



# 30º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS

23 a 26 de maio de 2017

Campo Grande - MS

<http://3cwbrasil.ucdb.br>



Wetlands Brasil

**Anais do 3º Simpósio Brasileiro Sobre *Wetlands* Construídos**

Grupo *Wetlands* Brasil

Universidade Católica Dom Bosco

Av. Tamandaré, 6000, Campo Grande – MS

CEP: 79117-900

©2017

ISSN: 2446-631X.

Os trabalhos publicados nos anais do 3º Simpósio Brasileiro Sobre *Wetlands* Construídos são de total responsabilidade dos autores. Eximindo assim, a comissão organizadora do evento de qualquer responsabilidade.



# 30º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS

1 Boas Vindas 4

2 Programação 5

3 Comitê Organizador 9

4 Comitê Científico 10

5 Trabalhos 15

# 1

## Boas Vindas



Campo Grande, maio de 2017.

É com muito prazer que a comissão organizadora e científica do 3º Simpósio Brasileiro sobre *Wetlands* Construídos desejam as boas vindas a Campo Grande, para o 3º evento do Grupo *Wetlands* Brasil.

Este evento demonstra a consolidação do grupo *Wetlands* Brasil, constituído em 2011 durante o 26º CBESA/ABES. A realização do 3º Simpósio Brasileiro corrobora com os objetivos do grupo, estabelecendo espaço e canais de comunicação que permitam a troca de experiências entre os diversos pesquisadores vinculados às universidades brasileiras, institutos de pesquisa, profissionais liberais, empresas ligadas ao ramo da Engenharia Sanitária e Ambiental e ONGs, os quais desenvolvem estudos e projetos empregando sistemas tipo *wetlands* para melhoria de condições ambientais.

Tenhamos todos bons e produtivos momentos em Campo Grande durante o 3º Simpósio Brasileiro sobre *Wetlands* Construídos.

*Fernando Jorge Correa Magalhães Filho*  
Universidade Católica Dom Bosco  
Campo Grande, MS

*Pablo Heleno Sezerino*  
Grupo *Wetlands* Brasil

## 2

### Programação

---

Terça-feira, 23 de maio.

---

13:00	<b>Recepção. Credenciamento. Instalação de pôsteres</b>
	<b>Minicursos:</b>
	- Microbiologia aplicada para <i>wetlands</i> construídos, <i>Alinne Pereira de Castro (UCDB)</i>
14:00	- Plantas utilizadas, cuidados e aspectos agrônômicos em <i>wetlands</i>
-	construídos, <i>Denílson de Oliveira Guilherme (UCDB)</i>
20:00	- <i>Computational Fluid Dynamics (CFD)</i> no comportamento hidrodinâmico de <i>wetlands</i> construídos, <i>Johannes Gerson Janzen (UFMS)</i>
	- Método lógico para redação científica, <i>Teodorico Alves Sobrinho (UFMS)</i>

Quarta-feira, 24 de maio.

---

8:00	<b>Recepção. Credenciamento. Instalação de pôsteres</b>
8:30	<b>Cerimônia de abertura</b>
	<b>Palestra:</b> Aspectos gerais, experiências internacionais (Europa, China, Índia) e normatização de <i>wetlands</i> construídos empregados no tratamento de águas residuárias, <i>Carlos Arias (Aarhus University)</i>
9:00	
10:00	<b>Plenária</b>
10:20	<b>Coffee break</b>
10:50	<i>Wetlands</i> construídos de fluxo horizontal subsuperficial para o tratamento de efluentes em loteamentos na cidade de Campos Novos – SC– estudo de caso ( <i>Arieleen Reis da Silva, UDESC, SC</i> )
11:10	Avaliação inicial da colmatção em um sistema híbrido de <i>wetland</i> após 15 anos de operação ( <i>Rafael Favretto, UNOESC, SC</i> )
11:30	Tratamento de esgotos sanitários em sistemas híbridos de <i>wetlands</i> construídos ( <i>André Gustavo Patel, UTFPR, PR</i> )
11:40	Influência de parâmetros operacionais sobre as populações oxidantes de amônia e desnitrificantes em <i>wetland</i> construído vertical ( <i>Catiane Pelissari, UFSC, SC</i> )
12:00	<b>Almoço</b>

14:00	<b>Mesa Redonda:</b> Experiências nacionais, critérios e parâmetros de projetos aplicados aos <i>wetlands</i> construídos, <i>Pablo Heleno Sezerino (UFSC)</i> . Aplicação de <i>wetlands</i> construídos no saneamento focado em recursos, <i>Paula Loureiro Paulo (UFMS)</i> .
14:40	<b>Plenária</b>
15:00	<b>Coffee break</b>
15:30	Operação e manutenção de sistemas <i>wetlands</i> construídos de fluxo horizontal subsuperficial: experiências desenvolvidas numa comunidade rural ( <i>Lucas Silva Lourenço, UDESC, SC</i> )
15:50	Desempenho de um sistema de filtro anaeróbio (Fan) associado a um <i>wetland</i> vertical (WV) no tratamento de água cinza para reúso predial ( <i>Solange Aparecida Alho Sarnaglia Merlo, UFES, ES</i> )
16:10	Tijolo vermelho como substrato de <i>wetlands</i> construídos para remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada de esgotos sanitários ( <i>Mateus Xavier de Lima, UTFPR, PR</i> )
16:30	Aplicabilidade da ferramenta CFD na simulação de <i>wetlands</i> flutuantes ( <i>Manoel Lucas Machado Xavier, UFMS, MS</i> )
16:50	Análise econômico financeira entre sistemas ativo e passivo de tratamento terciário de água residuária na remoção de fósforo ( <i>Renata Gaudereto Andries, Wetlands Construídos, MG</i> )
17:10	Avaliação técnica e financeira de <i>wetland</i> construído com entulho reciclado para o tratamento de efluentes ( <i>João Jorge Fukuchima Santos, PUC, GO</i> )
17:30	<i>Wetlands</i> construídos – uma tecnologia apropriada às estratégias, diretrizes e princípios do plano nacional de saneamento básico ( <i>Vitor Tonzar Chaves, USP, SP</i> )

Quinta-feira, 25 de maio.

