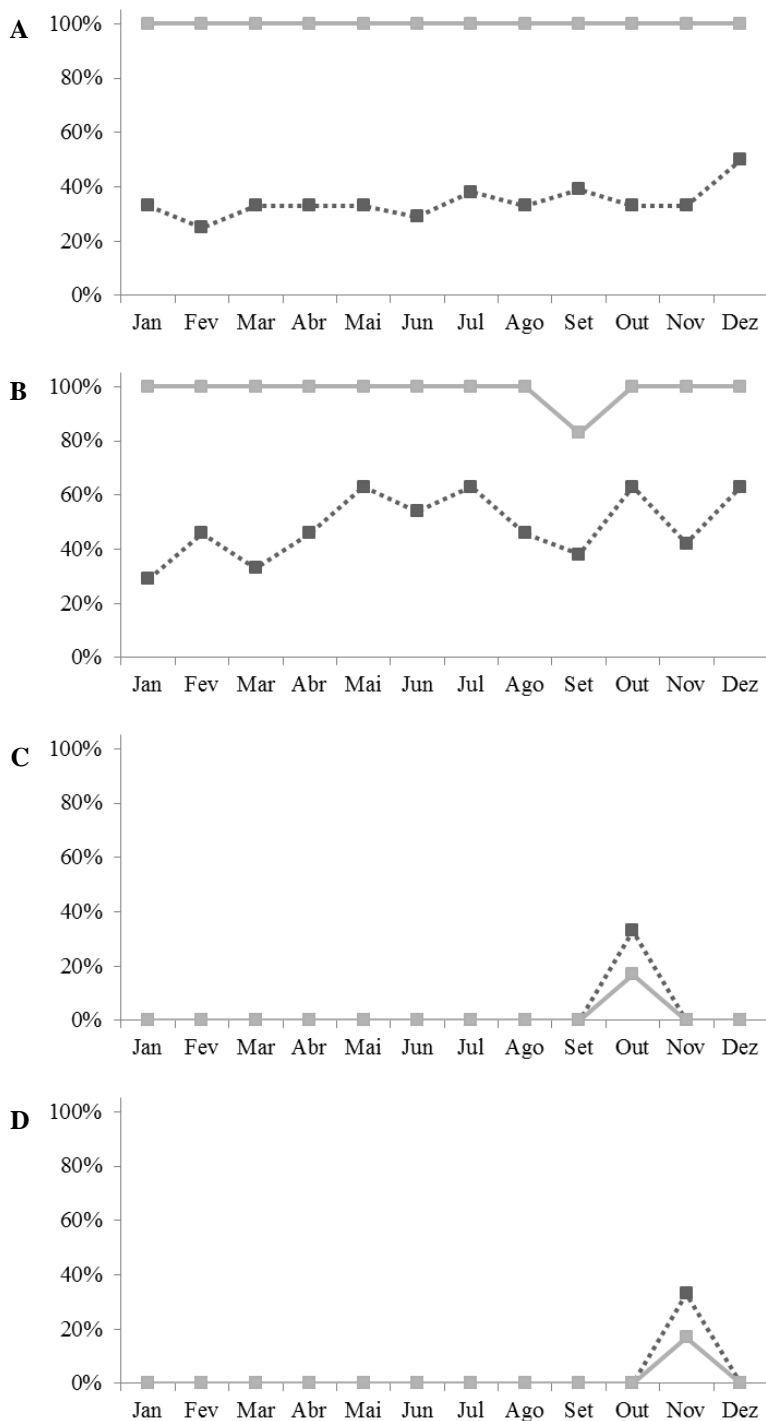
Fonte: INMET, 2014; ON, 2014.

Nos 12 meses de monitoramento, *Typha domingensis* apresentou renovação foliar de modo constante, apresentando uma frequência máxima de ocorrência nas unidades amostrais, porém a intensidade não ultrapassou 50% (Fig.2). Enquanto que, para indivíduos com folhas senescentes os picos de intensidade foram em maio, julho, outubro e dezembro (63%). Com exceção de setembro



(83%), as unidades amostrais apresentaram frequência máxima de senescência em todos os meses. A população apresentou uma única floração ao longo dos 12 meses, acontecendo em outubro, quando 33% das unidades amostrais possuíam inflorescências. Conseqüentemente, no mês seguinte, o mesmo número de unidades amostrais apresentava a formação de frutos imaturos. As fenofases reprodutivas apresentaram intensidade de 17% nos seus respectivos meses.

Figura 2 – Índice de atividade e de intensidade das fenofases de renovação foliar (A), senescência foliar (B), floração (C) e frutificação (D) de *Typha domingensis* durante 12 meses de amostragem (janeiro a dezembro de 2014), em Estação de Tratamento de Efluente Doméstico, Novo Hamburgo, RS, Brasil. (.....) Intensidade e (—) Atividade.



Fonte: Pesquisa de campo (2014).

Em regiões de baixa sazonalidade do regime de chuvas, como a região do presente estudo, as espécies não apresentam influência da precipitação sobre as variações fenológicas. Alvim (1964) propôs que a relação da fenologia de plantas tropicais com o fotoperíodo tende a ser maior à medida que ocorre o distanciamento da região equatorial. Apesar disso, nenhuma das fenofases vegetativas ou reprodutivas de *Typha domingensis* apresentou relação com temperatura, fotoperíodo ou precipitação (Tab.1). Contudo, as inflorescências surgiram após o mês de setembro, o qual possuiu a maior precipitação com 264,2mm. Da mesma forma, o pico de intensidade de renovação foliar ocorreu em dezembro, que possuiu o maior fotoperíodo (14,04 horas).

O fato de não ocorrer relação dos eventos fenológicos com os fatores climáticos é pouco comum para angiospermas crescendo no sul do Brasil. Aide (1988) destacou que a pressão de herbívoros, predadores e competidores, entre outros, são decisivos da fenologia vegetal, em lugares com pouca sazonalidade climática, fato do presente estudo, já que existe a presença de plantas invasoras na ETE. Borchert (1980) sugeriu que as mudanças ambientais são fatores secundários, sendo que os processos cíclicos endógenos atuam primeiramente sobre a reprodução e crescimento de espécies tropicais de plantas. Além disso, a dinâmica da comunidade de macrófitas aquáticas apresenta variações de acordo com a disponibilidade de nutrientes do meio (ESTEVES, 1998), o que pode possuir maior influência no local de estudo.

Tabela 1 – Correlações entre das variáveis fenológicas das unidades amostrais de *Typha domingensis* durante 12 meses de amostragem (janeiro a dezembro de 2014) com a temperatura, fotoperíodo e precipitação, em Estação de Tratamento de Efluente Doméstico, Novo Hamburgo.

<b>Evento Fenológico</b>	<b>Temperatura</b>	<b>Fotoperíodo</b>	<b>Precipitação</b>
<b>Renovação Foliar</b>	r=-0,10 e P=0,75	r=0,06 e P=0,84	r=0,17 e P=0,59
<b>Senescência Foliar</b>	r=-0,43 e P=0,15	r<0,01 e P=0,92	r=-0,32 e P=0,30
<b>Floração</b>	r=0,04 e P=0,89	r=0,1310 e P=0,68	r=0,13 e P=0,68
<b>Frutificação</b>	r=0,21 e P=0,49	r=-0,21 e P=0,49	r=0,30 e P=0,33

Fonte: Pesquisa de campo (2014).

As fenofases vegetativas foram contínuas ao longo do período e não evidenciaram sazonalidade na população monitorada. As fenofases reprodutivas foram altamente sazonais e concentraram-se na primavera. A frutificação e a floração ocorreram dentro do período esperado para a espécie, a qual, de acordo com a literatura, floresce e frutifica de julho a fevereiro (REITZ, 1984).

O fato observado da baixa incidência de floração na população pode ser justificado pela maior altura da lâmina de água, visto que ao se aumentar a profundidade, as plantas desenvolvem folhas mais altas e diminui a ocorrência de floração, diminuindo também a alocação de biomassa para rizomas e raízes (GRACE & WETZEL, 1982).

## 4 Considerações finais

As plantas mostram-se bem adaptadas ao sistema FMF, e observações adicionais indicaram que a multiplicação dos indivíduos está ocorrendo pela emissão de brotos laterais. Mediante os resultados obtidos neste estudo, conclui-se que, temperatura, fotoperíodo e precipitação não são bons preditores das fenofases de *Typha domingensis* crescendo em flutuação na ETE.

## Referências

- AIDE, T. M. **Herbivory as a selective agent on the timing of leaf production in a tropical understory community.** Nature 336: 574-575, 1988.
- ALVIM, P. T. Periodicidade do crescimento das árvores em climas tropicais. *In: Anais do XV Congresso Nacional de Botânica* (Sociedade Botânica do Brasil, ed.), Sociedade Botânica do Brasil, Porto Alegre, p.405-422, 1964.
- BORCHERT, R. **Phenology and ecophysiology of tropical trees: Erythrina poeppigiana O.F. Cook.** Ecology 61: 1065-1074, 1980.
- BRAGA, B. & HESPANHOL, I. Introdução à engenharia ambiental. São Paulo: **Prentice Hall**, 2002.
- BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science Technology**, v.35, n.5, pp.11-17, 1997.
- BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science Technology**, n.4, v.29, pp.71-78, 1994.
- CHANDRA, P. & KULSHRESHTHA, K. Chromium accumulation and toxicity in aquatic vascular plants. **The Botanical Review**, New York, v. 70, n. 3, p. 313-327, 2004.
- CIKOSKI, A.; ROTTA, M.; BECEGATO, V.; MACHADO, W. C. P. & ONOFRE, S. B. Caracterização de efluentes gerados no processo agroindustrial: caso da indústria frigorífica. **Revista Eletrônica do Curso de Geografia do Campus Jataí – Universidade de Goiás**, n. 11, p. 92-102, 2008.
- DAVIS, L. A. Handbook of Constructed Wetlands. **A Guide to Creating Wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region.** Volume 1: (USEPA Region III with USDA, NRCS, ISBN 0-16-052999-9), 1995.
- DERÍSIO, J. C. **Introdução ao controle da poluição ambiental.** São Paulo: Signus, 2000.
- ESTEVES, F.A. 1998. **Fundamentos de limnologia.** 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 602p.
- FOURNIER, L.A. 1974. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. **Turrialba** 24: 422-423.
- GONÇALVES, J. F. JR.; SANTOS, A. M. & ESTEVES, F. de A. The influence of the chemical composition of *Typha domingensis* and *Nynphaea ampla* detritus on invertebrate colonization during decomposition in Brazilian coastal lagoon. **Hydrobiologia**, Dordrecht, 527: 125-137, 2004.
- GRACE, J. B. & WETZEL, R. G. Niche differentiation between two rhizomatous plant species. *Typha latifolia* and *Typha angustifolia*. **Canadian Journal of Botany**, v. 53, n. 2, p. 258-263, 1982.
- HAMMER, Ø.; HARPER, D. A. T. & RYAN, P. D. PAST: Paleontological Statistics package for education and data analysis. **Paleontologia Electronica** 4, 2001.
- HEGAZI, A. K.; ABDEL-GHANI, N. T. & EL-CHAGHABY, G. A. Phytoremediation of industrial wastewater potentiality by *Typha domingensis*. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 8, n. 3, p. 639-648, 2011.

INMET, Instituto Nacional de Meteorologia. 2014. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>. Acessado em: 30 de abril de 2015.

JOLY, A. B. **Botânica: introdução à taxonomia vegetal**. 5a edição, São Paulo/SP, Ed. Nacional. 465 p, 1979.

LEE, P. H.; LIN, T. T. & CHIOU, W. L. Phenology of 16 species of ferns in a subtropical forest of northeastern Taiwan. **Journal of plant research**, 122(1), 61-67, 2009.

LORENZI, H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas, tóxicas e medicinais**. Edição do autor. Nova Odessa/SP. 425 p, 1982.

MICHAEL JR, J. H. Nutrients in salmon hatchery wastewater and its removal through the use of a wetland constructed to treat off-line settling pond effluent. **Aquaculture**, v.226, pp. 213-225, 2003.

OERTLI, B. & LACHAVANNE, J. B. The effects of shoot age on colonization of a emergent macrophyte (*Typha latifolia*) by macroinvertebrate. **Freshwater Biology**, London, 34: 421-431, 1995.

ON, Observatório Nacional. 2014. Disponível em: <<http://www.on.br/>>. Acessado em: 30 de abril de 2015.

ORTEGA-VILLASANTE, C.; HERNÁNDEZ, L. E.; RELLÁN - ÁLVAREZ, R.; DEL CAMPO, F. F. & CARPENA-RUIZ, R. O. Rapid alteration of cellular redox homeostasis upon exposure to cadmium and mercury in alfalfa seedlings. **New Phytology**, v. 176, p. 96–107, 2007.

PRASAD, M. N. V. & FREITAS, H. M. O. Metal hiperacumulação em plantas: biodiversidade prospectando para fitorremediação tecnologia. **Electronic Journal of Biotechnology**, v.6, n. 3, 2003.

REED, S. C.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural systems for management and treatment**. New York: McGraw-Hill, Inc. 435p. 1995.

REITZ, R. **Tifáceas**. Flora ilustrada catarinense. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 16p, 1984.

SANTOS, A. M. & ESTEVES, F. A. Primary production and mortality of *Eleocharis interstincta* in response to water level fluctuations. **Aquatic botany** 74(3): 189-199, 2002.

SHAFFER, M. **Ecology of Shallow lakes**. Chapman & Hall, London.357 p, 1998.

SHARMA, P.; ASAEDA, T. & FUJINO, T. Effect of water depth on the rhizome dynamics of *T. angustifolia*. **Wetlands Ecology Manag**, v. 16, p.43-49, 2008.

SPIRO, T. G. & STIGLIANI, W. M. **Química ambiental**. 2. ed. São Paulo: Prentice Hall, 2009.

TANNER, C. C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. **Water Science Technology**, v.44, n.11-12, pp.9-17, 2001.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Manual Constructed Wetlands for Municipal Wastewater Treatment**. EPA 625-R-99-010, US EPA ORD, Cincinnati: Ohio, 2000.

VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no pós-tratamento de tanque séptico modificado**. FEAGRI – Faculdade de Engenharia Agrícola – UNICAMP, Campinas/SP. 119 p. (Dissertação de Mestrado), 1999.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“constructed wetland”) para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola: Água e Solo) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 233 p, 2003.



## **PROPOSTA DE UTILIZAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES DA FLORESTA NACIONAL DE IBIRAMA/SC**

**Arieleen Reis\***

Universidade do Estado de Santa Catarina, Ibirama – SC, Brasil  
Acadêmica do Curso de Engenharia Sanitária  
arieleen18@hotmail.com

**María Pilar Serbent**

Universidade do Estado de Santa Catarina, Ibirama – SC, Brasil  
Professora do Curso de Engenharia Sanitária  
mariapilar.serbent@udesc.br

**Eduardo Bello Rodrigues**

Universidade do Estado de Santa Catarina, Ibirama – SC, Brasil  
Professor do Curso de Engenharia Sanitária  
edubello1@hotmail.com

### **Resumo**

Considerando que as Unidades de Conservação são fundamentais para a biodiversidade, a presença de sistemas de tratamento de efluentes líquidos é essencial para a integridade destas áreas. No presente trabalho, os sistemas de Wetlands Construídos são descritos como uma alternativa viável para o tratamento de efluentes líquidos em Unidades de Conservação, devido ao seu baixo custo de implantação e manutenção, o apelo sustentável que esta alternativa de tratamento propõe, além da pouca exigência de elementos construtivos e a harmonização com o ambiente em que é inserido. Neste contexto, a pesquisa propõe a utilização dos Wetlands Construídos para o tratamento de efluentes na Floresta Nacional de Ibirama/SC.

**Palavras-Chave:** Unidades de Conservação. Wetlands Construídos.

### **Abstract**

Considering that Conservation Units are paramount for biodiversity, treatment systems of liquid wastes are essential to maintain the integrity of such areas. In this paper, Constructed Wetlands are reported as one viable alternative for liquid wastes treatment systems in Conservation Units, due to low cost implementation and maintenance. These treatment alternatives demand few built-in elements and are developed in harmony into the environment in which it is settled. In this context, the present research proposes the use of Constructed Wetlands for liquid wastes treatment in Ibirama's National Forest.

**Keywords:** Constructed Wetlands. Protected Areas. Wastewater Treatment. Ibirama.

## 1 Introdução

O saneamento básico no Brasil conheceu profundos avanços, porém, muitas localidades ainda carecem de sistemas de tratamento de esgoto, abastecimento de água, coleta de resíduos sólidos e drenagem urbana. De acordo com o IBGE (2010) a quantidade de domicílios com saneamento adequado aumentou de 45,3% em 1991 para 61,8% em 2010, e apesar dos indicadores apresentarem melhorias, destaca-se a necessidade de maiores investimentos, pois o déficit desta área acarreta na disseminação de doenças, na proliferação de vetores e na degradação ambiental.

Neste contexto, a consideração de soluções alternativas de tratamento de efluentes para casos específicos se torna relevante. Dentre os sistemas alternativos de tratamento de efluentes, os Wetlands Construídos são uma opção viável, pois, segundo Philippi *et al.* (2007) e Sezerino (2006) são sistemas com baixo custo de implantação e operação, possuem eficiência na desinfecção dos esgotos, não há necessidade de aditivos químicos, existe a possibilidade de reuso do efluente tratado, e pelo apelo sustentável do sistema; beleza estética e harmonização com o ambiente em que é inserido.

O sistema de Wetlands Construídos possui outras denominações em português, como: Zona de Raízes, Leitões Cultivados, Alagados Construídos, entre outros. Em inglês, este sistema é chamado de *Constructed Wetlands* e na Europa de *Root Zone*. Esta tecnologia de tratamento de efluentes tem como objetivo formar ecossistemas artificiais com base nos processos naturais de tratamento, abrangendo assim uma complexa variedade de processos físicos, químicos e biológicos, que são promovidos pelos elementos constituintes do sistema, ou seja, o solo, os microrganismos e as plantas. As remoções ocorrem principalmente através da filtração e da depuração da matéria orgânica por microrganismos formadores do biofilme aderido ao substrato presente no sistema (SEZERINO, 2006; OLIJNYK *et al.*, 2007).

## 2 Wetlands Construídos

O sistema de Wetlands Construídos tem como principal objetivo a melhoria da qualidade da água. Quando aplicados no tratamento de efluentes, o sistema pode ser utilizado como uma alternativa secundária ou terciária, realizando a remoção de nutrientes e reduzindo taxas de DQO e DBO do efluente (SALATI, 2011).

A estação de tratamento é projetada sob critérios de engenharia e as técnicas de construção variam de acordo com a característica do efluente a ser tratado, da eficiência final desejada na remoção de poluentes, da área disponível e do interesse paisagístico (SALATI *et al.*, 2009; SEZERINO, 2006).

Kadlec e Wallace (2009) dividem os Wetlands Construídos em dois tipos básicos, Wetlands de Fluxo Superficial, que pode ser com plantas flutuantes, submersas ou emergentes e Wetlands de Fluxo Subsuperficial, que podem ser de fluxo horizontal ou vertical. Os Wetlands de Fluxo Superficial são empregados para solos mais argilosos, ou seja, com baixa permeabilidade e também para terrenos que possuam uma declividade reduzida. O sistema com macrófitas flutuantes se caracteriza pela presença de plantas com folhas flutuantes na superfície da água, livres ou enraizadas. As plantas submersas, como a própria nomenclatura indica, também podem ser livres ou enraizadas, porém, possuem seus tecidos fotossintéticos totalmente emersos. As plantas emergentes se apresentam com o sistema radicular preso ao sedimento e o caule e as folhas parcialmente submersas.

Os sistemas de Wetlands Construídos podem ser de fluxo superficial, onde há uma lâmina de água acima do nível do solo, ou de fluxo subsuperficial, onde o efluente a ser purificado é introduzido no substrato filtrante. No Wetland de Fluxo subsuperficial horizontal, o efluente a ser purificado é introduzido no material filtrante, procurando-se induzir um fluxo horizontal. Já no fluxo vertical, há a aplicação de bateladas de efluente no sistema onde ocorre a percolação do mesmo no material filtrante (USEPA, 2000). Os Wetlands Construídos também podem compor um sistema Híbrido, onde diferentes tipos são combinados para melhorar a eficiência de remoção de poluentes específicos.

No Brasil, o interesse relacionado a tecnologias alternativas tem aumentado gradativamente como consequência da crescente preocupação com as questões ambientais e da busca por novas tecnologias para o tratamento do esgoto sanitário. Bueno *et al.* (2013) definem que o clima tropical do país pode ser uma vantagem para os tratamentos de esgoto que utilizam processos naturais de depuração. Com isso, os órgãos responsáveis pelo tratamento de água e esgoto têm direcionado cada vez mais o seu interesse para os tratamentos alternativos, como os Alagados Construídos. Dentre eles, pode-se citar a Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP) e a Companhia de Saneamento Básico do Paraná (SANEPAR), que iniciaram trabalhos com a ajuda do Instituto Terramax para realizar um projeto de recuperação de recursos hídricos através do sistema de Wetlands Construídos.

O primeiro projeto brasileiro que utilizou o sistema de Wetlands Construídos foi feito por Salati e Rodrigues em Piracicaba - São Paulo, no ano de 1982. O projeto contou com a construção de um sistema de Wetlands na ESALQ (Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”) para a recuperação hídrica do córrego Piracicamirim, que na época estava poluído. Os resultados obtidos foram satisfatórios e o trabalho tem tido continuidade desde 1985 pelo Instituto Terramax (SALATI; SALATI FILHO; SALATI, 2009).

Em Santa Catarina, a utilização dos Wetlands Construídos está tendo um amplo crescimento. A Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI) vem implantando, na zona rural de vários municípios, sistemas de Wetlands Construídos para o tratamento de esgoto doméstico (SEZERINO, 2006). Como exemplos destas iniciativas podem ser citados sistemas de Wetlands Construídos no município de Balneário Camboriú, Tubarão, Agronômica, São Joaquim e Videira (PHILIPPI *et al.*, 2007). Outros casos de sucesso da aplicação de Wetlands Construídos em áreas rurais vêm sendo desenvolvido na cidade de Campos Novos (RODRIGUES, 2012).

O grupo Wetlands Brasil também pode ser citado como uma referência na área, pois ele reúne pesquisadores de diferentes universidades e institutos do país que trabalham no desenvolvimento e a disseminação de pesquisas direcionadas às melhorias do saneamento, empregando principalmente o sistema de Wetlands Construídos.

### **3 Unidades de Conservação**

Atualmente no Brasil, existem 320 Unidades de Conservação. Elas são regidas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), criado em 28 de agosto de 2007, pela Lei 11.516. O ICMBio é vinculado ao Ministério do Meio Ambiente e integra o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA).

De acordo com o Ministério do Meio Ambiente (2010) as unidades de conservação, são criadas para garantir a sobrevivência da biodiversidade, dos recursos genéticos, dos processos ecológicos e dos locais de grande beleza cênica, como montanhas, serras, cachoeiras, cânions, rios e lagos. Todas as Unidades de Conservação contam com um documento técnico denominado Plano de Manejo, que apresenta um diagnóstico ambiental da área de estudo e contém especificações sobre o conjunto de ações e medidas que podem ser tomadas. São incluídas diversas informações que visam à conservação efetiva do local, como por exemplo, aquelas relacionadas ao saneamento de dita unidade, prezando pela.

### **4 Wetlands Construídos em Unidades de Conservação**

Os Wetlands Construídos representam uma alternativa coerente com a proposta das Unidades de Conservação, pois utilizam meios naturais de tratamento, exigem poucos elementos construtivos, possuem boa remoção de compostos como nitrogênio e fósforo e apresentam baixo custo de implantação, manutenção e operação, além do apelo por um manejo sustentável do ambiente. Estes sistemas vêm sendo desenvolvido em áreas de preservação e parques de diferentes países. Na tabela a seguir descrevem-se alguns exemplos da aplicação destes sistemas a nível mundial:



Tabela 1: *Wetlands* Construídos fora do Brasil.

<b>Nome do Parque</b>	<b>Localização</b>	<b>Tamanho do Parque</b>	<b>Tamanho do sistema</b>	<b>Criação do sistema</b>
<i>Ralph Klein Park</i>	Calgary - Canadá	30 Hectares	156 hectares	2004
<i>France Park's</i>	Logansport - EUA	40 Hectares	0,512 Hectares	1999
<i>Clark County Wetlands Park</i>	Las Vegas – EUA	1173 Hectares	-	2005

Fonte: (PARKS, 2004; PARK, 2015; PARK'S, 2015).

No Brasil, embora algumas Unidades de Conservação não apresentem a metodologia de *Wetlands* Construídos para tratamento de efluentes domésticos há Planos de Manejo que citam este sistema como um método compatível com as propostas destas áreas. Um exemplo disso é o Relatório da Monitoria do Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental de Cairuçu, no Rio de Janeiro, que apresenta os *Wetlands* Construídos como uma alternativa para a realização do tratamento de efluentes líquidos na unidade (ICMBIO, 2011).

Os sistemas de *Wetlands* Construídos estão sendo utilizados em Áreas de Preservação como o Parque Ecológico do Tietê (PET), que foi criado em 1976 e desde 1988 possui um sistema de Alagados Construídos. O sistema foi criado com o objetivo de demonstrar na prática a real capacidade dos *Wetlands* Construídos no tratamento de águas poluídas (CUNHA, 2006).

Outro exemplo de sucesso é o sistema piloto de *Wetlands* Construídos que foi implementado para o tratamento dos efluentes líquidos domiciliares do Parque Nacional do Iguazu. Este sistema é considerado chave no apoio às atividades de pesquisa, conservação e manejo que acontecem nas dependências da unidade (POTRATZ, 2010).

A Estação Ecológica de Carijós é uma Unidade de Conservação de Proteção Integral da natureza que se localiza no município de Florianópolis, ao norte da ilha de Santa Catarina. A unidade possui desde 2010 a metodologia de *Wetlands* Construídos para o tratamento de efluentes líquidos. O sistema é de fluxo vertical e foi projetado para 40 pessoas por dia, entre funcionários e visitantes (THANS, 2010).

## **5 Metodologia**

Com o intuito de aplicar um sistema que vise à manutenção da integridade da área, elaborou-se uma proposta de *Wetlands* Construídos para o tratamento de efluentes líquidos na Floresta Nacional de Ibirama. Considerando que ainda não existem normas técnicas brasileiras definindo uma uniformização dos parâmetros e critérios de dimensionamento, este pode ser feito de acordo com o tipo de efluente, a quantidade de efluente que será tratado (vazão) e a eficiência desejada, entretanto, deve-se sempre projetar a estação a fim de manter a facilidade de operação e

manutenção do sistema (BEGOSSO, 2009; SALATI, 2011). A proposta de dimensionamento para a Unidade de Conservação da FLONA de Ibirama levou em consideração a presença de 7 pessoas fixas por dia, 30 visitantes por semana e 3 pessoas (usuários dos alojamentos da unidade). O cálculo da Vazão Máxima de Consumo foi baseado de acordo com a equação 1:

$$Q = \frac{N \times C \times K_2}{dia \ (s)} \quad (1)$$

Q = Vazão afluyente ( $m^3 d^{-1}$ )

N = Número de habitantes

C = Contribuição de esgoto ( $L. hab^{-1}$ ) de acordo com a NBR 7229/1993

$K_2$  = Coeficiente de máxima vazão horária de acordo com a NBR 9649/1986

Cálculo da Vazão Máxima de Consumo para 7 (sete) habitantes fixos:

$$Q = \frac{7 \text{ hab.} \times 160 \times 1,5}{86400}$$

$$Q = 0,019 L. s^{-1} \text{ ou } 0,07 m^3. h^{-1}$$

Cálculo da Vazão Máxima de Consumo para 30 visitantes por semana:

$$Q = \frac{30 \text{ hab.} \times 50 \times 1,5}{86400}$$

$$Q = 0,026 L. s^{-1} \text{ ou } 0,094 m^3. h^{-1}$$

Cálculo da Vazão Máxima de Consumo para 3 visitantes do alojamento:

$$Q = \frac{3 \text{ hab.} \times 160 \times 1,5}{86400}$$

$$Q = 8,33 \times 10^{-3} L. s^{-1} \text{ ou } 0,03 m^3. h^{-1}$$

De acordo com a vazão total estimada,  $0,194 m^3. h^{-1}$  ou  $4,66 m^3. dia^{-1}$ , calcula-se a área necessária para o sistema mediante cinética de primeira ordem descrita na equação 2 (PHILIPPI; SEZERINO, 2004):

$$A = \frac{Q(\ln C_o - \ln C_e)}{K_t \times p \times n} \quad (2)$$

onde,

A = Área superficial requerida ( $m^2$ );

Q = Vazão afluyente ( $m^3 d^{-1}$ );

C = Concentração afluyente em termos de  $DBO_5$  ( $mg l^{-1}$ );

$C_o$  = Concentração efluyente em termos de  $DBO_5$  ( $mg l^{-1}$ );

$K_t$  = Constante da reação cinética de primeira ordem (dependente da temperatura);

n = Porosidade do substrato ( $m^3$  vazios por  $m^3$  material);

p = Profundidade do maciço filtrante.

A constante  $K_t$  pode ser obtida através da resolução de equações empíricas para a temperatura desejada. Dentre as equações a mais utilizada na literatura é a equação modificada por Van't Hoff-Arrhenius. Segundo *Natural Systems* (1990), segue abaixo a equação:

$$K = K_{20} \times 1,06^{T-20} \quad (3)$$

$K_{20} = 1,10$  (valor adotado)

T = 19°C, temperatura média do mês mais frio do ano.

Logo, temos  $K = 1,04$ . Deste modo, tem-se a área do Wetland Construído definida por:

$$A = \frac{4,66(\ln 370 - \ln 50)}{1,04 \times 0,7 \times 0,35}$$

$$A = \frac{12,18}{0,25} = 36,60 m^2$$

Para a construção do sistema define-se uma relação de 2:1 entre comprimento e largura descrita na equação 4:

$$b \times 2b = 36,60 m^2 \quad (4)$$

$$b = \sqrt{18,3}$$

$$b = 4,28 m$$

Deste modo, pode definir-se o tamanho necessário para a estação de Wetlands Construídos em  $50m^2$ , onde são 5m de comprimento e 10m de largura.

Para um melhor funcionamento do sistema, visando evitar possíveis colmatações, sugere-se a implantação de dois sistemas em paralelo com alimentação alternada. Liènard *et al.* (2005) define a utilização dos dois sistemas alternados como uma boa opção, pois resulta no aumento da relação área/pessoa, fato que renderiam muitas vantagens, como: a mineralização dos depósitos orgânicos superficiais aportados pelos sólidos em suspensão residuais; a autorregulação da biomassa

depuradora e a re-oxigenação dos poros do material filtrante. Os cálculos para o sistema foram feitos para atender aos padrões exigidos pela Resolução CONAMA 430/2011 para lançamento de efluentes em corpos d'água. O sistema apresentado resultará em um efluente com qualidade bastante superior às exigidas, como apresentado na tabela 2, garantindo a eficiência do tratamento.

Tabela 2: Parâmetros para lançamento de efluentes

Parâmetro	Concentração
DBO <sub>5</sub>	< 20,0 mg.L <sup>-1</sup>
DQO	< 100,0 mg.L <sup>-1</sup>
SST	< 30,0 mg.L <sup>-1</sup>
NH <sub>4</sub> -N	< 20,0 mg.L <sup>-1</sup>

Fonte: CONAMA 430/2011

Como estratégia de avaliação da adequação do projeto propõe-se a realização de análises físico-químicas e biológicas no afluente e no efluente tratado. Os parâmetros usualmente explorados para a implementação de um Wetland são: Demanda Bioquímica de Oxigênio; Demanda Química de Oxigênio (DQO); potencial hidrogeniônico (pH); Oxigênio Dissolvido; Nitrogênio Total; Fósforo Total; Turbidez; Sólidos Suspensos Totais, Coliformes Totais (CT) e *Escherichia coli* (*E.coli*) (SEZERINO, 2006; PHILIPPI *et al.*, 2007). Estes parâmetros são considerados importantes para que se defina o nível de eficiência do pré-tratamento de modo que não comprometa o funcionamento do sistema, principalmente no que se refere à concentração de sólidos no afluente.

O tratamento de esgoto com Wetlands Construídos tem como importante característica a utilização de plantas, definidas como macrófitas, que são plantadas no substrato filtrante. Além de serem esteticamente atrativas, estas plantas ajudam na remoção de nutrientes, pela ação de microorganismos que se instalam nas raízes das plantas e no substrato, criando um biofilme e no transporte de Oxigênio para a rizosfera.

Nesta proposta de Wetlands Construídos na Floresta Nacional de Ibirama, sugere-se a utilização de plantas nativas descritas no Plano de Manejo da unidade. Dentre as plantas que poderiam ser utilizadas no sistema, destacam-se a Taboa (*Typha domingensis*) e o Junco (*Juncus effusus*). Estas plantas apresentam alta capacidade depuradora para águas poluídas e são espécies morfológicamente adaptadas para se desenvolverem em sedimentos inundados (CUNHA 2006; SEZERINO, 2006; SILVA, 2007; OLIJNYK, 2007; SALATI 2009; LIMA, 2011).

Também se propõe aderir plantas ornamentais ao sistema, do gênero *Heliconia*, que de acordo com um trabalho realizado por ZANELLA (2008) apresentam uma grande adaptação e resistência ao sistema de Wetlands Construídos.

## 6 Conclusões

A partir deste trabalho visualizou-ser a necessidade de aprofundar as discussões e os estudos sobre especificações de sistemas de tratamento de efluentes coerentes com os objetivos das Unidades de Conservação. O avanço na formulação de propostas viáveis é crucial para mobilizar órgãos responsáveis, pois a ausência de informações a respeito do tratamento de efluentes e a falta de detalhamento sobre o saneamento nos Plano de Manejo das Unidades de Conservação indicam a necessidade de estabelecer legislações específicas a respeito destas áreas. A proposta de Wetlands Construídos para o tratamento de efluentes na Floresta Nacional de Ibirama mostra-se viável devido aos benefícios deste tipo de sistema, destacando a sua metodologia adaptável, baixo custo, simples manutenção e operação assim como o atendimento a restrições descritas no Plano de Manejo.

## Referências

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: Copyright, 1993. 15 p

\_\_\_\_\_. **NBR 9649**: Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: Copyright, 1986. 7 p.

BEGOSSO, L. **Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídos para o tratamento de água cinza**. Campo Grande, 2009. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Brasil. 2009.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/conama>>. Acesso em: 03/maio/2015

BUENO, R. F. FIORE, F. A. VICTORETTI, M. INÁCIO, A. R. CAPELLARI, B. CHAGAS, R. K. Implantação de Wetlands Construídas em escala real para o tratamento de esgoto sanitário em residências da Barra do Ribeira no município de Iguape – São Paulo. **Revista Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade**, São Paulo, v. 8, n. 2, p.1-17, set. 2013.

CUNHA, C. A. G. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas**. 2006. 174 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências da Engenharia Ambiental, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. **Análise do solo**. Ituporanga/SC. Disponível em: <<http://solosch.epagri.sc.gov.br/>> Acesso em 4 maio 2015.

FLONA, Ibirama. **Plano de Manejo**. Ibirama, 2008. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/portal/biodiversidade/unidades-de-conservacao/biomas-brasileiros/mata-atlantica/unidades-de-conservacao-mata-atlantica/2223-flona-de-ibirama>> Acesso em 14 abril 2015.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Síntese dos Indicadores de 2009**. 2010. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/trabalhoerendimento/pnad2009/pnad\\_sintese\\_2009.pdf](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/trabalhoerendimento/pnad2009/pnad_sintese_2009.pdf)> Acesso em 4 maio 2015.

ICMBIO. **Relatório da Monitoria do Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental de Cairuçu**. 2011. Instituto Chico Mendes, Rio de Janeiro, 2011.

KADLEC, R.; WALLACE, S.D. **Treatment wetlands**. Boca Raton: Lewis Publishers. 1016 p. 2009.

LIÉNARD, A. **Wetlands systems for water pollution control IX**. Water Science Technology. v.51, n.9, 2005.

LIMA, F. T. **CAPACIDADE DE RETENÇÃO E DINÂMICA DE UM “WETLAND” CONSTRUÍDO NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS**. 2011. 123 f. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) - Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2011.

MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Roteiro para criação de Unidades de Conservação Municipais**. 68 f. Brasília, 2010. Disponível em: [http://www.ief.mg.gov.br/images/stories/rppn/roteiro\\_para\\_unidades\\_municipais.pdf](http://www.ief.mg.gov.br/images/stories/rppn/roteiro_para_unidades_municipais.pdf). Acesso em: 4 de maio de 2015.

\_\_\_\_. **Áreas Protegidas**. 2014. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/unidades-de-conservacao/o-que-sao>>. Acesso em: 12 dez. 2014.

NATURAL SYSTEM FOR WASTEWATER TREATMENT. **Manual of Practice**, FD-16. Alexandria, Va.: Water pollution Control Federation, 1990.

OLIJNYK, D. SEZERINO, P.H., SOARES, A.S., PHILIPPI, L.S., LAPOLLI, F.R. **Análise da viabilidade de nitrificação e desnitrificação em sistemas híbridos de filtros plantados com macrófitas (Wetlands)**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

PARK, Clark County Wetlands, (Las Vegas). **Clark County Wetlands Park - Nature, Close to HOME**. Disponível em: < <http://www.clarkcountynv.gov/wetlandspark> > Acesso em: 11 abr. 2015.

PARK'S, France, (Logansport). **Constructed Wetlands**, 2015. Disponível em: < <http://www.francepark.com/index.htm> > Acesso em: 11 abr. 2015.

PARKS, The City Of Calgary. **Calgary Wetland Conservation Plan**. 2004. 81 f. Calgary, 2004.

PHILIPPI, L. S., SEZERINO, P. H. OLIJNYK, D. P. KOSSATZ, B. **Eficácia dos sistemas de tratamento de esgoto doméstico e de água para consumo humano utilizando wetlands considerando períodos diferentes de instalação e diferentes substratos e plantas utilizados**. Relatório Final. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2007.

PHILIPPI, L.S., SEZERINO, P.H. **Aplicação de Sistemas tipo Wetlands no tratamento de Águas Residuárias: Utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis-SC, 144p. 2004.

POTRATZ, V. D. **IMPLANTAÇÃO DE UM SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO DOMICILIAR POR EVAPOTRANSPIRAÇÃO NO PARQUE NACIONAL DO IGUAÇU - FOZ DO IGUAÇU/PR**. 2010. 62 f. TCC (Graduação em Engenharia Ambiental) - Faculdade Dinâmica das Cataratas – Udc, Foz do Iguaçu, 2010.

RODRIGUES, E. B. **TRATAMENTO DE ESGOTO POR ZONA DE RAÍZES: EXPERIÊNCIAS VIVENCIADAS NUMA ESCOLA RURAL NO MUNICÍPIO DE CAMPOS NOVOS/SC**. 2012. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2012.

SALATI, E. **Controle de Qualidade da água através de Sistemas de Wetlands Contruídos**. 2011. 19 f. FBDS - Fundação Brasileira Para O Desenvolvimento Sustentável, Rio de Janeiro, 2011.

SALATI, E; SALATI FILHO, E; SALATI, E. **Utilização de sistemas de Wetlands Construídas para tratamento de águas**. 2009. 23 f. Instituto Terramax - Consultoria e Projetos Ambientais Ltda, Piracicaba, 2009.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (Constructed Wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171 f. Tese (Doutorado em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006.