---

9:00	<b>Palestra:</b> Sistema francês de <i>wetlands</i> construídos (experiência nacional), <i>Marcos von Sperling (UFMG)</i>
9:40	<b>Plenária</b>
10:00	<b>Coffee break</b>
10:30	Comportamento diário ao longo do período de alimentação do primeiro estágio do sistema francês de <i>wetland</i> vertical, em termos de remoção de matéria orgânica e amônia ( <i>Camila Maria Trêin, UFMG, MG</i> )
10:50	Remoção de nitrogênio em um <i>wetland</i> construído de fluxo vertical parcialmente saturado empregado no tratamento de efluente de um restaurante universitário ( <i>Orlando de Carvalho Junior, UTFPR, PR</i> )
11:10	Avaliação dos dois primeiros anos de operação de um <i>wetland</i> construído vertical de fundo saturado aplicado no tratamento de esgoto sanitário ( <i>Mayara Oliveira dos Santos, UFSC, SC</i> )
11:30	Remoção e transformação do nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico por <i>wetlands</i> construídos híbridos ( <i>Édio Damásio da Silva Júnior, UnB, DF</i> )
11:40	Remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos em sistema piloto de alagados construídos cultivados com macrófitas aquáticas emergentes ( <i>Eleocharis</i> sp. e <i>Typha</i> sp.) ( <i>Aline Alves Sanchez, UFABC, SP</i> )
12:00	<b>Almoço</b>
14:00	<b>Mesa Redonda</b> "Small scale domestic wastewater treatment: Health risk implications for operations and effluent reuse" ( <b>em inglês</b> ), <i>Isaac Dennis Amoah, orientado do Prof. Thor Axel Strenstrom (Durban University)</i> . Redução de patógenos em <i>wetlands</i> construídos e a avaliação de risco como ferramenta para a avaliação do reuso do efluente. <i>Maria Elisa Magri (UFSC)</i> .
15:10	<b>Plenária</b>
15:30	<b>Coffee break</b>
16:00	Avaliação da presença e persistência de microorganismos patogênicos durante a mineralização de lodo de esgoto em <i>wetland</i> construído ( <i>Camila Daminelli Schissi, UFSC, SC</i> )

16:20	Sistema integrado de tratamento de efluentes sanitários com reatores anaeróbios sequenciais em batelada e wetlands construídos de fluxos alternados ( <i>Gustavo Stolzenberg Colares, UNISC, RS</i> )
16:40	A presença e o tipo de vegetação aumentam a biomassa aeróbia nos <i>wetlands</i> de escoamento horizontal subsuperficial? ( <i>André Baxter Barreto, UFMG, MG</i> )
17:00	Perdas de água por evapotranspiração em <i>wetland</i> construído de fluxo vertical transplantado com <i>canna</i> spp. ( <i>Henrique Baldi Faccenda, UFSM, RS</i> )
17:20	Assimilação de nutrientes por <i>canna x generalis</i> e <i>canna indica</i> em <i>wetland</i> construído de fluxo vertical ( <i>Rolando José Manuel González Ramírez, UFSM, RS</i> )
17:40	Comportamento de <i>wetlands</i> construídos de fluxo vertical com cultivo de tomate cereja ( <i>solanum lycopersicum var. Cerasiforme</i> ) ( <i>Beatriz Santos Machado, UCDB, MS</i> )
18:00	<b>Encerramento</b>

---

Sexta-feira, 25 de maio.

8:00	<b>Visita técnica:</b>
-	Unidade experimental de saneamento focado em recursos (Sistemas naturais + Separação de efluentes domésticos)
12:00	Pós-tratamento de UASB (ETE Los Angeles – esgoto + lixiviado de aterro)



# 3

## Comitê Organizador

---

- ◇ **Aroldo Galvão**  
FUNASA e ABES/MS  
Campo Grande, MS.
- ◇ **Fernando Jorge Correa Magalhães Filho**  
Universidade Católica Dom Bosco  
Campo Grande, MS.
- ◇ **Pablo Heleno Sezerino**  
Universidade Federal de Santa Catarina  
Florianópolis, SC.
- ◇ **Paula Loureiro Paulo**  
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul  
Campo Grande, MS.
- ◇ **Catiane Pelissari**  
Universidade Federal de Santa Catarina  
Florianópolis, SC.
- ◇ **Victor Ybarzo Fachine**  
Universidade Federal de Santa Catarina  
Florianópolis, SC.
- ◇ **Allan Rios Bezerra**  
Universidade Católica Dom Bosco  
Campo Grande, MS.
- ◇ **Beatriz Santos Machado**  
Universidade Católica Dom Bosco  
Campo Grande, MS.
- ◇ **Isadora Godoy Brandão**  
Universidade Católica Dom Bosco  
Campo Grande, MS.
- ◇ **Juliane Gonçalves da Silva**  
Universidade Católica Dom Bosco  
Campo Grande, MS.
- ◇ **Milina de Oliveira**  
Universidade Católica Dom Bosco  
Campo Grande, MS.

# 4

## Comitê Científico

---

- ◇ **Ênio Leandro Machado**  
Universidade de Santa Cruz do Sul  
Santa Crua do Sul, RS.
- ◇ **José Tavares de Sousa**  
Universidade Estadual da Paraíba  
Paraíba, PB.
- ◇ **Karina Querne de Carvalho**  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná  
Curitiba, PR.
- ◇ **Maria Elisa Magri**  
Universidade Federal de Santa Catarina  
Florianópolis, SC.
- ◇ **Pablo Heleno Sezerino**  
Universidade Federal de Santa Catarina  
Florianópolis, SC.
- ◇ **Paula Loureiro Paulo**  
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul  
Campo Grande, MS.
- ◇ **Rogério de Araújo Almeida**  
Universidade Federal de Goiás  
Goiânia, GO.
- ◇ **Tamara Simone Van Kaick**  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná  
Curitiba, PR.