SILVA, S. C. **Wetlands Contruídos de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. 2007. 205 f. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental em Recursos Hídricos, Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

THANS, F. **Projeto de sistema de tratamento de esgotos sanitários: ICMBio - Reserva de Carijós**. Florianópolis: Rotária do Brasil, 2010.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós tratamento de efluentes sanitários: Wetlands Construídos utilizando brita e bambu como suporte**. 2008. 189 f. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.



## ZONA DE RAÍZES: EXPERIÊNCIA VIVENCIADA NUMA ESCOLA RURAL NO MUNICÍPIO DE CAMPOS NOVOS/SC

**Eduardo Bello Rodrigues (\*)**

Universidade do Estado de Santa Catarina, Ibirama SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária  
Rua Dr. Getúlio Vargas, 2822 – Bela Vista – Ibirama/SC  
[edubello1@hotmail.com](mailto:edubello1@hotmail.com)

**Monica Aparecida Aguiar dos Santos**

Universidade Federal de Santa Catarina, Curitibanos/SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Rural  
Rod. Ulysses Gaboradi, Km 3 – Curitibanos/SC  
[maasantos\\_2007@yahoo.com.br](mailto:maasantos_2007@yahoo.com.br)

**Flávio Rubens Lapolli**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis/SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
Campus Universitário Reitor João David Ferreira Lima – Trindade – Florianópolis/SC  
[fri@ens.ufsc.br](mailto:fri@ens.ufsc.br)

### Resumo

A falta de sistemas de tratamento para efluentes sanitários adequados às condições das comunidades rurais brasileiras ainda é uma realidade. Com vistas a atender esta demanda foi desenvolvido o presente trabalho, que descreve o processo de implantação e avalia os resultados de um sistema de tratamento para efluentes sanitários do tipo zona de raízes, em uma escola rural do município de Campos Novos/SC. O sistema foi implantado com a participação da comunidade local, segundo os princípios da pesquisa-ação. A eficiência do referido sistema em termos de remoção de DBO, DQO,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{-3}$ , coliformes totais e coliformes termotolerantes foi, respectivamente: 72,1%, 77,4%, 80,7% e 80,7%, 99,93% e 97,54%. A partir dos resultados obtidos, constatou-se que o sistema responde de forma positiva às questões de sustentabilidade do saneamento rural além de oportunizar a participação da comunidade envolvida na solução de seus problemas ambientais.

**Palavras-chave:** zona de raízes; educação ambiental; tratamento de efluentes sanitários.

### 1 Introdução

A inadequação dos sistemas de saneamento ambiental em áreas rurais traz diversos problemas para o meio ambiente, e por consequência à saúde das pessoas que vivem no campo.

Em escolas situadas na área rural, a falta de saneamento é um fator bastante preocupante, pois expõe crianças aos riscos de contágio de doenças, implicando também na qualidade do processo educacional, pois é a escola um espaço no qual se aprimora o processo de socialização e deveria, portanto, constituir-se exemplo do que a sociedade deseja e aprova (LEME, 2006).

Nesse sentido, dados da FUNASA demonstram que, de acordo com os resultados do censo escolar 2005 (BRASIL/FUNASA, 2011) existem, no Brasil, 89.160 escolas públicas rurais. Destas, 11.157 não possuem sequer sanitários, sendo a maior concentração dessas escolas observadas nas regiões Norte (17,98%) e Nordeste (14,5%) (BRASIL/FUNASA 2011).

Van Kaick *et al.* (2008) demonstram em seus trabalhos que os sistemas descentralizados através de zona de raízes se apresentam como uma solução para o tratamento do efluente sanitário em regiões menos populosas, como nas áreas rurais, e uma ferramenta preciosa de educação ambiental, no viés da tecnologia social.

As formas como as águas residuárias são depuradas nos sistemas de zona de raízes construídos abrangem uma complexa variedade de processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem e são promovidos pelos elementos constituintes do meio-solo, microrganismos e plantas (PHILIPPI & SEZERINO, 2004).

Diante do exposto estabeleceu-se como principal objetivo deste trabalho implantar e avaliar um sistema de tratamento de efluentes sanitários do tipo zona de raízes, com a participação da comunidade local, que se enquadrasse ao máximo em todas as dimensões da sustentabilidade, em uma escola rural no município de Campos Novos/SC.

## **2 Material e métodos**

O estudo foi desenvolvido na Escola Municipal André Rebouças, localizada no distrito de Barra do Leão, na zona rural do município de Campos Novos/SC. Apesar de o município possuir uma rede de coleta e sistema de tratamento para o esgoto urbano, na área rural, conforme observou-se a maior parte dos esgotos produzidos são dispostos nos rios.

A definição sobre a tecnologia de tratamento a ser implantada aconteceu na primeira reunião com a comunidade escolar local, que acolheu de forma unânime a proposta apresentada.

As etapas de implantação do projeto consistiram de atividades teóricas e práticas. As primeiras consistiram de participações nas aulas de ciências, em que foram apresentados e debatidos diversos temas relacionados ao saneamento e à preservação ambiental, utilizando-se situações alusivas ao sistema de tratamento de esgoto projetado para a escola. As atividades práticas consistiram na participação dos alunos desde a etapa de escolha do sistema, sua implantação, plantio das mudas até a realização de análises químicas dos efluentes utilizando-se para tal um “kit” desenvolvido especialmente para este público (figura 1).



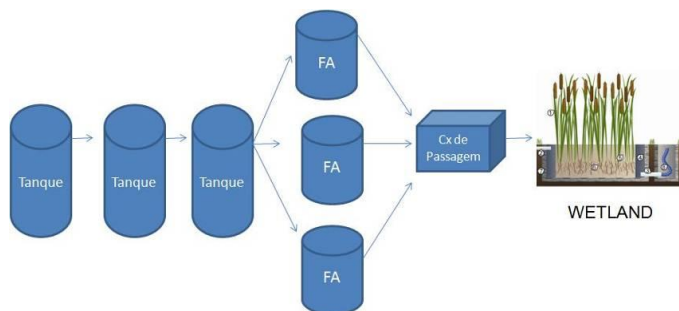
Figura 1: Plantio de mudas e análise do efluente com ECOKIT com a participação dos alunos da escola



Fonte: O autor (2011)

Como pré-tratamento ao sistema de zona de raízes foram construídos três tanques sépticos seguidos de três filtros anaeróbios (figura 2). Os tanques sépticos foram construídos com tubulões de concreto armado, de 80 cm de diâmetro por 1,5 metros de altura cada. Os filtros anaeróbios também foram construídos com tubulões de 80 cm de diâmetro, porém com apenas 1,0 metro de altura. Como material filtrante foi utilizado brita nº 3 em camada cuja espessura foi de 40 cm. O fundo falso apresentava 30 cm e era sustentado por uma prancha de madeira arredondada com furos equidistantes intercalados de 2 cm de diâmetro. A concepção do referido sistema teve como referência as NBRs 7229/93 e 13969/97.

Figura 2: Esquema da disposição dos tanques, filtros anaeróbios e zona de raízes



Fonte: O autor (2011)

Após passar pelos tanques e filtros, o resíduo foi reunido em uma caixa de passagem e encaminhado para o primeiro dos dois filtros plantados com macrófitas (zona de raízes), sendo o outro reservado para eventuais manutenções do filtro em carga (figura 3). Como material suporte às tubulações de alimentação e coleta do efluente foi utilizado brita nº 3; areia grossa como material filtrante e leito de sustentação com macrofitas da espécie *Thipha sp.*, vulgarmente conhecida como taboa. Os filtros plantados foram impermeabilizados por manta de polietileno com espessura de 800 micra. A Figura 1 apresenta o esquema da distribuição dos tanques, filtros anaeróbios e zona de raízes.

Figura 3: Sistema zona de raízes pronto



Fonte: O autor (2011)

Para o dimensionamento do sistema de zona de raízes de fluxo horizontal estimou-se como valor de entrada do sistema uma DBO afluente de aproximadamente 96 mg/L, considerando-se 40% de eficiência no pré-tratamento e 60% de eficiência no filtro anaeróbio. A partir de uma temperatura crítica de 10°C e assumindo  $K_{20} = 0,80 d^{-1}$ ; uma porosidade de 0,35; uma profundidade média dos tanques de 0,60 m; uma vazão média de 4,75  $m^3/dia$ , estimada considerando-se uma média de 25 l/hab. x dia para os 190 alunos, divididos em dois turnos mais a contribuição de um ginásio de esportes adjacente à escola, e uma DBO final de 30 mg/L, definiu-se uma área de tanque de 154  $m^2$ , considerando-se um fator de segurança de 15% em relação a necessidade real de área.

O sistema foi dividido em dois sistemas de zona de raízes, medindo 7m x 11m, perfazendo uma área de 77  $m^2$  cada filtro plantado. O tempo de detenção hidráulico estimado para atender tanto a escola como o ginásio foi calculado em 9,72 dias.

Com relação às macrófitas, estas foram identificadas e coletadas em um ambiente natural próximo ao local onde foi implantado o sistema. Na escola, as melhores plantas coletadas foram selecionadas e plantadas, respeitando-se uma densidade de quatro plantas por metro quadrado de área de filtro.

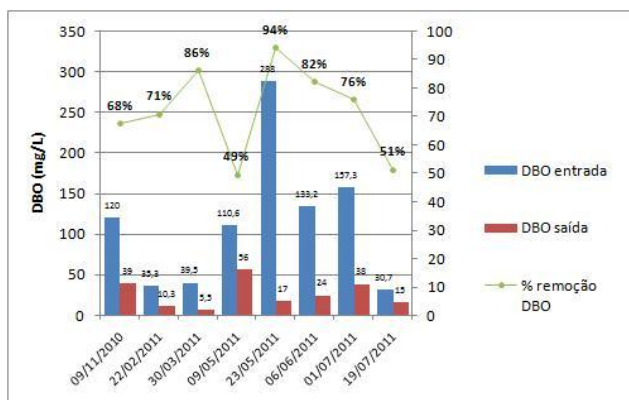
### 3. Resultados e discussão

O sistema zona de raízes foi operado experimentalmente de novembro de 2010 a julho de 2011 perfazendo um período de oito meses.

Com vistas a avaliar o sistema foram realizadas análises mensais dos materiais coletados nos pontos de entrada e saída do sistema de zona de raízes. Todas as análises foram feitas de acordo com os procedimentos constantes no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (AWWA/APHA/WEF, 1998).

Os parâmetros avaliados foram: DBO,  $NH_4^+-N$ ,  $NO_3^-$  e  $PO_4^{3-}$ . A figura 2 mostra o desempenho do tratamento por zona de raízes na remoção de matéria orgânica em termos de DBO.

Figura 2 - Valores absolutos de entrada e saída e eficiência média de remoção da DBO



Fonte: O autor (2011)

Conforme mostra a figura 2, o sistema apresentou um bom desempenho quanto à remoção da matéria orgânica, com média de 72,1% e uma média da concentração afluente e efluente de 114,3 mg/L e 25,6 mg/L respectivamente.

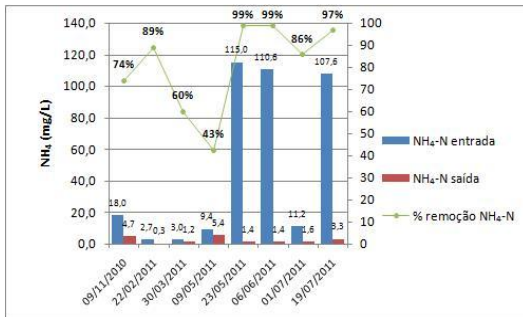
Li *et al.* (2008) estudaram o desempenho de três sistemas de zona de raízes subsuperficial de fluxo horizontal na remoção de matéria orgânica dissolvida. Cada unidade diferia apenas no tipo de material filtrante (areia, escória e zeólita) e na espécie da macrófita, mantendo as mesmas dimensões e tempos de detenção hidráulica que foi de quatro dias. Atingiu-se uma eficiência média de 67% para DBO dissolvida, sendo a média de concentração do afluente e efluente de 93mg/L e 30,73 mg/L, respectivamente. Os mesmos autores identificaram que o principal mecanismo de remoção da matéria orgânica dissolvida foi através das bactérias aeróbias e anaeróbias, sendo as raízes vegetadas o principal mecanismo de suporte e desenvolvimento dessas bactérias.

Desta forma acredita-se que o melhor desempenho observado deva-se principalmente ao maior tempo de detenção hidráulica, uma vez que a média da concentração afluente e efluente apresentou valores bem próximos dos observados na literatura consultada.

Relativo ao aspecto legal, todas as amostras apresentaram valores abaixo do limite exigido pela Legislação Federal (Resolução CONAMA 430/2011) e Decreto Estadual 14.250/81, que estipulam o valor máximo em DBO de 60mg/L para lançamento.

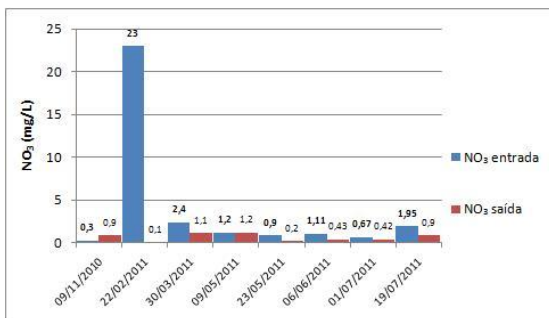
As figuras 3 e 4 mostram os resultados obtidos em relação ao nitrogênio amoniacal e nitrato durante o período avaliado.

Figura 3 - Variação dos valores de Nitrogênio amoniacal na entrada e saída do sistema por zona de raízes durante o período de avaliação.



Fonte: O autor (2011)

Figura 4 - Variação dos valores de entrada e saída do wetland durante o período avaliado



Fonte: O Autor (2011)

Como o tempo de detenção no sistema foi bastante elevado (média de 13 dias) todos os mecanismos de remoção do nitrogênio contribuíram na redução deste nutriente. Para a NH<sub>4</sub>-N, a eficiência média de remoção foi de 80,7% com concentrações médias do afluente e efluente de 47,1 mg/L e 2,4 mg/L respectivamente.

Olijnyk *et al.* (2007) apresentaram eficiências de 70% de remoção de NH<sub>4</sub>-N para tempo de detenção médio de 10 dias em sistema de fluxo subsuperficial.

Com relação às concentrações de NH<sub>4</sub>-N no afluente ao sistema de zona de raízes, verificou-se que todos os valores estão dentro dos limites preconizados pela Legislação Federal (Resolução CONAMA 430/2011), que estabelece como referência o valor de 20 mg/l. Em boa parte das amostras verificou-se uma redução do nitrato e uma pequena variação entre as concentrações de entrada e saída, exceto para a coleta do dia 9/11/2010, em que a concentração do efluente teve um pequeno acréscimo e na coleta do dia 22/02/2011, em que a concentração afluente foi muito elevada em relação às demais. O primeiro resultado pode ser explicado pelo sistema estar em sua fase inicial de operação, iniciando o processo de estabilização e formação das colônias bacterianas, mais especificamente as bactérias *nitrosomonas* responsáveis pela desnitrificação. O segundo resultado, referente à coleta do dia 22/02/2011 pode ser explicado por ter sido feita apenas a cinco dias do retorno as aulas, após recesso de cinquenta e dois dias. O elevado tempo de detenção dos esgotos nas unidades de pré-tratamento provocou a oxidação de praticamente todos os compostos

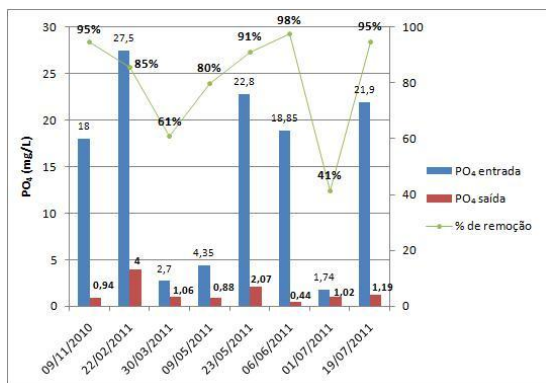
nitrogenados. Logo, a redução destes compostos no afluente causou a morte de algumas macrófitas e enfraquecimento de outras, o que ocasionou uma diminuição na remoção do nitrogênio no sistema zona de raízes até a revitalização e germinação de novas plantas, situação notada a partir do mês de maio.

Com relação à quantidade de fósforo que pode ser removida pela poda das plantas, incorporada na biomassa das macrófitas, isso constitui uma pequena fração relativa à quantidade de fósforo contida no esgoto, sendo que a forma mais expressiva é adsorção e sedimentação no material filtrante. Porém este processo é um tanto limitado, ou seja, uma vez que o material é saturado, será lavado e retornado para o meio.

A remoção de fósforo relativo ao fósforo inorgânico (ortofosfato) foi bastante eficiente em praticamente todas as amostras, com exceção da coleta do dia 1/07/2011, quando houve uma eficiência de 41%.

A figura 5 mostra os resultados obtidos em relação a remoção de fósforo durante o período avaliado.

Figura 5 - Variação dos valores do fósforo, entrada e saída do sistemas por zona de raízes no período avaliado



Fonte: O autor (2011)

A quantidade de fósforo que pode ser removida a partir de sua incorporação na biomassa das macrófitas representa uma pequena fração da quantidade de fósforo presente no esgoto, sendo que a forma mais expressiva é adsorção e sedimentação no material filtrante.

A eficiência média de remoção de fósforo no sistema zona de raízes foi de 80,7%, com concentração média afluente e efluente de 14,7 mg/L e 1,5 mg/L respectivamente.

Ghosh e Gopal (2010) estudaram quatro sistemas por zona de raízes de fluxo horizontal variando os tempos de detenção de 1 a 4 dias. As eficiências médias alcançadas foram de 11,6%, 21,1%, 31,9% e 46% para TDH de 1, 2, 3 e 4 dias e cargas aplicadas ( $\text{PO}_4\text{-P m}^{-2} \text{d}^{-1}$ ) de 1,08-0,42-0,28 e 0,27 respectivamente.

Observando os resultados encontrados na literatura acredita-se que a eficiência obtida no sistema em estudo se deveu em grande parte ao tempo de detenção que possibilitou a maior adsorção e sedimentação do fósforo no material filtrante e provavelmente sua incorporação pelas macrófitas.

Utilizando como base os fundamentos metodológicos da pesquisa-ação, o projeto conciliou a avaliação de um sistema do tipo zona de raízes em condições ambientais reais, a resolução de um problema, tendo em vista que havia uma disposição dos esgotos da escola a céu aberto com riscos iminentes de contaminação desses alunos, e a capacitação e conscientização de todos os participantes.

Para avaliar a sustentabilidade de um sistema proposto é preciso compara-lo a um sistema existente, levando-se em conta os incrementos social, cultural, ambiental e econômico da nova situação.

Os processos participativos para implantação do sistema, considerando as discussões em cada etapa de execução possibilitaram uma maior credibilidade e confiabilidade ao projeto a ser executado perante toda a comunidade envolvida.

A dimensão econômica foi bastante evidente para todos os envolvidos no projeto devido à utilização de recursos locais de baixo custo e fácil aquisição. A própria participação dos alunos, de forma lúdica, no plantio das mudas, por exemplo, deixou evidente que se tratava de uma tecnologia simples, acessível e barata, pois não havia nenhum tipo de estrutura ou equipamento que não fosse comum para todos.

A dimensão cultural interferiu no sentido de que com a implantação da nova tecnologia ocorreram algumas mudanças nos hábitos escolares, desde a geração do efluente e uso consciente da água até o fato de que a comunidade escolar fará continuamente a operação, uso e manutenção do sistema.

O novo sistema propiciou uma mudança no processo de ensino, principalmente das aulas de ciências. Os educadores conheceram na prática a diferença entre uma água poluída e uma água de boa qualidade e os diversos parâmetros de avaliação e controle.

A dimensão ambiental pode-se dizer que exerceu maior influência na episteme dos alunos. Antes da implantação do sistema de tratamento, havia uma fossa negra na escola que continuamente transbordava e o esgoto “corria” pelo pátio. Essa situação trazia diversos inconvenientes para os funcionários porque, além do mau cheiro, apresentava sérios riscos de contaminação por doenças de veiculação hídrica. Ao lado da antiga fossa existe um sistema de captação de água através de poço artesiano, que abastece 90% do distrito da Barra do Leão. Essa captação estava sujeita à contaminação iminente pela infiltração do esgoto. Após a implantação do sistema zona de raízes, o antigo sistema foi desativado e o esgoto direcionado para a nova unidade.

A implantação do sistema no ambiente escolar proporcionou a resolução de um problema ambiental grave atingindo satisfatoriamente os princípios da tecnologia social e sustentável pela sua fácil manutenção e operação, e também pela sua eficiência na remoção de poluentes, segundo os padrões legais.

#### 4 Conclusões

Sobre os resultados obtidos no desempenho dos sistemas por zona de raízes, pode-se concluir que:

- A eficiência de remoção de matéria orgânica medida através da DBO e DQO, foi bastante elevada, com média de 72,1% e 77,4% de eficiência respectivamente.
- A eficiência média de remoção de  $\text{NH}_4\text{-N}$  de 80,7% apresentou um resultado bastante satisfatório para um tratamento em nível terciário;
- A remoção de fósforo foi em torno de 80,7%, com pouca variação no período de avaliação do sistema;

A respeito da participação da comunidade local nas etapas de implantação e avaliação do sistema proposto:

- Por ter sido construído em uma escola, o sistema zona de raízes serviu como uma valiosa ferramenta de educação ambiental.
- O sistema atingiu satisfatoriamente os princípios da tecnologia social e sustentável devido à fácil manutenção e operação, sem a necessidade de uso de equipamentos sofisticados e ausência de consumo de energia elétrica, bem como pela boa eficiência de remoção de poluentes, segundo os padrões legais.
- O sistema serviu de impulso para a universalização do saneamento rural no Município de Campos Novos, assim como a criação de Leis para a obrigatoriedade da utilização de sistemas wetlands nos loteamentos a serem implantados no Município.

## Rreferências

APHA; AWWA; WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington: APHA, 1998.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR-13969**: Tanques sépticos- Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR-7229**: projeto, construção operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.15p.

BRASIL/FUNASA, 2011 – Disponível em: <<http://www.funasa.gov.br/internet/ProAceCresIV.asp>>. Acesso em: 23/08/2011.

BRASIL/MMA. Resolução CONAMA 430, de 13 de maio de 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 01/09/2011.

GHOSH, D.; GOPAL, B. Effect of hydraulic retention time on the treatment of secondary effluent in a subsurface flow constructed wetland. **Original Research Article Ecological Engineering**. Vol. 36, Issue 8, August 2010, p. 1044-1051.

LEME, T. N. **Os conhecimentos práticos dos professores: (re) abrindo caminhos para a educação ambiental na escola**. São Paulo: Annablume, 2006.

LI, J.; WEN, Y.; ZHOU, Q.; XINGJIE, Z.; LI, X.; YANG, S.; LIN, T. Influence of vegetation and substrate on the removal and transformation of dissolved organic matter in horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Original Research Article Bioresource Technology**. vol. 99, Issue 11, July 2008, p. 4990-4996.

OLIJNYK, Débora Parcias; SEZERINO, Pablo Heleno; FENELON, Fernando Resende; PANCERI, Bernardete; PHILIPPI, Luiz Sérgio. Sistemas de tratamento de esgoto por zona de raízes: análise comparativa de sistemas instalados no Estado de Santa Catarina. In: **24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2007, Belo Horizonte. CD Rom do 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo Wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis: Ed. do Autor, 2004. 144p.

SANTA CATARINA. Decreto Estadual n. 14.250, de 5 de junho de 1981. Regulamenta dispositivos da Lei n. 5.793, de 15 de outubro de 1980, referentes à proteção e à melhoria da qualidade ambiental. Disponível em: <<http://sistemas.sc.gov.br/fatma/pesquisa/PesquisaDocumentos.asp>>. Acesso em: 1/09/2011.

VAN KAICK, T. S., MACEDO, C. X. e PRESZNHUK, R. A. Jardim ecológico - tratamento de esgoto por zona de raízes: análise e comparação da eficiência de uma tecnologia de saneamento apropriada e sustentável. In: **VI Semana dos Estudos da Engenharia Ambiental**. 12p. Junho, 2008.





## **DESEMPENHO DE UM *WETLAND* CONSTRUÍDO HORIZONTAL EMPREGADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO AO LONGO DE 20 ANOS DE OPERAÇÃO**

**Benny Zuse Rousso\***

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
benny.rousso@gmail.com

**Catiane Pelissari**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
catianebti@gmail.com

**Caio Matos Rosa**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
caiomatosrosa@hotmail.com

**Luiz Sérgio Philippi**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
l.philippi@yahoo.com.br

**Pablo Heleno Sezerino**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
pablo.sezerino@ufsc.br

### **Resumo**

A tecnologia tipo *wetlands* construídos é uma alternativa para tratamento de águas residuárias com baixo custo de implantação e manutenção, operação simplificada e depuração refinada de efluentes diversos. A compreensão e aferição de seus fundamentos e resultados são norteadores de sua aplicação prática. Ainda que sua aplicação e aprofundamento acadêmico em termos mundiais cresçam, a tecnologia apresenta poucos estudos relativos à vida útil de operação e seu respectivo desempenho por períodos extensos. Este trabalho teve como objetivos a compilação e análise de desempenho de um *wetland* construído horizontal, situado no município de Agronômica, Santa Catarina, e que vem tratando esgotos domésticos ao longo de 20 anos de operação. Por meio de revisão bibliográfica e atividades laboratoriais e de campo, pôde-se verificar a efetividade do sistema em estudo ao longo de sua operação. Apesar de situações adversas como o carreamento de argila sobre sua área de operação, ocorrido no início de 2014, o sistema apresentou resiliência

fornecendo remoções de matéria orgânica superiores a 85% e remoções de nutrientes na ordem de 80 a 98%, obedecendo critérios estabelecidos em normativas de escala Estadual.

**Palavras-chave:** Esgoto doméstico. *Wetlands* construídos horizontais. Tempo de operação.

## 1 Introdução

Os *wetlands* construídos (WC) são uma tecnologia de tratamento de águas residuárias que simulam e replicam de forma otimizada ambientes naturais onde ocorrem o amortecimento e absorção de cargas orgânicas na natureza. Esses sistemas são mundialmente empregados para o tratamento de diversos tipos de efluentes e permitem a obtenção de efluentes com padrão satisfatório de qualidade em termos de matéria orgânica carbonácea, sólidos em suspensão e frações nitrogenadas. Além disso, apresentam baixo custo de implantação e manutenção, quando comparados aos sistemas compactos com indução de energia, e, também, operação simplificada. (SEZERINO, 2006).

Uma das modalidades que os WC apresentam é o *wetland* construído horizontal (WCH), caracterizado pelo sentido de fluxo hidráulico. Os WCH são amplamente empregados para a remoção de matéria orgânica carbonácea e, sobretudo, remoção de sólidos.

Dentre os vários fatores intrínsecos à compreensão dos fenômenos associados aos WCH, a identificação de seu comportamento ao longo dos anos, ou vida útil, é de elevada importância. Todavia, são escassas na literatura exemplificações de sistemas monitorados com longevidade maior do que 5 anos.

Diante desse cenário, este artigo tem como objetivo analisar o desempenho de um WCH empregado no tratamento de esgoto doméstico ao longo de 20 anos de operação.

## 2 Metodologia

Para análise do desempenho do WCH em estudo, dividiu-se a metodologia em três etapas:

- Levantamento e compilação de dados antigos;
- Campanha com frequência mensal para coleta de esgoto tratado;
- Análise físico-química e estimativa de vazão e carga aplicadas.

### 2.1 Descrição do WC em estudo

O WC estudado foi implantado no Centro de Treinamento de Agrônômica (CETRAG) do município de Agrônômica/SC, pertencente à Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI) A principal atividade do CETRAG é a realização de eventos de capacitação, caracterizando os efluentes gerados como domésticos, oriundos de atividades sanitárias e de cozinha.

O sistema foi construído há 20 anos e sua operação se dá desde sua implementação. O sistema é composto por uma caixa de gordura, seguido por tanque séptico, finalizando seu tratamento com um WCH que despeja seu efluente em uma lagoa com peixes.

O WCH possui área superficial de 340 m<sup>2</sup> e área transversal de 7,8 m<sup>2</sup>. A profundidade é de 60 cm (Figura 1). O material filtrante é uma mistura de areia, saibro e casca de arroz e as macrófitas plantadas pertencem à família *Poaceae*, gênero *Zizanipsis* (PHILIPPI *et al.*, 2006).

Figura 1: Foto ilustrativa do WCH implantado em 1994 no CETRAG, em Agronômica / SC



Fonte: PHILIPPI *et al.* (2006)

## 2.2 Levantamento de dados antigos

A primeira etapa foi o levantamento de dados de desempenho do WCH do CETRAG. Ao total, duas campanhas foram realizadas previamente, sendo investigados os parâmetros físico-químicos e biológicos pH, DBO, DQO, SS, NT, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, PT e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. Não houve registro de vazões afluentes ou efluentes.

Philippi *et al.*, (1999), realizaram a primeira campanha no primeiro ano de operação do sistema, de Julho/94 a Julho/95. Ao total, 12 amostragens foram feitas, sendo a frequência mensal. Foram coletados 3 pontos: o primeiro referente ao esgoto bruto, o segundo após o tanque séptico, e o terceiro, após o WCH.

Philippi *et al.*, (2007), realizaram a segunda campanha dez anos após o início de operação do sistema, de Outubro/2005 a Outubro/2006. Foram, também, realizadas 12 coletas. Foram

amostrados dois pontos: o primeiro imediatamente após o tanque séptico, caracterizando o afluente ao WCH, e, o segundo, após o WCH, caracterizando o efluente do WCH.

### **2.3 Campanha de 2014**

A terceira campanha foi iniciada em Setembro de 2014. A coleta foi realizada mensalmente. Amostrou-se 2 pontos, um na entrada e outro saída do WCH. Os parâmetros analisados foram pH, DQO, SS, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. Todos os parâmetros foram realizados seguindo recomendações de APHA (2005), com exceção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, que foi realizado seguindo a metodologia de Vogel (1981).

### **2.4 Estimativa de vazão**

Os valores de vazão contribuinte foram obtidos por método indireto devido à impossibilidade de medição no local. Para tal, foi obtido junto à secretaria do CETRAG o histórico de visitação do estabelecimento. Posteriormente, os dados foram trabalhados utilizando coeficientes da literatura de consumo *per capita* para a atividade em questão.

A atividade foi classificada como hoteleira com setor de cozinha e adotou-se os valores sugeridos por Metcalf & Eddy (1991), distinguindo-se entre frequentadores diários (38 L/dia.pessoa) e frequentadores que pernoitam (187 L/dia.pessoa).

Para análise do desempenho do sistema, foi considerada somente a vazão contribuinte durante a campanha atual, especificamente do período de fevereiro/14 a novembro/14.

## **3 Resultados e discussão**

Para verificação do desempenho do WCH ao longo de seu tempo de operação, foi analisado de forma isolada a terceira campanha, e de forma integrada a evolução das campanhas, comparando-se com legislação pertinente e literatura.

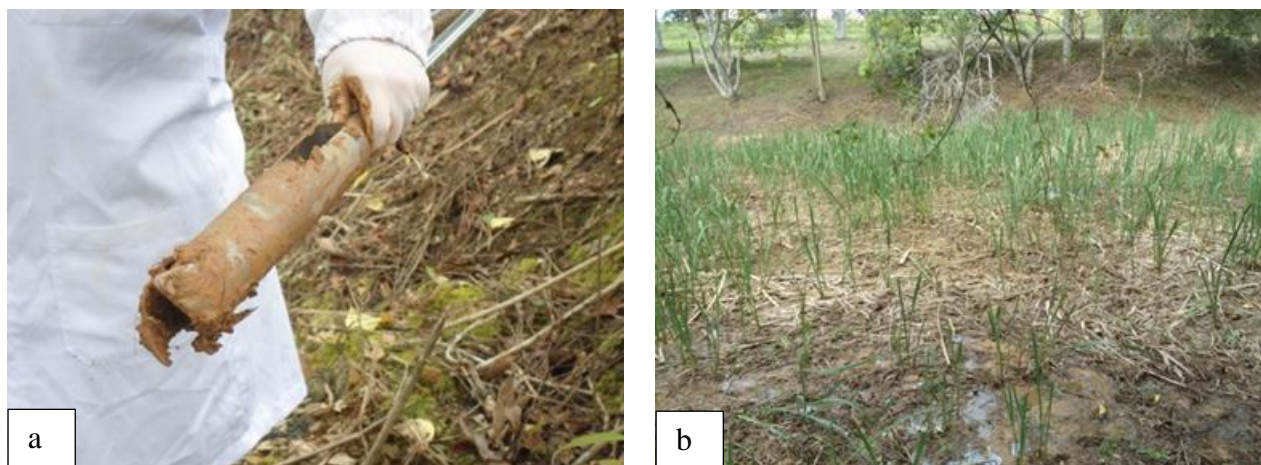
### **3.3 Terceira campanha**

Os resultados obtidos na terceira campanha foram afetados por um incidente local no início do ano de 2014. Um loteamento no terreno vizinho carregou argila sobre o WCH, afetando seu funcionamento e causando o surgimento de escoamento superficial conforme demonstrado nas Figuras 2. A Tabela 1 fornece os dados médios obtidos durante a terceira campanha.

Observou-se que o sistema apresentou liberação de sólidos no efluente, explicitado pelo valor negativo de remoção percentual do parâmetro SS. Esta baixa eficiência de remoção de sólidos provavelmente está atrelada ao carregamento inesperado de argila sobre o WC, como também pode ser reflexo do longo período de operação do sistema. Entretanto, mesmo em face de tal situação adversa, o sistema conseguiu apresentar uma boa remoção média de DQO, de 88%.



Figura 2 – Situação do WCH em 2014. a) Alto teor de argila no meio filtrante; b) Escoamento superficial no WCH.



Fonte: Autoria própria (2014).

Tabela 1 – Resultados médios e desvio padrão (DP) referente aos resultados físico-químico e biológico obtidos durante a campanha de 2014.

Parâmetros *n= 3	Ponto 1 Afluente		Ponto 2 Efluente		Remoção Ponto 1-2
	Média	DP	Média	DP	%
pH	5.8	±0.6	6.2	±0.30	-
Alcalinidade (mg/L)	137	±75	196	±32	-
DQO (mg/L)	880	±225	109	±56	88%
SS (mg/L)	77	±25	78	±10	-2%
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	57,8	±10.4	5,8	±3.1	90%
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	38	±6,13	0,67	±0,94	98%

\*n = número de amostragens válidas.

Fonte: Pesquisa de campo (2014).

Tanto o pH quanto a alcalinidade aumentaram, indicando a presença de ambiente redutor, como esperado para um WCH.

Visto a elevada remoção de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e o incidente com o carregamento de argila sobre o WCH, infere-se que sua remoção pode estar relacionada principalmente à adsorção no material filtrante, ou por assimilação das plantas, visto a ausência de ambiente favorável à nitrificação. Vymazal (2009) afirma que as macrófitas são capazes de remover cerca de 10% do total de nitrogênio através da tecnologia de WC. Zhu *et al.* (2011) calcularam a taxa de adsorção cinética de diversos solos visando à aplicação destes em WCs e encontram valores de 588 mgNH<sub>4</sub><sup>+</sup>/kgsolo e 555 mgNH<sub>4</sub><sup>+</sup>/kgsolo para solos do tipo várzea e solos vermelhos, ambos ricos em argila.

O parâmetro P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> apresentou excelente remoção e pode também estar relacionado à presença de argila em meio ao material filtrante. A assimilação das plantas geralmente apresenta remoção de fósforo insignificante à parcela total presente nos esgotos (BRIX, 1997). A adsorção é sugerida como mecanismo predominante na remoção de fósforo, o que é passível de saturação.

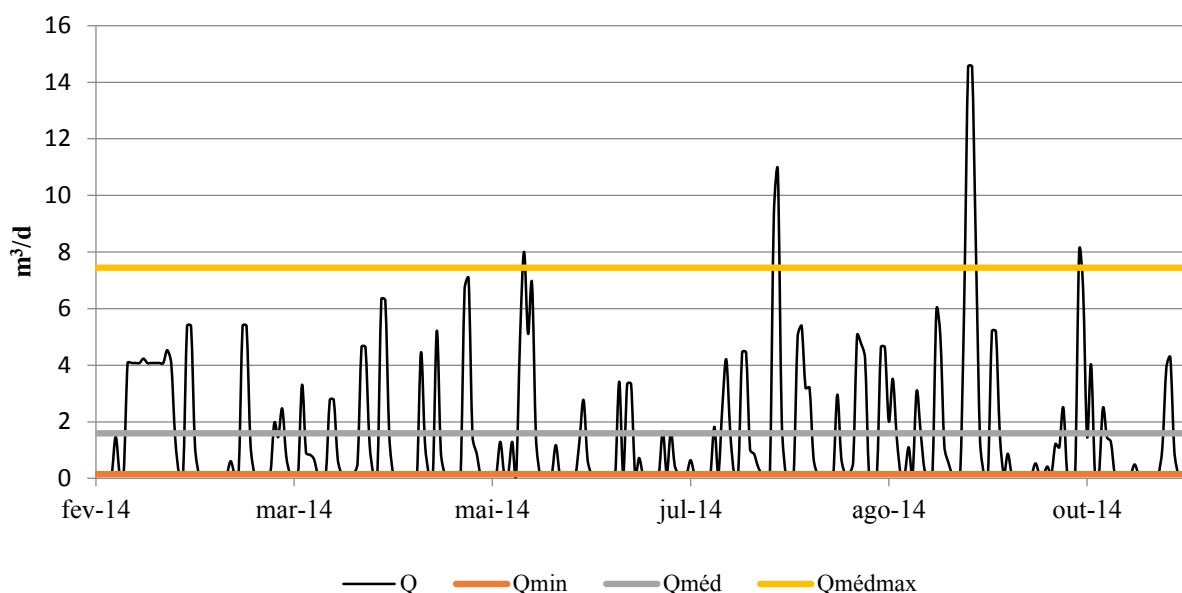
Dessa forma, espera-se que a remoção média de fósforo diminua ao longo da vida útil do sistema (TANNER; SUKIAS; UPSDELL, 1999).

Segundo a lei estadual 14.765/09, que institui o Código Estadual do Meio Ambiente de Santa Catarina, o efluente se encontra apto para o lançamento em corpos d'água tanto em termos de fósforo (concentração média inferior a 4 mg/L e remoção superior a 75%), quanto para nitrogênio amoniacal (concentração média de 5,8 mg/L e remoção de 90%).

### 3.3.1 Estimativa de vazão e carga afluyente

A estimativa de vazão apresentou alta variabilidade de contribuições, visto a atividade esporádica do CETRAG. A Figura 3 ilustra os valores de vazão diários estimados.

Figura 3- Variação de contribuição de vazão ao longo do período de fevereiro a novembro/2014



Fonte: Pesquisa de campo (2014).

A vazão que possuiu valor mais recorrente, em 54% do período de amostragem, foi igual a vazão mínima registrada de 0,15 m<sup>3</sup>/d.

Como valores máximos, o maior valor estimado no período como um todo foi igual a 14,5 m<sup>3</sup>/d. A média dos valores máximos mensais foi de 7,5 m<sup>3</sup>/d com desvio padrão de 3,8 m<sup>3</sup>/d. O valor médio global foi de 1,59 m<sup>3</sup>/d com desvio padrão de 2,35 m<sup>3</sup>/d, coerente com a alta intermitência do sistema.

Para análise da carga aplicada ao sistema, constituíram-se três cenários: a partir da vazão mínima, da média e da média dos máximos. A Tabela 2 fornece os dados de carga aplicada à seção transversal e superficial em cada cenário.

Comparativamente a outros sistemas, observou-se no WCH do CETRAG eficiências de remoção superiores aos demais. Ao mesmo tempo, evidenciou-se cargas aplicadas inferiores às

comparadas, explicitando-se, assim, um sistema superdimensionado (Tabela 3). Para a comparação, utilizou-se a área superficial do WCH de Agrônômica ( $\approx 340\text{m}^2$ ) e a vazão média. A escolha da vazão média se deu pelo fato de 75% das vazões diárias serem menores do que  $3\text{m}^3/\text{d}$ .

Tabela 2 – Carga aplicada no WCH do CETRAG durante a campanha de 2014.

	Carga Aplicada $\text{g}/\text{m}^2 \cdot \text{d}$					
	Mínima		Média		Média Máxima	
	Trans.	Superf.	Trans.	Superf.	Trans.	Superf.
<b>DQO</b>	17,15	0,39	179,42	4,12	846,31	19,42
<b>SS</b>	1,50	0,03	15,70	0,36	74,04	1,70
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	1,11	0,03	11,57	0,27	54,56	1,25
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b>	0,74	0,02	7,75	0,18	36,54	0,84

Fonte: Pesquisa de campo (2014).

Tabela 3 – Comparativo entre o sistema em estudo com valores de literatura WCH.

Autor	Comparativo Carga Superficial					Comparativo Remoção de Concentração				
	SS	DBO*	N- NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	PT* <sup>1</sup>	SS	DBO*	N- NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	PT*
Sardón <i>et al.</i> (2006)	2	2	2	-	2	2	1	1	-	1
Stewart (2005)	2	1	1	-	1	2	1	2	-	1
Costa <i>et al.</i> (2013)	2	2	2	-	2	2	1	1	-	1
Philippi <i>et al.</i> (2006)	-	-	-	-	-	2	1	1	1	-
Philippi <i>et al.</i> (2006)	-	-	-	-	-	2	1	1	1	-
Philippi <i>et al.</i> (2006)	-	-	-	-	-	2	2	1	1	-
Philippi <i>et al.</i> (2006)	-	-	-	-	-	2	1	1	1	-
Sezerino (1999)	2	2	2	2	-	2	1	1	1	-
Watson (1990)	2	1	1	-	2	2	2	1	-	1
Sezerino (2006)	2	2	2	2	-	2	1	1	1	-
Sezerino (2006)	2	-	2	2	-	2	2	1	1	-

As células com número 2 e em vermelho representam que o sistema em estudo possui parâmetro menor que o do sistema comparado, enquanto que a célula com valor igual a 1 e coloração verde, maior. As células em branco representam a ausência de parâmetro no estudo comparativo. A carga utilizada para comparar com trabalhos terceiros foi estimada a partir da vazão média superficial e a concentração média obtida durante a campanha de 2014.

\* - Por ausência de valores de DQO e PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> nos estudos comparativos, comparou-se com os parâmetros DBO e PT, respectivamente.

<sup>1</sup> - Para conversão de PT para PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, utilizou-se a relação de  $[\text{PO}_4^{3-}] \approx 0,7[\text{PT}]$  (WPC, 1983).

### 3.4 Evolução do WCH ao longo de 20 anos de operação

A evolução do desempenho do WCH se deu através da comparação dos parâmetros comuns às três campanhas realizadas. Na Tabela 4 compilam-se os valores de concentração na entrada e na saída do WCH e sua respectiva remoção percentual.

Tabela 4– Evolução do desempenho do WCH de Agronômica.

Parâmetros		Remoção		
		Entrada – Saída (Porcentagem)		
		1994 - 1995	2005 - 2006	Set - Nov/2014
<b>DQO</b>	<b>(mg/L)</b>	695 – 302 (57%)	1699 – 30 (98%)	880 – 109 (88%)
<b>SS</b>	<b>(mg/L)</b>	180 – 74 (59%)	274 – 45 (84%)	77 – 78 (-2%)
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b>	<b>(mg/L)</b>	- <sup>1</sup>	61,5 – 18,5 (70%)	57,8 – 15,8 (80%)
<b>PT (*P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)</b>	<b>(mg/L)</b>	41 – 13 (68%)	*31,4 – 7,4 (76%)	*38 – 0,7 (98%)

1- não há medição.

ND – abaixo do limite de detecção do método.

Fonte: Philippi *et al.*, (1999); Philippi *et al.*, (2007); Pesquisa de campo (2014).

Observou-se uma evolução de eficiência geral de remoção da primeira campanha para a segunda. A primeira campanha, por ter sido realizada próxima ao início de operação do sistema, apresenta eficiências inferiores.

Segundo a lei estadual 14.765/09, o efluente, na primeira campanha, estaria irregular no quesito de fósforo total. Este apresenta concentração superior a 4mg/L e eficiência de remoção inferior a 75%, para lançamento em corpos hídricos interiores, lagunas e estuários. O sistema também apresentou baixa eficiência em relação ao parâmetro DBO, estipulado de concentração máxima de 60mg/L ou remoção superior a 80%.

A evolução supracitada explicita-se no aumento das taxas de remoção de DQO e SS, principalmente, de 57 a 98% e 59 a 84%, respectivamente.

A melhoria também se expressa pela adequação do tratamento à lei estadual catarinense 14.765/09. No cenário observado durante a segunda campanha, o parâmetro fósforo não restringe o lançamento do efluente tratado, uma vez que possui remoção superior a 75%. O parâmetro DBO também está adequado conforme o mesmo papel legal, com concentração inferior a 60mg/L, além de possuir remoção superior a 80%;

Referente a terceira campanha, verifica-se uma redução da eficiência de DQO e SS, de 98 a 83% e 84 a 26%, respectivamente, em relação a segunda. Acredita-se que a entrada de argila no sistema comprometeu a eficiência de remoção desses dois parâmetros.

Ao mesmo tempo, houve um aumento na remoção de amônia e fósforo. Souza *et al.* (2004) relatam que a remoção de fósforo tende a diminuir ao longo da operação do sistema, devido à inerente saturação do meio filtrante; contudo, isto não foi o ocorrido no sistema do CETRAG.

O carreamento de argila, muito provavelmente, está relacionado com esta remoção devido a alta capacidade de adsorção das argilas (ZHU *et al.*, 2011), sendo o processo de adsorção o mecanismo com maior percentual de remoção de fósforo em WC (BRIX, ARIAS e BUBBA, 2001).



Um incremento também pode estar associado devido a recente poda do sistema. Esta, ao ser realizada, resulta numa maior demanda de nutrientes para crescimento vegetal e consequentemente, maior assimilação (BRIX, 1997).

#### 4 Conclusões

Com base no monitoramento de um WCH empregado no tratamento de esgoto doméstico ao longo de 20 anos de operação, conclui-se:

- Foi possível observar que o sistema apresentou ao longo de sua vida operacional valores satisfatórios em termos de remoção de matéria orgânica e nutrientes;
- O WCH apresentou boas remoções médias de  $\text{NH}_4^+$ , DQO, e  $\text{PO}_4^{3-}$ , na ordem de 79, 81 e 81%, respectivamente, ao longo de toda sua operação;
- A remoção de SS global foi próxima de 48%, apresentando uma queda considerável durante o ano de 2014;
- O carreamento de argila ocorrida no ano de 2014 pode estar associado com o aumento de remoção de nutrientes, em específico de  $\text{NH}_4^+$  e  $\text{PO}_4^{3-}$ , para ordem de 90 e 98%, respectivamente;
- A colmatção do sistema pode estar associada com o carreamento de argila, gerando escoamento superficial e a diminuição da eficiência do sistema na remoção de SS;
- O sistema apresentou resiliência e foi capaz de fornecer uma remoção satisfatória de DQO, de 88%;
- A tecnologia de WC apresentou-se como uma opção viável, de baixo custo de implantação e manutenção, operação simplificada e resiliência a eventos contrários a sua operação, permitindo uma depuração refinada de efluentes domésticos.

#### 5 Referências bibliográficas

APHA – American Public Health Association. (1998). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19 ed. Washington: APHA-AWWA-WEF.

APHA – American Public Health Association. (2005). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Washington: APHA-AWWA-WEF.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p.11-17, 1997.

BRIX, H., ARIAS, C.A., BUBBA, M. Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**. v. 44, p. 47-54, 2001.

COSTA, J. F.; PAOLI, A. C.; SEIDL, M., VON SPERLING, M. Performance and behaviour of planted and unplanted units of a horizontal subsurface flow constructed wetland system treating municipal effluent from a UASB reactor. **Water Science & Technology**. v.68. n.7, p.1495-1502, 2013.

METCALF e EDDY (1991). **Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse**. 3 ed. New York, USA: Metcalf & Eddy, Inc. 1334 p.

PHILIPPI, L. S., *et al.* Vertical flow constructed wetlands for nitrification of anaerobic pond effluent in southern Brazil under different loading rates. In **10<sup>th</sup> International Conference on Wetland System for Water Pollution Control**. Lisboa, Portugal, IWA. 631 – 639, 2006.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas** Ed.do Autor.. Florianópolis, 2004,144p.

PHILIPPI, L.S.; COSTA, R. H. R.; SEZERINO, P.H.. (1999). Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone. **Water Science Technology**, n. 3, v. 40, 125-131p.

PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P.H.; OLIJNYK, D.P.; KOSSATZ, B. **Eficácia dos sistemas de tratamento de esgoto doméstico e de água para consumo humano utilizando wetlands considerando períodos diferentes de instalação e diferentes substratos e plantas utilizados**. Florianópolis, SC. EPAGRI. Março, 2007. 49p.

SARDÓN, N., SALAS, J.J., PIDRE, J.R., CUENCA, I., 2006. Vertical and horizontal subsurface flow constructed wetlands in the experimental plant of Carrión de los Céspedes (Seville). In: **Proceedings of the 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, MAOTDR 2006, Lisbon, Portugal, pp. 729–739.

SEZERINO, P. H. **Tratamento de esgotos doméstico utilizando o potencial solo-planta através de escoamento sub-superficial de fluxo horizontal**. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal de Santa Catarina Florianópolis, 1999.

SEZERINO,P.H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós- tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171f .Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÃO SOB SANEAMENTO – SNIS (2012). **18º Diagnóstico dos serviços de água e esgoto**. 154 p.

SOUZA, J. T., HAANDEL, A. V., 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**. v. 9, p. 285-290, 2004.

STEWART, E. **Evaluation of septic tank and subsurface flow wetland for Jamaican Public School Wastewater Treatment**. MSc Thesis, Michigan Technological University, 2005.

TANNER, C.C.; SUKIAS, J.P.S; UPSDELL, M.P. Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 147-154, 1999.

VOGEL, A. L. **Análise Inorgânica Qualitativa**. 4ed. Editora Guanabara. Rio de Janeiro – RJ, 1981, 665p.

VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. **Ecological Engineering**, v. 35,p. 1-17, 2009.

WATSON, J.T. **Design and performance of the constructed wetland wastewater treatment system at Phillips High School**, Bear Creek, Alabama, Tennessee Valley Authority Technical Report TVA/WR/WQ-90/5, Chattanooga, TN, 1990.

WPC – Water Pollution Control (1983). **Nutrient Control**. Manual of Practice FD-7 Facilities Design. Water Pollution control Federation. 203p.

ZHU, W.L., OUYANG, Y., LONG, C.F., TANG, X.D. Kinetic Adsorption of ammonium nitrogen by substrate materials for constructed wetlands. **Pedosphere**. v. 21. p. 454-463, 2011.



## **DESEMPENHO DE FITOEXTRAÇÃO DA MACRÓFITA *CYPERUS PAPYRUS* EM WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL COM FUNDO SATURADO EMPREGADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO**

**Giovanna Sánchez\***

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[giovanna.sanchez@posgrad.ufsc.br](mailto:giovanna.sanchez@posgrad.ufsc.br)

**Catiane Pelissari**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[catianebti@gmail.com](mailto:catianebti@gmail.com)

**Camila Maria Trein**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[camilatrein@yahoo.com.br](mailto:camilatrein@yahoo.com.br)

**Rodrigo de Almeida Mohedano**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[rodrigomohedano@gmail.com](mailto:rodrigomohedano@gmail.com)

**Pablo Heleno Sezerino**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[pablo.sezerino@ufsc.br](mailto:pablo.sezerino@ufsc.br)

### **Resumo**

O objetivo desse trabalho foi avaliar o potencial de fitoextração da macrófitas *Cyperus papyrus* em termos de assimilação de nitrogênio e fósforo em um *wetland* construído vertical descendente com fundo saturado (WCVD-FS), operado sob baixo carregamento orgânico e com alimentação intermitente, aplicado no tratamento de esgoto doméstico, sob condições de clima subtropical. O sistema foi implantado em um condomínio residencial e tem capacidade para atender 2.200 pessoas, contudo, o mesmo encontra-se com 5% de sua capacidade total. O WCVD-FS (com área superficial total de 3.141 m<sup>2</sup>) foi dividido em quatro quadrantes, e funcionava com alternância de dois quadrantes a cada 30 dias. Foram realizadas avaliações físico-químicas do afluente e efluente ao sistema, bem como, a avaliação das macrófitas referente as análises de nitrogênio e fósforo na parte

aérea (inflorescência ou umbela, caule e folhas). O sistema apresentou na fração líquida remoções médias globais de 79% para DQO e 89% para DBO. Para os parâmetros de nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ) e fósforo ortofosfato ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ ) as remoções da fração líquida foram de 93% e 83%, respectivamente. Os teores de nitrogênio total encontrados nas macrófitas foram em média 24,20  $\text{mg.g}^{-1}$  na umbela e 13,49  $\text{mg.g}^{-1}$  no caule. Já os teores de fósforo total foram de 3,01  $\text{mg.g}^{-1}$  na umbela e 1,69  $\text{mg.g}^{-1}$  no caule para ambos quadrantes, não encontrando diferença significativa no seu desenvolvimento com a alimentação intermitente de esgoto aplicado.

**Palavras-chave:** Tratamento de esgoto. *Wetlands* construídos. Macrófitas. Nitrogênio. Fósforo.

## 1 Introdução

Dentre os sistemas naturais de tratamento de efluentes, uma das tecnologias mais promissoras são os sistemas de *wetlands* construídos, devido às suas características de simplicidade de construção, operação, manutenção e estabilidade dos processos envolvidos.

Os sistemas tipo *wetland* construído são mundialmente empregados para o tratamento de diversos tipos de efluentes, sobretudo como alternativa sustentável para o tratamento descentralizado de esgotos. A eficácia do tratamento está diretamente relacionada com a interação entre as macrófitas, o material filtrante e os micro-organismos.

Diferentes modalidades de *wetlands* construídos vêm sendo estudadas, dentre elas destacam-se os *wetlands* construídos verticais descendentes com fundo saturado (WCVD-FS); os quais se caracterizam por proporcionar maior remoção de nitrogênio, buscando não somente nitrificação como é o caso dos *wetlands* construídos verticais descendentes, mas a nitrificação seguida de desnitrificação em uma única unidade (KIM *et al.*, 2014).

A maioria de estudos remetem-se aos aspectos de engenharia dos *wetlands* construídos e limitam-se à importância das macrófitas nesses sistemas. Segundo Brix *et al.* (1997) a vegetação desempenha um papel fundamental nos *wetlands* construídos, sobretudo pela transferência de oxigênio através das raízes e rizomas no fundo do leito de tratamento.

Vários estudos vêm relatando que as macrófitas favorecem a remoção de nutrientes em *wetlands* construídos (BRIX, 1997; GREENWAY, 2007; VYMAZAL, 2013). Espécies ornamentais como *Cyperus papyrus* (papiro), *Zantedeschia aethiopica* (copo de leite), *Cyperus isocladius* (mini papiro), *Canna indica* (berí), *Typha* spp. (taboa), entre outras, estão sendo estudadas nos últimos anos, favorecendo a qualidade do tratamento e adicionando uma vantagem estética quando comparados com outros tratamentos (ZANELLA, 2008). Contudo, no Brasil existem poucas experiências com relação ao papel das macrófitas no tratamento das águas residuais nas inúmeras variações de *wetlands* construídos.

Pesquisas no âmbito da botânica mostram que a parte aérea do *Cyperus papyrus* tem capacidade de acumular nutrientes. Pelo fato de ter metabolismo  $\text{C}_4$ , esta macrófita apresenta alta produção de biomassa, cerca de 6  $\text{kg.m}^{-2}.\text{ano}^{-1}$ , e uma capacidade de fitoextração de nutrientes

podendo atingir valores de  $7,10 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  e  $0,24 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{d}^{-1}$  de nitrogênio e fósforo, respectivamente (MBURU *et al.*, 2015).

Diante disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar o desenvolvimento do *Cyperus papyrus* em termos da fitoextração de nitrogênio e fósforo presentes em efluentes submetidos ao tratamento em um WCVD-FS, operado sob baixo carregamento orgânico e com alimentação intermitente.

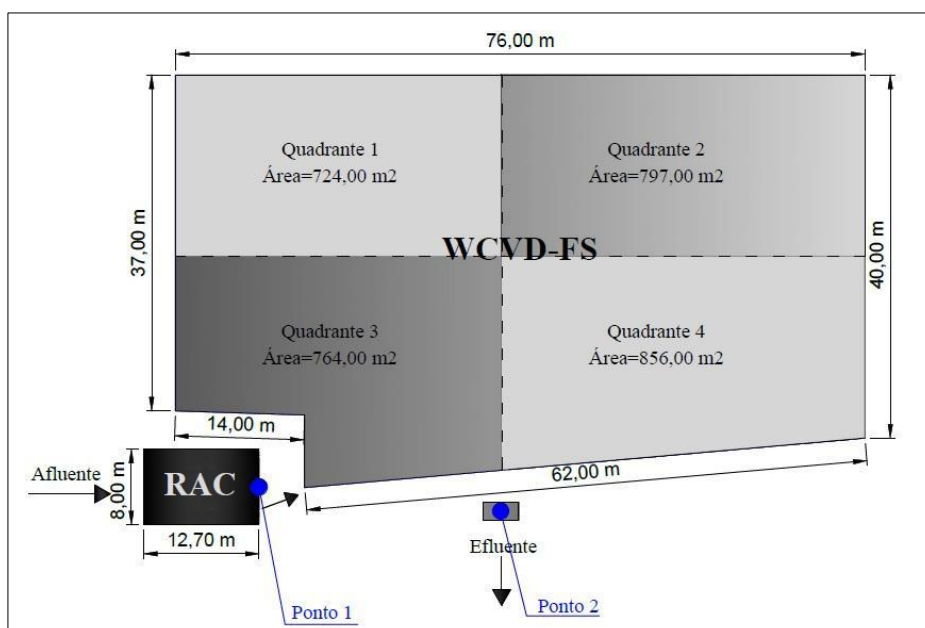
## 2 Metodologia

O estudo foi conduzido em um *wetland* construído vertical descendente com fundo saturado (WCVD-FS) que está em funcionamento há 9 anos, empregado para tratar o efluente produzido em um condomínio residencial localizado no município de Palhoça/SC.

O WCVD-FS foi projetado para atender uma demanda condominial de 2.200 pessoas, mas atualmente recebe contribuição do 5% de sua capacidade. Esta unidade recebeu o efluente de um reator anaeróbico compartimentado (RAC), o qual operou como tratamento primário. O WCVD-FS possui uma área superficial total de  $3.141 \text{ m}^2$ , foi preenchido com 0,10 m de brita na zona de drenagem (fundo), 0,50 m de areia grossa ( $d_{10}=0,3 \text{ mm}$  e  $U=4,84$ ), e 0,10 m de brita na camada superior, sendo que 0,20 m no fundo permanecem saturados. A macrófita utilizada foi *Cyperus papyrus*, conhecida popularmente como papiro.

Esta unidade de tratamento foi dividida em quatro quadrantes devido a sua forma de alimentação (Figura 1). A alimentação foi realizada intermitentemente e ocorreu primeiramente em dois quadrantes transversais (quadrante 1 e quadrante 4), sendo alternando para outros dois quadrantes (quadrante 2 e quadrante 3) a cada 30 dias.

Figura 1 – Representação esquemática do WCVD-FS destacando a divisão por quadrantes e os pontos de amostragem.



Fonte: Pesquisa de campo (2015).

Trein (2015) reportou, para este *wetland*, uma alimentação média diária de 18.065 L.d<sup>-1</sup>, distribuída em 4 alimentações diárias e taxa hidráulica de 11,6 mm.d<sup>-1</sup> durante um monitoramento de 20 meses, realizado entre os meses de abril de 2013 até dezembro de 2014.

Durante o período de novembro de 2014 a fevereiro de 2015, foram realizadas coletas mensais de esgoto afluente (P1) e efluente do WCVD-FS (P2) (Figura 2), bem como monitoramento da velocidade de crescimento das plantas e análises das concentrações de nitrogênio e fósforo na parte aérea das mesmas.

Figura 2 – Foto dos pontos de amostragem: (a) P1: Afluente do WCVD-FS e P2: Efluente do WCVD-FS. (b) Afluente do WCVD. (c) Efluente WCVD-FS.



Fonte: Pesquisa de campo (2015).

Foram realizadas coletas mensais no afluente e efluente do WCVD-FS para análises dos seguintes parâmetros: potencial hidrogeniônico (pH), alcalinidade, demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos suspensos (SS), sólidos totais (ST), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), nitrogênio nitrito (N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>), nitrogênio nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) e fósforo ortofosfato (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), em conformidade com o *Standard Methods of Water and Wastewater Examination* – APHA (1998 e 2005), com exceção do nitrogênio amoniacal que foi analisado seguindo o Método de Vogel (1981).

O monitoramento do crescimento das macrófitas foi realizado através da poda das macrófitas nos 10 cm acima do material filtrante. Escolheram-se aleatoriamente 10 plantas no quadrante 1 e outras 10 no quadrante 3 para monitoramento do crescimento da parte aérea das plantas (umbrela, caule e folhas) (Figura 3), a fim de verificar se existem diferenças entre o desenvolvimento das plantas por quadrante devido à alternância dos períodos de repouso e alimentação. Essas plantas foram marcadas com fitas para facilitar sua identificação. O crescimento foliar foi avaliado através de medições mensais com auxílio de fita métrica.



Figura 3 – Foto do crescimento e identificação das macrófitas ao longo do período de estudo.



Fonte: Pesquisa de campo (2015).

As análises nutricionais foram realizadas seguindo recomendações de Tedesco *et al.* (1995). A preparação das amostras foi feita pela secagem em estufa com circulação forçada de ar a 65-70o sem lavagem do material, seguida do processo de moagem.

Os teores de nitrogênio e fósforo no tecido foliar das macrófitas foram calculados ao longo do desenvolvimento das macrófitas através da coleta de uma planta por quadrante a cada 30 dias.

Aplicou-se análise de variância – ANOVA a nível de 5% de probabilidade ( $p=0,05$ ), a fim de identificar se o regime hidráulico operado no WCVD-FS tem influência na fitoextração de nutrientes pelas macrófitas. Dessa forma a análise estatística foi realizada entre as concentrações identificadas de nitrogênio e fósforo do tecido foliar das macrófitas do quadrante operando e as concentrações de nitrogênio e fósforo do tecido foliar das macrófitas do quadrante em repouso.

### 3 Resultados e Discussão

#### Avaliação dos parâmetros físico-químicos afluente e efluente no WCVD-FS

Na Tabela 1 estão apresentados os valores médios das concentrações dos parâmetros físico-químicos obtidas nos dois pontos de amostragem do WCVD-FS.

A relação DQO/DBO do afluente do *wetland* foi em média 2,31, indicando se tratar de um esgoto com grande biodegradabilidade, como de um modo geral apresentam as características de esgoto doméstico (VON SPERLING, 1995).

Tabela 1 – Valores médios e desvio padrão (DP) das concentrações afluente e efluente do WCVD-FS durante o período de estudo (Novembro 2014 até Fevereiro 2015).

Parâmetros *n=4	Ponto de amostragem 1 Afluente WCVD-FS Média ± DP	Ponto de amostragem 2 Efluente WCVD-FS Média ± DP	Porcentagem de remoção
Ph	7,10 ± 0,12	6,58 ± 0,21	-
Alcalinidade (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	183,75 ± 62,99	95,00 ± 21,51	-
SS (mg.L <sup>-1</sup> )	18,23 ± 4,40	2,71 ± 0,75	85%
ST (mg.L <sup>-1</sup> )	243,34 ± 113,55	190,51 ± 107,48	22%
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	152,88 ± 71,41	32,38 ± 14,35	79%
DBO (mg.L <sup>-1</sup> )	124,58 ± 17,47	14,04 ± 4,38	89%
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	42,26 ± 18,32	2,85 ± 1,03	93%
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,07 ± 0,03	0,02 ± 0,01	-
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,08 ± 0,13	10,29 ± 2,49	-
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	13,80 ± 8,25	2,35 ± 0,41	83%

\*n=número de amostragens válidas

Fonte: Aatoria própria (2015).

Sobre a fração nitrogenada, uma das formas de nitrogênio presente nos esgotos é o nitrogênio amoniacal, sendo a concentração média do afluente do WCVD-FS de 42,26 ± 18,32 mg.L<sup>-1</sup> e no efluente do WCVD-FS de 2,85 ± 1,03 mg.L<sup>-1</sup> o que representou 93% de eficiência de remoção. A remoção de nitrogênio em WCFV dá-se principalmente via transformação biológica (amonificação, nitrificação, desnitrificação), bem como a absorção pelas macrófitas.

O processo de nitrificação foi verificado pelo aumento da concentração de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no efluente final do *wetland*, alcançando valor médio de 10,29 mg.L<sup>-1</sup>.

A concentração média de ortofosfato no afluente do *wetland* foi de 13,80 ± 8,25 mg.L<sup>-1</sup> e no efluente tratado 2,35 ± 0,41 mg.L<sup>-1</sup> com remoção media porcentual de 83%.

### Desenvolvimento do *Cyperus papyrus*

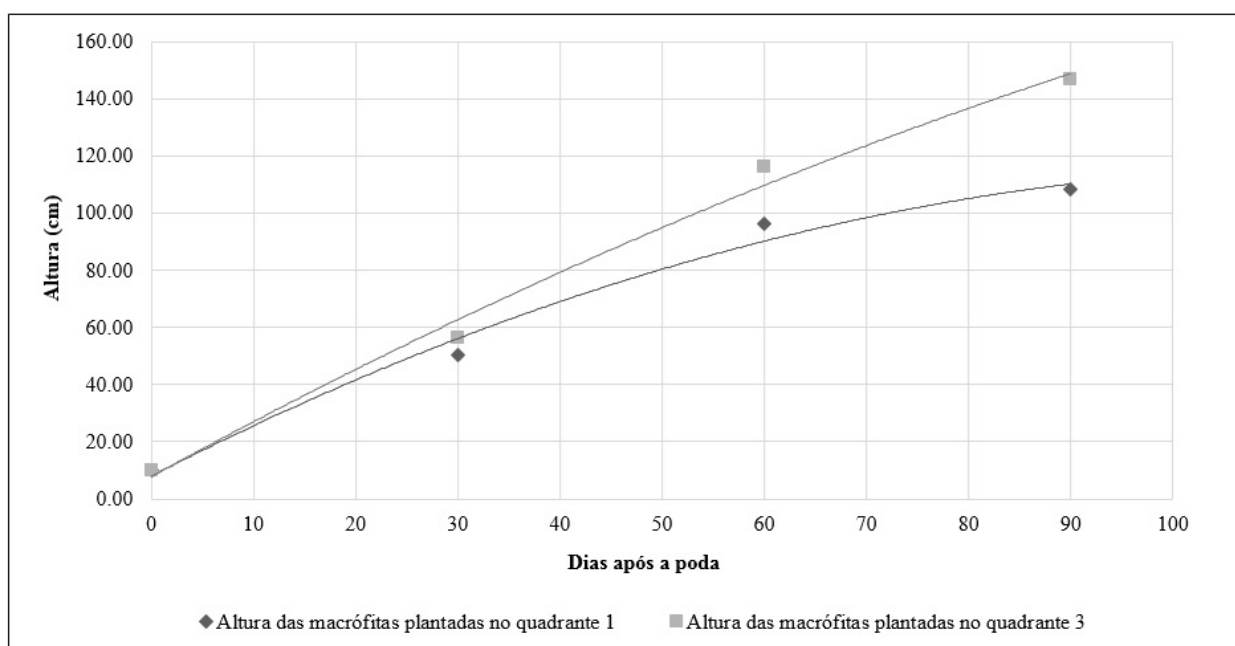
Durante o período de estudo, compreendido entre os meses de Novembro de 2014 até Fevereiro de 2015 a altura média observada para as macrófitas após 90 dias da poda foi de 108,40 cm para o quadrante 1 e de 146,90 cm para o quadrante 3. Na Figura 4, apresenta-se a altura média das macrófitas no decorrer do período avaliado.



No primeiro mês de desenvolvimento as plantas apresentaram a maior velocidade de crescimento em ambos os quadrantes, ocorrendo uma variação de 0,63 a 1,8 cm.d<sup>-1</sup> no quadrante 1 e 0,97 a 2,13 cm.d<sup>-1</sup> no quadrante 3 (Figura 4).

Esses valores foram similares aos reportados por Solís (2014). O autor também avaliou a macrófita *Cyperus papyrus* em um *wetland* construído para tratamento das águas residuárias de um *campus* universitário, nesse estudo o *wetland* foi dividido em três quadrantes, alcançando taxas de crescimento de 0,5 a 1,1 cm.d<sup>-1</sup> e 0,4 a 1,5 cm.d<sup>-1</sup> no segundo e terceiro quadrante respectivamente, posteriormente a esses valores, as velocidades de crescimento diminuíram até a senescência das plantas.

Figura 4 – Desenvolvimento das macrófitas durante o período de estudo.



Fonte: Autoria própria (2015).

Destaca-se que, após 90 dias de estudo as plantas começaram a ser fortemente ameaçadas pelo crescimento descontrolado de espécies invasoras, que acabavam estrangulando a macrófita e ocasionando o seu tombamento. Desta forma, não foi possível continuar com as medições.

Vymazal (2013) afirma que a informação sobre a presença de espécies invasoras e o efeito delas no desempenho do tratamento em *wetlands*, é muito incipiente. Considera-se como espécie invasora aquela que não foi intencionalmente plantada nos sistemas. Em um estudo realizado na República Tcheca encontraram-se 20 espécies invasoras em sistemas com 2 e 7 anos de operação. A presença dessas espécies poderia ser indicadora de elevado conteúdo de nitrogênio no material filtrante.

Identificaram-se a presença de três espécies invasoras em toda a área superficial do WCVD-FS, sendo elas *Ipomea tiliácea*, *Vernonia tweediana*, *Vernonia scorpioides* e *Bidens sp.* Segundo

Vymazal (2013) avaliando três sistemas tipo *wetland* construído onde a espécie *Phalaris* foi completamente reduzida pelas espécies invasoras *Urtica dioica* e *Epilobium hirsutum* não apresentaram diferença significativa na performance do tratamento.

As concentrações de nitrogênio total foram em média 25,46 mg.g<sup>-1</sup> e 22,93 mg.g<sup>-1</sup> de matéria seca na umbela e 13,45 mg.g<sup>-1</sup> e 13,53 mg.g<sup>-1</sup> de matéria seca no caule para os quadrantes 1 e 3, respectivamente (Tabela 2). Já os valores para concentrações de fósforo total foram em média 2,85 e 3,17 mg.g<sup>-1</sup> de matéria seca na umbela e 1,46 e 1,92 mg.g<sup>-1</sup> de matéria seca no caule para os quadrantes 1 e 3, respectivamente (Tabela 3). Não foi verificada diferença estatística para os quadrantes 1 e 3 quanto aos teores de nitrogênio e fósforo (p>0,05).

Tabela 2 – Valores médios e desvio padrão (DP) das concentrações de nitrogênio na parte aérea das macrófitas.

Quadrante	Período	Umbela		Caule	
		N (mg/g)	N (%)	N (mg/g)	N (%)
		Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP
1	I (0-30 dias)	27,72 ± 4,55	2,77 ± 0,46	17,10 ± 1,19	1,71 ± 0,12
	II (31-60 dias)	28,36 ± 1,59	2,84 ± 0,16	12,50 ± 2,45	1,25 ± 0,25
	III (61-90 dias)	20,31 ± 1,57	2,03 ± 0,16	10,75 ± 0,63	1,07 ± 0,06
3	I (0-30 dias)	24,83 ± 3,59	2,48 ± 0,36	16,17 ± 1,4	1,62 ± 0,14
	II (31-60 dias)	19,55 ± 1,03	1,96 ± 0,10	11,80 ± 1,78	1,18 ± 0,18
	III (61-90 dias)	24,40 ± 5,16	2,44 ± 0,52	12,61 ± 1,82	1,26 ± 0,18

Fonte: Autoria própria (2015).

Tabela 3 – Valores médios e desvio padrão (DP) das concentrações de fósforo na parte aérea das macrófitas.

Quadrante	Período	Umbela		Caule	
		P (mg/g)	P (%)	P (mg/g)	P (%)
		Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP	Média ± DP
1	I (0-30 dias)	3,62 ± 0,32	0,36 ± 0,03	1,93 ± 0,26	0,19 ± 0,03
	II (31-60 dias)	3,14 ± 0,12	0,31 ± 0,01	1,23 ± 0,07	0,12 ± 0,01
	III (61-90 dias)	1,80 ± 0,15	0,18 ± 0,02	1,21 ± 0,09	0,12 ± 0,01
3	I (0-30 dias)	3,13 ± 0,29	0,31 ± 0,03	2,09 ± 0,22	0,21 ± 0,02
	II (31-60 dias)	2,55 ± 0,16	0,26 ± 0,02	1,53 ± 0,05	0,15 ± 0,00
	III (61-90 dias)	3,82 ± 0,17	0,38 ± 0,02	2,15 ± 0,19	0,21 ± 0,01

Fonte: Autoria própria (2015).

Esta assimilação de nitrogênio na umbela das macrófitas foi similar à reportada por Odong *et al.* (2013) trabalhando com *wetlands* em escala experimental, quando comparadas com outras quatro espécies utilizadas no tratamento de águas residuais de matadouro. A umbela do *Cyperus papyrus* apresentou a mais alta concentração de fósforo alcançando valor de 3,9 mg.g<sup>-1</sup> em matéria

seca, enquanto que no tecido foliar do *Phragmites mauritianus* alcançou-se valor de 39,70 mg.g<sup>-1</sup> em matéria seca.

Chale (1987) realizou um estudo para determinar a produção de biomassa e teores de nutrientes no *Cyperus papyrus* recebendo esgoto doméstico. As concentrações de nitrogênio encontradas foram de 4,8% na raiz, 8,4% no rizoma, 4,8% no caule e 6,2% na umbela em matéria seca. Para o caso do fósforo, as concentrações reportadas foram de 0,09% na raiz, 0,11% no rizoma, 0,10% no caule e 0,13% na umbela. Comparando os resultados para ambos nutrientes pode-se afirmar que o papiro apresentou maior assimilação do nitrogênio do que fósforo.

Boar (2006) estudou o comportamento da espécie *Cyperus papyrus* num sistema natural no Quênia com diferentes níveis de saturação de fundo. Quando o nível da água encontrava-se 5 cm a baixo da superfície a planta desenvolvia-se satisfatoriamente, apresentando 0,47 ± 0,14% N e 0,06 ± 0,05% P no caule e 0,71 ± 0,21% N e 0,10 ± 0,06% P no rizoma; mas quando encontrava-se totalmente saturado as plantas não conseguiam germinar.

Greenway (2007), em um estudo comparativo para determinar o conteúdo de nutrientes em diferentes espécies de macrófitas em *wetland* construído e um sistema natural, encontrou que o crescimento das plantas em *wetlands* construídos apresenta alto teor de N e P no tecido foliar. Comparando-se a parte aérea (folhas e caule) das plantas com a parte subterrânea (raiz e rizoma) obteve-se os seguintes valores em macrófitas emergentes *Cyperus eragrostis* 20,0 ± 9,6 mg.g<sup>-1</sup> N e 3,7 ± 1,8 mg.g<sup>-1</sup> P; *Cyperus exaltus* 15,0 ± 7,0 mg.g<sup>-1</sup> N e 5,0 ± 4,0 mg.g<sup>-1</sup> P, *Typha sp* 16,8 ± 10 mg.g<sup>-1</sup> N e 4,0 ± 1,7 mg.g<sup>-1</sup> P., *Phragmites australis* 17,3 ± 7,0 mg.g<sup>-1</sup> N e 3,2 ± 1,4 mg.g<sup>-1</sup> P entre outras.

#### 4 Conclusões

De acordo com os resultados obtidos para o WCVD-FS empregado no tratamento de esgoto doméstico, tomando-se como base a identificação dos teores de N e P na umbela e no caule das macrófitas, infere-se o seguinte:

- Os teores de N foram em média 24,20 ± 1,75 mg.g<sup>-1</sup> N na umbela e 13,49 ± 0,62 mg.g<sup>-1</sup> N no caule, para ambos quadrantes.
- Os teores de P foram em média 3,01 ± 0,08 mg.g<sup>-1</sup> P na umbela e 1,69 ± 0,09 mg.g<sup>-1</sup> P no caule, para ambos quadrantes.
- A altura média observada para as macrófitas após 90 dias da poda foi de 108,40 cm para o quadrante 1 e 146,90 cm no quadrante 3.

Não se observou influência dos períodos de repouso e operação dos quadrantes sobre a fitoextração de nutrientes.