# 5

## Trabalhos

<i>Pontederia parviflora</i> alexander e <i>Zoysia japonica</i> steud no tratamento de esgoto sanitário .....	15
Remoção e transformação do nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico por <i>wetlands</i> construídos híbridos.....	22
Aplicação de <i>slug test</i> e <i>bail test</i> para monitoramento da condutividade hidráulica em um <i>wetland</i> construído horizontal .....	33
Tijolo vermelho como substrato de <i>wetlands</i> construídos para remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada de esgotos sanitários .....	44
Sistema integrado de tratamento de efluentes sanitários com reatores anaeróbios sequenciais em batelada e <i>wetlands</i> construídos de fluxos alternados .....	56
Utilização do sistema de <i>wetlands</i> construídos no tratamento de esgoto de propriedade rural .....	66
Influência de parâmetros operacionais sobre as populações oxidantes de amônia e desnitrificantes em <i>wetland</i> construído vertical .....	76
Avaliação de aptidão de lançamento do efluente tratado em sistema híbrido de <i>wetlands</i> construídos.....	87
Dinâmica de distribuição das formas nitrogenadas em sistema <i>wetland</i> construído para tratamento terciário .....	98
Tratamento de esgotos sanitários em sistemas híbridos de <i>wetlands</i> construídos.....	110
Remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos em sistema piloto de alagados construídos cultivados com macrófitas aquáticas emergentes ( <i>Eleocharis</i> sp. e <i>Typha</i> sp.) .....	122
Análise econômico financeira entre sistemas ativo e passivo de tratamento terciário de água residuária na remoção de fósforo.....	133

A presença e o tipo de vegetação aumentam a biomassa aeróbia nos <i>wetlands</i> de escoamento horizontal subsuperficial? .....	145
Fossa séptica com filtro anaeróbico: uma alternativa para comunidades ribeirinhas do estuário amazônico .....	156
Avaliação da eficiência da fase inicial do uso combinado de <i>wetlands</i> construídos com fluxo vertical e microalgas como tratamento terciário para efluente proveniente de reator anaeróbico .....	165
<i>Wetlands</i> construídos – uma tecnologia apropriada às estratégias, diretrizes e princípios do plano nacional de saneamento básico ....	173
Técnicas de controle estatístico aplicado a <i>wetland</i> construído como pós-tratamento de flotor de indústria de laticínios .....	184
Coagulantes naturais e químicos em <i>wetland</i> vertical para tratamento de efluentes de restaurante universitário .....	195
Desinfecção solar como pós-tratamento de <i>wetlands</i> contruídos de fluxo vertical com cultivo de <i>Solanum lycopersicum</i> var. <i>Cerasiforme</i> e <i>heliconia rostrata</i> .....	204
Remoção de nitrogênio em um <i>wetland</i> construído de fluxo vertical parcialmente saturado empregado no tratamento de efluente de um restaurante universitário .....	215
Perdas de água por evapotranspiração em <i>wetland</i> construído de fluxo vertical transplantado com <i>canna</i> spp .....	225
Avaliação inicial da colmatação em um sistema híbrido de <i>wetland</i> após 15 anos de operação .....	234
Avaliação do desempenho de tratamento por zona de raízes flutuantes em um sistema hidropônico piloto, como pós-tratamento de águas residuárias.....	247
Operação e manutenção de sistemas <i>wetlands</i> construídos de fluxo horizontal subsuperficial: experiências desenvolvidas numa comunidade rural .....	258
Fitorremediação: uma estratégia da paisagem urbana para melhoria da qualidade ambiental.....	270

Desempenho de um sistema de filtro anaeróbio (FAn) associado a um <i>wetland</i> vertical (WV) no tratamento de água cinza para reúso predial .....	281
Sistema de tratamento de esgoto por zona de raízes: um estudo de dimensionamento e proposição para uma instituição pública federal .....	292
Representando a vegetação na modelagem computacional de <i>wetlands</i> .....	303
Panorama das macrófitas e substratos aplicados nos jardins filtrantes no Brasil.....	312
Comportamento da biomassa em pré-tratamento anaeróbio para <i>wetlands</i> construídos .....	324
Assimilação de nutrientes por <i>canna x generalis</i> e <i>canna indica</i> em <i>wetland</i> construído de fluxo vertical .....	335
<i>Wetlands</i> construídos de fluxo horizontal subsuperficial para o tratamento de efluentes em loteamentos na cidade de Campos Novos – SC – estudo de caso.....	347
Estudo comparativo da composição microbiológica e alteração de nitrito e nitrato em um sistema de fitotratamento ao 3º simpósio brasileiro sobre <i>wetlands</i> construídos .....	360
Comportamento de <i>wetlands</i> construídos de fluxo vertical com cultivo de tomate cereja ( <i>solanum lycopersicum var. cerasiforme</i> ).....	368
Avaliação técnica e financeira de <i>wetland</i> construído com entulho reciclado para o tratamento de efluentes .....	381
Desenvolvimento e adaptação da macrófita <i>typha domingensis</i> em diferentes modalidades de <i>wetlands</i> construídos.....	395
Avaliação da presença e persistência de microorganismos patogênicos durante a mineralização de lodo de esgoto em <i>wetland</i> construído .....	407
Viabilidade de <i>wetlands</i> construído como tratamento de efluentes a céu aberto no município de João Dourado – BA .....	420