## Referências

- APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21th.ed.** APHA-AWWA-WEF. 1368p. Washington, 2005.
- APHA - American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20th.ed.** APHA-AWWA-WEF. 1325p. Washington, 1998.
- BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment *wetlands*? **Water Science and Technology** 35(5): 11–17, 1997.
- BOAR, R.R. Responses of fringing *Cyperus papyrus* L. swamp to changes in water level. **Aquatic botany**, UK. v.84, p.85-92, 2006.
- CHALE, F.M.M. Plant biomass and nutrient levels of a tropical macrophyte (*Cyperus papyrus* L.) receiving domestic wastewater. **Hydrobiological bulletin** 21 (2), p.167-170, 1987
- GREENWAY, M. The role of macrophytes in nutrient removal using constructed wetlands. **Environmental bioremediation technologies**, p. 331-349, 2007
- KIM, B.; GAUTIER, M.; PROST-BOUCLE, S.; MOLLE, P.; MICHEL, P.; GOURDON, R. Performance evaluation of partially saturated vertical flow constructed *wetland* with trickling filter and chemical precipitation for domestic and winery wastewaters treatment. **Ecological Engineering**, v.71, p.41-47, 2014.
- LANGERGRABER, G.; PRANDSTETTEN, C.; PRESSL, K.S.; LEROCH, K.; ROHRHOFER, R., HABERL, R. Investigations on nitrogen removal in a two-stage subsurface vertical flow constructed wetland. In VYMAZAL, J. **Wastewater treatment plant dynamics and management in constructed and natural wetlands**. Cap.18, 353 p., 2008.
- MBURU, N.; ROUSSEAU, D.P.L.; VAN BRUGGEN, J.J.A.; LENS, P.N.L. Use of macrophyte *Cyperus papyrus* in wastewater treatment. In VYMAZAL, J. **The rol of natural and constructed wetlands in nutrient cycling and retention on the landscape**. Cap.20, 323 p., 2015.
- ODONG, R; KANSIIME, F.; OMARA, J.; KYAMBADDE, J. The potential of four tropical wetland plants for the treatment of abattoir effluent. **International Journal of Environmental Technology and Management**. v.16 (3), 2013.
- SOLÍS, I.A. **Evaluación de la capacidad remediadora de la vegetación en un humedal artificial**. Dissertação (Mestrado em Biologia) Universidade Autónoma Metropolitana Iztapalapa, como requisito para a obtenção parcial do grau de mestre em Biologia, Iztapalapa, DF, México, 87p.2014.
- TEDESCO, M.J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995.174p.
- TREIN, C.M. **Monitoramento de sistemas descentralizados de wetlands construídos de fluxo vertical aplicados no tratamento avançado de esgotos**. Dissertação (Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, SC, Brasil, 134p. 2015
- VOGEL, A.I., 1981. **Química analítica qualitativa**. 5.Ed, editora Mestre Jou, São Paulo, p.66
- VON SPERLING, M. **Princípios de tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Belo Horizonte, MG: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. v.1, 240p., 1995.
- VYMAZAL, J. Vegetation development in subsurface flow constructed wetlands in the Czech Republic. **Ecological Engineering**. p. 575-581, 2013.
- ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands construídos utilizando brita e bambu como suporte**. (Tese de doutorado) 189 p. Faculdade Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.



## **WETLANDS CONSTRUÍDOS HORIZONTAIS APLICADOS NO TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTOS**

**Pablo Heleno Sezerino\***

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
pablo.sezerino@ufsc.br

**Mayara Oliveira dos Santos**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
mayolivs@hotmail.com

**Catiane Pelissari**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
catianebti@gmail.com

**Giovanna Sánchez Celis**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
giova.sanchez1611@gmail.com

**Luiz Sérgio Philippi**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
l.philippi@yahoo.com.br

### **Resumo**

O objetivo deste trabalho é destacar a aplicação dos *wetlands* construídos horizontais (WCH) empregados no tratamento descentralizado de esgotos. A manutenção da vida útil dos WCH está condicionada à remoção de material grosseiro, gorduras e sólidos em suspensão presentes no afluente, sendo assim, há necessidade de utilização de unidades de tratamento primário a montante, tais como os decanto-digestores tipo tanque séptico (TS). Quatro diferentes sistemas de tratamento compostos por TS seguidos de WCH foram analisados. O Sistema 1 (WCH com 6 m<sup>2</sup> de área) foi construído em 2011 e foi empregado para o tratamento dos efluentes gerados numa residência com quatro pessoas. O Sistema 2 (WCH com 10 m<sup>2</sup> de área) foi construído em 2002 e foi empregado para o tratamento dos efluentes gerados numa residência com 5 pessoas. O Sistema 3 (WCH com 50 m<sup>2</sup> de área) foi construído em 2001 e o Sistema 4 (WCH com 72 m<sup>2</sup> de área) foi construído em 2002, ambos os Sistemas 3 e 4 foram empregados para o tratamento de efluentes gerados em

empreendimentos com características de pousada. O monitoramento dos quatro sistemas deu-se por meio de análises físico-químicas e bacteriológicas, sendo realizado durante períodos de 1 ano e meio, 5 anos, 8 anos e 1 ano para os Sistemas 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Os WCH apresentaram eficiência compatível com o tratamento secundário, destacando remoções de 73% a 89% para DQO e de 80% a 90% para SS, apresentando-se, portanto, como alternativa de grande potencial para a promoção da descentralização do tratamento de esgotos, atuando tanto em nível unifamiliar como coletivo.

**Palavras-chave:** Tratamento descentralizado de esgotos. *Wetlands* construídos horizontais. Unifamiliar. Coletividade. Desempenho.

## 1 Introdução

Apesar das melhorias observadas atualmente com relação ao acesso aos sistemas de esgotamento sanitário no Brasil, ainda há muito a evoluir para se atingir a universalização. O tratamento descentralizado de esgotos torna-se imperativo para o atendimento desta universalização, dado as características das cidades brasileiras e, sobretudo, as comunidades isoladas e rurais.

Dentre os benefícios básicos do saneamento descentralizado, Massoud, Tarhini e Nasr (2009) atribuem à redução, ou a não utilização de água potável como meio de transporte dos efluentes, reduzindo assim a pressão sobre a escassez dos recursos hídricos, possibilidade de execução em etapas de acordo com o investimento financeiro, disponibilidade de muitas tecnologias flexíveis às diversas situações, além de promover a proteção da saúde humana e do meio ambiente.

Na última década diferentes sistemas de tratamento vêm sendo empregados, destacando-se os *wetlands* construídos (WC). Os *wetlands* construídos são capazes de promover a depuração de águas residuárias de maneira simples e economicamente atrativa, através de uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos que incluem sedimentação, precipitação, adsorção às partículas do material filtrante, assimilação pelos tecidos das plantas e transformações microbiológicas (VYMAZAL e KROPFELOVÁ, 2008).

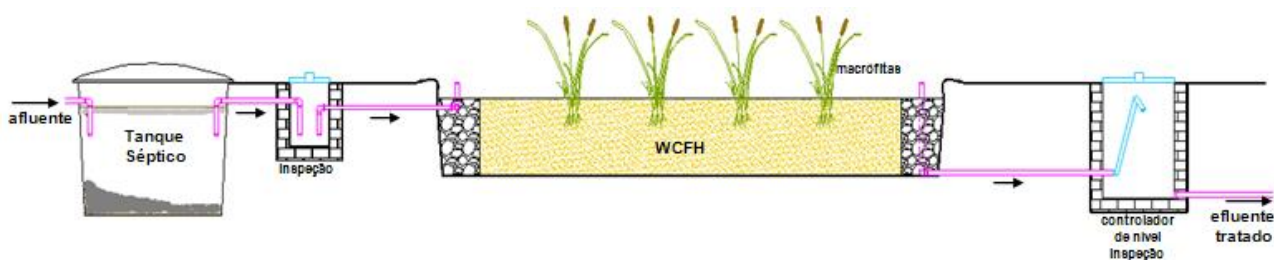
Dentre as possibilidades de arranjos e modalidades de WC, os *wetlands* construídos horizontais (WCH) são os mais utilizados no contexto da descentralização dos sistemas de tratamento de esgotos.

Os diferentes elementos atuantes no processo de tratamento nos WCH, tais como os critérios de dimensionamento e operação (carga orgânica, taxa hidráulica e regime de alimentação), a composição do material filtrante e as macrófitas empregadas, possuem particularidades vinculadas à localidade do estudo e/ou aplicação da unidade de tratamento.

A manutenção da vida útil do WCH está condicionada à remoção de material grosseiro, gorduras e sólidos em suspensão presentes no afluente, sendo assim, há necessidade de utilização de unidades de tratamento primário a montante dos *wetlands*. Emprega-se, na maioria das vezes,

decanto-digestores tipo tanque séptico (TS) como unidades de tratamento primário, sendo, portanto, o efluente líquido desta unidade direcionado para o módulo de *wetland* (Figura 1).

Figura 1 – Representação da sequência de tratamento composto por TS seguido de WCH.



Fonte: Sezerino *et al.* (2014)

Diante disso, o objetivo deste trabalho é destacar a aplicação de *wetlands* construídos horizontais empregados no pós-tratamento de tanque séptico e submetidos a diferentes demandas de tratamento descentralizado de esgotos, tais como efluentes gerados em residências unifamiliares e em empreendimentos coletivos com características de pousada.

## 2 Metodologia

Quatro diferentes sistemas de tratamento descentralizado de esgotos compostos pelo arranjo tecnológico, TS como tratamento primário, seguidos de tratamento secundário empregando WCH foram monitorados, por meio de coletas e análises físico-químicas e bacteriológicas, pelos pesquisadores do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), pertencentes ao Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

O Sistema 1 foi empregado no tratamento de esgostos gerados em uma residência unifamiliar composta por quatro pessoas, no município de Santo Amaro da Imperatriz – SC e foi monitorado por 1 ano e meio (GUIMARÃES, 2013). O Sistema 2 também foi empregado no tratamento de esgostos gerados em uma residência unifamiliar, porém com cinco pessoas, no município de Florianópolis – SC, e foi monitorado por 5 anos (SEZERINO *et al.*, 2014). Os Sistemas 3 e 4 foram empregados nos tratamentos de esgostos de empreendimentos coletivos com características de pousada gerados em Centros de Treinamento da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (EPAGRI), sendo o Sistema 3 localizado no município de Videira – SC, com período de monitoramento de 8 anos (SEZERINO *et al.*, 2012), e o Sistema 4 localizado no município de Tubarão – SC, com período de monitoramento de 1 ano (SEZERINO *et al.*, 2014). A Tabela 1 e a Figura 2 descrevem e apresentam as especificações de projeto de cada sistema em estudo.

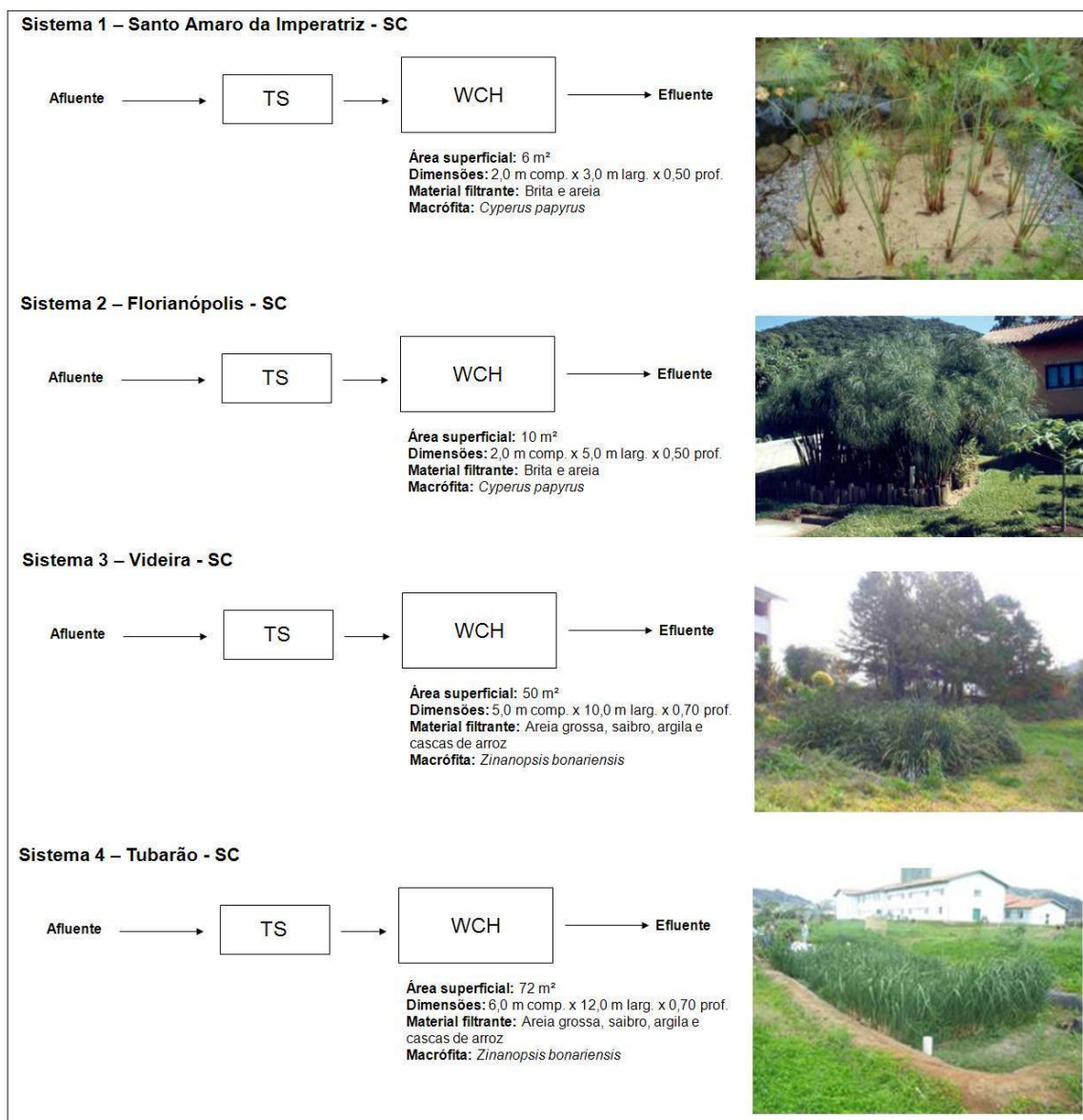
Tabela 1 – Características dos WCH estudados.

Sistema	Local	Data de implantação	Máxima Pop. atendida	Dimensões (LxCxP)*	Leito filtrante	Macrófita
1	Santo Amaro da Imperatriz – SC	2011	4 pessoas	2m x 3m x 0,5m	Brita e areia	<i>Cyperus papyrus</i>
2	Florianópolis – SC	2002	5 pessoas	2m x 5m x 0,5m	Brita e Areia	<i>Cyperus papyrus</i>
3	Videira – SC	2001	50 pessoas	5m x 10m x 0,7m	Areia grossa, saibro, argila e cascas de arroz	<i>Zizaniopsis bonariensis</i>
4	Tubarão – SC	2002	150 pessoas	6m x 12m x 0,7m	Areia grossa, saibro, argila e cascas de arroz	<i>Zizaniopsis bonariensis</i>

\* Largura x Comprimento x Profundidade.

Fonte: Autoria própria (2015).

Figura 2 – Representação da configuração dos sistemas estudados. Em detalhe apresenta-se fotos dos WCH de cada sistema.



Fonte: Autoria própria (2015).



O monitoramento dos quatro sistemas de tratamento deu-se por meio de coletas pontuais e análises físico-químicas de acordo com o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998; APHA, 2005). Os parâmetros analisados foram: Potencial Hidrogeniônico (pH), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos (SS), Nitrogênio Amoniacoal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), Ortofosfato reativo (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) e *E.coli*.

### 3 Resultados

Os resultados médios obtidos das amostras de entrada e saída dos *wetlands* construídos de fluxo horizontal e suas respectivas porcentagens de remoção em relação aos parâmetros são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Resultados médios (afluente – efluente aos WCH) e desempenho de remoção (% ou log<sub>10</sub>) em relação aos parâmetros analisados.

Parâmetro	UNIFAMILIAR		COLETIVO	
	Sistema 1 Santo Amaro da Imperatriz/SC	Sistema 2 Florianópolis/SC	Sistema 3 Videira/SC	Sistema 4 Tubarão/SC
pH	7,4 – 7,1 (n=25)	7,6 – 7,2 (n=22)	6,3 – 6,2 (n=14)	6,3 – 6,1 (n=12)
DQO (mg/L)	505 – 88 (n=16) <b>83%</b>	367 – 64 (n=22) <b>83%</b>	396 – 105 (n=14) <b>73%</b>	678 – 76 (n=12) <b>89%</b>
SS (mg/L)	85,9 – 17,1 (n=21) <b>80%</b>	115 – 11 (n=22) <b>90%</b>	-	451 – 82 (12) <b>82%</b>
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	93 – 72 (n=21) <b>23%</b>	58 – 48 (n=20) <b>17%</b>	56 – 25 (n=14) <b>55%</b>	28 – 14 (n=12) <b>50%</b>
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	35,5 – 13 (n=23) <b>63%</b>	19 – 9 (n=18) <b>53%</b>	27 – 11 (n=14) <b>59%</b>	-
<i>E. coli</i> (log <sub>10</sub> )	5,91 – 4,75 (n=7) <b>1,16 log<sub>10</sub></b>	6,81 – 4,15 (n=5) <b>2,66 log<sub>10</sub></b>	5,9 – 4,5 (n=6) <b>1,4 log<sub>10</sub></b>	5,78 – 2,32 (n=4) <b>3,46 log<sub>10</sub></b>

n = número de amostragens.

Fonte: Autoria própria (2015).

Destaca-se que todos os WCH foram projetados para atuarem como etapas de tratamento secundário de efluente líquido pós tanque séptico. Ressalta-se, também, que os Sistemas 1 e 2 são tratamentos para unidades unifamiliares e os sistemas 3 e 4 tratam esgotos domésticos que remetem-se a cenários de pousadas, ou seja, multifamiliar.

Nota-se uma variabilidade da relação área/pessoa variando de 0,5 a 2 m<sup>2</sup>/pessoa, assim como da composição do material filtrante, dificultando, portanto, uma análise comparativa e uma tendência de padronização.

Em relação às eficiências do tratamento realizado pelos WCH, destaca-se elevada porcentagem de remoção do material carbonáceo expresso em termos de DQO, atingindo valores médios de remoção de 83%, 83%, 73% e 89% para os Sistemas 1, 2, 3 e 4, respectivamente. Da mesma forma, elevadas eficiências de remoção de SS foram obtidas, apresentando médias de 80%, 90% e 82% de remoção nos Sistemas 1, 2 e 4, respectivamente. Os elevados valores médios de

remoção de DQO e SS obtidos nos três *wetlands* construídos corroboram com as eficiências apresentadas na literatura especializada, destacando-se o trabalho de da Costa *et al* (2013), os quais afirmam que os WCH são uma boa alternativa tecnológica para a remoção da matéria orgânica carbonácea e dos sólidos em suspensão.

Em termos de nutrientes, para  $N-NH_4^+$  destaca-se a eficiência dos sistemas aplicados para o cenário coletivo, sendo que o Sistema 3 apresentou uma remoção média de 55% e 50% para o Sistema 4. Dado que essa modalidade de *wetland* não é aplicada para a nitrificação, é provável que a remoção de  $N-NH_4^+$  possa estar associada à adsorção ao material filtrante, assimilação pelas macrófitas, bem como, assimilação microbiana (VYMAZAL, 2005).

Dado que os principais mecanismos de remoção de  $P-PO_4^{3-}$  são a adsorção pelo material filtrante e assimilação pelas macrófitas e micro-organismos, e que parte da variação de remoção de  $P-PO_4^{3-}$  nos WC está relacionada com o armazenamento temporário, os sistemas apresentaram remoções significativas desse íon variando de 53% a 63%, visto que os mesmos operaram a mais de 1 ano.

Ressalta-se que as vias de remoção de nutrientes em WCH são complexas e dependentes de inúmeros fatores, tais como a transferência de oxigênio para o maciço filtrante, o requerimento nutricional e o manejo das macrófitas, a capacidade de troca catiônica do material filtrante, entre outros (KADLEC e WALLACE, 2009). Destaca-se, também, que os WCH não são projetados com o intuito de maximizar os mecanismos de remoção e/ou transformação de nutrientes presentes nos esgotos afluentes.

Observou-se baixa remoção de organismos patogênicos em todos os sistemas, tendo uma variação de 1,16 a 3,46  $\log_{10}$  removidos. A eficiência desses sistemas na remoção de organismos patogênicos está diretamente associada às condições climáticas, sedimentação, filtração e predação, bem como o tempo de retenção (IWA, 2000). No entanto, o efluente final dos Sistemas 1, 3 e 4 são infiltrados no solo, e o efluente do Sistema 2 passa por uma desinfecção por pastilhas de cloro sendo disposto em rede de drenagem pluvial.

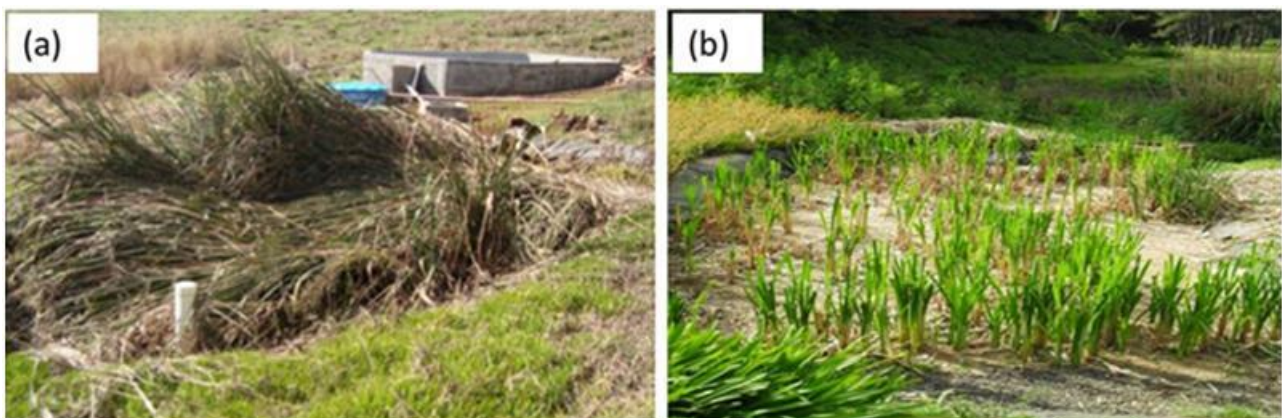
Após quatro anos de operação do Sistema 2 e oito anos de operação do Sistema 3, o material filtrante de ambos os sistemas apresentaram redução da condutividade hidráulica, produzindo área de empocamento no filtro indicando o início do fenômeno de colmatação, havendo, portanto, a necessidade da retirada do leito filtrante e sua troca (Figuras 3 e 4).

Figura 3 – Fotos do fenômeno de colmatção no WCH do Sistema 2. (a) empoçamento no leito filtrante; (b) remoção manual do material; (c) características do material colmatado; (d) reposição de novo material filtrante



Fonte: Sezerino *et al.* (2014).

Figura 4 – Fotos do fenômeno de colmatção no WCH do Sistema 3. (a) WCH colmatado; (b) WCH após troca do material filtrante.



Fonte: Pesquisa de campo (2009).

## 4 Conclusões

As principais conclusões que podem ser elencadas a partir da experiência obtida com o monitoramento dos WCH empregados no tratamento complementar de efluente de tanque séptico, são:

- os WCH apresentaram eficiência compatível com o tratamento secundário, destacando uma remoção de 73% a 89% para DQO e de 80% a 90% para SS;
- a remoção de nutrientes pode ser considerada satisfatória no Sistema 3 (WCH com relação de 1m<sup>2</sup>/pessoa), onde obteve-se remoção de 55% de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 59% de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>;
- considerando o parâmetro *E.coli* há que se ter uma etapa de desinfecção pós o WCH para o lançamento do efluente final em corpo hídrico e/ou rede de drenagem pluvial, a fim de que se atendam os limites estabelecidos para as classes de usos mais restritivas;
- a colmatação do material filtrante é um fenômeno praticamente inevitável. Há que se propor estratégias para o prolongamento da vida útil do *wetland*, bem como dispor de serviços locais para a retirada e disposição adequada do material retirado do sistema;
- o requerimento operacional para manutenção das unidades de tratamento pode ser considerado baixo, relacionando-se, principalmente, com a retirada de lodo de TS conforme previsão de projeto, bem como a poda regular das macrófitas e a retirada de plantas indesejadas.

Por fim, conclui-se que a tecnologia dos WCH pós TS apresenta-se como uma alternativa de grande potencial para a promoção da descentralização do tratamento de esgotos, atuando tanto em nível unifamiliar como coletivo.

## 5 Referências

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20st ed. APHA, Washington, 1998.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. APHA, Washington, 2005.

da COSTA, J.C.; de PAOLI, A. C.; SEIDL, M., von SPERLING, M. Performance and behaviour of planted and unplanted units of a horizontal subsurface flow constructed wetland system treating municipal effluent from a UASB reactor. **Water Science and Technology**, v. 68, n.7., p. 1495 – 1502, 2013.

GUIMARÃES, T. M. V. **A Comportamento de filtro plantado horizontal (wetlands construídos) no tratamento de esgoto unifamiliar**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

IWA – International Water Association. **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. Scientific and Technical Report No. 8**. London, England: IWA Publishing. 2000,156p.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC, Press 2 th ed, 2009, 1016p.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 1, p. 652-659, 2009.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; PELISSARI, C.; SUNTTI, C., TREIN, C. M.; SCARATTI, D.; MAGRI, M. E.; PHILLIPI, L. S. Two diferente layouts of constructed wetlands applied as decentralized wastewater treatment in Southern Brazil. In: 13° INTERNATIONAL CONFERENCE WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 2012, Perth. **Anais...** Perth: IWA, 2012.

SEZERINO, P. H.; TREIN, C. M.; PELISSARI, C.; BENTO, A. P.; PHILLIPI, L. S. *Wetlands* construídos empregados no tratamento descentralizado de esgotos. In: XVIII EXPOSIÇÃO DE EXPERIÊNCIAS MUNICIPAIS EM SANEAMENTO, 2014, Uberlândia. **Anais...** Uberlândia: ASSEMAE, 2014.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Ecological Engineering**. p.13, 2005.

VYMAZAL, J; KROPFELOVÁ, L. **Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow**. RepublicaTcheca, 2008, 579 p.





## **TRATAMENTO DE RESÍDUOS SÉPTICOS EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL**

**Édio Damásio da Silva Júnior\***

Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, Rio Verde – GO, Brasil  
Departamento de Engenharia Ambiental  
edio.damasio@ifgoiano.edu.br

**Rogério de Araújo Almeida**

Universidade Federal de Goiás, Goiânia – GO, Brasil  
Escola de Engenharia Civil  
rogerioufg@gmail.com

**Elisa Rodrigues Siqueira**

Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado de Goiás, Goiânia – Brasil  
siqueira.rodrigues@gmail.com

**Ábio Rodvalho da Silva**

Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia – Brasil  
abiors@hotmail.com

**Andriane de Melo Rodrigues**

Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, Rio Verde – GO, Brasil  
andriane.melo@gmail.com

### **Resumo**

A utilização de wetlands construídos (WC) no tratamento de resíduos sépticos (RS) ainda é bastante limitada no Brasil, principalmente em função de poucas pesquisas sobre o tema. O objetivo deste trabalho foi avaliar o uso de uma WC de fluxo vertical descendente no tratamento de RS, dando ênfase especificamente na eficiência de tratamento do líquido percolado e do biossólido acumulado nas células de tratamentos para atendimento à legislação ambiental brasileira. Foram construídas duas células (uma vegetada com capim vetiver e a outra sem vegetação) experimentais para recepção e tratamento dos RS. Tanto o RS bruto como a fração líquida lixiviada tratada, além do lodo acumulado nos leitos foram avaliados por meio de parâmetros físico-químicos e microbiológicos ao longo do tempo. Observou-se que a WC apresentou maior eficiência e adequado atendimento à legislação ambiental em relação ao tanque controle, com exceção do teor de nitrogênio amoniacal, para o lixiviado tratado. O sistema sem plantas sempre apresentou elevada variação de eficiência e pouco atendimento à legislação. Com relação ao lodo acumulado, ambos os leitos de tratamento apresentaram eficiência de tratamento para posterior uso agrícola, mas para isso, houve a necessidade de pelo menos um mês como período de “descanso”, sem aplicações.

**Palavras-chave:** Lodo séptico. Alagados construídos. Legislação ambiental.

## 1 Introdução

Wetlands construídos (WC) são sistemas projetados para melhorar a qualidade do meio ambiente, principalmente através da redução da carga de poluição lançada nos corpos hídricos. São ambientes formados por um conjunto de naturais processos de purificação da água, resultados da interação do poluente com a vegetação, solo e comunidade microbológica existente na área alagada (NIKOLIĆ; MILIĆEVIĆ; MILENKOVIĆ, 2009).

Estes sistemas podem ser instalados no local onde o esgoto é gerado, podem ser operado por pessoas com baixa escolaridade, exigem pouca energia, são mais flexíveis e menos suscetíveis às variações de aplicação de cargas orgânicas (BRIX, 1994; SOLANO; SORIANO; CIRIA, 2004).

A utilização destes ambientes no tratamento de águas residuárias ocorre desde a década de 1950 em nível mundial. Desde então, seu uso tem sido investigado em vários países para o tratamento de diferentes resíduos, com eficiência satisfatória, baixo custo de implantação e operação (KADLEC; WALLACE, 2009).

O tratamento de resíduos sépticos (RS) em WC foi pesquisado de forma pioneira por Liénard; Payrastré (1996), em Lyon, na França, em lagoas cultivadas com Reed (*Phragmites australis*), e serviu de inspiração posterior para novas pesquisas como Koottatep et al. (2004), que avaliaram durante 7 anos, um WC de fluxo vertical, vegetado com taboa (*Typha angustifolia*).

Embora pesquisas internacionais apresentem WC como sendo adequados para o tratamento de vários tipos de resíduos, estudos sobre sua utilização no tratamento de RS ainda são muito recentes e quase inexistentes no Brasil, destacando-se apenas trabalhos como Suntti; Magri; Philippi (2011).

Mediante a falta de informações sobre o comportamento e eficiência de WC's no tratamento de RS em nível nacional, este estudo teve como objetivo avaliar o uso de uma WC de fluxo vertical descendente no tratamento destes resíduos, dando ênfase especificamente na eficiência de tratamento do líquido percolado e do bio sólido acumulado nas células de tratamentos.

## 2 Material e métodos

### 2.1 Configuração experimental

Para avaliar a eficiência da WC no tratamento de RS foi implantada uma estação de tratamento experimental, com duas células (Figura 1). Uma foi vegetada com Capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) e a outra permaneceu sem vegetação, para servir como testemunha.

A célula vegetada foi denominada de WC e a outra, de célula ou tanque controle.

Figura 1 Estação experimental para tratamento de RS em alagados construídos.

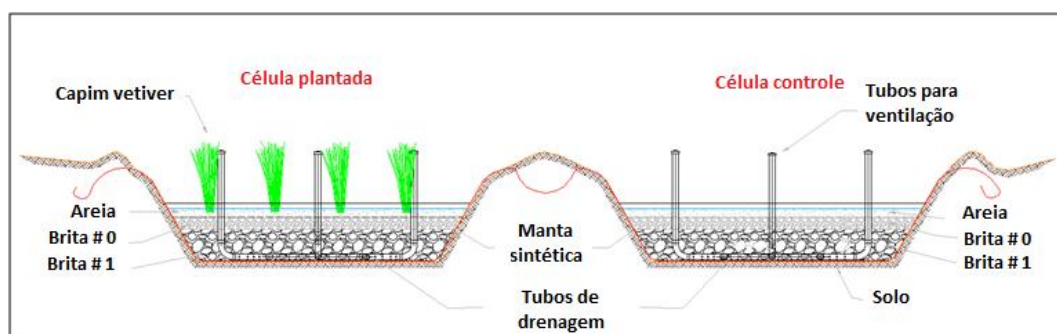


Fonte: Pesquisa de campo (2013)

## 2.2 Configuração, dimensionamento e substrato

As células foram escavadas no solo, impermeabilizadas com manta de PVC e preenchidas com camadas sobrepostas de substrato. A partir do fundo para a superfície foram dispostos 40 cm de brita # 1, 15 cm de brita # 0 e 10 cm de areia média (Figura 2). Acima da superfície de cada leito de tratamento foi deixada uma borda livre de 55 cm para armazenar os resíduos durante as aplicações. Cada célula possui forma de tronco de pirâmide invertida, com dimensões de 3,0 m x 4,0 m de base inferior, 4,15 m x 5,15 m na base superior e 1,20 m de profundidade total.

Figura 2 Seção transversal representativa do sistema de tratamento implantado.



Fonte: Pesquisa de campo (2013)

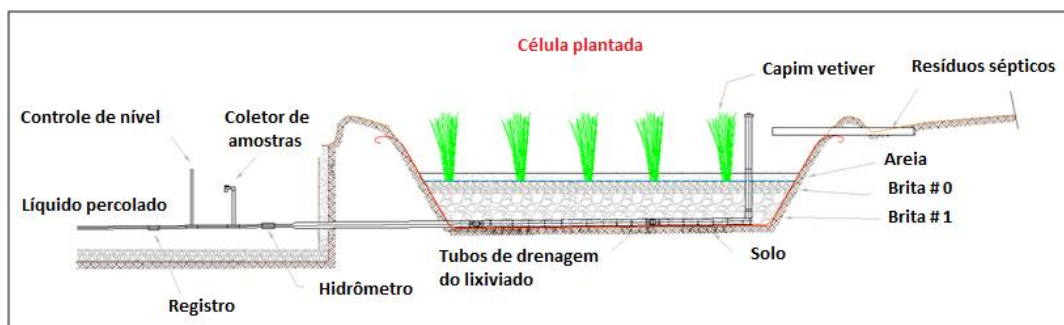
Nas bases inferiores das células de tratamento foram implantados sistemas de coleta e drenagem de lixiviado, por meio de tubulações de PVC com 75 mm de diâmetro, perfuradas em três filas longitudinais de furos de 10 mm.

Foi acoplado, ao lado de fora de cada sistema de drenagem de lixiviado, um hidrômetro para medir o volume de efluentes, uma torneira para amostragem do líquido tratado, um tubo vertical para controlar o nível do líquido interno das células e um registro para esgotamento das mesmas



(Figura 3). O nível de líquido foi mantido a cerca de 10 cm abaixo da superfície do substrato, a fim de manter o escoamento subsuperficial, evitando o contato direto do líquido com a atmosfera.

Figura 3 Secção longitudinal representativa das unidades hidráulicas da estação experimental em estudo.



Fonte: Pesquisa de campo (2013)

Uma das células foi vegetada com vinte mudas de Capim Vetiver, espaçadas 60 cm de distância entre elas.

### 2.3 Aplicação dos resíduos sépticos

A forma de alimentação das células de tratamento ocorreu em bateladas, através da aplicação em média de 3,3 m<sup>3</sup> de RS em cada tanque, por semana. A taxa média de aplicação de sólidos foi de 34,36 kg de ST/m<sup>2</sup>. ano. Já a taxa volumétrica média foi de 0,165 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>. semana.

Os RS foram aplicados através do esgotamento do líquido dos caminhões, que, antes de adentrar às células de tratamento, passavam por uma grade para retenção de sólidos grosseiros. Ao ser esgotado às células, o resíduo caía sobre um bloco de concreto, sua energia cinética era dissipada, espalhando o RS pela superfície e propiciando lenta infiltração.

Com as aplicações, o material sólido contido no RS foi sendo acumulado na superfície de cada leito. A parte líquida do RS percolava pelos vazios do substrato até alcançar o nível de controle. O excedente era drenado pelo tubo de controle de nível e mensurado pelos hidrômetros.

Depois de seis dias de aplicação, procedeu-se o esvaziamento de ambos os leitos de tratamento através da abertura dos registros. Assim, o tempo de retenção hidráulica (TRH) foi de 6 dias. Com a abertura dos registros, os líquidos percolados eram completamente drenado e seus volumes medidos por hidrômetros. Nova aplicação de RS era realizada no dia seguinte. Este ciclo repetiu-se por um período de 98 dias consecutivos, num total de 14 aplicações.

### 2.4 Cálculo da eficiência do sistema de tratamento

O cálculo da eficiência de tratamento dos RS em WC considerou a remoção da carga poluente (concentração x volume), tal como sugerido por Almeida e Ucker (2011) (Equação 1).

$$Ef (\%) = 100 * \frac{[(Ce*Ve)-(Cs*Vs)]}{Ce*Ve} \quad (1)$$

Onde:

$Ef$  = eficiência percentual na remoção de carga poluente de um atributo específico (%)

$Ce$  = concentração de entrada (mg/L)

$Cs$  = concentração de saída (mg/L)

$Ve$  = volume de entrada (L)

$Vs$  = volume de saída (L)

Os volumes de saída foram medidos por hidrômetros. Já os volumes de entrada foram estimados pela pesagem dos caminhões antes e após o processo de descarga. Assim, obteve-se o valor da massa esgotada. Amostras de RS foram recolhidas para avaliação de sua massa específica para posterior cálculo do volume de entrada de RS nos tanques.

Aos volumes de entrada foram adicionados volumes de chuvas, que foram estipulados através de um pluviômetro instalado no local. A diferença entre o volume aplicado (RS e precipitação) e o volume drenado ( $Vs$ ) foi atribuída à evapotranspiração do sistema.

## 2.5 Amostragem dos resíduos

Para a avaliação das concentrações de parâmetros de poluição, amostras foram coletadas a partir do RS bruto e após passagem pelos leitos de tratamento. O resíduo bruto foi amostrado durante a alimentação dos leitos, de forma composta, recolhendo-o de forma composta diretamente no tudo de entrada dos tanques. Ao todo, 13 semanas de amostragens e análises laboratoriais foram realizadas. Já as amostras de resíduos tratados foram coletadas nas torneiras destinadas para tal finalidade, no 6º dia após a aplicação, imediatamente antes da drenagem completa dos leitos.

## 2.6 Parâmetros analisados

Foram analisados nos resíduos brutos: pH, umidade, óleos e graxas, sólidos totais, fixos, voláteis e sedimentáveis, nitrogênio total, nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato, fósforo total, DBO, coliformes totais, *Escherichia coli*, *Salmonella spp.* e ovos viáveis de helmintos. Estes parâmetros foram escolhidos para geral caracterização do teor de material orgânico, nutrientes e microrganismos patogênicos, visando posteriores usos na agricultura (fração sólida) e disposição em corpo hídrico (fração líquida tratada).

Para análise dos parâmetros dos efluentes tratados foram avaliadas: pH, óleos e graxas, sólidos totais, fixos, voláteis e sedimentáveis, nitrogênio amoniacal, fósforo total, DBO, coliformes totais e *Escherichia coli*. Estes parâmetros foram estudados em função da possibilidade de

disposição do efluente líquido tratado em corpos hídricos, conforme resolução número 430/2011 do CONAMA, embora a mesma não exija o controle de todos estes parâmetros.

Além disso, o lodo acumulado em ambas as superfícies do sistema foi recolhido para análise posterior. Para isso, analisou-se periodicamente: sólidos totais, voláteis e fixos, coliformes totais, *Escherichia coli*, *Salmonella* spp. e ovos viáveis de helmintos. Estes parâmetros foram avaliados em função da possibilidade de uso agrícola do lodo tratado, conforme resolução número 375/2006 do CONAMA, embora a mesma não exija o controle de todos estes parâmetros.

### 3 Resultados e discussão

A caracterização do RS bruto (Tabela 1) apresentou valores típicos aos reportados na literatura, destacando-se a alta variabilidade e falta de normalidade de dados, exceto para o pH e umidade.

Tabela 1 Análise estatística da caracterização do RS bruto.

Parâmetro	Máximo	Mínimo	Média	Mediana
pH	8,40	7,38	7,76	7,50
Umidade (%)	99,99	94,85	99,05	99,75
Óleos e graxas totais (mg/L)	398,40	23,40	115,05	73,50
Fósforo total (mg/L)	20,70	0,20	6,76	0,90
Nitrogênio total (mg/L)	727,11	49,72	304,22	220,03
Nitrogênio orgânico (mg/L)	649,60	3,30	220,00	113,55
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	274,40	37,80	108,08	99,40
Nitrito (mg/L)	1,20	0,01	0,21	0,10
Nitrato (mg/L)	48,00	3,31	19,72	15,50
Sólidos totais (mg/L)	26320,00	488,00	5635,73	2471,00
Sólidos fixos (mg/L)	12171,00	136,00	2481,00	924,00
Sólidos voláteis (mg/L)	21782,00	352,00	4662,73	1646,00
Sólidos sedimentáveis (ml/L)	470,00	0,40	89,78	45,50
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	960,00	110,00	369,58	300,00
Coliformes totais (NMP/100 mL)	1,64E+08	3,27E+06	4,64E+07	1,25E+07
<i>Escherichia coli</i> (MNP/100 mL)	7,50E+07	3,23E+05	1,48E+07	5,20E+06
<i>Salmonella</i> spp.	Ausência	Ausência	Ausência	Ausência
Ovos viáveis de helmintos (ovos/g ST)	1,8	0,00	0,75	0,60

Fonte: Pesquisa de campo (2013)

Devido ao alto teor de matéria orgânica, nutrientes e agentes patogênicos, destaca-se a necessidade de tratamento adequado de RS antes da sua disposição no ambiente.

Após aplicação destes resíduos e TRH de 6 dias, a fração líquida lixiviada em cada tanque apresentou eficácia variada. As Tabelas 2 e 3 mostram os valores das análises do efluente dos tanques sem vegetação e plantado (WC), respectivamente.

Tabela 2 Resultado das análises do resíduo tratado e esgotado da célula sem vegetação.

Parâmetro	Máximo	Mínimo	Média	Mediana
pH	7,48	7,08	7,31	7,31
Óleos e graxas totais (mg/L)	45,60	2,60	17,78	14,40
Fósforo total (mg/L)	3,49	0,01	1,17	0,08

Nitrogênio amoniacal (mg/L)	226,80	21,28	73,78	58,80
Sólidos totais (mg/L)	6.229,00	483,50	1.472,35	938,00
Sólidos sedimentáveis (ml/L)	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	850,00	20,00	356,36	200,00
Coliformes totais (NMP/100 mL)	860.000,0	2.920,00	150.908,33	53.380,00
<i>Escherichia coli</i> (MNP/100 mL)	57.300,0	630,00	14.135,83	6.350,00

Fonte: Pesquisa de campo (2013)

Tabela 3 Resultado das análises do resíduo tratado e esgotado da célula plantada.

Parâmetro	Máximo	Mínimo	Média	Mediana
pH	7,37	6,80	7,10	7,03
Óleos e graxas totais (mg/L)	52,6	1,50	18,40	20,40
Fósforo total (mg/L)	2,60	0,02	0,87	0,14
Nitrogênio amoniacal (mg/L)	229,6	38,08	99,55	98,00
Sólidos totais (mg/L)	5.788,0	415,00	1.556,75	893,00
Sólidos sedimentáveis (ml/L)	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	79,10	10,00	43,56	40,00
Coliformes totais (NMP/100 mL)	410.600,0	7.960,00	77.355,00	47.000,00
<i>Escherichia coli</i> (MNP/100 mL)	64.400,0	100,00	14.932,50	4.700,00

Fonte: Pesquisa de campo (2013)

Tendo em conta os padrões de lançamento de esgoto em corpos hídricos criado pela resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 430/2011 (CONAMA, 2011), a WC forneceu tratamento adequado para os parâmetros pH, óleos e graxas totais, sólidos sedimentáveis e DBO. No entanto, o sistema provou não ser suficiente na remoção de nitrogênio.

O pH do efluente, sempre variou de 6,80 a 7,37, dentro da gama de 5 a 9, estabelecida pela citada resolução. O total de óleos e graxas variou entre 52,6 mg/L e 1,50 mg/L, sendo abaixo do limite de 100 mg/L estabelecido pela legislação. O teor de sólidos de sedimentação apresentou resultados mais baixos do que 0,1 ml/L. Os valores de DBO variaram de 79,1 mg/L a 110 mg/L, com um valor médio de 43,56 mg/L, tudo abaixo de 120 mg/L exigido pela resolução.

Já a concentração de nitrogênio amoniacal do efluente da WC variou de 229,6 mg/L a 38,08 mg/L, com um valor médio de 99,55 mg/L e longe de 20 mg/L estabelecido pela legislação ambiental.

Houve também tratamento significativo de fósforo total, sólidos totais, coliformes totais e *Escherichia coli* pela WC, apesar desta resolução não estabelecer padrões de descarga em cursos hídricos para estes parâmetros. No entanto, estes valores podem ser usados em cálculos envolvendo o enquadramento dos recursos hídricos de acordo com a resolução do CONAMA nº 357/2005 (CONAMA, 2005).

Sobre o sistema de controle (sem plantas), a eficiência deste atendeu à legislação ambiental apenas para sólidos sedimentáveis, pH e óleos e graxas. Mostrou-se insatisfatório na remoção de carga orgânica e nitrogênio amoniacal.

Na maioria dos parâmetros estudados, tanto pela média como mediana, a WC apresentou valores mais altos de eficiência do que o tanque controle. As Tabelas 4 e 5 mostram a eficiência de

cada sistema. A WC removeu em média 91,17% de DBO, mantendo-se sempre com eficiência de remoção superior a 80%. Já o tanque controle apresentou grandes flutuações entre 37,94% e 98,51%, tendo semanas (cerca de 40% do período de estudo) com valor negativo, isto é, quando a concentração de saída era maior do que a entrada.

Tabela 4 Eficiência do tratamento do RS na célula controle.

<b>Parâmetro</b>	<b>Máximo</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Média</b>	<b>Mediana</b>
Óleos e graxas totais (%)	96,25	71,42	84,21	85,13
Fósforo total (%)	99,96	16,17	81,91	89,98
Nitrogênio amoniacal (%)	75,32	17,96	44,10	40,85
Sólidos totais (%)	97,12	8,75	60,10	59,22
Sólidos sedimentáveis (%)	99,98	73,87	97,19	99,81
DBO <sub>5</sub> (%)	98,51	37,94	69,42	70,29
Coliformes totais (%)	99,97	74,59	96,45	99,86
<i>Escherichia coli</i> (%)	99,98	95,73	99,16	99,93

Fonte: Pesquisa de campo (2013)

Tabela 5 Eficiência do tratamento do RS na célula vegetada.

<b>Parâmetro</b>	<b>Máximo</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Média</b>	<b>Mediana</b>
Óleos e graxas totais (%)	98,32	85,01	93,61	95,29
Fósforo total (%)	99,50	83,11	91,76	90,69
Nitrogênio amoniacal (%)	83,31	1,92	46,13	51,42
Sólidos totais (%)	98,02	5,34	65,30	67,86
Sólidos sedimentáveis (%)	99,99	88,53	98,68	99,88
DBO <sub>5</sub> (%)	99,40	82,29	91,17	89,54
Coliformes totais (%)	99,992	92,81	99,09	99,84
<i>Escherichia coli</i> (%)	99,991	96,16	99,43	99,93

Fonte: Pesquisa de campo (2013)

Tendo em consideração as exigências da resolução CONAMA nº 430/2011, a WC atendeu a eficiência mínima de 60% e concentração efluente de 120 mg/L para DBO.

Ao longo das aplicações, a camada superficial de lodo aumentou em ambos os tanques, dependendo da concentração de sólidos e da retenção de umidade no sistema. A camada de lodo na WC sempre foi superior devido à sua maior capacidade de retenção de água. A retenção de umidade pelo sistema de controle foi inferior, devido à radiação solar direta e à elevada taxa de infiltração e evaporação do lodo.

A aplicação de RS tornou-se mais difícil na WC com o aumento da camada de lodo (Figura 4), dificultando a infiltração e tratamento dos mesmos, uma vez que alterações no comportamento hidráulico do sistema reduzem o TRH.

Figura 4 Imagem representativa de ambos os leitos de tratamento com destaque para o lodo acumulado após diversas aplicações de RS.



Fonte: Pesquisa de campo (2013)

Tanto durante como após as aplicações, o lodo ficou sob interações com o ambiente, favorecendo o seu tratamento. As Tabelas 6 e 7 apresentam a caracterização do lodo do tanque controle e na WC, respectivamente. Destaca-se que as aplicações do RS encerraram-se após a 14ª semana.

Tabela 6 Evolução do tratamento do lodo acumulado no tanque controle.

Parâmetro	10ª semana	14ª semana	17ª semana	19ª semana
Sólidos totais (% ST/amostra)	32,75	37,63	96,25	95,37
Sólidos fixos (% SF/ST)	35,68	37,67	48,32	52,89
Sólidos voláteis (% SV/ST)	64,32	62,33	51,68	47,11
Ovos viáveis de helmintos (ovo/g de ST)	1,76	0,0	0,0	-
Coliformes totais (NMP/g)	7,28 x 10 <sup>5</sup>	5,11 x 10 <sup>5</sup>	1.480,0	885,00
<i>Escherichia coli</i> (MPN/g)	8,31 x 10 <sup>4</sup>	3,16 x 10 <sup>4</sup>	82,0	72,00
<i>Salmonella spp.</i>	Ausência	Ausência	Ausência	-
Umidade (%)	64,70	62,37	3,75	4,63

Fonte: Pesquisa de campo (2013)

Tabela 7 Evolução do tratamento do lodo acumulado no tanque com vegetação.

Parâmetro	10ª semana	14ª semana	17ª semana	19ª semana
Sólidos totais (% ST/amostra)	24,62	11,95	91,35	92,21
Sólidos fixos (% SF/ST)	32,48	34,25	57,36	67,15
Sólidos voláteis (% SV/ST)	67,52	65,75	42,64	32,85
Ovos viáveis de helmintos (ovo/g de ST)	4,70	0,0	0,0	-
Coliformes totais (NMP/g)	3,57 x 10 <sup>6</sup>	9,94 x 10 <sup>5</sup>	2.200,0	980,00
<i>Escherichia coli</i> (MPN/g)	4,69 x 10 <sup>5</sup>	8,30 x 10 <sup>4</sup>	122,0	102,00
<i>Salmonella spp.</i>	Ausência	Ausência	Ausência	-
Umidade (%)	80,32	88,05	8,65	7,79

Fonte: Pesquisa de campo (2013)

Estes resultados mostram que, mesmo durante as aplicações, o lodo de ambos os sistemas foram tratados. No final da semana 14, a última aplicação, destaca-se o lodo da WC com alta umidade, elevados valores de coliformes totais e *Escherichia coli*, além da ausência de ovos viáveis e *Salmonella spp.* em ambos os sistemas. Também ao longo do tempo, a redução da concentração de sólidos totais e sólidos voláteis fixos aumentou, sugerindo a estabilização do lodo.

Após a análise do RS bruto, destacou-se o alto teor nutricional de nitrogênio (total, orgânico, amônia, nitrito e nitrato) e fósforo total. Neste sentido, a utilização agrícola de lodo pode ser uma alternativa para destinação ambientalmente segura, conforme a resolução CONAMA n° 375/2006 (CONAMA, 2006). Para isso, é necessária a redução dos níveis de organismos patogênicos que atendem à mencionada resolução.

Todos estes valores referidos nesta legislação foram enquadrados em ambos as células de tratamento, cerca de um mês após o cessamento aplicações. Isto sugere que deve haver um período de "descanso" para um melhor tratamento do lodo antes de ser retirado para aplicação agrícola.

#### 4 Conclusão

Com base nas condições de projeto apresentadas (TRH de 6 dias, taxa de aplicação média de sólidos de 34,36 kg ST/m<sup>2</sup>.ano, taxa de aplicação volumétrica média de 0,165 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.semana, aplicação vertical descendente e em bateladas), conclui-se que a eficiência da WC foi significativamente mais elevada do que o sistema de controle, especialmente na remoção de DBO (sempre acima de 80%).

Em relação à legislação ambiental nacional, a WC sempre se comportou em conformidade para descarga do efluente tratado em curso de água, exceto para a presença de nitrogênio amoniacal. Já o tanque controle apresentou diversas limitações e não conformidade para diversos parâmetros.

Referindo-se ao lodo acumulado na superfície de ambos os leitos, recomenda-se um período de "repouso" (sem aplicação) por cerca de 1 mês, para sua posterior utilização na agricultura, segundo os parâmetros estudados.

#### 5 Referências

ALMEIDA, R. A.; UCKER, F. E. Considerando a evapotranspiração no cálculo de eficiência de estações de tratamento de esgoto com plantas. **Revista Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal, v.8, n.4, p. 39-45, 2011.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science Technology**, v.29, n.4, 1994.

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução n° 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução n° 375 de 29 de agosto de 2006**. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. **Resolução n° 430 de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S.D. **Treatment wetlands**. Taylor & Francis Group, 2° ed, 2009.

KOOTTATEP, T. et al. Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate –Lessons learnt after seven years of operation. In: 9th International IWA Specialist Group Conference on Wetlands Systems for Water Pollution Control, **Anais...** Avignon, France, 2004.

LIÉNARD, A.; PAYRASTRE, F. Treatment of sludge from septic tanks in a reed-bed filters pilot plants. In: 5° International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, **Anais...** Vienna, Austria, 1996.

NIKOLIĆ, V.; MILIĆEVIĆ, D.; MILENKOVIĆ, S. Wetlands, constructed wetlands and their's role in wastewater treatment with principles and examples of using it in Serbia. **Architecture and Civil Engineering**, v.7, n.1, 2009.

SOLANO, M. L.; SORIANO, P.; CIRIA, M. P. Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages. **Biosystems Engineering**, London, v. 87,n. 1, p.109-118, 2004.

SUNTTI, C.; MAGRI, M.E.; PHILIPPI, L.S. Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical aplicados na mineralização e desaguamento de lodo de tanque séptico. **Engenharia sanitária e ambiental**, v.16, n.1, 2011.





## **SISTEMA INTEGRADO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES URBANOS COM MICROALGAS E WETLANDS CONSTRUÍDOS**

**Elizandro Oliveira Silveira**

Biólogo, Mestrando em Tecnologia Ambiental – UNISC

**Matheus Wink**

Acadêmico do Curso de Química Licenciatura - Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

**Filipe Vargas Zerwes**

Engenheiro Ambiental, Mestre em Tecnologia Ambiental - Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

**Jonas John**

Acadêmico do curso de Biologia - Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

**Ênio Leandro Machado\***

Químico Industrial, Doutor em Engenharia, professor da Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC

Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul –RS, Brasil

Mestrado em Tecnologia Ambiental

Avenida Independência, 2293. Bairro Universitário. Santa Cruz do Sul - RS - CEP: 96815-900 -  
Brasil - Tel: (51) 3717-7545 - e-mail: [enio@unisc.br](mailto:enio@unisc.br)

### **Resumo**

A concepção e construção do sistema Reator Anaeróbio/Microalgas/*Wetland* Construído de Fluxo Vertical (RA/MA/WCFV) foi feita para realização dos ensaios de tratamento de efluentes de campus universitário localizado em Santa Cruz do Sul (UNISC). Águas negras e amarelas foram alimentadas para o sistema em regime de batelada a partir do tanque equalizador da ETE UNISC, considerando tempos de detenção hidráulico de 3 dias para o RA e WCFV e MA, com fatores de carga que envolveram valores de 102,7 g para o (RA), 61,6 g para o (WCFV), sistema CONTROLE e o MA. As reduções dos parâmetros de cargas poluentes foram mais significativas em termos de  $N-NH_4^+$  nos sistemas MA e MA/WCFV, com redução total de  $29,1 \text{ mg L}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ . Dados de fitotoxicidade também foram avaliados para a combinação com MA, demonstrando taxa de germinação de 50%

**Palavras-chave:** Microalgas; *Wetlands* Construídos; Sistema Integrado.

## 1 Introdução

A eutrofização dos corpos d'água representa uma ameaça grave à saúde pública e para o equilíbrio dos ambientes aquáticos, principalmente das águas superficiais, bem como do ecossistema em geral, o lançamento de águas residuárias não tratadas ou parcialmente tratadas são as principais causas de eutrofização dos corpos d'água, devido sua elevada carga de nutrientes, desta forma, o tratamento das águas residuárias para remoção de nutrientes aos níveis aceitáveis de reuso e/ou descarga vem sendo discutido e surge como um grande desafio, uma vez que as tecnologias convencionais disponíveis são baseadas em métodos químicos e físicos que ainda são alternativas de custo elevado e ambientalmente insustentáveis, já que requerem uso de produtos químicos, que além de emitirem CO<sub>2</sub>, removem ao invés de recuperar, Nitrogênio e Fósforo. (Arbib *et al.*, 2014; Smith *et al.*, 1999; Cai *et al.*, 2013 e Boelee *et al.*, 2014a).

Setores de serviços apresentam características de águas residuárias com carga poluente mais intensa em nitrogênio amoniacal, entre os quais podem ser citados os de universidades. O interessante é que a referência de centros universitários abriga uma comunidade superior a 10.000 pessoas ao longo de suas atividades em uma semana (centros universitários ou universidades de médio porte), com máximos de geração *per capita* de efluentes (com águas negras e amarelas, bem como as azuis) até 10 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> (HORN, 2011).

No caso anteriormente descrito é comum a adoção de ETEs com configurações do tipo UASB e Biofiltro Aerado com tanques de equalização de até duas horas de tempo de detenção hidráulico e carga orgânica volumétrica no reator UASB de 478,8 kg DQO m<sup>-3</sup>.dia. A carga hidráulica no Biofiltro Aerado chega ao valor de 2,06 dia<sup>-1</sup>. Quanto aos parâmetros de maior ação eutrofizante dos efluentes em discussão destacam-se o N-NH<sub>3</sub> e o fósforo total. Foram caracterizados nos efluentes pós UASB, valores superiores a 35 e 8 mg L<sup>-1</sup>, respectivamente (HORN, 2011).

Quando as instituições de ensino dispõem de área e localização adequada, é comum a opção por lagoas de polimento para efluentes pós UASB e também pós UASB + Biofiltro Aerado.

As ações de polimento de tratamento anaeróbio, portanto, vem sendo pesquisadas para adequação quanto aos agentes eutrofizantes de corpos hídricos de superfície. Gschlöbl *et al.* (1998) pesquisaram a primeira tendência de complemento de processos com potencial eutrofizante residual. Neste caso as lagoas necessitam de polimento para descarte dos efluentes tratados em corpos receptores sensíveis. Assim, a remoção de microalgas foi investigada com o uso de *wetlands* construídos. Em períodos de verão na Alemanha, considerando a temperatura média de 15,4 °C, foi possível a remoção de 54,2 % de microalgas (associadas às medidas dos percentuais de clorofila)

aplicando carga hidráulica de superfície de 20 cm dia<sup>-1</sup>. Konnerup *et al.* (2011) aplicaram os mesmos princípios da pesquisa para o tratamento de águas residuárias para aplicação na piscicultura.

Com as tendências recentes de recuperação de energia e nutrientes, além do reuso dos efluentes, pesquisas aplicam as microalgas como estratégia de biorremediação, o que proporciona as ações anteriormente citadas. Pesquisas feitas por Aslan e Kapdan (2006) demonstraram coeficientes de remoção de 1,5 mg de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 0,5 mg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> por mg de clorofila por dia.

Assim, o desenvolvimento de clorofila por quantidade dos agentes eutrofizantes formados, bem como a forma mais adequada da separação de fases das microalgas, passa a ser investigada intensivamente a partir da década de 90. Yadala e Cremaschi (2014) investigaram a maior geração de microalgas em reatores tipo coluna, placas, sistemas tubulares. Já de-Bashan e Bashan (2010) investigaram microesferas e placas de materiais inertes de polímeros sintéticos, filtros de papel, flóculos de caseína e glutaraldeído, esponjas naturais, etc., para fixação e separação de fases das microalgas.

Diversos estudos apontam a utilização de efluentes ricos em matéria orgânica como fonte para produção de biomassa de microalgas, a capacidade de biofixação, fonte de biomassa e produção de energia com baixo custo de aplicação e operação, são alguns dos motivos pelo qual as microalgas têm sido utilizadas, principalmente na produção de bioenergia. (MEZZOMO *et al.*, 2010; QUINTELAS *et al.*, 2008; MÓDENES *et al.*, 2009 e DAS *et al.*, 2008).

Apesar destes estudos, há desvantagens para o emprego de microalgas no tratamento de efluentes. A proporção relativamente baixa na remoção de contaminantes, de fósforo, e o tempo de retenção mais longo nas estações de tratamento (dias em comparação com horas). Tudo isso torna o tratamento biológico de águas residuais, especialmente com microalgas, uma tecnologia de nicho. Na melhor das hipóteses, de acordo com procedimentos operacionais atuais, esta tecnologia pode ser uma tecnologia auxiliar, para ser combinado com outras tecnologias biológicas, químicas e físico químicas.

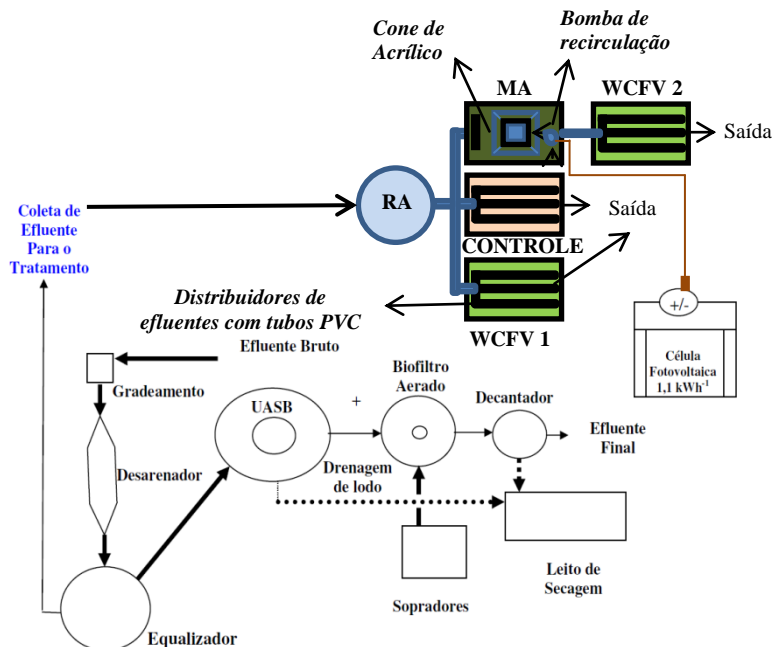
Assim sendo, neste trabalho foram verificadas condições de configurações iniciais combinando microalgas (especialmente *Desmodesmus* e *Scenedesmus*) com pré tratamento por anaeróbiose e pós tratamento com wetlands construídos de fluxo vertical, tentando resgatar a concepção de polimento final desenvolvida com as pesquisas de Gschlöbl *et al.* (1998), porém, com a proposição de futuramente poder agregar a redução da carga eutrofizante dos *wetlands* construídos, o que os tornaria com maior capacidade de tratamento por unidade de área.

## **2 Metodologia**

### **2.1 Caracterização do local de estudo e dos ensaios de tratamento**

Os estudos de tratamento dos efluentes foram conforme dados da Figura 1.

Figura 1 – Esquema geral da ETE UNISC e da unidade piloto para os ensaios com o sistema **RA** interligados com o sistema filtrante (areia média e britas números 3 e 4 em proporções iguais até 60 cm de altura de leito), **WCFV** (*Hymenachne grumosa*); **MA** (microalgas em recirculação com bomba submersa na taxa de 10 L min<sup>-1</sup> com distribuição em cone de acrílico).



Fonte: Autor

O sistema ilustrado na Figura 1 foi operado em regime de batelada considerando os TDHs de 3 dias para o RA (alimentado a partir do efluente do tanque equalizador da ETE UNISC) e WCFV 1, este último alimentado durante 1 hora com 90 L após os 3 dias de TDH no RA. Para o sistema MA foram alimentados 90 L pós RA, também a cada 3 dias, sendo que o WCFV 2 sequencial recebeu efluente do pré tratamento com as microalgas após 3 dias de recirculação, também com abastecimento dos mesmos 90 L que o WCFV 1. O compartimento dos WCFV tem 0,560 m<sup>2</sup>, sendo que foi adotada taxa de aplicação de afluente de 0,16 m em 1 hora.

## 2.2 Caracterizações analíticas

Foram coletadas amostras na ETE da Figura 1 considerando os seguintes pontos de amostragem a cada três dias: Efluente Bruto (entrada do RA); Saída do RA; Saída dos Sistemas Controle, WFCV e MA+ WCFV. As amostras foram caracterizadas com os parâmetros Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO<sub>5</sub>), Demanda Química de Oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal, fósforo total, condutividade, turbidez e pH. Todos os procedimentos de coleta e análise das amostras foram desenvolvidos conforme descrito em APHA/AWWA (2005).

Os dados aqui foram pertinentes aos valores médios de três meses de operação, sendo que a unidade RA, WCFV, CONTROLE, MA já opera desde 11/2014.

O controle de fitotoxicidade foi feito em triplicata em placas de Petry, assim como diluídas em 50% com água deionizada também em triplicata, além do controle negativo com água deionizada com pH neutro. Nas placas de Petry foi adicionado um papel filtro e sobre ele 4 mL da amostra do efluente, após, de forma espalhada foram colocadas 20 sementes de *Lactuca sativa*. As placas foram isoladas com filmes plásticos e incubadas por 5 dias à 20°C. Após os 5 dias incubadas, foram contados os números de sementes que germinaram. O tamanho de suas raízes foi medido sobre papel milimetrado para determinar a taxa de germinação e alongamento das raízes.

A identificação das microalgas foi realizada através de microscopia óptica nos aumentos de 100x e 1.000x no laboratório de limnologia da UNISC, com amostras retiradas do sistema integrado MA/WCFS, após um período de aproximadamente 2 meses de funcionamento. Após a observação por microscopia, os gêneros foram identificados através de chaves de identificação de microalgas da classe *Chlorophyceae*. (BICUDO & MENEZES, 2006)

### 3 Resultados e discussões

#### 3.1 Caracterização das microalgas na unidade MA

As microalgas desenvolvidas no sistema MA podem ser observadas na Figura 2, demonstrando a fixação no compartimentotipo cone de acrílico.

Figura 2 – Distribuição do efluente na etapa de tratamento MA sobre o cone de escoamento do efluente proveniente do reator RA e com fixação das microalgas.



Fonte: Autor

Os gêneros de microalgas identificados foram *Desmodesmus*, *Scenedesmus* e *Chlorella* (Figura 2), produzidas a partir do crescimento espontâneo de espécies autóctones em efluente urbano da Universidade de Santa Cruz do Sul.

Henkanatte-Gedera, *et al.* (2015) exploraram sistema apto para ambientes quentes e áridos, utilizando uma, espécie acidófila de microalgas termotolerantes, a *Galdieria sulphuraria*, e um fotobiorreator fechado para limitar a evaporação. As taxas de remoção de DBO<sub>5</sub>, nitrogênio total e fósforo total foram de 14,93, 7,23 e 1,38 mgL<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup>, respectivamente dos macronutrientes .

Ensaio para a separação de fases das microalgas desenvolvidas foram feitos preliminarmente com coagulante a base de tanino aminado, sendo que em dosagens de 200 mg L<sup>-1</sup> do coagulante com 20 mg L<sup>-1</sup> de polieltrólito catiônico já ocorre separação de fases.

### 3.2 Eficiência do sistema quanto aos parâmetros de carga poluente

A Tabela 1 mostra o desempenho das combinações entre as etapas de tratamento de efluentes com as etapas de anaerobiose (RA), *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV), microalgas (MA) e filtração biológica com a etapa denominada CONTROLE.

Tabela 1 – Dados de caracterização dos ensaios de tratamento dos efluentes do campus universitário com sistemas integrados RA, WCFV, CONTROLE e MA.

PARÂMETROS	EFLUENTE	RA	CONTROLE	WCFV	MA	MA/WCFV
	<b>BRUTO</b>					
DQO (mg L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub> )	684,8	340,2	221,8	357,7	414,8	496,6
DBO <sub>5</sub> (mg L <sup>-1</sup> O <sub>2</sub> )	500	348,5	575,7	666,6	530,0	394,0
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	64,26	87,1	8,9	2,45	0*	0
Fósforo total (mg L <sup>-1</sup> )	7,87	6,5	2,3	3,12	4,65	5,2
Turbidez (UT)	118,8	38,4	7,4	11,5	130,8	53,0
Condutividade (µScm <sup>-1</sup> )	1183	1037,8	636,3	528	608,8	691,3
pH	7,7	6,6	5,9	6,0	9,0	6,6

\* Não detectável para o método de titulação.

Os dados da Tabela 1 revelam tendência de comportamento semelhante aos resultados obtidos por Gschlöbl *et al.* (1998). Os valores de nitrogênio foram os únicos a manter redução na sequência da combinação com RA para os métodos MA e MA/WCFV, mesmo que o sistema tenha sido experimentado com 160 cm hora<sup>-1</sup> ao invés de 20 cm dia<sup>-1</sup>. A redução da taxa de aplicação terá que ser ajustada a valores próximos aos que os pesquisadores testaram. Isto poderá melhorar o desempenho da combinação MA/WCFV.

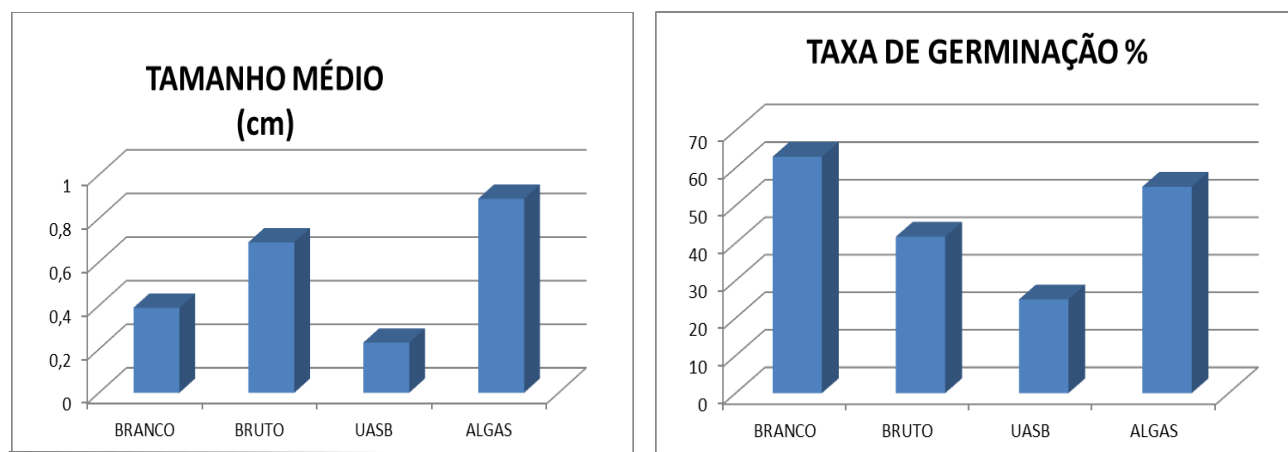
Na combinação de MA com WCFV, seria interessante considerar as separações de fases para as microalgas com meios já testados e descritos por de-Bashan e Bashan (2010), especialmente na configuração da parte superior do leito dos WCFV. Neste caso pode ser pensada a inclusão também na superfície do Cone do reator MA da *Luffa Cylindrica*.

Outro aspecto importante seria a utilização de coagulantes orgânicos, naturais (*Moringa Oleífera* - *Moringaceae*) e derivados de tanino, neste caso com o passivo de uso de processo químico complementar para produção do coagulante.

O principal aspecto de ganho para o uso das microalgas deve ser associado, portanto, com a separação de fases, bem como o potencial ganho do meio filtrante com os *wetlands* para consumo dos nutrientes parcialmente fixados com as microalgas.

Outro aspecto importante de desempenho do processo de tratamento dos efluentes foi inicialmente avaliado para a combinação RA/MA. As taxas de crescimento e germinação da *Lactuca sativa* podem ser observadas na Figura 3.

Figura 3. Taxas de crescimento e germinação da *Lactuca sativa* envolvendo especialmente as microalgas caracterizadas



Fonte: Autor

Rodrigues *et al.* (2008) destaca o uso da *Lactuca sativa* para ensaios de fitotoxicidade e citogenotoxicidade de efluentes urbanos e industriais. Os autores destacam que o aumento da salinidade, e conseqüentemente a condutividade elevada inibem a germinação, afetando a osmorregulação, levando à falência organelas responsáveis por essa função. A condutividade elétrica da água está estreitamente relacionada com a quantidade de íons nela dissolvidos e por isso reflete sua salinidade.

O comportamento destacado com os trabalhos de Rodrigues *et al.* (2008) de fato pode ser observado no comportamento dos resultados da Figura 3, bem como associado com os resultados da

Tabela 1. Este comportamento deverá ser observado para todas as outras combinações de processos, sendo que a menor condutividade foi observada com WCFV.

Avanços para o controle de desempenho do sistema microalgas + *wetlands* podem também ser monitorados como na pesquisa desenvolvida por Ouzounidou *et al.* (2012). Neste caso um sistema *at line* permite a determinação de CO<sub>2</sub> (algas) e clorofila para os *wetlands*, podendo ser feitas com sistema de medida de fotossíntese e fluorescência.

Outro aspecto importante consiste na inclusão de diferentes espécies na avaliação de fitotoxicidade, como o que foi desenvolvido por Andreozzi *et al.* (2008). A aplicação da *Raphanus sativus* e da *Cucumis sativus* para o monitoramento da toxicidade foi feita ampliando a análise de respostas da *Lactuca sativa*.

Com perfil de ampliação das espécies indicadores de fitotoxicidade Bowmer (1985) aplicou a *Typha domingensis*, expondo a espécie em incubadora com efluentes de *wetlands* com diferentes tempos de detenção hidráulico para verificar as diferenças de crescimento das raízes.

#### 4. Considerações finais

A combinação de todos os sistemas testados melhorou a qualidade do efluente urbano estudado, especialmente para os parâmetros de carga de depleção de oxigênio dissolvido e eutrofizante. A combinação com as microalgas, também incluindo o WCFV, apresenta a melhor condição para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e DBO<sub>5</sub>, porém com valores que ainda podem ser melhorados. A referência de menor fator de carga volumétrica, para valores próximos aos da literatura, especialmente quando os *wetlands* são utilizados como polimento para o sistema de lagoas, deverá ser adotado.

O ganho quanto a fitotoxicidade do sistema de microalgas está de acordo com a literatura, reforçando mecanismo importante para redução da condutividade e salinidade das águas residuárias, o que também contribuirá com a recuperação de nutrientes a partir dos efluentes.

A ideia de proporcionar o crescimento de microalgas já existentes nos efluentes será mantida, devendo ser agregado sistema suporte para a separação de fase das mesmas, além melhorar os WCFV funcionando como meio biofiltro.

#### 5. Agradecimentos

Agradecimentos ao CNPq com o financiamento para o projeto número 481620/2013-3.



## 6 Referências

- ANDREOZZI, R.; *et al.* 2008. **Effect of combined physico-chemical processes on the phytotoxicity of olive mill wastewaters.** *Water Research*, 42 (2008) 1684– 1692.
- ARBIB, Z.; *et al.* 2014. **Capability of different microalgae species for phytoremediation processes: Wastewater tertiary treatment, CO<sub>2</sub> bio-fixation and low cost biofuels production.** *Water Research*, 49(0), 465-474.
- APHA/AWWA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 21. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2005.
- ASLAN, S. and KAPDAN, I. K. **Batch kinetics of nitrogen and phosphorus removal from synthetic wastewater by algae ecological engineering.** 2 8, 64–70, 2006 .
- BOWMER, K. H. 1985. **Detoxification of effluents in a macrophyte treatment system.** *Water Res.* VoL 19. No. I, pp. 57-62, 198.
- BICUDO, C. E. M. **Gêneros de microalgas de águas continentais do Brasil (chave para identificação e descrições) – Segunda edição / organizado por Carlos E. de M. Bicudo, Mariângela Menezes.** – São Carlos: RiMa, p. 502, 2006.
- BOELEE, N.C., *et al.* 2014a. **Nutrient removal and biomass production in an outdoor pilot-scale phototrophic biofilm reactor for effluent polishing.** *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 172(1), 405-422.
- CAI, T., PARK, S.Y., LI, Y. 2013. **Nutrient recovery from wastewater streams by microalgae: Status and prospects.** *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 19(0), 360-369.
- DAS, N.; VIMALA, R.; KARTHIKA, P. **Biosorption of heavy metals - An Overview.** *Indian Journal of Biotechnology*, v. 7, p. 159-169, 2008.
- DE-BASHAN, L. E. AND BASHAN, Y. **Immobilized microalgae for removing pollutants: Review of practical aspects** *Bioresource Technology*, 101, 1611–1627, 2010.
- GSCHLÖBL, T. *et al.* **Constructed wetlands for effluent polishing Of lagoons.** *Wat. Res.* Vol. 32, No. 9, p. 2639-2645, 1998.
- HENKANATTE-GEDERA, S. M. **Algal-based, single-step treatment of urban wastewaters.** *Bioresour Technol.* Apr 6; 189: p. 273-278. 2015.
- HORN, T. B. **Integração de sistemas wetlands construídos + fotoozonização catalítica no tratamento de efluentes de campus universitário.** Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul, p. 157, 2011.
- KONNERUP, D. *et al.* **Treatment of fishpond water by recirculating horizontal and vertical flow constructed wetlands in the tropics Aquaculture**, 313 57–64, 2011.
- MEZZOMO, N.; SAGGIORATO, A.G.; SIEBERT, R.; TATSCH, P.O.; LAGO, M.C.; HEMKEMEIER, M.; COSTA, J.A.V.; BERTOLIN, T.E.; COLLA, L.M. **Cultivation of microalgae *Spirulina platensis* (*Arthrospira platensis*) from biological treatment of swine wastewater.** *Ciência e Tecnologia de Alimentos*, v. 30, n. 1, p. 173-178, 2010.
- MÓDENES, A.N.; PIETROBELLI, J.M.T.A.; QUIÑONES, F.R.E.; SUZAKI, P.Y.R.; ALFLEN, V. L.; KLEN, M.R.S.F. **Potencial de bioissorção do zinco pela macrófita *Egeria densa*.** *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 14, n. 4, p. 465-470, 2009.
- OUZOUNIDOU, G. *et al.* 2012. **Raw and fungal-treated olive-mill wastewater effects onselected parameters of lettuce (*Lactuca sativa*L.) growth –The role of proline.** *Journal of Environmental Science and Health, Part B*(2012)47, 728–735
- QUINTELAS, C.; FERNANDES, B.; CASTRO, J.; FIGUEIREDO, H.; TAVARES, T. **Biosorption of Cr(VI) by three different bacterial species supported on granular activated carbon - A comparative study.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 153, p. 799-809, 2008.

RODRIGUEZ, L. C. de A. et al. **Phytotoxicity and cytogenotoxicity of water and sediment of urban stream in bioassay with *Lactuca sativa***. Rev. bras. eng. agríc. ambient. vol.17 n.10, p. 1099 -1108, 2013.

SILVEIRA, D. D. **Estudos fenológicos da macrófita *hymenachne grumosa* (magnoliophyta-poaceae) na aplicação de wetlands construídos para o tratamento de efluentes secundários de campus universitário**. Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul, p. 105, 2010.

SMITH, V.H., TILMAN, G.D., NEKOLA, J.C. 1999. **Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems**. *Environmental Pollution*, 100(1-3), 179-196.

YADALA, S. and CREMASCHI, S. **Design and optimization of artificial cultivation units for algae production** *Energy* ,78, 23-39, 2014.