Comportamento diário ao longo do período de alimentação do primeiro estágio do sistema francês de <i>wetland</i> vertical, em termos de remoção de matéria orgânica e amônia .....	428
Diferentes modalidades de <i>wetlands</i> construídos de fluxo vertical aplicados no tratamento de águas cinzas e negras.....	442
Aplicabilidade da ferramenta CFD na simulação de <i>wetlands</i> flutuantes .....	454
Desempenho inicial de <i>wetland</i> construído de fluxo vertical com <i>heliconia rostrata</i> sob diferentes taxas de aplicação hidráulica.....	464
Avaliação dos dois primeiros anos de operação de um <i>wetland</i> construído vertical de fundo saturado aplicado no tratamento de esgoto sanitário.....	474
Proposta metodológica para dimensionamento de sistemas <i>wetlands</i> construídos para diferentes tipologias residenciais do distrito federal .....	484



***Pontederia parviflora* ALEXANDER E *Zoysia Japonica* STEUD NO  
TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

**Matheus Bueno Patrício\***

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Engenharia Ambiental  
[matheuspatricio@alunos.utfpr.edu.br](mailto:matheuspatricio@alunos.utfpr.edu.br)

**Jociane Bruna Queiroz**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Engenharia Ambiental  
[jocianeqz@gmail.com](mailto:jocianeqz@gmail.com)

**Aline Cavalcante Paulino**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Engenharia Ambiental  
[alinecavalcante.p@hotmail.com](mailto:alinecavalcante.p@hotmail.com)

**Érico Borges Fernandes**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento de Engenharia Ambiental  
[ericobfernandes@gmail.com](mailto:ericobfernandes@gmail.com)

**Débora Cristina de Souza**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Biodiversidade e Conservação da Natureza  
[dcsouza@utfpr.edu.br](mailto:dcsouza@utfpr.edu.br)

**Sônia Barbosa de Lima**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Biodiversidade e Conservação da Natureza  
[sblima@utfpr.edu.br](mailto:sblima@utfpr.edu.br)

**Resumo**

No fitotratamento de águas residuárias pode ser utilizadas várias espécies de plantas, desde de macrófitas aquáticas a gramíneas. O objetivo desse trabalho foi analisar a eficiência de tratamento de esgoto, utilizando dois sistemas com plantas diferentes, um com macrófita emergente, *Pontederia parviflora* Alexander, e outro com gramínea, *Zoysia japonica* Steud. Foram realizadas análises físico-químicas no esgoto sanitário antes e após o tratamento, dos seguintes parâmetros: Temperatura, pH, Ácidos voláteis, Alcalinidade

Apoio:



Parceiros:



Organização:





a Bicarbonato, DQO, Fósforo Total, Nitrito, Nitrato, Nitrogênio total kjeldahl, Nitrogênio Amoniacal, Sólidos totais, Sólidos totais fixos, Sólidos totais voláteis. Ocorreu redução na concentração de todos os parâmetros físico-químicos após o período de tratamento nos dois sistemas estudados, exceto na série de sólidos, Sendo o fósforo o parâmetro que ocorreu a maior porcentagem de redução, 96,6 e 94,6%, *P. Parviflora* e *Z. Japonica*, respectivamente. Ambas as plantas possuem bom apelo paisagístico e podem remover o aspecto negativo agregado a estações de tratamento de esgoto.

**Palavras-chave:** Fitotratamento. Saneamento. Macrófita aquática. Gramínea.

## 1 Introdução

As plantas para se desenvolverem utilizam dos recursos disponíveis no meio, seja luz, água ou outros compostos. E partindo desta premissa notou-se a aplicabilidade destas na redução na concentração de poluentes de águas residuária.

Criou-se diversos métodos para realização deste tratamento, mas todos estes levam em consideração as adaptações naturais das plantas aos diferentes ambientes. Logo, as plantas mais utilizadas nestes processos são aquelas que ocorrem em áreas de várzeas, pois estas tiram vantagem de ambientes com abundância de água e podem possuir adaptações a longos períodos de seca (KADLEC; WALLACE, 2008).

As macrófitas são amplamente utilizadas devido suas adaptações e são capazes de remover compostos orgânicos, metais pesados, fosfato e compostos nitrogenados, assim como inibir o crescimento de bactérias patogênicas (ESTEVES, 1998). Porém, as alternativas não se limitam às macrófitas, existem diferentes alternativas que podem ser utilizadas conforme o objetivo do tratamento. Mannarino et al (2006), utilizou uma espécie de gramínea local do Rio de Janeiro para tratamento de lixiviado de aterro.

Para utilização das plantas em sistema de leitos cultivados deve-se levar em consideração suas características naturais, para obter eficiência no tratamento sem causar danos. Por exemplo, algumas espécies de macrófitas emergentes, podem sombrear o meio, impedir o crescimento de outros vegetais e liberam oxigênio, dentro e fora d'água. E seu uso auxilia na difusão de gás carbônico e oxigênio, aumenta a concentração destes gases e diminui as flutuações na concentração destes (BIANCHINI JUNIOR, 2003;

Apoio:



Parceiros:



Organização:







ESTEVEES, 1998). No uso de gramíneas o sistema deve possuir, preferencialmente, escoamento superficial do afluente. Esse sistema de irrigação, quando bem empregado, favorece o crescimento da planta e produção de biomassa, e caso haja necessidade e disponibilidade, a gramínea pode ser utilizada para alimentação de animais (BEVILACQUA; BASTOS, 2009).

Neste sentido, o objetivo deste trabalho é analisar o tratamento de esgotos sanitários, através de leitos cultivados, utilizando dois sistemas com plantas diferentes, um com macrófita emergente, *Pontederia parviflora* Alexander, e outro com gramínea, *Zoysia japonica* Steud.