## REMOÇÃO DE CROMO III POR *Eleocharis mutata*

**Laila Teixeira de Souza**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Graduada em Engenharia Ambiental  
lailinha\_87@hotmail.com

**Sônia Barbosa de Lima\***

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento de Engenharia Ambiental  
sblima@utfpr.edu.br

**Débora Cristina de Souza**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento de Engenharia Ambiental  
dcsouza@utfpr.edu.br

### Resumo

Neste trabalho foi verificada a eficiência de absorção de cromo III pela *Eleocharis mutata*, visando o fitotratamento de águas residuárias. Primeiramente foi montado um experimento cujo o objetivo era verificar a resistência da planta às concentrações diferentes de cromo III, 15 mg/L, 40 mg/L e 70 mg/L. A planta resistiu bem aos danos causados pelo cromo no período de detenção testado. Foi montado um segundo experimento cujo o objetivo era avaliar a capacidade de absorção de cromo III pela *Eleocharis mutata* e a eficiência no tratamento do efluente (solução de 70 mg/L de cromo III). Os resultados mostraram que a planta absorveu 1014,95 mg/Kg na sua massa seca, 0,1045% do seu peso, mostrando ser uma planta hiperacumuladora. A redução de cromo III no efluente foi de 37,05%, mostrando baixa eficiência no tratamento que pode ser explicado devido à alta concentração de cromo III a ser tratada e o curto tempo de detenção utilizado para o tratamento (7 dias). Com tudo conclui-se que a planta apresenta boa capacidade de absorção sendo viável seu uso para o fitotratamento, apesar da baixa eficiência na remoção do cromo III na solução, mostrando que em um maior tempo de tratamento essa eficiência seria elevada.

**Palavras-chave:** Fitorremediação. Macrófitas aquáticas. Metais.

### 1 Introdução

Desde o surgimento da civilização humana, o homem vem modificando o meio ambiente, e nas últimas três décadas isso vem ocorrendo de maneira mais acentuada. Uma das atividades antropogênicas com alto potencial de degradação ambiental é a industrial, que gera efluentes muitas vezes tóxicos e quase sempre com alta capacidade poluidora. O gerenciamento e lançamento inadequado desses efluentes causa a contaminação dos solos, águas e atmosfera (TAVARES, 2009).

A maioria dos efluentes gerados a partir das atividades antrópicas, tem como destinação final o corpo hídrico, que poderá ser utilizado, como reuso indireto, para fins potáveis e não potáveis. Esse lançamento de efluentes, quando o manancial não tem a capacidade de ciclar totalmente as substâncias recebidas, faz declinar a qualidade dessa água, causando mal cheiro, sabor desagradável na água, mortalidade dos peixes e outros (NASCIMENTO, 1996).

Tanto os poluentes orgânicos como os inorgânicos presentes nas águas residuárias afetam o corpo hídrico. Os metais são constituintes inorgânicos e têm uma alta capacidade poluidora, pois são na maioria das vezes, tóxicos (PEREIRA, 2004).

Segundo Hermes et al.(2009), uma atividade industrial que gera efluentes com poluentes inorgânicos é o Curtume, que utiliza cromo trivalente (Cr III) no processo de curtimento. De toda a carga poluidora gerada no processo do curtume 80% contém Cromo III. Esse tipo de indústria despeja seu efluente em corpo hídrico o que causa risco aos seres vivos presentes nele, pois ele tem a capacidade de bioacumulação e em grandes concentrações pode provocar intoxicação e uma série de doenças aos seres vivos, afetando o crescimento e desenvolvimento da flora e fauna.

Devido o excesso de Cromo III no corpo hídrico ser agravante para a vida do ecossistema e pela dificuldade de remoção do mesmo, propõe-se o fitotratamento que utiliza plantas para absorver os resíduos contaminantes dos efluentes. Essa técnica torna-se extremamente viável, pois é realizada *in-situ*, o que reduz o custo de instalação, operação e monitoramento. Além disso, é uma tecnologia emergente, com elevado potencial de limpeza e eficaz, tem baixo custo e uma larga escala de tratamento de poluentes orgânicos e inorgânicos (LAMEGO e VIDAL, 2007).

Além da fitorremediação apresentar vantagem econômica e ambiental, o Brasil oferece condições climáticas e ambientais francamente favoráveis para a utilização desta técnica em grande parte do território nacional (BARKO, 1991).

Esteves (1988) diz que uma das plantas com potencial para fitorremediação é a macrófita emergente *Eleocharis mutata*, da família Cyperaceae, essa espécie está muito bem representada em todo território nacional ocorrendo em brejos, cachoeiras, lagoas, lagos, margens de rios, pântanos, restingas e solos úmidos de locais abertos (FARIA, 1998).

Neste trabalho foi verificada a capacidade de remoção do Cromo III pela planta *Eleocharis mutata* a fim de averiguar sua eficiência para o fitotratamento de cromo trivalente presente em águas residuárias.

## 2 Material e métodos

Primeiramente foi realizado um experimento de sobrevivência de espécie *Eleocharis mutata* em solução de Cromo III em diferentes concentrações em um período teste de 7 dias. Foram coletadas as macrófitas aquáticas emergentes, da espécie *Eleocharis mutata* da família Cyperaceae nas várzeas do Córrego Rio dos Papagaios no município de Campo Mourão, Pr. Após a coleta foi montado um experimento de bancada utilizando três amostras (A, B e C) e uma quarta sendo o branco. Foi utilizado quatro recipientes, sendo três com soluções de cromo III nas concentrações de 15, 40 e 70 mg/L. O quarto recipiente foi branco, apenas para controle, ou seja, não possuiu solução de Cromo III.

Para a montagem dos experimentos foram utilizados galões de cinco litros como suporte, contendo como substrato a areia. Tanto os galões como a areia foram lavados com uma solução de ácido clorídrico a 10% para que não houvesse contaminação das amostras e após a lavagem o pH foi corrigido com hidróxido de sódio até a neutralização.

Foram preparadas as soluções de cromo III com as concentrações de 15 mg/L, 40 mg/L e 70 mg/L, todas diluídas em água destilada.

Foram separados aproximadamente 15 indivíduos de *Eleocharis mutata* e fixados no substrato. Após foi inserido as soluções de cromo III nas amostras A, B e C com as respectivas concentrações de 15 mg/L, 40 mg/L e 70 mg/L. No quarto recipiente (o branco) foi adicionado apenas água. Este primeiro experimento teve o tempo de detenção testado de sete dias e durante este tempo foi observado nas amostras o número de brotos, se houve inflorescência, a mudança na coloração das folhas, necrose e se houve morte das plantas.

Após a verificação da concentração de cromo III e tempo de detenção suportados pela planta, foi montado um novo experimento, para verificar a eficiência da *Eleocharis mutata* na absorção de Cromo III. Esse realizado em triplicata, utilizando três recipientes todas com a mesma concentração de 70 mg/L de cromo III diluídos em água destilada. O branco foi mantido e as amostras foram monitoradas durante todo o tempo de detenção (7 dias) observando, como no experimento anterior, o brotamento, inflorescência, necrose e mudança na coloração das folhas.

Para a montagem deste segundo experimento o procedimento realizado foi o mesmo do anterior, diferenciando apenas a concentração das soluções de cromo III utilizadas.

Para verificar a eficiência da planta na remoção do cromo III, foram feitas análises químicas de metal (Cromo III) pelo método de espectrofotometria de absorção atômica, realizadas no laboratório Santa Rita, localizado no município de Mamborê, PR. As análises foram realizadas antes e após o tempo de detenção, sendo analisados o substrato (areia), a solução de cromo III e a planta. Também foram realizadas análises de pH e temperatura.

Com os resultados da análise de cromo III presentes na solução e na planta inicial (antes do tempo de detenção) bem como na solução e na planta final (depois do tempo de detenção) foi calculada a taxa de reação utilizada para a determinação da capacidade diária de absorção de cromo III pela planta e a redução diária da concentração de cromo III nas soluções através da Equação 1 (SPERLING, 2006):

$$R = K \cdot C^n \quad \text{Equação ( 1 )}$$

K = constante da reação (dia-1).

C = concentração de cromo III (mg/kg ou mg/L).

n = ordem da equação.

R = capacidade de absorção da planta por dia ou remoção diária de cromo III da solução (mg/kg/dia).

### 3 Resultados e discussão

A temperatura das soluções durante o tempo de detenção variaram entre 18 a 23 C° estando dentro dos limites tolerados pela planta entre 18 a 28 C° (ZEMLIN et al., 2000), oferecendo boa condição ao metabolismo da *Eleocharis mutata* para uma boa absorção do cromo III, visto que a temperatura influencia o metabolismo das plantas alterando a velocidade das reações químicas e a atividade das enzimas que participam do processo de absorção, não podendo ser muito elevadas nem muito baixas (ESCHEMBACK et al., 2010).

A Tabela 1 mostra o desenvolvimento da *Eleocharis ssp* (L.), nos 7 dias de observação do experimento 1. Observações como folhas amarelas foram pouco detectadas, já o brotamento e florescimento apareceram nas 3 amostras expressivamente e não houve, em nenhuma das amostras, necrose e/ou morte da planta. O florescimento e brotamento ocorreram nos últimos dias do período de detenção, brotamento no 5° e 7° dia e florescimento no 4° e 6° dia, mostrando que aparentemente o crescimento da planta não estava prejudicado.

Tabela 1: Desenvolvimento da *Eleocharis ssp* (L.) no experimento de sobrevivência no período de 7 dias.

AMOSTRA	Nº DE FLORES NOVAS	Nº DE BROTOS NOVOS	FOLHAS AMARELAS	NECROSE E/OU MORTE DA PLANTA
A (15mg/kg)	2	0	0	0
	1	1	1	0
B (40mg/kg)	1	1	0	0
C (70 mg/kg)				

A *Eleocharis mutata* apresentou aparente resistência aos danos causados por intoxicação de cromo III no experimento, mesmo estando condicionada à uma situação de *stress* biológico devido ao pH extremamente baixo, inicial 5,70 e final 3,61, que transforma o cromo III num poderoso agente oxidante podendo causar uma forte ação tóxica, causando intoxicação imediata (ANDRÉ, 2004). Considerando também que o pH que favorece o desenvolvimento de *Eleocharis mutata* é de 5,5 a 8 (HENRY-SILVA, 2005).

A Tabela 2 apresenta as concentrações de cromo III encontradas na planta, solução e areia.

Tabela 2: Concentrações iniciais e finais de Cromo III na planta, solução e areia.

	PLANTA	SOLUÇÃO	AREIA
Concentração Inicial de Cromo III (mg/kg)	33,40±0,62	63,99±0,81	9,00±0,24
Concentração Final de Cromo III (mg/kg)	1014,95 ± 14,78	43,38 ± 6,87	40,30 ± 4,98

Pode-se observar uma absorção elevada do metal pela planta, pois é evidente o aumento na concentração de cromo III da *Eleocharis mutata* depois do período de detenção (no 7º dia).

Plantas com capacidade de acumular e suportar grandes concentrações de metais em suas raízes são chamadas de hiperacumuladores. Estas podem acumular metais em níveis até cem vezes superiores a uma planta comum, sendo capazes de acumular nos tecidos concentrações de Cromo (Cr), como outros, Cobalto (Co), Cobre (Cu), Chumbo (Pb) ou Níquel (Ni) por até 0,1% de massa seca, (BAKER e BROOKS, 1989).

A *Eleocharis mutata* acumulou 0,1015% de Cromo III do seu peso de massa seca, mostrando que possui uma ótima capacidade de acumular e suportar elevada concentração de Cromo III. E apresentou melhor resultado de absorção de Cromo III que a espécie *Poaceae* que acumulou 147,1 mg/kg de Cromo III presente em um córrego contaminado (BARRETO, 2011).

A eficiência de redução de Cromo III na solução foi de 32,21%, menor que a obtida por Lima (2008) ( 85,61%), utilizando a mesma planta em uma concentração de 0,1 mg/L na solução e um tempo de detenção de 21 . A menor eficiência no tratamento pode ser explicada pela alta concentração de Cromo III (63,99 mg/L) e o tempo menor de detenção utilizado .

O tempo de detenção de 7 dias não possibilitou que a *Eleocharis mutata* absorvesse maior quantidade de metal. Baird (2002) afirma que o problema das plantas que acumulam metais pesados é o seu crescimento vagaroso, o que indica um acúmulo lento de metais em sua fitomassa. Portanto pode-se supor que em maior tempo de detenção a planta absorveria mais Cromo III, tornando o tratamento mais eficiente.

Houve aumento de concentração do Cromo III da areia, porém menor que a concentração da solução, como observado em outro trabalho (LIMA,2008).

A determinação da capacidade diária de absorção de Cromo III pela *Eleocharis mutata* calculada pela Equação 1 que identifica a taxa de reação, está representada na Tabela 3.

Tabela 3: Taxa de absorção de Cromo III pelas plantas, sendo K a constante de reação e R a taxa de absorção de Cromo III.

PLANTA	K	R (mg/kg/dia)
Amostra 1	0,5207	17,3914
Amostra 2	0,4403	14,7060
Amostra 3	0,5355	10,2540

A redução diária da concentração de cromo III na solução está representada na tabela 4.

Tabela 4: Taxa de redução de Cromo III nas soluções, sendo k a constante da reação e R a taxa de redução de Cromo III.

SOLUÇÃO	K	R (mg/kg/dia)
Amostra 1	0,4234	27,0927
Amostra 2	0,3814	24,4076
Amostra 3	0,4861	30,4644

Esses resultados apresentam o valor aproximado da absorção diária de cromo III pela planta e de redução de cromo III da solução, desconsiderando os períodos intermediários.

Os resultados mostraram uma taxa de absorção de Cromo III pela planta muito elevada  $14,1171 \pm 3,6049$  mg/kg/dia, comparado com outro estudo de absorção de Cobre pela *Pontederia parviflora* (Souza et al., 2009). E para a redução diária de Cromo III da solução a taxa de redução chegou a  $27,3216 \pm 3,0349$ . Apesar da taxa de redução ser expressiva o tempo curto de tratamento não possibilitou uma boa eficiência no tratamento.

#### 4 Considerações

A *Eleocharis mutata* apresentou boa resistência e boa absorção do cromo III acumulando 0,1% do metal no seu peso.

A eficiência no tratamento, de remoção do Cromo III da solução foi baixa, mostrando que necessitaria um maior tempo de tratamento para que a planta pudesse absorver mais Cromo III melhorando a eficiência.

#### Referências

ANDRÉ, I.; COSTA, C. A.; KALLFEZ, C. A.; RIBEIRO, T.; RUBIO, J. Plantas Aquáticas: Solventes naturais. **Ciência Hoje**, vol. 35, no 205, pg. 68-71, RS, 2004.

BAKER, A. J. M.; BROOKS, R. R. Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements: a review of their distribution, ecology and phytochemistry. **Biorecovery**, Washington, n. 1, p.81-126, 1989.



BARRETO, A. B.. **A Seleção de Macrófitas Aquáticas com Potencial para Remoção de Metais-traço em Fitorremediação**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2011.

BAIRD, C. **Química ambiental**. 2. Ed. São Paulo: Bookman, 2002.

ESCHEMBACK, V.; KAWAKAMI, J.; OLIARI, I. C. R.; UMBURANAS, R. C.. **Efeito da restrição de luz solar e aumento da temperatura no crescimento de plantas de rabanete**. Universidade Estadual do Centro-Oeste/Departamento de Agronomia. Guarapuava, PR. 2010.

ESTEVES, F. de A.. **Fundamentos de Limnologia**. 2° Edição. Rio de Janeiro: FINEP, 1988.

FARIA, A.D. **O gênero *Eleocharis* R. Br. (Cyperaceae) no Estado de São Paulo**. Dissertação de Mestrado, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1998.

HENRY-SILVA, G. G., CAMARGO, A. F. M. Interações ecológicas entre as macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*. **Hoehnea**. 2005.

HERMES et al. Reciclagem dos Banhos residuais de Curtimento ao Cromo, Através da Recuperação do Mesmo por Sedimentação. **Revista Brasileira de Produtos Agroindustriais**, Campina Grande, v.11, n.2, p.171-180, 2009

LAMEGO, F. P.; VIDAL, R. A.. **Fitorremediação: Plantas como agentes de despoluição - Pesticidas: r. ecotoxicol. e meio ambiente**, Curitiba, PR, v. 17, 2007.

LIMA, S. B. de. **Pós-tratamento de chorume com wetlands construídos utilizando macrófitas aquáticas emergentes da região de Campo Mourão-PR**. Tese (Doutorado em Ciências) Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR, 2008

NASCIMENTO, R.A. **Desempenho de reator anaeróbico de manta de lodo utilizando efluentes líquidos de indústrias alimentícias**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 1996. (PEREIRA, 2004).

SOUZA, D. C. de; RIBEIRO, R.; LIMA, S. B. de; CARVALHO, K. Q. de; SILVA, J. R. da. **Tolerância e Hiperacumulação de Cobre em *Pontederia parviflora* Alexander**. *Olam: Ciência & Tecnologia* (Rio Claro. Online), v. 2, p. 329-343, 2009.

SPERLING, M. V.. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**; vol. 1. Belo Horizonte, DESA-UFMG, 2006. (BARKO, 1991).

TAVARES, S. R. L. **Fitorremediação em solo e água de áreas contaminadas por metais pesados provenientes da disposição de resíduos perigosos**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) - COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

ZEMLIN, R.; KÜHL, H.; KOHL, J.K. Effects of seasonal temperature on shoot growth dynamics and shoot morphology of common reed (*Phragmites australis*). **Wetlands Ecology and Management** 8: p. 447-457, 2000.



## DESENVOLVIMENTO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS EM UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS POR LEITOS CULTIVADOS

**Juliana Tiemi Tanaka**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Graduado em Engenharia Ambiental  
juliana.tnk@hotmail.com

**João Karlos Locastro**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Graduado em Engenharia Ambiental  
jklocastro@gmail.com

**Sônia Barbosa de Lima**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Ambiental  
sblima@utfpr.edu.br

**Karina Querne de Carvalho\***

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Construção Civil  
kaquerne@utfpr.edu.br

**Débora Cristina de Souza**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Ambiental  
dcsouza@utfpr.edu.br

### Resumo

Neste trabalho foram avaliados o crescimento e o desenvolvimento das macrofitas de uma estação de tratamento de esgotos sanitários por leitos cultivados mistos, instalada na Chácara Santa Luzia no município de Peabiru – Pr. A contagem dos indivíduos e de brotos de cada espécie foi feita manualmente e registros fotográficos foram feitos como parte do monitoramento feito no período de setembro de 2011 a abril de 2012. No total foram verificadas nove espécies diferentes de vegetação no sistema, mas apenas cinco destas sobreviveram até a última data (*Canna indica* L., *Ludwigia octovalvis* (Jacq.) Raven, *Eupatorium* sp., *Diodia macrophylla* DC. e *Polygonum stelligerum* Cham). Constatou-se que as espécies menos dependentes do ambiente aquático foram as que melhor se adaptaram às condições do local que apresenta baixa disponibilidade de esgoto sanitário.

**Palavras-chave:** Fitotratamento. Saneamento rural. Crescimento.

## 1 Introdução

A falta de tratamento dos esgotos sanitários é vista como um dos maiores problemas vinculados à saúde da população brasileira. No país, estima-se que aproximadamente 44,5% da população não possui rede coletora de esgoto, nem ao menos fossa séptica (SNIS, 2009). O problema é ainda maior em propriedades rurais e locais de baixa renda, nos quais os investimentos neste setor tendem a levar a um período maior de tempo para serem colocados em prática. Um exemplo é o percentual de esgotos sanitários tratados na zona rural em Gana de 38%, superior ao percentual de 25% do Brasil (COSTA; GUILHOTO, 2012).

De acordo com dados da FUNASA somente 5,7% dos domicílios rurais possuem coleta de esgoto ligada à rede geral e 20,3% possuem fossa séptica. Aproximadamente 56,3% dos domicílios adotam outras soluções, muitas vezes, inadequadas para o destino dos dejetos, como fossas rudimentares, valas e despejos dos esgotos *in natura* diretamente nos cursos de água. Além disso, 17,7% não usam qualquer solução.

Segundo Costa (2004), em função da realidade sócio-econômica de muitas regiões se faz necessário o uso de sistemas de tratamento que tenham uma concepção simples, equipamentos e instalações não sofisticados, de baixo consumo de energia e alto grau de eficiência. Sistemas que utilizam processos naturais podem ser uma alternativa de extrema importância no tratamento de águas poluídas.

Para Esteves (1998) uma das alternativas para a descontaminação e aproveitamento ambiental é o uso da fitorremediação que é definido como uma técnica que utiliza sistemas vegetais e sua microbiota com a finalidade de remover, degradar ou isolar substâncias tóxicas do ambiente. Devido aos baixos custos operacionais e de manutenção, estes sistemas estão sendo bastante utilizados em comunidades rurais de países desenvolvidos e apresentam tecnologia apropriada para uso em países em desenvolvimento (COSTA, 2004).

As plantas utilizam nutrientes dos sistemas de tratamentos para seu crescimento, atuando, desse modo, como extratoras de grande parte dos macro e micronutrientes da água residuária em tratamento (MATOS; FREITAS; MONACO, 2009). De acordo com Júnior, Parolin e Crispim (2011), os sistemas com plantas são eficientes porque o processo de degradação da matéria orgânica (mineralização, nitrificação, desnitrificação) é muito completo. Além disso, as plantas removem também nutrientes (fósforo e nitrogênio) que levam a eutrofização das águas e também eliminam patógenos como coliformes e substâncias inorgânicas como fenóis e metais pesados.

As plantas aquáticas são muito importantes para melhoria da qualidade das águas, uma vez que funcionam como filtros, retendo partículas à medida que a água passa pelas mesmas, e fornecem quantidades substanciais de área de contato para adesão de microrganismos (RAMOS et al., 2009). A remoção dos contaminantes ocorre como resultado de complexas interações de

fenômenos de natureza química, física e biológica. É o que Almeida, Oliveira e Kliemann (2007) chamam de complexo "substrato-microbiota-plantas" que assegura a descontaminação, e não, as plantas ou qualquer outro componente isoladamente.

Os *wetlands* artificiais podem ser construídos com total controle, permitindo a escolha na composição do substrato a ser tratado, tipo de vegetação, tamanho da unidade, controle do tempo de retenção, dentre outros fatores (COSTA, 2004). A escolha da espécie vegetal é, juntamente com outras variáveis de dimensionamento, de fundamental importância para o sucesso do tratamento de águas residuárias em sistemas alagados construídos (MATOS; FREITA; MONACO, 2009).

O critério da escolha de qual macrófita utilizar no tratamento está associado à disponibilidade desta planta na região onde será implantado o sistema (IWA, 2000). Mas o uso de plantas mistas no mesmo sistema pode ser interessante, pois pode aumentar a variabilidade dos micro e macronutrientes absorvidos pelas plantas, já que estudos mostram diferenças entre a capacidade de absorção das plantas, mas é importante realizar a análise química do efluente tratado para saber se o sistema de tratamento está funcionando e o quanto ele está tratando.

Devido a importância de escolher a macrófita para obter o resultado esperado, estudos são feitos para analisar a eficácia de diferentes espécies vegetais no tratamento de diferentes efluentes sanitários e efluentes industriais (MATOS, FREITAS; MONACO, 2009, ALMEIDA; OLIVEIRA; KLIEMANN, 2007, BRASIL; MATOS; SOARES, 2007, VAN KAICK, 2008).

Os estudos feitos sobre a eficiência de plantas aquáticas no fitotratamento de efluentes desenvolvidos nos laboratórios de Química Ambiental e Ecologia da UTFPR-CM apontaram *Pontederia parviflora* Alexander como uma espécie resistente a diferentes tipos de efluentes e também boa eficiência de remoção de matéria orgânica (RAMOS et al., 2009).

Por tudo isso o sistema de tratamento de esgoto por leitos cultivados é considerado ideal para pequenas propriedades por ser considerado de baixo custo, e o efluente gerado pode ainda ser utilizada para irrigação de plantações e as plantas podem servir como uma fonte de renda extra pela exploração comercial das flores e fibras vegetais (GONÇALVES et al., 2009). Esse tipo de tratamento com plantas ainda pode ser usado como elementos de paisagismo em forma de jardins ou parques devido à beleza das plantas e de suas flores.

O objetivo deste trabalho foi verificar e avaliar o crescimento e desenvolvimento das macrófitas utilizadas no sistema de tratamento de esgoto por leitos cultivados mistos, instalado em uma chácara no município de Peabiru – PR.

## 2 Material e métodos

Devido aos resultados obtidos com a *Pontederia parviflora* em estudos anteriores, optou-se por utilizá-la nos sistemas prioritariamente, além do fato de ela ser nativa e abundante em lagos nesta região.

A espécie *P. parviflora* foi coletada com substrato do ambiente em que ocorre. Contudo, a população de macrófitas no lago de onde as plantas foram coletadas não era uniforme, assim, mesmo priorizando a coleta da *P. Parviflora*, outras plantas também foram coletadas e plantadas no sistema. Deste modo, o plantio que tinha como objetivo inicial o cultivo apenas de *P. parviflora*, acabou se tornando um cultivo de plantas mistas.

Depois de plantadas no sistema, as espécies levaram um período de algumas semanas para adaptação ao sistema e aos esgotos sanitários. Logo após, foi realizado o acompanhamento das mesmas que envolveram tarefas de observação, identificação, contagem e registros fotográficos. A contagem do número de indivíduos, de brotos e flores de cada planta foi realizada de forma manual.

O monitoramento desta estação de tratamento deu-se entre os meses de setembro de 2011 e abril de 2012, tendo início com a coleta de dados referentes ao crescimento das plantas instaladas no sistema.

## 3 Resultados e discussão

Os resultados do presente trabalho foram obtidos a partir dos valores da contagem do número de indivíduos, de brotos e flores de cada planta nas primeiras semanas de acompanhamento e dos acompanhamentos realizados até ao mês de abril de 2012.

Algumas plantas não puderam ser identificadas em nível de espécie por não apresentarem condições para que se fizesse uma identificação mais aprofundada, sendo mantido apenas o gênero das plantas que estavam mais visíveis e o nome da família em alguns casos.

Foi possível visualizar seis espécies de macrófitas aquáticas durante as primeiras semanas de acompanhamento (Tabela 1). Em poucos dias outras plantas começaram a se desenvolver, possibilitando a contagem das mesmas, mas não a identificação.

Pela interpretação dos resultados (Tabela 1) é possível determinar quais as espécies que se adaptaram mais rapidamente após seu plantio no sistema e quais já mostraram dificuldades para emitir novos brotos ou até mesmo se manter no sistema.

Tabela 1 – Resultado da contagem do acompanhamento realizado no sistema de tratamento por zona de raízes de uma propriedade rural em Peabiru – PR, durante três semanas de contagem.

Espécies	29/09/2011		06/10/2011		13/10/2011	
	NI	NB	NI	NB	NI	NB
<i>Pontederia parviflora</i>	94	28	101	31	101	29
<i>Canna indica</i>	16	4	19	5	19	5
<i>Eleocharis spp.</i>	16	6	16	6	19	2
<i>Poaceae</i>	2	2	2	1	2	-
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i>	3	1	1	-	-	-
<i>Diodia macrophylla</i>	1	1	1	1	1	-
Outros não identificados	-	11	3	2	4	5

\*NI: Número de indivíduos; NB: Número de brotos

A partir do dia 23 de fevereiro de 2012 o acompanhamento da estação passou a ser realizado dando enfoque basicamente a registros fotográficos (Figura 1) e não mais a contagem manual, pois algumas das plantas haviam crescido muito, o que impossibilitou a contagem dos indivíduos.

Figura 1 – Plantas cultivadas em estação de tratamento por zona de raízes instalada em uma propriedade rural no município de Peabiru PR em 23 de fevereiro de 2012 - (a) *Polygonum stelligerum* Cham com algumas flores; (b) *Canna indica* L.; (c) Vista superior do leito cultivado.



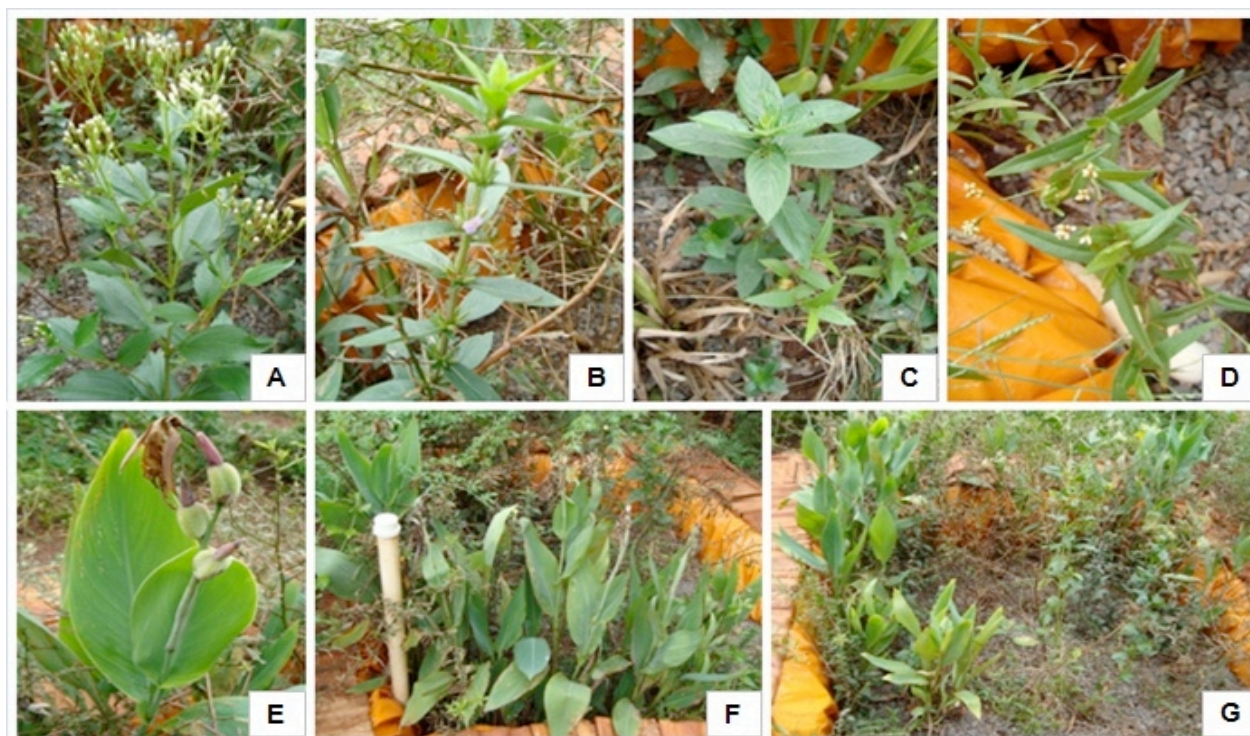


No mês de fevereiro a vazão de esgotos sanitários aplicada ao sistema era menor do que a usada para calcular o dimensionamento do leito, pois a proprietária passou a morar sozinha.

Outro registro fotográfico foi feito em 10 de abril de 2012 para observação das plantas que estavam no sistema (Figura 2), encerrando as atividades de acompanhamento in loco.

Na última visita ao sistema foi visível que as plantas estavam secando provavelmente por não suportarem as condições impostas pelo meio, já que todas elas são de ambiente aquático. Mesmo todas sendo de ambientes aquáticos, algumas eram mais dependentes do que outras, sendo que se adaptariam melhor a áreas inundadas.

Figura 2 – Plantas cultivadas em estação de tratamento por zona de raízes instalada na Chácara Santa Luzia no município de Peabiru PR em 10 de abril de 2012 - (a) *Eupatorium* sp.; (b) *Diodia macrophylla* DC; (c) *Ludwigia octovalvis* (Jacq.) Raven; (d) *Polygonum stelligerum* Cham; (e) *Canna* sp.; (f - g) Vista superior do leito cultivado.



No total o sistema apresentou nove tipos diferentes de vegetação, mas apenas cinco destas sobreviveram (Tabela 2). Quanto aos resultados que se esperavam obter com a *P. parviflora* estes não foram possíveis por elas terem morrido, devido às baixas quantidades de efluentes disponíveis para as plantas.

Apesar de muitas espécies terem secado, algumas chegaram a emitir flores e sementes, então é possível que elas voltem a aparecer no sistema.

Tabela 2 – Plantas listadas durante o acompanhamento realizado no sistema de tratamento por zona de raízes de uma propriedade rural em Peabiru – PR.

DATA	29/09/2011	23/02/2012	10/04/2012
	<i>C. indica</i>	<i>C. indica</i>	<i>C. indica</i>
	<i>D. macrophylla</i>	<i>D. macrophylla</i>	<i>D. macrophylla</i>
	<i>Eleocharis spp.</i>	<i>Eleocharis spp.</i>	<i>L. octovalvis</i>
Espécies	<i>H. ranunculoides.</i>	<i>L. octovalvis</i>	<i>P. stelligerum</i>
	<i>P. parviflora</i>	<i>P. stelligerum</i>	<i>Eupatorium sp.</i>
	<i>Poaceae</i>	<i>Eupatorium sp.</i>	
	Outros (NI)		

\*NI – Não Identificado

Na última campanha (Figura 2) observou-se que a *L. octovalvis* foi a planta que mais cresceu, floresceu e deixou frutos, chegando a dominar o sistema. Porém, durante o mês de abril, a maioria destes indivíduos secou e apenas alguns permaneceram verdes e com flores.

A *D. macrophylla* foi listada a partir de fevereiro de 2012 com bom desenvolvimento, mantendo-se da mesma forma até o mês de abril, período em que apresentou sua fase de florescência e novos brotos.

A *C. indica*, única exótica no sistema, se mostrou muito resistente às mudanças que ocorreram desde a sua implantação, apresentando bom desenvolvimento e continuando sua floração durante o mês de abril. *Cannas* muitas vezes são encontradas crescendo em água a 10 cm de profundidade e também prosperam em valas na estrada e locais de coleta de lixo, tendo em conta a umidade adequada (FNA, 2000), o que pode ser considerado um fator importante para elas terem conseguido se desenvolver bem no caso do sistema de tratamento da propriedade rural de Peabiru, onde as condições aquáticas no começo havia mais efluente e depois essa quantidade disponível para as plantas diminuiu drasticamente. Porém, algumas folhas da *Canna* em abril estavam ficando amareladas e com aspecto murcho.

No mês de abril, a *Eupatorium sp* e o *P. stelligerum* estavam com folhas vistosas e com brotos de flores, se mostrando bem adaptadas às condições atuais do sistema.

#### 4 Conclusões

Os indivíduos mais adaptados a ambientes aquáticos não resistiram às condições impostas pelo meio e acabaram morrendo. No entanto, outras plantas como a *C. indica* e a *L. octovalvis* tiveram amplo desenvolvimento, crescendo naturalmente, gerando brotos e flores, mas mesmo assim, ainda sofreram com a disponibilidade de efluente no sistema. Para saber se elas voltarão a se desenvolver novamente é necessário esperar mais um tempo e continuar com as observações. A *D.*



*macrophylla* foi a que se mostrou mais estável às características do sistema. Os indivíduos de *P. stelligerum* e *Eupatorium sp.* embora não tenham chegado a dominar o sistema, ainda estavam bem floridos garantindo sementes para formar novos indivíduos, dando a possibilidade de continuarem no sistema.

## Agradecimentos

Os autores agradecem a UTFPR pelo apoio para desenvolvimento deste trabalho.

## Referências

ALMEIDA, R. de A.; OLIVEIRA, L. F. C. de; KLIEMANN, H. J. Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário. **Redalyc**. vol. 37, n. 1, mar 2007, pp. 1-9.

BRASIL, M. da S.; MATOS, A. T. de; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha sp.*) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 12, n. 3, p.266-272, set 2007.

COSTA, C. C. da; GUILHOTO, J. J. M. Importância de uma política de saneamento rural no Brasil. **Munich Personal RePEc Archive**. Vitória v. 31, n. 40399, p. 21, jul. 2012.

COSTA, S. M. S. P. da. **Avaliação do potencial de plantas nativas do brasil no tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais em “wetlands” construídos**. 2004. 102f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) – Faculdade de Engenharia Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2004.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FNA - Flora of North America - Flora of North America: North of Mexico Volume 22: Magnoliophyta: Alismatidae, Arecidae, Commelinidae (in part), and Zingiberidae. New York 2000. Disponível em: <[http://www.efloras.org/volume\\_page.aspx?volume\\_id=1022](http://www.efloras.org/volume_page.aspx?volume_id=1022)>. Acesso em: 20 jun. 2014.

GONÇALVES, K. D. et al. 2009. Tratamento de esgotos pluviais mistos através da fitorremediação. Disponível em: <[http://www.cristianoinfosupport.xpg.com.br/index\\_arquivos/fito.pdf](http://www.cristianoinfosupport.xpg.com.br/index_arquivos/fito.pdf)>. Acesso em: 08 ago. 2014.

MATOS, A. T. de; FREITAS, W. da S.; MONACO, P. A. V. Lo. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Redalyc**. v.4, n.2, 2009.

RAMOS, M. R. et al. Remoção da carga orgânica de água residuária de lavanderia têxtil utilizando pontederia parviflora Alexander. In: **Congresso Internacional de Meio Ambiente Subterrâneo**, 1., 2009, São Paulo.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. Diagnóstico dos serviços de Água e Esgoto 2009. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRerterterTERTer=89>>. Acesso em: 15 jun. 2014.

VAN KAICK, T. et al. Jardim ecológico - tratamento de esgoto por zona de raízes: análise e comparação da eficiência de uma tecnologia de saneamento apropriada e sustentável. In: *Semana Dos Estudos de Engenharia Ambiental*, 4., 2008, Irati.



## **AValiação da Metodologia do Reator de Leito Fixo Aplicada em Campo para Representar um Sistema Alagado Construído de escoamento horizontal subsuperficial**

**Gabriel Rodrigues Vasconcellos\***

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[gabrielvasconcellos183@hotmail.com](mailto:gabrielvasconcellos183@hotmail.com)

**André Baxter Barreto**

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[andrebaxterbarreto@gmail.com](mailto:andrebaxterbarreto@gmail.com)

**Marcos von Sperling**

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[marcos@desa.com.br](mailto:marcos@desa.com.br)

### **Resumo**

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a metodologia do reator de leito fixo (RLF) aplicada em campo para investigações das condições ambientais (potencial redox, oxigênio dissolvido, pH e temperatura) no meio suporte de um Sistema Alagado Construído (SAC) de escoamento horizontal subsuperficial. O método de investigação proposto foi instalado em dois SAC operando em paralelo, um plantado com *Typha latifolia* e um não plantado, atuando como unidades de pós-tratamento de efluentes sanitários de um reator tipo UASB. O equivalente populacional aproximado de cada unidade é de 50 habitantes. O leito de ambas as unidades encontra-se em avançado estado de colmatação. O monitoramento das condições ambientais foi realizado em dois pontos ao longo do comprimento (região de entrada e região de saída do leito), da unidade plantada e não plantada, e em quatro RLF operando em campo. Os RLF foram plantados com *Typha latifolia* e possuem o mesmo meio suporte do SAC. A alimentação dos RLF foi realizada por uma bomba peristáltica que retirava o líquido intersticial do SAC. Os resultados indicaram que a temperatura nos RLF é mais elevada que no SAC, contribuindo para a redução do pH. Os valores de potencial redox foram semelhantes nos RLF correspondentes aos pontos do SAC. O oxigênio dissolvido do RLF apresentou maior estabilidade do que no SAC.