## 2 Materiais e Métodos

Este estudo foi realizado na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Campo Mourão –PR, em dezembro de 2016. O experimento contou com dois sistemas, estes compostos por recipientes de 150 litros (caixa d'água), sendo o meio suporte utilizado constituído de uma camada de areia e outra de pedra brita, e em um dos recipientes foi plantado *Pontederia parviflora* Alexander e no outro *Zoysia japonica* Steud.

A *Pontederia parviflora* é uma espécie aquática emergente, perene, pertencente à família Pontederiaceae, que geralmente ocorre na borda de lagoas e floresce em grande parte do ano (SANTOS; LOLIS, 2013), utilizou-se devido sua ocorrência nas áreas de várzeas do município de Campo Mourão, seu apelo paisagístico e sua eficácia para remoção de poluentes já atestada em outros trabalhos (SANTOS et al, 2013; BALASSA et al, 2010; PATRÍCIO et al, 2015).

E a *Zoysia japonica* é uma gramínea, conhecida como grama-esmeralda, e foi escolhida pela possibilidade de formar belo tapete, pelo entrelaçamento dos estolões, que são penetrantes e que enraízam facilmente, com as folhas. Possui um grande apelo paisagístico e folhas macias, e estas são resistentes ao pisoteio, logo pode ser utilizada em

Apoio:



Parceiros:



Organização:





diferentes locais (ARRUDA; HENRIQUES, 1995). Seu uso é disseminado, logo pode ser encontrada com facilidade.

O esgoto utilizado no experimento foi coletado no Bloco C da UTFPR - campus Campo Mourão. O tempo de detenção foi de 24 horas.

Foram realizadas análises do esgoto bruto e do esgoto tratado com as espécies *P. parviflora* e *Z. japonica*, dos seguintes parâmetros: Temperatura, pH, Ácidos voláteis, Alcalinidade a Bicarbonato, Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fósforo Total, Nitrito, Nitrato, Nitrogênio total kjeldahl, Nitrogênio Amoniacal, Sólidos totais, Sólidos totais fixos, Sólidos totais voláteis, seguindo a metodologia do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (EATON, 2005).

Para verificar a significância do tratamento, utilizou-se o teste t de Student, para isto utilizou-se o software Biostat 5.3.

### 3 Resultados e Discussão

Os resultados das análises físico-químicas estão relacionados na Tabela 1.

Os valores da temperatura foram em torno de 25 °C, que se enquadra dentro da faixa ideal de atividade biológica para degradação de esgoto (25 °C a 35 °C) (MELLO, 2007). Como esperado os valores de pH após os tratamentos se tornaram ácidos (Tabela 1), que pode estar relacionado com processo de degradação da matéria orgânica que acidifica o meio.

A Tabela 1 mostra que ocorreu redução na concentração de todos os parâmetros físico-químicos após o período de tratamento nos dois sistemas estudados, exceto na série de sólidos, Sendo o fósforo o parâmetro que ocorreu a maior porcentagem de redução, 96,6 e 94,6%, *P. Parviflora* e *Z. Japonica*, respectivamente, valores superiores ao obtido em outro estudo (25,6%) com *Thypha sp.* (ASSUMPCÃO et al.,2011). A redução no Nitrogênio amoniacal foi de 97,96 e 89,79% e Nitrogênio total kjeldahl de 77,78 e 66,67%, *P. Parviflora* e *Z. Japonica*, respectivamente, nos dois sistemas as reduções foram maiores em comparação com estudo realizado com *Canna indica* L, Nitrogênio

Apoio:



Parceiros:



Organização:





amoniacal (38,51 a 88%) e Nitrogênio total kjeldahl (33,21 a 54,49%) (CUI et al., 2015), enquanto a remoção de DQO ficou na mesma faixa, *Canna indica* L (75,22 a 58,93%), *P. Parviflora* (69,64%) e *Z. Japonica* (69,64%).

Tabela 1: Valores das análises dos parâmetros físico-químicos analisados no esgoto bruto e no esgoto tratado com *P. Parviflora* e com *Z. japonica*

Parâmetros	Esgoto bruto	Esgoto tratado <i>P. parviflora</i>	Esgoto tratado <i>Z. japonica</i>
Temperatura °C	25,0	25,0	25,5
Ph	8,54	6,62	6,73
Ácidos voláteis (mg L <sup>-1</sup> )	11580	4980	6360
Alcalinidade a Bicarbonato (mg L <sup>-1</sup> )	602,0	192,0	148,0
DQO (mg L <sup>-1</sup> )	602,47	182,87	186,57
Fósforo (mg L <sup>-1</sup> )	18,75	0,63	1,01
N- total kjeldahl (mg L <sup>-1</sup> )	1,26	0,28	0,42
N-Amoniacal (mg L <sup>-1</sup> )	3,43	0,07	0,35
Nitrato (mg L <sup>-1</sup> )	0,631	0,097	0,178
Nitrito (mg L <sup>-1</sup> )	0,378	0,069	0,014
Sólidos totais (mg)	0,251	0,482	0,280
Sólidos totais fixos (mg)	0,256	0,368	0,144
Sólidos totais voláteis (mg )	0,052	0,176	0,032

O aumento observado na concentração de sólidos no esgoto tratado, pode estar relacionado aos materiais que possivelmente se desprenderam das raízes das plantas, visto que o sistema radicular dessas plantas agregam grande quantidade de material particulado, observou maior aumento na espécie *P. Parviflora*.

O p-valor apresentado pelo teste t no comparativo entre o esgoto bruto e o tratado sistema contendo *P. Parviflora*, foi de 0,2774, enquanto o valor de t foi de 1,1377. E o p-valor entre o esgoto bruto e o sistema contendo *Z. Japonica*, foi de 0,2606 e o valor de t foi de 1,1806. Tais valores, estatisticamente, mostram que não há diferença significativa

Apoio:



Parceiros:



Organização:





entre os valores do esgoto bruto e o esgoto tratado nos dois sistemas estudados, apesar das reduções observadas.