**Palavras-chave:** *Wetlands* Construídos. Sistemas alagados construídos. Reator de leito fixo. Potencial redox.

## **1. Introdução**

Os *Wetlands* Construídos, também conhecidos nacionalmente por Sistemas Alagados Construídos (SAC), vêm sendo aplicados e estudados em vários países da Europa e EUA já há algumas décadas. No Brasil, pesquisas se iniciaram um tempo depois, buscando aprimorar os parâmetros de projeto e avaliar o desempenho do sistema em condições tropicais. Além de possuir um clima favorável, o Brasil possui amplo território e já apresenta tradição na utilização de sistemas naturais, de baixo custo e simplicidade operacional para tratamento de águas residuárias.

Vários estudos já foram realizados em SAC de diferentes escalas (escala real, piloto e de bancada). Outra linha de pesquisa são estudos em reatores de escala de bancada aplicados às condições de campo, pois permite aprofundar no conhecimento das interações que acontecem na zona de raízes, onde as complexas relações entre meio suporte, raízes, microrganismos e líquido intersticial ocorrem. Para isso, faz-se necessário avaliar se reatores de bancada, aplicado às condições de campo, representam as condições dos SAC.

O *planted fixed bed reactor* (PFR), desenvolvido por Kappelmeyer *et al.* (2002), é uma unidade de bancada para testes em solos plantados. O Reator de Leito Fixo (RLF), apresentado neste trabalho, é uma adaptação do PFR às condições de operação em campo. Segundo os criadores, este reator recria o ambiente subsuperficial do SAC, permitindo investigações sobre os processos que ocorrem na rizosfera, em um sistema com o escoamento uniforme no meio poroso, sem gradientes hidráulicos, garantindo a mistura completa no interior do reator. Seus criadores afirmam que o RLF é ideal para estudar a interação entre microrganismos, zona de raízes e meio suporte. Além disso, o reator permite estudos de fluxo de poluentes, evapotranspiração, ensaios com traçadores, produção de gases, ensaios respirométricos, entre outros.

Na presente pesquisa foi estudado um RLF como método de análise aplicado a um SAC de escoamento horizontal subsuperficial, atuando como pós-tratamento de um reator tipo UASB.

## **2. Materiais e métodos**

### **2.1. Área de estudo**

O estudo foi realizado no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). O CePTS localiza-se na Estação de Tratamento de Esgotos do Arrudas (ETE Arrudas), no município de Belo Horizonte – MG (coordenadas 19°53'42" S e 43°52'42" W).

### **2.2. Características dos sistemas alagados construídos (SAC)**

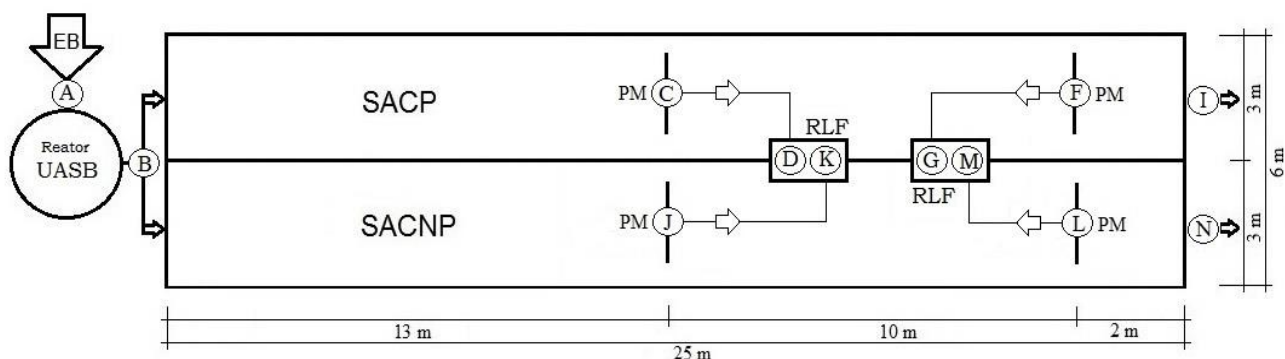
Na presente pesquisa foi estudado um SAC de escoamento horizontal subsuperficial recebendo efluente de um reator tipo UASB (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket*). O esgoto, antes de

ser encaminhado para as unidades de estudo, passa por tratamento preliminar da ETE Arrudas, composto por sistema de gradeamento (grade grossa e fina) e desarenador.

O reator UASB apresenta um volume útil de 22 m<sup>3</sup>, operando com vazão de 80 m<sup>3</sup>/d, resultando em Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) médio de 6,6 horas. Parte do efluente do reator UASB é encaminhada para os dois SAC de escoamento horizontal subsuperficial, sendo uma unidade plantada com *Thypha latifolia* (taboa) e outra unidade não plantada (unidade controle). Ambas as unidades utilizam escória de alto forno como meio suporte. Cada unidade apresenta 25 m de comprimento, 3 m de largura e uma altura de 0,4 m de meio suporte.

Os SAC operam em paralelo com uma vazão de aproximadamente 7,5 m<sup>3</sup>/d. Cada unidade foi dimensionada para um equivalente populacional de 50 habitantes. O sistema está no oitavo ano de operação (de 2007 a 2014), e atualmente os dois leitos encontram-se em elevado estágio de colmatção, fato este demonstrado pelo escoamento superficial por praticamente todo o comprimento dos leitos. Com o intuito de simplificar, em cada ponto de monitoramento foi atribuída uma letra, conforme mostrado na Figura 1.

Figura 1: Vista em planta do Sistema Alagado Construído, com dimensões e localização de pontos de monitoramento. Observação: desenho fora de escala.



Legenda: EB=Esgoto Bruto; UASB=Upflow Anaerobic Sludge Blanket; SACP=Sistema Alagado Construído Plantado; SACNP=Sistema Alagado Construído Não Plantado; PM=Poço de Monitoramento; A=esgoto bruto; B=efluente do reator UASB (afluente aos SAC); C=poço de monitoramento na região central do SAC plantado; D=reator de leito fixo plantado na região central do SAC plantado; F=poço de monitoramento na região de saída do SAC plantado; G=reator de leito fixo plantado na região central do SAC plantado; I=efluente do SAC plantado; J=poço de monitoramento na região central do SAC não plantado; K=reator de leito fixo não plantado na região central do SAC não plantado; L=poço de monitoramento na região de saída do SAC não plantado; M=reator de leito fixo não plantado na região de saída do SAC não plantado; N=efluente do SAC não plantado. Fonte: Autoria própria (2015).

### 2.3. Características do reator de leito fixo (RLF)

Os RLF objetivaram recriar as mesmas condições dos SAC, utilizando a escória do leito e recebendo por bombeamento o líquido que está escoando no interior do SAC. Conforme mostrado na Figura 1, a alimentação dos RLF era realizada através do poço de monitoramento. A vazão de

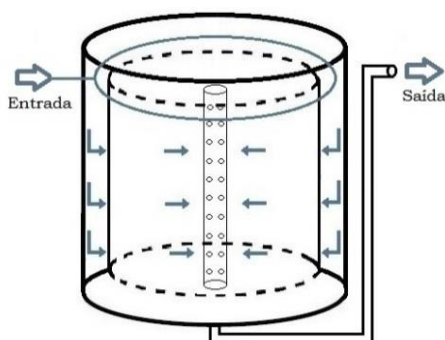
alimentação do RLF foi de aproximadamente 450 ml/min. Cada poço de monitoramento alimentava um RLF, conforme descrito:

- Poço de monitoramento C alimentava RLF plantado da região central (ponto D);
- Poço de monitoramento F alimentava RLF plantado da região de saída (ponto G);
- Poço de monitoramento J alimentava RLF não plantado da região central (ponto K);
- Poço de monitoramento L alimentava RLF não plantado da região de saída (ponto M).

O RLF desta pesquisa foi constituído em tubo de PVC com a superfície aberta e o fundo fechado. A altura adotada do RLF é de 30 cm, semelhante à altura do leito (altura útil de projeto), e seu diâmetro externo é de 30 cm, resultando em um volume de 21,2 litros. A distribuição do afluente se dá através de um anel de distribuição na parte superior. O líquido escoa pelo meio suporte até o centro do reator, onde é coletado por um tubo perfurado de 40 mm de diâmetro e 30 cm de altura. No fundo, há um orifício de 20 mm de diâmetro para a coleta do efluente, acoplado a uma mangueira que se ergue até uma altura de 30 cm, garantindo o nível de aproximadamente 30 cm no interior do reator.

Na Figura 2 é possível observar o funcionamento hidráulico do RLF. No interior do RLF existe uma cesta móvel armada em fios de aço inoxidável constituindo uma malha de 5 mm x 5 mm, a qual permite a passagem livre do líquido e mantém o meio suporte contido. A cesta interna do RLF apresenta um diâmetro de 28 cm e uma altura de 30 cm, totalizando um volume de escória de 18,5 litros. O espaço de 1 cm entre as paredes do reator e da cesta interna objetiva a circulação livre do líquido na entrada do sistema, permitindo uma distribuição homogênea ao longo de todo o perímetro e a altura do RLF. Mais detalhes da construção e operação do RLF podem ser obtidos em Vasconcellos (2015) e Barreto *et al.* (2015).

Figura 2: Desenho esquemático do funcionamento hidráulico do reator de leito fixo.



Fonte: Autoria própria (2015).

## 2.4. Estrutura de campo

Foram instalados quatro poços de monitoramento (PM) em dois pontos do comprimento dos SAC plantado e não plantado (Figura 1). Os dois primeiros PM localizam-se a 13 m da entrada das

unidades (região central), aproximadamente metade do comprimento, e os outros dois PM a 23 m da entrada das unidades (região de saída). Os PM são construídos em tubos de PVC com 1/2" de diâmetro, com furos de 2 mm de diâmetro com espaçamento de 10 cm. Todos os PM apresenta uma extensão de 2 metros e foi instalado perpendicularmente à direção do escoamento do leito. Foram posicionados a 25 cm de profundidade, aproximadamente metade da altura útil do leito. A metodologia de construção do PM empregou conceitos de amostragem de baixa vazão (ABNT NBR 15847:2010) e adaptações da metodologia de amostragem proposta por Nivala *et al.* (2013).

Uma bomba peristáltica retirava o líquido intersticial dos SAC por meio dos poços de monitoramento e conduzia para uma célula de fluxo, onde entrava em contato com sensores de uma sonda multiparamétrica marca YSI modelo 600 XLM. A estrutura montada operou retirando líquido intersticial do meio suporte em fluxo contínuo, com uma vazão de aproximadamente 450 ml/min.

## **2.5. Parâmetros de monitoramento**

A sonda multiparamétrica realizava medições contínuas de potencial redox (Eh), potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD) e temperatura, em intervalos de 15 min. A coleta dos dados foi realizada nos meses de agosto a novembro de 2014. O número de dados coletados foi igual para todos os parâmetros, sendo de 1.151 para o SACP central; 1.375 para o RLFP central; 1.029 para o SACP saída; 785 para o RLFP saída; 1.379 para o SACNP central; 1.381 para o RLFNP central; 1.253 para o SACNP saída; e 1.161 para o RLFNP saída. As medições foram realizadas nos pontos C, D, F, G, J, K, L e M, e podem ser observadas na Figura 1.

As leituras de Eh e pH foram realizadas através de um sensor pH/POR, utilizando um eletrodo de prata/cloreto de prata (Ag/AgCl). Para converter o Eh em referência ao eletrodo padrão de hidrogênio (SHE), foram adicionados 200 mV às leituras de POR, visando corrigir o Eh para o eletrodo padrão, conforme nota técnica do fabricante (YSI, 2001). O sensor de pH/POR possui capacidade de leitura de POR de -999 a +999 mV, com precisão de  $\pm 20$  mV, e capacidade de leitura de pH de 0 a 14 com precisão de  $\pm 0,2$ . As leituras de OD foram realizadas por um sensor óptico (luminescência), com capacidade de leitura de 0 a 50 mg/L e precisão de  $\pm 0,2$  mg/L. O sensor de temperatura possui capacidade de medição de -5 a +50 °C, com precisão de  $\pm 0,15$  °C. A calibração dos sensores para todos os parâmetros investigados foi realizada antes dos períodos de monitoramento.

## **3. Resultados e discussão**

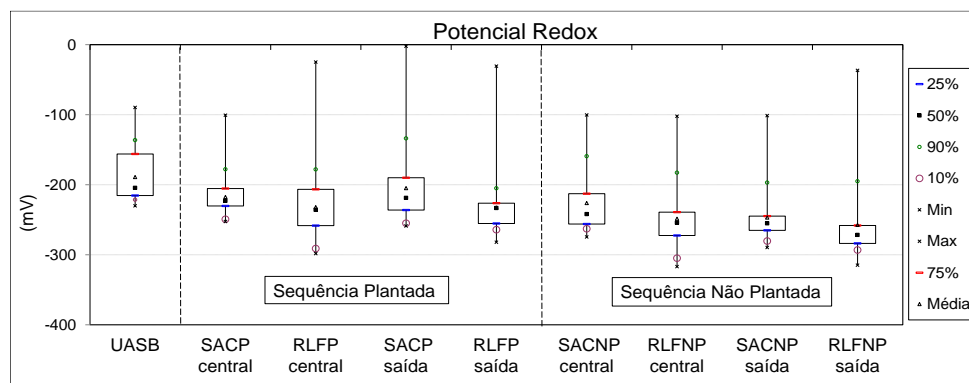
A comparação entre o RLF correspondente ao PM do SAC plantado e não plantado teve como objetivo avaliar se a metodologia aplicada do RLF representou as condições do SAC. Para isso, foi realizado o monitoramento dos seguintes parâmetros: Eh, pH, OD e temperatura.

### 3.1. Potencial redox (Eh)

O Eh retrata as condições oxirredutoras do sistema, mostrando qual é a tendência do meio (redução ou oxidação). Ao se interpretar os valores, deve-se lembrar que todos os dados de potencial redox estão apresentados como Eh, ou seja, são 200 mV superiores aos valores que seriam expressos como POR (potencial de oxirredução), devido à correção para o eletrodo de referência. Por meio da Figura 3 é possível observar os resultados do monitoramento do Eh nos pontos monitorados. Nota-se que os valores de potencial redox são negativos, portanto o eixo das ordenadas inicia-se em -400 mV.

Pela Figura 3, é possível observar que os valores médios de Eh nos pontos monitorados do SAC encontram-se ligeiramente acima dos valores do Eh nos RLF, para todos os pontos monitorados (SAC plantado região central e de saída; e SAC não plantado região central e de saída). Porém ambos permanecem na mesma faixa (-200 a -300 mV), ou seja, apresentam as mesmas condições redutoras. Nota-se que os valores médios de Eh na sequência plantada estão acima dos valores médios que os pontos da sequência não plantada, demonstrando a participação da planta neste parâmetro. Para o Eh, o RLF representou as mesmas condições redutoras que os respectivos pontos de monitoramento do SAC.

Figura 3: Gráfico box-plot dos dados de potencial redox (Eh) nos pontos monitorados.



Legenda: UASB=*upflow anaerobic sludge blanket*; SACP=sistema alagado construído plantado; SACNP=sistema alagado construído não plantado; RLFP=reator de leito fixo plantado; RLFNP=reator de leito fixo não plantado. Fonte: Pesquisa de campo (2015).

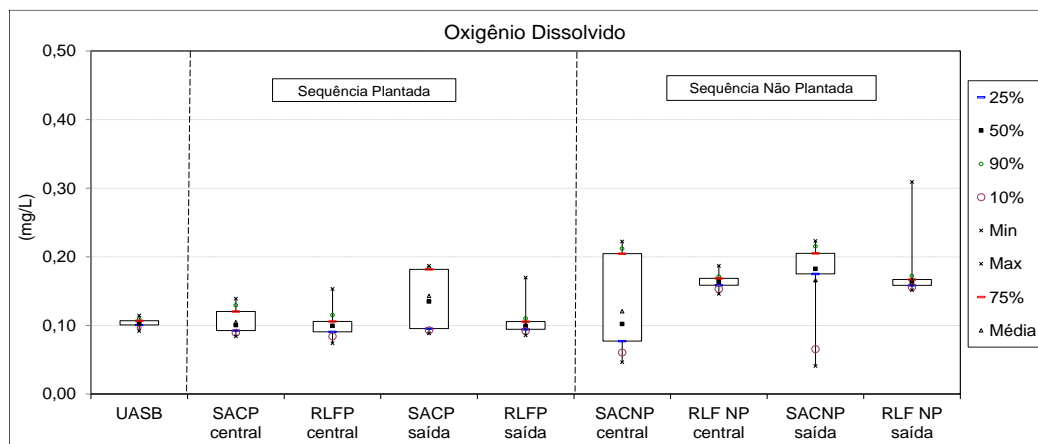
### 3.2. Oxigênio dissolvido (OD)

O OD é um parâmetro de difícil mensuração em ambientes predominantemente redutores, como no caso do SAC em estudo, pois seu consumo pelos microrganismos presentes no sistema é imediato (NIVALA *et al.*, 2012), e as concentrações são usualmente baixas. Em virtude das condições redutoras dos SAC, tal como evidenciado pelos valores negativos de Eh, pequenas concentrações de OD foram medidas, como apresentado na Figura 4. Observa-se que todos os

valores permanecem inferiores a 0,50 mg/L. Nota-se uma tendência de maiores flutuações do OD no SAC não plantado, demonstrando que o consumo de oxigênio pela biomassa da unidade plantada é maior do que na unidade não plantada.

Os valores de OD nos RLF apresentaram maior estabilidade quando comparados com os valores de OD no SAC. Por apresentar menor volume e ser um reator de mistura completa, os RLF proporcionam um maior consumo de oxigênio pela biomassa.

Figura 4: Gráfico box-plot dos dados de oxigênio dissolvido (OD) nos pontos monitorados.

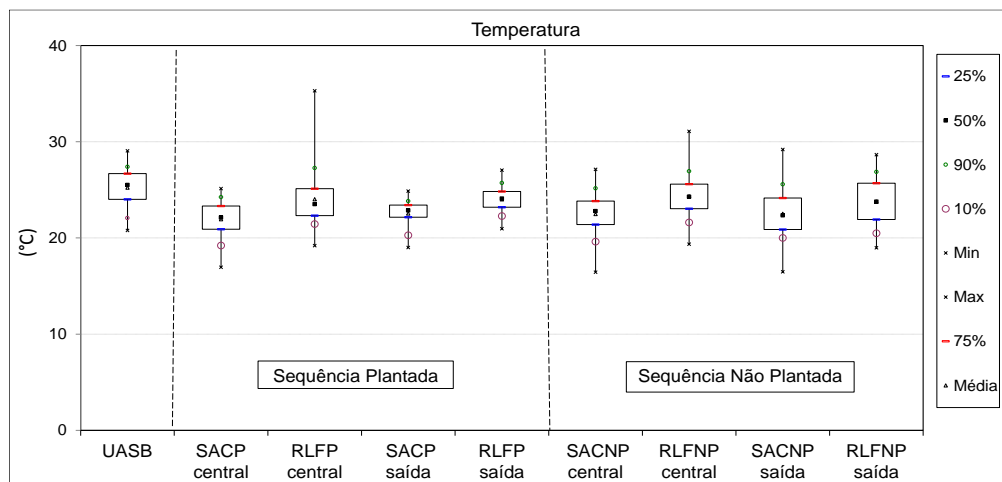


Legenda: UASB=*upflow anaerobic sludge blanket*; SACP=sistema alagado construído plantado; SACNP=sistema alagado construído não plantado; RLFP=reator de leito fixo plantado; RLFNP=reator de leito fixo não plantado. Fonte: Pesquisa de campo (2015).

### 3.3. Temperatura

Os resultados de temperatura demonstram que o RLF é mais susceptível às mudanças de temperatura, por apresentar menor volume e maior área lateral de exposição à radiação solar, ao contrário do SAC, que se encontra escavado no solo. A Figura 5 apresenta os resultados. Nota-se que em todos os RLF correspondentes ao SAC, os valores médios estão mais elevados.

Figura 5: Gráfico box-plot dos dados de temperatura nos pontos monitorados.





Legenda: UASB=*upflow anaerobic sludge blanket*; SACP=sistema alagado construído plantado; SACNP=sistema alagado construído não plantado; RLFP=reator de leito fixo plantado; RLFNP=reator de leito fixo não plantado. Fonte: Pesquisa de campo (2015).

### 3.4. pH

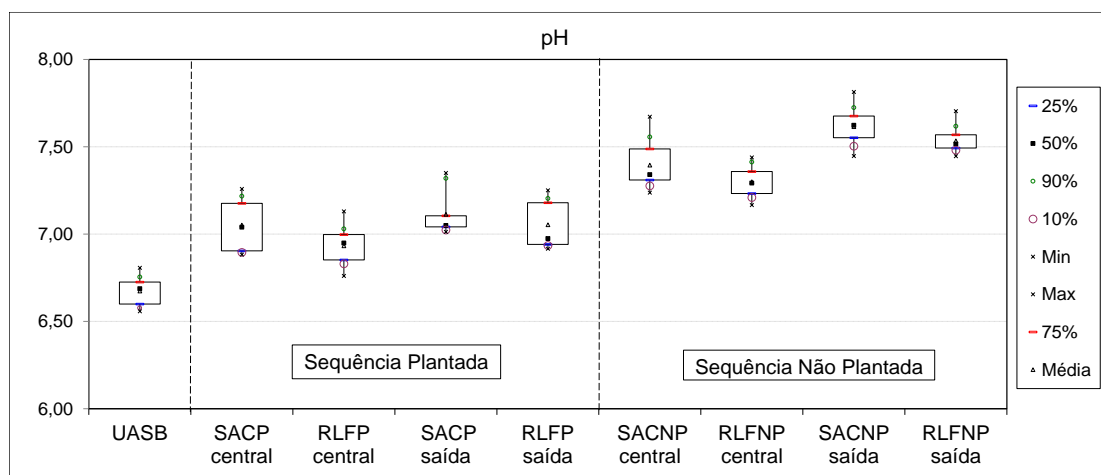
O pH é um importante parâmetro, pois representa as concentrações de íons hidrogênio H<sup>+</sup>, indicando as condições de acidez, neutralidade ou alcalinidade do líquido. A Figura 6 apresenta os resultados do monitoramento do pH na sequência plantada e não plantada, para o período avaliado. É possível notar que os valores de pH do SAC plantado e não plantado estão superiores aos valores de pH do reator UASB. Segundo de Paoli (2010), este fato ocorre devido ao fornecimento de componentes alcalinos, como o CaO e MgO presentes na escória de alto forno utilizada.

Pela Figura 6, observa-se que os valores de pH do SAC não plantado estão superiores aos valores de pH do SAC plantado. Estes resultados estão em conformidade com os descritos por Tao e Wang (2009), que observaram que a *Typha latifolia* utilizada em um SAC de fluxo superficial manteve o pH próximo à neutralidade, quando comparado com o mesmo sistema sem plantas.

Acredita-se que os processos de decomposição e respiração dos microrganismos no SAC plantado reduzem o pH do meio, pois há liberação de CO<sub>2</sub>, e conseqüentemente a formação de ácido carbônico e íons H<sup>+</sup>. Este processo também pode ocorrer pela respiração das raízes das plantas. Além disso, as plantas liberam substâncias orgânicas que podem ser convertidas em ácidos húmicos, reduzindo o pH.

Na comparação entre os valores de pH do SAC com os RLF, observa-se que todos os valores de pH do SAC permaneceram acima dos valores de pH do RLF, pois com o aumento da temperatura, uma proporção maior de moléculas de água se quebram, produzindo maiores quantidade de íon H<sup>+</sup>, o que causa uma redução nos valores de pH.

Figura 6: Gráfico box-plot dos dados de potencial hidrogeniônico (pH) nos pontos monitorados.



Legenda: UASB=*upflow anaerobic sludge blanket*; SACP=sistema alagado construído plantado; SACNP=sistema alagado construído não plantado; RLFP=reator de leito fixo plantado; RLFNP=reator de leito fixo não plantado. Fonte: Pesquisa de campo (2015).

### 3.5. Síntese dos resultados

A Tabela 1 resume as diferenças encontradas entre as medianas do SAC e o do RLF.

Tabela 1: Resumo das diferenças entre os valores de medianas do sistema alagado construído e reator de leito fixo.

Ponto	Potencial redox (mV)	Oxigênio dissolvido (mg/L)	Temperatura (°C)	pH
SACP central (ponto C)	-223	0,10	22,1	7,04
RLFP central (ponto D)	-236	0,10	23,5	6,95
Diferença C com D	13 (5,8%)	0,00 (0%)	1,4 (6,3%)	0,09 (1,3%)
SACNP central (ponto J)	-242	0,10	22,8	7,34
RLFNP central (ponto K)	-254	0,16	24,3	7,29
Diferença J com K	12 (5,0%)	0,06 (60%)	1,5 (6,6%)	0,05 (0,7%)
SACP saída (ponto F)	-219	0,13	22,9	7,05
RLFP saída (ponto G)	-233	0,10	24,1	6,97
Diferença F com G	14 (6,4%)	0,03 (23,1%)	1,2 (5,2%)	0,08 (1,1%)
SACNP saída (ponto L)	-255	0,18	22,3	7,62
RLFNP saída (ponto M)	-272	0,16	23,8	7,52
Diferença L com M	17 (6,7%)	0,02 (11,1%)	1,5 (6,7%)	0,10 (1,3%)

Legenda: SACP=sistema de alagado construído plantado; SACNP=sistema de alagado construído não plantado; RLFP=reator de leito fixo plantado; RLFNP=reator de leito fixo não plantado; pH=potencial hidrogeniônico. Fonte: Pesquisa de campo (2015).

É possível observar que as diferenças entre os valores de Eh são muito pequenas, entre 12 e 17 mV, valor considerado desprezível dentro das faixas de Eh. Para o OD as diferenças entre as medianas estão entre 0 e 0,06 mg/L. Como os valores são bem baixos, pequenas diferenças resultam em variações relativas maiores. A temperatura apresenta diferenças entre 1,2 a 1,5 °C, e o pH entre 0,05 e 0,10. Ou seja, todos os parâmetros avaliados estão de certa forma com pequenas diferenças entre as medianas, podendo aferir que o RLF representou as condições do SAC.

## 4. Conclusão

Os valores de Eh do SAC permaneceram mais elevados do que nos RLF. As concentrações de OD nos RLF foram mais estáveis que nos SAC correspondentes. A temperatura foi mais elevada nos RLF, devido à sua área de exposição lateral ser proporcionalmente maior, contribuindo para a disponibilidade do íon H<sup>+</sup> e conseqüentemente para a redução do pH. Apesar disso, os resultados demonstram existir pouca diferença nos valores entre o RLF e o SAC correspondente.

Os autores destacam esta metodologia como o ponto de encontro entre pesquisas em escala laboratorial e escala real. O potencial desta metodologia consiste na possibilidade de realizar

investigações em campo sobre o metabolismo do sistema em um reator controlado que reproduz as condições operacionais do meio suporte original.

## 5. Agradecimentos

Os autores do trabalho agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e à Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA) por todo o envolvimento nesta pesquisa.

## 6. Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 15847**: Amostragem de água subterrânea em poços de monitoramento - Métodos de purga. Rio de Janeiro, 2010.

BARRETO, A. B.; VASCONCELLOS, G. R.; VON SPERLING, M.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; VASEL, J. L. Field application of the planted fixed bed reactor (PFR) for support media and rhizosphere investigations using undisturbed samples from real scale constructed wetlands. **Water Science and Technology**, no prelo, 2015.

DE PAOLI, André Cordeiro. **Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais. 149p. 2010.

KAPPELMEYER, U; WIEBNER, A; KUSCHK, P; KASTNER, M. Operation of a universal test for planted soil filters – planted fixed bed reactor. **Engineering in Life Sciences**, 2002.

NIVALA, J.; HEADLEY, T.; WALLACE, S.; BERNHARD, K.; BRIX, H.; AFFERDEN, M.; MULLER, R. A. Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany. **Ecological Engineering**. 2472, p. 17, 2013.

NIVALA, J.; WALLACE, S.; HEADLEY, T.; KASSA, K.; BRIX, H.; VAN AFFERDEN, M.; MÜLLER, R. Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. **Ecological Engineering**. V.61, p. 544-554, 2012.

TAO, W., WANG, J. Effects of vegetation, limestone and aeration on nitritation, anammox and denitrification in wetland treatment systems. **Ecological Engineering**, 35, 836-842. 2009.

VASCONCELLOS, Gabriel Rodrigues. **Avaliação das condições de oxirredução em sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial**. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, Minas Gerais. 112p. 2015.

YSI. **Measuring ORP on YSI 6-Series Sondes**: Tips, Cautions and Limitations. Tech note, YSI Environmental, 5 p., 2001.



## DIMENSIONAMENTO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDAS EM SISTEMAS INDIVIDUAIS DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

**Conrado Folle Weber\***

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil.  
Departamento Acadêmico de Química e Biologia  
[conradofolleweber@gmail.com](mailto:conradofolleweber@gmail.com)

**Marcelo Real Prado**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil.  
Departamento Acadêmico de Química e Biologia  
[mrealprado@utfpr.edu.br](mailto:mrealprado@utfpr.edu.br)

**Tamara Simone van Kaick**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil.  
Departamento Acadêmico de Química e Biologia  
[tamara.van.kaick@gmail.com](mailto:tamara.van.kaick@gmail.com)

### RESUMO

O cenário brasileiro, no que se refere à poluição dos rios e mananciais de abastecimento público, oferece à população condições precárias de saneamento básico. Há no país diversos registros de doenças de veiculação hídrica, além da escassez d'água em diversas regiões. Problemáticas resultantes da filosofia consumista do mundo atual, combinada à inviabilidade dos sistemas de tratamento de esgoto, assim como da má distribuição dos recursos naturais, ofertados pelo planeta. Visto isso, o presente artigo propõe um estudo de dimensionamento de wetlands construídas, em sistemas individuais de tratamento de esgoto sanitário. Busca-se, deste modo, estabelecer parâmetros mínimos de dimensionamento para padronizar a implantação de sistemas de fluxo vertical levando em consideração as limitações específicas de cada projeto. O estudo almeja contribuir à sociedade em geral, incentivando a utilização de soluções eficientes em saneamento ecológico, a fim de atender a necessidade social e ambiental de tecnologias voltadas à manutenção do meio ambiente, ao equilíbrio com a saúde humana, e a uma melhor preservação e distribuição de água no Brasil.

**Palavras-chave:** Saneamento básico. *Wetlands* construídas. Tecnologia socioambiental.

### 1 Introdução

Estimativas da Organização das Nações Unidas (ONU, 2014), contabilizam hoje, no planeta Terra, mais de 7 bilhões de habitantes, espalhados por toda área terrestre, onde se concentra a água

doce distribuída para o consumo humano em suas diversas atividades. O recurso, além de pertencer à pequena parcela de 3% do total de água do planeta, encontra-se cada vez mais escasso e potencialmente poluído.

Tendo consequência direta à população menos favorecida economicamente, como os marginalizados das grandes cidades e da área rural, este cenário aponta como causa o sistema econômico vigente, o qual se porta ambientalmente insustentável e socialmente excludente. Há de se alterar a consciência humana em busca de novos meios de desenvolvimento. As relações dos seres humanos com os diversos usos da água devem ser repensadas, assumindo responsabilidades individuais e coletivas, por um consumo consciente.

Em muitos municípios brasileiros, a falta de saneamento básico traz diversos problemas ambientais, com consequências à saúde humana. Os dejetos humanos são veículos de germes patogênicos causadores de várias doenças, como febres, diarreias infecciosas, amebíase, esquistossomose, teníase, ascaridíase, entre outras (FUNASA, 2006). Portanto, toda a população mundial, e principalmente os governos municipais, estaduais e o federal, carregam em conjunto a responsabilidade sobre a poluição das águas dos rios.

Em se tratando de esgoto sanitário lançado nos corpos hídricos, os principais agentes poluidores são: sólidos suspensos; matéria orgânica biodegradável; nutrientes, como fósforo e nitrogênio; patogênicos; sólidos dissolvidos e coloidais; compostos orgânicos voláteis; e odores (METCALF & EDDY, 2003).

Como solução mínima, é necessária uma efetiva remoção dos poluentes, a qual percorre por diversos níveis de tratamento, a fim de se obter os parâmetros exigidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. As cidades brasileiras, das quais possuem rede coletora de esgoto sanitário, utilizam o tratamento de maneira coletiva, reunindo todo o esgoto gerado pela população em uma única estação antes da sua devolução aos corpos receptores. Porém, no Brasil, segundo censo realizado pelo IBGE (2010), nem todos habitantes possuem rede coletora em suas residências, sendo necessário, neste caso, soluções individuais para cada domicílio.

O principal motivo para implantação de sistemas individuais de tratamento de esgoto é a existência de municípios em áreas inviáveis de se instalar uma rede coletora de abastecimento de água e de esgotamento sanitário. Segundo o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2012), apenas 38,7% do esgoto gerado no país é tratado, e 103 milhões de brasileiros não são conectados a rede de coleta de esgoto. Esta situação é comum em áreas rurais ou naquelas em expansão urbana, onde ainda não há rede de distribuição.

Outro problema que sugere uma eficácia maior no tratamento de esgoto é a escassez da água na Terra, onde a exploração exacerbada dos recursos naturais preocupa todos, alertando a população

para o desenvolvimento de tecnologias aptas ao tratamento e reutilização de suas águas, minimizando os impactos econômicos e sociais da falta d'água (PROSAB, 2006).

Neste contexto, a proposta do artigo é discorrer acerca do dimensionamento de *wetlands* construídas, como tratamento secundário, em sistemas individuais de tratamento de esgoto sanitário, visando alta eficiência de tratamento e parâmetros mínimos de dimensionamento para padronizar a implantação de sistemas de fluxo vertical levando em consideração as limitações específicas de cada projeto. Na posição de uma tecnologia socioambiental, o sistema busca um melhor manejo de água no planeta, combinando o consumo consciente dos recursos naturais com um cuidado efetivo do meio ambiente e da saúde humana.

## **2 Esgoto Sanitário e Wetlands Construídas**

A caracterização do esgoto sanitário varia quantitativa e qualitativamente com a sua utilização. A contribuição de esgoto depende de inúmeros fatores, como a região atendida, atividades desenvolvidas, hábitos de higiene, nível socioeconômico, nível de cultura e outras causas comportamentais (JORDÃO, 2009).

Segundo Jordão (2009), as características físicas do esgoto são determinadas pela matéria sólida presente no efluente, temperatura, odor, cor, e pela turbidez. As características químicas se dividem em dois grandes grupos: da matéria orgânica e da matéria inorgânica. Já as biológicas se referem, principalmente, aos microrganismos presentes nas águas residuárias, assim como seus indicadores de poluição.

Para o tratamento do esgoto sanitário, são empregados operações e processos unitários, agrupados em diferentes níveis de tratamento. Os tratamentos preliminar e primário se referem às operações físicas unitárias, o tratamento secundário aos processos químicos e biológicos, e o tratamento terciário se refere à combinação dos três (METCALF & EDDY, 1991).

Para Metcalf e Eddy (1991), os tratamentos secundários são direcionados, principalmente, para remoção de orgânicos biodegradáveis e sólidos suspensos. O tratamento secundário convencional é definido como a combinação de processos usados na remoção destes constituintes e incluem tratamento biológico por lodos ativados, reatores biológicos, sistemas de lagoas e sedimentação.

Um sistema individual de tratamento de esgoto sanitário deve possuir todos os níveis de tratamento necessários, para remoção máxima dos poluentes. Diferentes formas de tratamentos secundário e terciário, assim como de disposição final do efluente, podem ser utilizadas desde que atendam com eficiência o objetivo de tratamento complementar dos efluentes de tanques sépticos (tratamento primário). A Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT, 1992), através da NBR 13969, apresenta alguns exemplos como alternativas aos convencionais.

Diferentes caracterizações de efluentes geram diferentes projetos, tanto na área rural como urbana. Uma tecnologia que vem se destacando, entre as possíveis alternativas em sistemas individuais de tratamento de esgoto, é a implantação de *wetlands* construídas como tratamento complementar do efluente do tanque séptico.

Baseado em sistemas naturais de tratamento de águas residuárias, as *wetlands* construídas são alternativas modernas para estações de tratamento de diversos tipos de efluentes. Mitsch (2000) afirma que as *wetlands* naturais são capazes de utilizar a filtração física, química e biológica na transformação de poluentes presentes em esgotos sanitários, e junto ao seu habitat selvagem, harmoniza a relação da sociedade com a natureza, apresentando alguns bons exemplos de estações de tratamento de esgoto por este método, ao redor do mundo.

Um tratamento por *wetlands* construídas pode ser projetado de diferentes modos hidráulicos. Kadlec e Wallace (2009) separam as possibilidades de construções de acordo com o fluxo. As *wetlands* construídas com fluxo superficial são áreas projetadas para simular lagoas do tipo pântano, com vegetação variada, já as que utilizam fluxo subsuperficial, o efluente atravessa, horizontalmente ou verticalmente, um leito filtrante cultivado com vegetação do tipo macrófitas aquáticas emergentes.

Nas *wetlands* subsuperficiais, a areia, ou algum outro tipo de solo hidráulico, age como meio filtrante e soma-se ao cultivo de vegetação, que proporcionará a zona de raízes, atuante no tratamento. Segundo Wallace e Knight (2006), este tipo de *wetland* é comum, como tratamento secundário, em residências familiares ou em sistemas coletivos de pequeno porte. Pelo fato de não haver efluente exposto durante o processo de tratamento, o risco associado à saúde humana, pela exposição de organismos patogênicos, é minimizado.

Muitos tipos de *wetlands* subsuperficiais de fluxo vertical são encontrados ao redor do mundo. A tecnologia foi desenvolvida na Europa, meados dos anos 1960, com a intenção de fornecer níveis maiores de transferência de oxigênio, e produzir um efluente nitrificado, o que não acontece nas *wetlands* de fluxo horizontal, que são limitadas quanto à capacidade de oxidar amônia (KADLEC & WALLACE, 2009).

Um levantamento, realizado por Ferreira et al. (2013), com o intuito de verificar a possibilidade de padronização do sistema de *wetlands* subsuperficial de fluxo vertical, constatou valores bastante satisfatórios no tratamento de esgoto sanitário. O estudo considerou trabalhos realizados por pesquisadores, no Brasil, e apontou médias para remoção de DBO entre 77% e 99% de eficiência, 99% de remoção de coliforme total, e remoção de nutrientes, Nitrogênio e Fósforo, com máximas de 89% de N amoniacal, 93,3% de N total e 99,6% de Fósforo.

Dentre as diversas variações, os modelos mais comuns de *wetland* de fluxo vertical possuem tubulação de entrada distribuída por toda a superfície da *wetland*, onde são despejadas doses do

efluente, de maneira intermitente. O efluente atravessa um meio filtrante, normalmente feito de areia e brita, e a água tratada é coletada pela tubulação da parte inferior da *wetland* (NIVALA et al., 2013).

O processo de filtração nas *wetlands* construídas é fornecido pelo meio suporte utilizado. Este serve como substrato ao cultivo da vegetação, favorece as transformações químicas e bioquímicas, além de aprisionar os poluentes removidos (DUPOLDT et al., 2000). Para Metcalf e Eddy (1991), é importante conhecer a porosidade e condutividade hidráulica do meio filtrante escolhido para o estudo hidráulico e dimensionamento das *wetlands* construídas.

Quanto a vegetação cultivada nas *wetlands*, de acordo com Dupoldt et al. (2000), não há dúvida quanto a sua importância para o tratamento. Diversos estudos que medem eficiência de tratamento de águas residuárias, com e sem vegetação, concluem quase sempre que o desempenho no tratamento é maior na presença de plantas.

As plantas utilizadas no sistema de *wetlands* construídos, além de proporcionar a característica visual do sistema, fornecem superfície para crescimento de microrganismos e adesão do biofilme, atuando na retirada de nutrientes do efluente (KONNERUP et al., 2008).

De maneira geral, a seleção da vegetação a ser cultivada está relacionada com a profundidade da zona de raízes e a altura da planta, assim como com o tipo de sistema escolhido, fluxo superficial ou subsuperficial. As macrófitas emergentes, utilizadas em sistemas de fluxo subsuperficial, são fixas no substrato da *wetland* e adaptadas a profundidades de 0,5 a 1,5 m.

### **3 Considerações de Projeto**

A escolha do local para construção de uma *wetland* leva em consideração diversos aspectos, os quais influenciam diretamente nos resultados obtidos. É necessário um estudo do local, quanto à disponibilidade de área, topografia, permeabilidade do solo, recursos ambientais existentes, assim como possíveis impactos na vizinhança. Dupoldt et al. (2000) cita alguns critérios que o melhor local para implantação deve seguir: proximidade da fonte do efluente; inclinação, para que a água flua através da gravidade; solo passível de compactação, para evitar contaminação das águas subterrâneas; e a *wetland* deve estar acima do lençol freático.

Pelo fato de se portarem como corpos d'água abertos à atmosfera, as *wetlands* construídas são diretamente influenciadas pelas condições climáticas da região onde se planeja construir o sistema. Há situações em que as *wetlands* podem diminuir a eficiência de tratamento, devido às chuvas fortes que aumentam o fluxo rapidamente, diminuindo o tempo que o efluente permanece no sistema. O aumento no fluxo pode diluir alguns poluentes dissolvidos, enquanto aumenta a quantidade de materiais em suspensão (DUPOLDT et al., 2000).



Para Mitsch (2000), a hidráulica do sistema é a variável mais importante no design das *wetlands* construídas, garantindo resposta às condições químicas e biológicas no tratamento do efluente.

O tempo de detenção hidráulica da *wetland* está diretamente relacionado com a eficácia do tratamento. Dupoldt et al. (2000) afirma que a relação entre o tamanho da área alagada com o tempo de retenção da água é fator determinante no dimensionamento das *wetlands*.

Segundo Kadlec e Wallace (2009), para obter um correto dimensionamento de *wetlands* subsuperficiais, o volume contido no tanque deve ser multiplicado pela porosidade do meio suporte utilizado. Isto se confirma na equação, desenvolvida por Metcalf e Eddy (1991), na qual o tempo de detenção hidráulico é baseado na porosidade do meio suporte:

$$t' = \frac{LW\alpha d}{Q} \quad (1)$$

Onde:

$t'$  = tempo de detenção hidráulico (d)

L = comprimento da *wetland* (m)

W = largura da *wetland* (m)

Q = vazão do efluente (m<sup>3</sup>/d)

$\alpha$  = porosidade do meio suporte

d = profundidade da *wetland* (m)

#### 4 Metodologia

O presente trabalho, visando um estudo sobre a aplicação de *wetlands* construídas em sistemas de tratamento de esgoto, utilizou como proposta o dimensionamento do sistema para tratar os efluentes gerados por um empreendimento do ramo de hotelaria. O local de implantação, para elaboração do projeto é uma residência comum, localizada na cidade de Curitiba, Paraná. No entanto, o local foi transformando adequando a residência para oferecer o serviço de hospedagem, no formato de um albergue. Portanto, o desenvolvimento deste projeto tem como foco atender as características do empreendimento.

Para caracterização do efluente gerado foram definidas as fontes geradoras, provenientes do local onde será implantada a *wetland*. Devido às limitações do local de implantação, optou-se por destinar ao sistema, apenas os efluentes gerados nos banheiros do andar superior do imóvel, os quais são de uso exclusivo dos hóspedes do mesmo andar, sendo estipulado leito máximo de 25 pessoas (número máximo de contribuintes do sistema).

Todos os efluentes sanitários desta fonte geradora, tanto água negra como águas cinza, devem ser tratados em conjunto. Os efluentes são encaminhados para um tratamento primário (tanque séptico), antes do sistema de *wetlands* construídas, que atua como tratamento secundário dos efluentes.

Para o cálculo da vazão de entrada do sistema, foi considerado, o número máximo de contribuintes que utilizam da fonte geradora, no caso os banheiros do empreendimento. O cálculo da vazão doméstica média de esgoto, adaptado de Metcalf e Eddy (1991), é dado por:

$$Q_{méd} = \frac{P \cdot q \cdot R}{1000} \quad (2)$$

Onde:

$Q_{méd}$  = vazão doméstica média de esgoto ( $m^3/d$ )

P = número de contribuintes (hab.)

q = cota per capita de água (L/hab.dia)

R = coeficiente de retorno

Foi utilizada a norma técnica NBR 7229 (BRASIL, 1993), para obtenção dos valores de coeficiente de retorno (R = 80%) do consumo local de água, assim como para valores da cota per capita de água (q = 100 L/hab.dia), valor médio para hotéis, não incluindo lavanderia e cozinha, conforme indicado na Tabela 1, abaixo.

Tabela 1 - Valores médios de contribuição de esgoto.

Prédio	Unidade	Contribuição de esgoto (L/dia)
1. Ocupantes permanentes		
• Residência		
Padrão alto	pessoa	160
Padrão médio	pessoa	130
Padrão Baixo	pessoa	100
• Hotel (exceto lavanderia e cozinha)	pessoa	100
• Alojamento provisório	pessoa	80

Fonte: Adaptado de NBR 7229, 1993.

A escolha do meio filtrante a ser utilizada na *wetland* foi determinante para aplicação da Equação 1, descrita anteriormente, obtendo as dimensões do tanque. Para este sistema foi optado por utilizar duas camadas distintas de meios filtrantes: argila expandida e areia grossa. A argila expandida, segundo o catálogo do fornecedor do produto, Argex (2013), possui uma porosidade de 45% ( $\alpha = 0,45$ ) e a areia grossa, segundo Metcalf e Eddy (1991), de 35% ( $\alpha = 0,35$ ).

A Equação 1, foi então adaptada para ser aplicada de maneira efetiva, considerando o volume mínimo demandado para o tempo de detenção hidráulico a ser utilizado. Sendo assim, temos que:

$$V = \frac{TDH \times Q}{\alpha} \quad (3)$$

Onde:

V = volume mínimo demandado (m<sup>3</sup>)

TDH = tempo de detenção hidráulica (d)

Q = vazão diária de esgoto (m<sup>3</sup>/d)

$\alpha$  = porosidade média do meio suporte

## 5 Resultados e Discussão

Para o máximo de 25 pessoas, aplicando-se a Equação 2, considerando os parâmetros supracitados, é gerada a vazão de 2 m<sup>3</sup>/d, os quais passam por um tratamento primário (tanque séptico) e em seguida são destinados à *wetland* subsuperficial de fluxo vertical.

Considerando o tempo de detenção hidráulica mínimo de 2,5 dias, a vazão diária de esgoto de 2 m<sup>3</sup>/d, e a porosidade média do meio suporte de 40% ( $\alpha = 0,4$ ), aplica-se a Equação 3 e temos que o volume mínimo demandado pela *wetland* é de 12,5 m<sup>3</sup>.

## 6 Conclusão

Sendo assim, conclui-se, que para o dimensionamento da *wetland* construída de fluxo vertical subsuperficial, deve ser levado em consideração o meio suporte utilizado para o processo de filtração, assim como o tempo de detenção hidráulico (TDH) do efluente no tanque. A escolha da vegetação não teve interferência nos cálculos de dimensionamento do sistema, mas possui influência direta na eficiência do tratamento.

Portanto, para o sistema proposto neste artigo, a fim de atender o volume mínimo de 12,5 m<sup>3</sup>, e considerando a área disponível para construção do sistema, a *wetland* terá as seguintes dimensões internas: 2,4 m de largura, 4,4 m de comprimento, com profundidade útil de 1,2 m.

## Referências

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13969**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1992.

\_\_\_\_\_. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1992.

ARGEX. Argex Argila Expandida. **Catálogo: ARGEX® Filtrante**. 2013. Disponível em: <[http://www.argex.pt/documentos/Argex\\_Filtrante.pdf](http://www.argex.pt/documentos/Argex_Filtrante.pdf)>. Acesso em: janeiro de 2015.

DUPOLDT, Carl; ISAACS, Barry; MURPHY, Timothy; SAYERS, Melanie; SUFFIAN, Fred; TAKITA, Charles; WEBSTER, Harold. **A Handbook of Constructed Wetlands**. A guide to creating wetlands for: Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater. Vol. 1. USA, 2000.

FERREIRA, Sheila Cristhina da Rocha; BORBA, Aliny Lucia Borges; ANDRADE, Helisson Henrique Borsato; KAICK, Tamara Simone van. **Levantamento de pesquisas desenvolvidas com *wetlands* subsuperficial de fluxo vertical no Brasil para verificar as possibilidades de padronização do sistema**. 1º Simpósio Brasileiro sobre

- Aplicação de *Wetlands* Construídos no Tratamento de Águas Residuárias. Florianópolis, 2013.
- FUNASA. **Manual de saneamento**. 3. ed. rev. - Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo 2010**. Arquivo eletrônico (on-line). Disponível em: <<http://www.censo2010.ibge.gov.br/>>. Acesso em: junho, 2014.
- JORDÃO, Eduardo Pacheco; PESSOA, Constantino Arruda. **Tratamento de esgotos domésticos**. 5. ed. Rio de Janeiro, RJ: ABES, 2009.
- KADLEC, Robert H.; WALLACE, Scott. **Treatment wetlands** - 2. ed. USA, 2009.
- KONNERUP, Dennis; KOOTTATEP, Thammarat; BRIX, Hans. **Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia**. Ecological Engineering, 2009.
- METCALF & EDDY, INC. **WASTEWATER engineering: treatment, disposal, and reuse**. 3rd ed. New York, NJ: McGraw-Hill, 1991.
- METCALF & EDDY, INC. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th ed. Boston: McGraw-Hill, 2003.
- MITSCH, William J.; GOSELINK, James G.. **Wetlands**. 3rd ed. New York, US: J. Wiley, 2000.
- MITSCH, William J.; GOSELINK, James G.. **Wetlands**. 3rd ed. New York, US: J. Wiley, 2000.
- NIVALA, Jaime; HEADLEY, Tom; WALLACE, Scott; BERNHARD, Katy; BRIX, Hans; AFFERDEN, Von Manfred; MÜLLER, Roland Arno. **Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany**. Ecological Engineering, 2013.
- ONU. **Perspectivas da Urbanização Mundial**. Departamento dos Assuntos Econômicos e Sociais (DESA). 2014.
- PROSAB. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Lourdinha Florencio, Rafael Kopschitz Xavier Bastos, Miguel Mansur Aisse (Coord.). Rio de Janeiro: ABES, 2006.
- SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos serviços de Água e Esgoto – 2009**. Brasília, 2011. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/PaginaCarrega.php?EWRerterterTERTer=89>>. Acesso em: junho, 2014.
- WALLACE & KNIGHT. **Small-scale constructed wetland treatment systems: Feasibility, Design criteria, and O&M requirements**. Water Environment Research Foundation (WERF): Alexandria, Virginia. 2006.



**ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E  
MICROBIOLÓGICOS E DISCUSSÃO DA ÁREA DE ACORDO COM O  
FLUXO HIDRÁULICO DE QUATRO ETES POR ZONA DE RAÍZES NA  
ILHA DAS PEÇAS – GUARAQUEÇABA/PR**

**Thiago Vinicios Weber**

Sanepar, Curitiba– PR, Brasil  
thi.weber@hotmail.com.br

**Aline Tanabe**

UTFPR, Curitiba– PR, Brasil  
alinetnb@yahoo.com.br

**Alexandre Rycheta Arten**

UFPR, Curitiba– PR, Brasil  
rycheta@gmail.com

**Naína Pierri**

UFPR, Curitiba– PR, Brasil  
pierrinai@gmail.com

**Tamara Simone van Kaick**

UTFPR, Curitiba– PR, Brasil  
Tamara.van.kaick@gmail.com

**Resumo**

O atual sistema de saneamento básico dos países em desenvolvimento apresenta-se bastante carente e restrito para as áreas rurais, onde não é tecnicamente e economicamente viável instalar um sistema integrado como nos centros urbanos. Como alternativa ao esgotamento sanitário para pequenas comunidades, tem-se as estações de tratamento de esgoto por meio de zonas de raízes (wetlands construídos). Estas consistem em um tratamento físico-biológico que segue a lógica do biofiltro, o qual é compreendido de um filtro físico (geralmente areia e pedra brita) e um biológico (macrófitas). O sistema é de fácil construção, barato e eficiente, além de compor o aspecto paisagístico e utilizar mão-de-obra local. Dessa maneira, o projeto de extensão desenvolvido pelo CEM/UFPR implantou quatro estações pilotos de fluxo vertical na comunidade da Vila das Peças, localizada no município de Guaraqueçaba-PR, cujo monitoramento resultou nos dados utilizados para o presente trabalho. Os parâmetros avaliados foram a DBO, a DQO, os coliformes totais e a

*Escherichia coli*. A discussão tem o foco nas quatro estações de tratamento por zona de raízes, as quais serão referências para analisar eficiências, aspectos construtivos, características do efluente e a interferência do índice pluviométrico nos resultados. Além disso, é feita uma comparação da área do filtro de fluxo vertical com a do filtro de fluxo horizontal, por meio de equações matemáticas. As estações pilotos implantadas na referida comunidade se mostram eficientes para o tratamento do esgoto doméstico, exceto nos parâmetros microbiológicos, cuja sugestão é aprimorar o sistema construtivo com a complementação do filtro de areia de fluxo ascendente.

**Palavras-chave:** Zona de raízes. *Escherichia coli*. Saneamento rural. Filtros de areia..

## 1 Introdução

Segundo o relato de Donovan e Sadik (2008) do Fundo das Nações Unidas para a Infância (Unicef), mais de 2,5 bilhões de pessoas no mundo sofrem com a falta de acesso a saneamento melhorado, isto é, apresentam alguma instalação sanitária que, de maneira higiênica, separe os dejetos humanos do meio ambiente. Ainda segundo os autores do Órgão, através do relatório elaborado pelo Programa Conjunto OMS/UNICEF de Monitoramento do Abastecimento de água e Saneamento, quase 1,2 bilhão de pessoas defecam ao ar livre, a prática sanitária de maior risco.

Nesse contexto, a maior justificativa está no fato de que as pequenas comunidades, aquelas que possuem até 5.000 habitantes, são as mais afetadas por más políticas públicas. São elas, em sua maioria, que não possuem coleta e tratamento de esgoto (ZAPPAROLI, 2008).

No Brasil, a situação não é diferente, inclusive no Estado do Paraná, onde os dados do Censo do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2000) provam que em localidades com até 5.000 habitantes, 30,90% possuem nenhum tipo de saneamento e 60,30% possuem saneamento semi-adequado, ou seja, com algum tipo de serviço adequado.

O saneamento deficiente ameaça a sobrevivência das crianças dado que um ambiente contaminado por resíduos fecais está diretamente ligado às doenças diarreicas, uma das principais causas de morte de crianças menores de cinco anos. É muito difícil garantir um ambiente limpo quando a defecação ao ar livre é praticada, mesmo que seja só por uma pequena parte da população (DONAVAN, SADIK, 2008). Esse problema foi verificado por van Kaick (2002), em seu estudo na Ilha Rasa, próxima a Ilha das Peças, sendo esta última o foco de estudo deste trabalho. Naquele caso, as estruturas convencionais implantadas de tratamento de esgoto, fossa séptica e sumidouro, mostraram-se ineficientes, ocasionando consequências negativas à saúde da população local, relacionada à alta contaminação por parasitas intestinais.

Além disso, Soares, Bernardes e Netto (2002) afirma que o esgotamento sanitário inadequado poderá induzir a uma deterioração do corpo receptor (rios, lagos, mares, represas), inviabilizar a vida aquática e ainda prejudicar outros usuários da água e outras espécies de animais e vegetais.

Dessa maneira, a proposta de coleta e tratamento do esgoto para comunidades de pequeno porte vem de encontro à necessidade de se resolver esse problema, bem como, propor uma alternativa ecologicamente correta e relativamente barata, minimizando os efeitos poluentes sobre os solos e rios e, em particular, sobre o próprio homem (ZAPPAROLI, 2008). Para isso, Kadlec e Knight (1996) apresentam os wetlands, cujos sistemas apresentam capacidade de remoção de poluentes tais como: demanda bioquímica de oxigênio – DBO, organismos patogênicos, material em suspensão, nutrientes, metais pesados e compostos orgânicos tóxicos.

Segundo Silva (2007), a utilização desses sistemas no Brasil vem sendo difundida lentamente, e estudada por diversas instituições de pesquisa e universidades públicas – por meio do Programa de Pesquisa em Saneamento Básico (Prosab) e por projetos de extensão e pesquisas, ampliando o número de espécies e as formas de implantação dos mesmos. Contudo, não existem muitas informações publicadas e o número de unidades implantadas é limitado.

O Objetivo desta pesquisa foi comparar e analisar os resultados da eficiência no tratamento de esgoto de quatro estações por zona de raízes já construídas na Ilha das Peças, nos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, numa complementação ao projeto de extensão realizado pela Universidade Federal do Paraná naquela localidade.

### 3 Resultados e discussões

#### 3.1 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS DAS AMOSTRAS DAS ETEZRS

A partir das características e dos resultados apresentados anteriormente, é possível discutir e verificar os pontos positivos e negativos de cada uma das ETEZRs implantadas na Ilha das Peças.

Através dos resultados dessas análises discute-se uma série de fatores que pode influenciar no resultado final do tratamento do efluente, e na eficiência do sistema de zona de raízes.

##### 3.1.1 ETEZR Cozinha

A Tabela 2, a seguir, demonstra os resultados para os referidos parâmetros analisados no efluente bruto e tratado.

**Tabela 2: Resultados dos 04 parâmetros analisados no efluente bruto e tratado da ETEZR Cozinha, no 1º semestre de 2008.**

		(continua)			
Mês		Coliformes Totais	<i>Escherichia coli</i>	DBO <sub>5</sub>	DQO
Data da Coleta		(NMP*/100ml)	(NMP*/100ml)	(mg/l)	(mg/l)
	<b>Esgoto bruto</b>	>1.600.000	>1.600.000	4.525	10.050
<b>Janeiro</b>	<b>Esgoto tratado</b>	>1.600.000	>1.600.000	Não realizada	96
<b>23/01/08</b>	<b>Eficiência (%)</b>	-	-	-	99,04

(conclusão)

Mês		Coliformes Totais (NMP*/100ml)	<i>Escherichia coli</i> (NMP*/100ml)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	DQO (mg/l)
Março 05/03/08	Esgoto bruto	540.000	350.000	5.980	10.650
	Esgoto tratado	49.000	49.000	26	98
	Eficiência (%)	91,00	86,00	99,60	99,07
Março 26/03/08	Esgoto bruto	> 1.600.000	> 1.600.000	684	3.025
	Esgoto tratado	170.000	79.000	47	124
	Eficiência (%)	89,40	95,06	93,13	95,90
Abril 28/04/08	Esgoto bruto	Não realizada	Não realizada	Não realizada	Não realizada
	Esgoto tratado	23.000	23.000	50	172
	Eficiência (%)	-	-	-	-
Maio 26/05/08	Esgoto bruto	Não realizada	Não realizada	Não realizada	Não realizada
	Esgoto tratado	350.000	350.000	31	84
	Eficiência (%)	--	-	-	-
Julho 09/07/08	Esgoto bruto	> =1.600.000	1.600.000	1.040	4.250
	Esgoto tratado	540.000	540.000	324	750
	Eficiência (%)	66,25	66,25	68,85	82,36

Fonte: LABORATÓRIO SÓCIO-AMBIENTAL DO CEM/UFPR (2008).

\*NMP = Número Mais Provável.

A ETEZR Cozinha não apresentou bons resultados no mês de janeiro. Este, por sua vez, sobe inundando uma fossa séptica de um banheiro público bem próximo à estação, fazendo com que o esgoto percole pelo solo encharcado, atingindo de alguma forma essa estação. O banheiro público é bastante utilizado nessa época por causa do aumento no número de turistas. Isso justificaria o elevado índice de coliformes totais e *E. coli* determinados na amostra, tanto no esgoto bruto como no esgoto tratado.

Como apresentado na Tabela 2, os coliformes totais reduziram 91,00% e a *E. coli* 86,00%. Em contrapartida, quando a segunda coleta deste mês (dia 26) foi realizada num dia chuvoso, verificou-se novamente o aumento no número de coliformes totais e *E. coli* no esgoto bruto. Apesar disso, o sistema teve um bom desempenho, com eficiência de 89,40% e 95,06%, respectivamente.

Em relação aos parâmetros de DBO<sub>5</sub> e DQO, os resultados das três primeiras coletas, com exceção da coleta de janeiro para DBO<sub>5</sub> que não foi realizada, sempre obtiveram eficiência superior a 90,00%. Acredita-se que a DBO esteja elevada pelo excesso de alimentos e óleo de fritura (matéria orgânica) proveniente da pia da cozinha. A caixa de gordura colocada antes da estação, para coletar previamente os óleos e restos de alimentos, mostrou-se ineficiente, sendo necessária sua substituição.

A alta taxa de DQO no esgoto bruto provavelmente está relacionada com a contaminação externa à ETEZR por produtos químicos, como tintas, óleos petroquímicos e outros. Alguns moradores fazem manutenção de seus barcos de pesca próximos ao sistema, o que provavelmente esteja contaminando o solo local e a água do lençol freático. Como o sistema é praticamente



semipermeável, e a caixa de gordura não se mostrou muito eficiente, é provável o acúmulo gradual desses contaminantes no interior do sistema, ocasionando o alto valor da DQO.

### 3.1.2 ETEZR Escola

A Tabela 3, abaixo, reporta os resultados para os referidos parâmetros analisados no efluente bruto e tratado.

**Tabela 3 – Resultados dos 04 parâmetros analisados no efluente bruto e tratado da ETEZR Escola, no 1º semestre de 2008.**

Mês Data da Coleta		Coliformes Totais (NMP*/100ml)	<i>Escherichia coli</i> (NMP*/100ml)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	DQO (mg/l)
Janeiro 23/01/08	Esgoto bruto	Não realizada	Não realizada	Não realizado	Não realizado.
	Esgoto tratado	Não realizada	Não realizada	Não realizado	Não realizado.
	Eficiência (%)	-	-	-	-
Março 05/03/08	Esgoto bruto	Não realizada	Não realizada	Não realizada	Não realizada
	Esgoto tratado	920.000	350.000	57	134
	Eficiência (%)	-	-	-	-
Março 26/03/08	Esgoto bruto	Não realizada	Não realizada	Não realizada	Não realizada
	Esgoto tratado	> 1.600.000	1.600.000	34	73
	Eficiência (%)	-	-	-	-
Abril 28/04/08	Esgoto bruto	Não realizada	Não realizada	Não realizada	Não realizada
	Esgoto tratado	540.000	540.000	13	25
	Eficiência (%)	-	-	-	-
Maio 26/05/08	Esgoto bruto	Não realizada	Não realizada	Não realizada	Não realizada
	Esgoto tratado	49.000	33.000	14	42
	Eficiência (%)	-	-	-	-
Julho 09/07/08	Esgoto bruto	Não realizada	Não realizada	Não realizada	Não realizada
	Esgoto tratado	240.000	49.000	7,3	17
	Eficiência (%)	-	-	-	-

Fonte: LABORATÓRIO SÓCIO-AMBIENTAL DO CEM/UFPR (2008).

\*NMP = Número Mais Provável.

Nesta estação não se obteve nenhuma eficiência devido à impossibilidade da coleta e análise do esgoto bruto, como justificado anteriormente. Sem os valores dessa análise, a eficiência não pode ser determinada, porque não há como comparar os dados do esgoto bruto com os do esgoto tratado. Acredita-se que esta estação também sofreu interferência externa, pelo fato de utilizar um material semipermeável para isolamento. Esse fato é observado no parâmetro microbiológico do efluente tratado do mês de março, especificamente na coleta do dia 26, com chuvas antecedentes e no próprio dia da coleta. O elevado índice de coliformes nesta amostra se deve provavelmente à contaminação do lençol freático, que sobe a superfície em épocas de precipitação. Isso faz com que a funcionalidade do sistema seja prejudicada.

Os parâmetros microbiológicos do esgoto tratado das demais coletas apresentaram valores próximos aos encontrados nas outras três estações em estudo. Também foram obtidos valores bastante reduzidos de DBO e DQO, sendo o melhor resultado obtido na coleta de julho: 7,3 mg/l para DBO<sub>5</sub> e 17 mg/l para DQO.

### 3.1.3 ETEZR Residência de 08 pessoas

A Tabela 4, a seguir, apresenta os resultados para os referidos parâmetros analisados no efluente bruto e tratado.

**Tabela 4 – Resultados dos 04 parâmetros analisados no efluente bruto e tratado da ETEZR Residência de 08 pessoas, no 1º semestre de 2008.**

		(continua)			
Mês Data da Coleta		Coliformes Totais (NMP*/100ml)	<i>Escherichia coli</i> (NMP*/100ml)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	DQO (mg/l)
Janeiro 23/01/08	Esgoto bruto	> 1.600.000	> 1.600.000	817	1.085
	Esgoto tratado	> 1.600.000	240.000	78	119
	Eficiência (%)	-	85,00	90,45	89,00
<hr/>					
Mês Data da Coleta		Coliformes Totais (NMP*/100ml)	<i>Escherichia coli</i> (NMP*/100ml)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	DQO (mg/l)
Março 05/03/08	Esgoto bruto	> 1.600.000	> 1.600.000	592	2.000
	Esgoto tratado	3.300	3.300	22	60
	Eficiência (%)	99,80	99,80	96,30	97,00
Março 26/03/08	Esgoto bruto	> 1.600.000	> 1.600.000	575	1.340
	Esgoto tratado	540.000	4.600	21	67
	Eficiência (%)	66,25	99,71	96,35	95,00
Abril 28/04/08	Esgoto bruto	> 1.600.000	> 1.600.000	390	1.540
	Esgoto tratado	540.000	540.000	68	80
	Eficiência (%)	66,25	66,25	82,56	94,80
Maio 26/05/08	Esgoto bruto	> 1.600.000	> 1.600.000	1.620	2.920
	Esgoto tratado	790.000	490.000	52	136
	Eficiência (%)	50,63	69,38	96,80	95,35
Julho 09/07/08	Esgoto bruto	> =1.600.000	> =1.600.000	1.700	3.800
	Esgoto tratado	920.000	49.000	105	164
	Eficiência (%)	42,50	96,93	93,83	95,70

Fonte: LABORATÓRIO SÓCIO-AMBIENTAL DO CEM/UFPR (2008).

\*NMP = Número Mais Provável.

A ETEZR residência de 08 pessoas mostrou-se eficiente quanto ao uso de geomembrana como material impermeabilizante, comprovado através dos resultados apresentados na Tabela 4. Nesta, observou-se que não houve redução no número de coliformes totais no mês de janeiro, quando uma elevada quantidade de chuvas fez o córrego próximo transbordar, inundando toda a estação e influenciando no tratamento do efluente. Apesar dessa elevada precipitação e do aumento do número de turistas na Ilha, o que conseqüentemente gerou um aumento no volume de efluente, o tratamento dos parâmetros DBO<sub>5</sub>, DQO e *E.coli* apresentaram boa eficiência, aproximadamente 90%; 89% e 85%, respectivamente.

O efluente tratado nesta ETEZR é composto de uma mistura dos efluentes de vaso sanitário, pia e chuveiro do banheiro. Isso promove uma maior diluição dos compostos presentes no efluente gerando, teoricamente, uma melhor eficiência para os parâmetros analisados.

### 3.1.4 ETEZR Residência de 04 pessoas

A Tabela 5, abaixo, mostra os resultados para os referidos parâmetros analisados no efluente bruto e tratado.

**Tabela 5 – Resultados dos 04 parâmetros analisados no efluente bruto e tratado da ETEZR Residência de 04 pessoas, no 1º semestre de 2008.**

Mês Data da Coleta		Coliformes Totais (NMP*/100ml)	<i>Escherichia coli</i> (NMP*/100ml)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	DQO (mg/l)
Janeiro 23/01/08	Esgoto bruto	> 1.600.000	> 1.600.000	532	980
	Esgoto tratado	4.900	1.300	87	99
	Eficiência (%)	99,70	99,92	83,65	89,90
Março 05/03/08	Esgoto bruto	> 1.600.000	> 1.600.000	532	980
	Esgoto tratado	1.700	1.700	85	256
	Eficiência (%)	99,89	99,89	84,02	73,88
Março 26/03/08	Esgoto bruto	> 1.600.000	> 1.600.000	470	1.730
	Esgoto tratado	> 1.600.000	> 1.600.000	63	204
	Eficiência (%)	-	-	86,60	88,21
Abril 28/04/08	Esgoto bruto	920.000	920.000	1.440	4.780
	Esgoto tratado	540.000	350.000	44	78
	Eficiência (%)	41,30	61,96	96,94	98,37
Maio 26/05/08	Esgoto bruto	920.000	920.000	610	1.540
	Esgoto tratado	7.800	7.800	154	294
	Eficiência (%)	99,15	99,15	74,75	80,90
Julho 09/07/08	Esgoto bruto	350.000	350.000	1.116	2.000
	Esgoto tratado	79.000	79.000	19	50
	Eficiência (%)	77,43	77,43	98,30	97,50

Fonte: LABORATÓRIO SÓCIO-AMBIENTAL DO CEM/UFPR (2008).

\*NMP = Número Mais Provável.

A ETEZR residência de 04 pessoas é responsável pelo tratamento do efluente proveniente do vaso sanitário. Neste caso não há mistura e nem diluição do esgoto, exceto em casos de inundação, devido à elevada precipitação. A impermeabilização utilizada nessa estação é idêntica à estação da residência de 08 pessoas.

A coleta realizada no primeiro mês do ano apresentou elevadas eficiências para os parâmetros microbiológicos, os quais resultaram em 99,70% para coliformes totais e 99,92% para *E. coli*. Já os parâmetros DBO<sub>5</sub> e DQO tiveram eficiências em 83,65% e 89,90%, respectivamente. Considerando as anormalidades ocorridas no período, as reduções obtidas foram bastante significativas.

Uma observação importante verificada no tratamento deste sistema, especificamente no esgoto bruto, é que nas três primeiras coletas havia alto índice de coliformes e *E. coli*, e nos três últimos meses avaliados, esse índice diminuiu consideravelmente. Para os parâmetros físico-químicos ocorreu o inverso, baixo valor nas três primeiras coletas e um aumento nas três últimas avaliadas.

### 3.1.5 Análise Geral das Quatro ETEZRs Instaladas na Vila das Peças

Baseado nos resultados apresentados anteriormente, discute-se neste sub-tópico as diferenças e semelhanças construtivas das estações, a eficiência obtida para os parâmetros analisados, o tipo de efluente tratado dentre outros fatores que compõem cada uma das quatro ETEZRs implantadas na Vila das Peças.

Um problema verificado em todas as estações foi o aparecimento de lagartas, que acabaram com praticamente todas as mudas da planta utilizada, a cebolana (*Crinum spp*), sendo necessária sua substituição. Essa planta por ser nativa da região, cresce em abundância nos manguezais da ilha, e nesses ambientes naturais, não foi identificado o ataque das lagartas na planta. A hipótese para tal situação pode estar relacionada ao sal, presente nas águas salobras do mangue, que inibe de alguma forma o surgimento dessas lagartas por formar cristais nas folhas desta planta. Na questão do tratamento do efluente, a cebolana como formadora da zona de raízes da ETE mostrou-se muito eficiente.

Considerando os materiais utilizados para isolamento de fundo nas estações em estudo, chega-se a classificação de dois tipos: o isolamento semipermeável nas ETEZRs Cozinha e Escola, e o isolamento impermeável nas duas estações implantadas nas residências. Essa classificação é possível após a discussão realizada e aos dados apresentados anteriormente de cada ETEZR.

Fica evidente que a contaminação vinda do meio exterior é maior nas estações que utilizaram ou apresentaram o isolamento semipermeável. Nessas estações foram quantificados elevados valores para os parâmetros microbiológicos, especificamente no indicador *E. coli*. Este microrganismo está presente exclusivamente em fezes humanas, não devendo ser encontrado num efluente de pia de cozinha. Se a água do lençol freático estiver contaminada, esta *E. coli* provavelmente estará presente. A infiltração dessa água contaminada pelo fundo ou pela lateral da ETE pode afetar prejudicialmente todo o tratamento do sistema.

Nos sistemas com isolamento impermeável, a influência se deve mais em dias de elevada precipitação, ocorrendo apenas infiltração na parte superior pelo escoamento superficial por carreamento da água contaminada. Conseqüentemente, essa água acaba passando pelo tratamento do filtro.

Em análise comparativa aos resultados das Tabelas 4 e 5 das duas residências, observou-se a influência da diluição do efluente na ETEZR Residência 08 pessoas. Nesta estação, os parâmetros físico-químicos apresentaram melhor eficiência quando comparado com a ETEZR Residência 04 pessoas. Entretanto, de uma maneira geral, ocorreu o inverso para o parâmetro microbiológico.

No parâmetro físico-químico, apenas duas coletas da estação de 08 pessoas apresentaram eficiências menores que 90%: a coleta de janeiro, no parâmetro DQO com 89%, e a coleta de abril,

no parâmetro DBO<sub>5</sub> com 82,56%. Na estação de 04 pessoas, a eficiência média ficou em torno de 85%.

Para os parâmetros microbiológicos, a estação de 04 pessoas apresentou os melhores resultados, com metade das coletas atingindo eficiência superior a 99%. Apenas na segunda coleta do mês de março, no dia 26, que a eficiência foi nula. No caso da estação de 08 pessoas, apenas uma coleta, a do dia 05 de março, ultrapassou os 99% de eficiência para os dois parâmetros microbiológicos. Porém, nas demais coletas o sistema reduziu melhor a *E. coli* do que os coliformes totais.

Por fim, notou-se que o valor quantificado das bactérias no esgoto bruto foi menor na estação de 04 pessoas a partir do mês de abril. O que não ocorreu com a estação de 08 pessoas, sempre permanecendo o valor de >1.600.000 NMP/100ml.

#### **4. Conclusão**

O sistema se demonstrou eficiente para os parâmetros analisados, constando-se uma redução considerável nos níveis dos parâmetros avaliados nas pontas de saída das ETEs em relação às entradas. Os parâmetros físico-químicos, DQO e DBO<sub>5</sub>, tiveram uma eficiência acima de 80,00% em média. Os parâmetros microbiológicos obtiveram boa redução, mas algumas amostras não apresentaram boa eficiência, reduzindo menos que 50,00%. Mesmo assim, a tratabilidade do efluente proporcionada pelas estações incide positivamente na redução de vetores de doenças, além de diminuir o impacto causado na biodiversidade aquática e na saúde da população local. E visando uma maior remoção de coliformes totais e *E. coli*, é sugerido uma complementação às ETEZRs com filtro de areia ascendente.

Observou-se que o efluente mais diluído (do vaso sanitário e do chuveiro juntos), apresentou uma melhor redução na DQO e DBO<sub>5</sub>, provavelmente pela maior facilidade de percolação no meio filtrante, aumentando consideravelmente o contágio com o biofilme. Entretanto, devido ao menor TDH adquirido por este tipo de efluente, a redução de microrganismos foi prejudicada, havendo possivelmente arraste dos mesmos junto ao efluente tratado.

No aspecto construtivo, o meio filtrante apresentou-se bastante apropriado, visto que a utilização de materiais como areia e brita de menor granulometria poderiam resultar em uma colmatação do sistema. Para o isolamento é aconselhável utilizar um material que impermeabilize por completo o meio filtrante, como o que foi utilizado nas ETEs residências, para evitar contaminação externa, principalmente pela elevação do nível do lençol freático, cuja água provavelmente esteja contaminada. As plantas da espécie *Crinum ssp* se adaptaram bem à estação, desenvolveram-se e auxiliaram na eficiência e tratabilidade do efluente. Isso mostra a possibilidade de utilização desta planta em projetos futuros.

Uma das vantagens comprovadas dessas estações de fluxo vertical é a utilização de espaço menor para o tratamento da DBO5 em relação ao de fluxo horizontal, que necessita de área duas vezes maior para a mesma finalidade.

A vazão afluente foi a que mais interferiu na determinação do TDH do filtro de fluxo vertical. No filtro de fluxo horizontal, essa influência não foi tão relevante, mas sim, o volume das estações.

Em dias de chuva intensa, a funcionalidade do sistema é um pouco afetada pelo encharcamento temporário da estação e pela inundação do meio exterior, que facilita a entrada de água com outros contaminantes pela superfície da ETE.

No Brasil, o maior foco nesse tipo de tratamento de esgoto é por meio de ETEs pilotos de fluxo horizontal, as quais são mais difundidas no mundo, com a avaliação do processo de nitrificação. Dessa forma, houve muita dificuldade para encontrar pesquisas similares que utilizassem o mesmo tipo de estações implantadas na Vila das Peças, de fluxo vertical. Também não foi possível realizar uma análise e discussão mais completas por falta de parâmetros não realizados, como sólidos suspensos, cor, nitrificação, turbidez, consumo de oxigênio dissolvido, entre outros. Mesmo assim, o objetivo geral do presente trabalho foi alcançado e espera-se que o mesmo possa servir de apoio para trabalhos futuros, principalmente na aplicação de projetos de saneamento para toda a comunidade da Vila das Peças.

#### **4. Referências**

**ARTEN, Alexandre R.** Processo de implantação de estações de tratamento de esgoto por zona de raízes na Vila das Peças (Guaraqueçaba-Paraná). 2007. 118p. Monografia. UFPR, Pontal do Paraná, 2007.

**KADLEC, Robert H.; KNIGHT, Robert L.** Treatment Wetlands. Boca Raton: CRC Press LLC, 1996. 928p. LABORATÓRIO SÓCIO-AMBIENTAL (CEM/UFPR). Melhora do abastecimento de água potável e tratamento de esgoto doméstico na Vila das Peças. Relatório do Projeto de Extensão da UFPR, Pontal do Paraná, 23 jan. 2008.

**SOARES, Sérgio R. A.; BERNARDES, Ricardo S.; CORDEIRO NETTO, Oscar de M.** Relações entre saneamento, saúde pública e meio ambiente: elementos para formulação de um modelo de planejamento em saneamento. Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro, v. 18, n. 6, dez. 2002.

\_\_\_\_\_. Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná. 2002. 116p. Dissertação (Mestrado em Tecnologia). CEFET-PR, Curitiba, 2002.

**ZAPPAROLI, Irene D.** Saneamento básico: um estudo para comunidades de pequeno porte. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 46, 2008, Rio branco. Anais eletrônicos... Londrina: UEL, 2008. Disponível em: <<http://www.sober.org.br/pales-tra/9/39.pdf>> Acesso em: 15 mar 2009.