## 4 Conclusão

Os dois sistemas estudados apresentaram redução na concentração de todos os parâmetros analisados, exceto os sólidos. E ambas as plantas possuem bom apelo paisagístico e podem integrar a paisagem de forma homogênea, sem grandes interferências e removendo o aspecto negativo agregado a estações de tratamento de esgoto.

Porém, estas devem ser aplicadas em projetos distintos, respeitando suas características. *P. parviflora* deve ser utilizada em sistemas constantemente alagados. E por não ser adaptada a solos permanentemente alagados, a *Z. japonica* é indicada preferencialmente, para sistemas com escoamento superficial do afluente, sendo possível sua utilização em sistema em batelada.

## Referências

ASSUMPÇÃO, J. G.; UENO, M.; NETO, P. F.; ROSA, L. C. L. Desempenho do leito cultivado de uma estação de tratamento de efluentes gerado em uma instituição de ensino após período de inatividade. **Revista Ambiente & Água** – Na Interdisciplinary Journal os Appied Science, v.6, n.3, 2011.

BALASSA, G. C.; SOUZA, D. C. de; LIMA, S. B. de. Evaluation of the potential of Pontederia parviflora Alexander in the absorption of copper (Cu) and its effects on tissues. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 32, n. 3, p. 311-316, 2010.

BEVILACQUA, P.D.; BASTOS, R.K.X. Utilização de esgotos sanitários para produção de alimentos para animais: aspectos sanitários e produtivos. **Revista Ceres**, p. 480-481, 2009.

BIANCHINI JUNIOR, I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAZ, S. M.; BINI, L. M. (Ed.). **Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas**: Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas. Maringá: Eduem - Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2003. Cap. 4. p. 85-126.

EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; GREENBERG, A.B. (Ed.). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2005.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

KADLEC, R. H.; WALLACE, R. D. **Treatment wetlands**. 2. ed. 2008.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





CUI, L.; OUYANG, Y.; YANG, W.; HUANG, Z.; XU, Q.; YU, G.. Removal of nutrients from septic tank effluent with baffle subsurface-flow constructed wetlands. **Journal of environmental management**. v.153, p.33 -39, 2015.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C.; RITTER, E.. Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 2, p.108-112, abr. 2006.

MELLO, E. J. R. (2007), **Tratamento de Esgoto Sanitário avaliação da estação de tratamento de esgoto do Bairro Novo Horizonte na cidade de Araguari – MG**, Monografia, Pós Graduação *latu sensu* em Engenharia Ambiental, UNIMINAS, Uberlândia, 86 p.

PATRÍCIO, M. B.; COVALSKI, C. A.; SOUZA, D. C.; LIMA, S. B. Eficácia da Pontederia parviflora no pós- tratamento de efluente oriundo de um frigorífico em Campo Mourão- PR. **Anais do 2º Simpósio Brasileiro Sobre Wetlands Construídos**, Curitiba, jun. 2010. Disponível em: <[http://2sw.ct.utfpr.edu.br/anais/PATRICIO\\_MATHEUS\\_BUENO.pdf](http://2sw.ct.utfpr.edu.br/anais/PATRICIO_MATHEUS_BUENO.pdf)>. Acesso em: 16 dez. 2016.

SANTOS, V. L.; 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. **Anais do VIII Encontro Internacional de Produção Científica**. Maringá, out. 2013.

SANTOS, V. R.; LOLIS, S. F. Morfologia e a biomassa das estruturas aéreas de Pontederia parviflora Alexander (Pontederiaceae) no Ribeirão São João – Porto Nacional – Tocantins. **9º Seminário de Iniciação Científica**, Palmas, nov. 2013. Disponível em: <<http://eventos.uft.edu.br/index.php/sic/IX/paper/viewFile/430/318>>. Acesso em: 17 dez. 2016.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **REMOÇÃO E TRANSFORMAÇÃO DO NITROGÊNIO NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO POR WETLANDS CONSTRUÍDOS HÍBRIDOS**

**Édio Damásio da Silva Júnior\***

Universidade de Brasília, Brasília – DF, Brasil  
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental  
[edio.damasio@ifgoiano.edu.br](mailto:edio.damasio@ifgoiano.edu.br)

**Marco Antonio Almeida de Souza**

Universidade de Brasília, Brasília – DF, Brasil  
Departamento de Engenharia Civil e Ambiental  
[marcantoniosouza@gmail.com](mailto:marcantoniosouza@gmail.com)

**Andreza Oliveira Borges**

Instituto Federal Goiano, Rio Verde – GO, Brasil  
[andreza.oliveir@gmail.com](mailto:andreza.oliveir@gmail.com)

**Vitória Régia de Carvalho Martins**

Instituto Federal Goiano, Rio Verde – GO, Brasil  
[vicregiac@gmail.com](mailto:vicregiac@gmail.com)

**Luanna Silva de Pires Campos Alves**

Instituto Federal Goiano, Rio Verde – GO, Brasil  
[luannabarbosa\\_go@hotmail.com](mailto:luannabarbosa_go@hotmail.com)

### **Resumo**

A remoção de nitrogênio do esgoto doméstico por tratamento em *wetlands* construídos (WCs) envolve diversos mecanismos de transformação. O presente trabalho tem por objetivo avaliar a ocorrência de processos de remoção e transformação de nitrogênio em esgoto tratado em WCs. Foi implantada uma estação experimental de tratamento de esgoto do tipo WC híbrido (fluxo vertical descendente, seguido de horizontal) precedida de sistema de tanque séptico para tratamento de esgoto doméstico. O esgoto previamente tratado no tanque apresentou características de efluente nitrificado (baixos valores de amônia e altos de nitrato). Na célula de fluxo vertical, verificou-se a predominância do fenômeno de redução dissimilatória do nitrato, junto à desnitrificação, típicas de ambiente em condições anóxicas/anaeróbias. A célula de fluxo horizontal estimulou a ocorrência de desnitrificação do esgoto.

**Palavras-chave:** Nitrogênio. *Wetlands* híbridos. Remoção de poluentes.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 1 Introdução

Nos sistemas de tratamento de esgoto por *wetlands* construídos (WCs), as formas de nitrogênio inorgânico com maior importância são: amônia ( $\text{NH}_4^+$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), óxido nítrico ( $\text{N}_2\text{O}_4$ ) e gás nitrogênio ( $\text{N}_2$ ). Já as formas orgânicas de maior destaque incluem os aminoácidos, aminas, ureia e pirimidinas. Todas essas formas são bioquimicamente interconvertíveis e são componentes do complexo ciclo do nitrogênio (KADLEC e WALLACE, 2009).

Conforme Saeed e Sun (2012), os processos de transformação do nitrogênio durante o tratamento do esgoto nas WCs incluem: amonificação, nitrificação, desnitrificação, volatilização da amônia, fixação, assimilação por plantas e microrganismos, redução dissimilatória do nitrato, oxidação anaeróbia da amônia, adsorção, sedimentação, entre outros. Entretanto, apenas alguns desses processos são responsáveis pela remoção do nitrogênio presente esgoto.

A nitrificação/desnitrificação ainda é considerada como a principal via de remoção de nitrogênio presente no esgoto tratado em WCs de fluxo sub-superficial. Entretanto, a ocorrência desses mecanismos está associada a fatores ambientais importantes, como condições aeróbias e anóxicas/anaeróbias para nitrificação e desnitrificação, respectivamente. Além disso, é essencial haver adequada quantidade de carbono para a ocorrência da desnitrificação (FAN *et al.*, 2013).

Devido à necessidade de certas especificidades para ocorrência da nitrificação e desnitrificação, torna-se importante a investigação de configurações de WCs que propiciem tais condições.

O uso de WCs híbridos convencionais é bastante estudado quanto à sua capacidade de promover condições adequadas para nitrificação e desnitrificação. Entretanto, muitas dessas pesquisas ocorrem em condições laboratoriais, podendo não retratar adequadamente o fenômeno em escala real. Por outro lado, outras pesquisas avaliam a introdução de aeração artificial em WCs para aumento da remoção de nitrogênio presente no esgoto (FAN *et al.*, 2013; LI *et al.*, 2014). Os resultados geralmente

Apoio:



Parceiros:



Organização:





são superiores às WCs convencionais. Entretanto, a aeração artificial causa elevado consumo energético, o que pode inviabilizar a sua implantação em certas regiões carentes de infraestrutura.

O presente trabalho teve como objetivo pesquisar a ocorrência dos mecanismos de remoção e transformação de nitrogênio no tratamento de esgoto doméstico por um sistema híbrido de *wetlands* construídos implantado em escala real.

## 2 Material e métodos

### 2.1 Estação de tratamento de esgoto

Nesta pesquisa, o esgoto avaliado provém de 5 residências de servidores (12 pessoas ao todo) que trabalham e moram dentro do Campus Rio Verde (GO) do Instituto Federal Goiano. Dentro desse campus foi implantada uma estação de tratamento de esgoto (ETE-WC) doméstico que serviu para a realização desta pesquisa.

A ETE-WC projetada é do tipo *wetlands* construídos (WCs) de sistema híbrido, com uma célula de fluxo hidrodinâmico vertical descensional, seguida por outra de fluxo subsuperficial horizontal. Tal configuração foi planejada para estímulo dos processos de nitrificação e desnitrificação no esgoto (KADLEC e WALLACE, 2009).

Conforme se mostra na Figura 1, a ETE-WC contém, além de um tanque séptico (para tratamento preliminar do esgoto) e das células de tratamento, estruturas de amostragem e medição do volume de entrada e saída do esgoto, bem como de um sistema de bombeamento e reservação do líquido (caixa de esgoto).

Após geração nas residências, o esgoto flui por gravidade para um tanque séptico, para pré-tratamento. Posteriormente, o esgoto é destinado ao poço de sucção (tanque de bombeamento) até atingir determinado nível no qual será recalcado para a caixa de esgoto ou reservação. A partir da caixa de reservação, o esgoto escoar por gravidade (passando pelo hidrômetro I) para a célula vegetada com fluxo vertical.

Apoio:



Parceiros:



Organização:

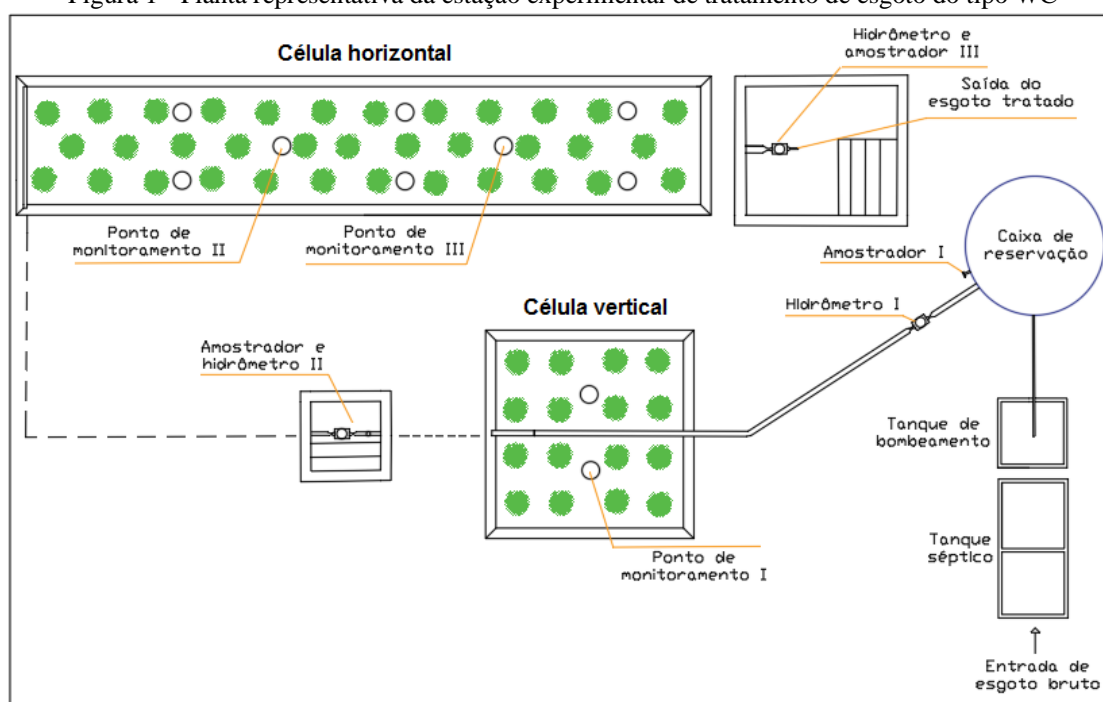






Todo esgoto gerado nas residências foi direcionado ao sistema de tratamento, sem controle da vazão aplicada. Ou seja, a vazão tratada na ETE-WC é variável em função da geração de esgoto pelos contribuintes. Embora a vazão de projeto seja de 1.200 L.d<sup>-1</sup>, valores superiores e inferiores a este podem ser aplicados no sistema.

Figura 1 - Planta representativa da estação experimental de tratamento de esgoto do tipo WC



Foram implantadas duas células vegetadas operando em série e recebendo o esgoto proveniente do sistema preliminar. Ambas as células possuem formato de tronco de pirâmide invertida. As células foram escavadas no solo e impermeabilizadas com manta geotêxtil de polietileno de alta densidade (PEAD) de 1,5 mm de espessura. As células foram preenchidas com camada de substrato (Brita #2) e posteriormente vegetadas com a espécie Capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*).

O projeto das células de tratamento da ETE-WC foi realizado baseado em Un-Habitat (2008). Considerou-se a vazão média diária de 1,2 m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup>, a concentração de demanda bioquímica de oxigênio (DBO) de entrada do esgoto (após passagem pelo tanque séptico – considerando 25% de eficiência na remoção de DBO) de 225 mg.L<sup>-1</sup>, as

Apoio:



Parceiros:



Organização:





concentrações de DBO de saída da célula de fluxo vertical de  $60 \text{ mg.L}^{-1}$  e da célula de fluxo horizontal de  $10 \text{ mg.L}^{-1}$ .

A célula com fluxo vertical possui as seguintes dimensões: comprimento e largura de 2,8 m, profundidade de 0,80 m. A de fluxo horizontal possui comprimento de 10 m, largura de 2,0 m e profundidade de 0,40 m.

## 2.2 Amostragem e medição da vazão de esgoto

Como se mostra na Figura 1, foram implantados os amostradores I, II e III para coleta de amostras de esgoto (para posterior análise laboratorial) previamente tratado pelo tanque séptico (I) e efluente às células de fluxo vertical (II) e horizontal (III), respectivamente. As amostras foram coletadas de forma pontual instantânea nos 3 pontos.

Foram implantados os pontos de monitoramento I, II e III dentro das células de tratamento, para avaliação das condições ambientais nas WC. Esses pontos são tubos de PVC perfurados que foram colocados dentro das células em posição vertical.

Também foram instalados hidrômetros volumétricos a montante (I) e jusante de cada célula de tratamento (II e III), para monitoramento do volume diário de esgoto que entra e sai de cada WC.

## 2.3 Avaliação da nitrificação e desnitrificação

Para avaliação da ocorrência dos mecanismos de nitrificação e desnitrificação nas WCs, foram comparadas as amostras afluentes e efluentes de cada célula de tratamento, junto com as condições ambientais de tratamento (dentro das WCs).

Das amostras de esgoto afluente e efluente de cada célula, foram analisados em laboratório os seguintes parâmetros: amônia, nitrito, nitrato e demanda química de oxigênio (DQO). Este último foi o parâmetro utilizado para estimativa de fonte de carbono dentro do ambiente de tratamento.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





As condições do ambiente de tratamento nas WCs foram avaliadas por meio do monitoramento do potencial hidrogeniônico (pH), potencial de oxi-redução (Eh), oxigênio dissolvido (OD) e alcalinidade total.

Todas as análises laboratoriais foram baseadas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005).

A amostragem do esgoto foi realizada com periodicidade semanal, enquanto o monitoramento dentro das células foi diário, em conjunto com a leitura dos hidrômetros (para medição do volume diário que flui pelas células). O período deste estudo foram os 7 primeiros meses de funcionamento da ETE-WC (setembro/2016 a março/2017).

### 3 Resultados e discussão

Como mostrado na Figura 2, as concentrações de amônia (média de 3,4 mg.L<sup>-1</sup>) no esgoto afluente ao sistema de WC sempre apresentaram concentrações inferiores às de nitrato (média de 17,2 mg.L<sup>-1</sup>). O somatório de nitrogênio na forma inorgânica (amônia + nitrito + nitrato) apresentou média de 21,5 mg.L<sup>-1</sup>.

Após tratamento na célula de fluxo vertical, ocorreu o inverso do esperado (Figura 3). A concentração de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> aumentou (para média de 7,7 mg.L<sup>-1</sup>), em relação ao afluente, e os valores de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e NO<sub>3</sub><sup>-</sup> reduziram, média de 0,3 e 3,7 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, sugerindo que não ocorreu significativo processo de oxidação da amônia a nitrato. O somatório de nitrogênio na forma inorgânica teve média de 11,5 mg.L<sup>-1</sup>, implicando em eficiência média de remoção de nitrogênio inorgânico de 46,5%.

Apoio:



Parceiros:

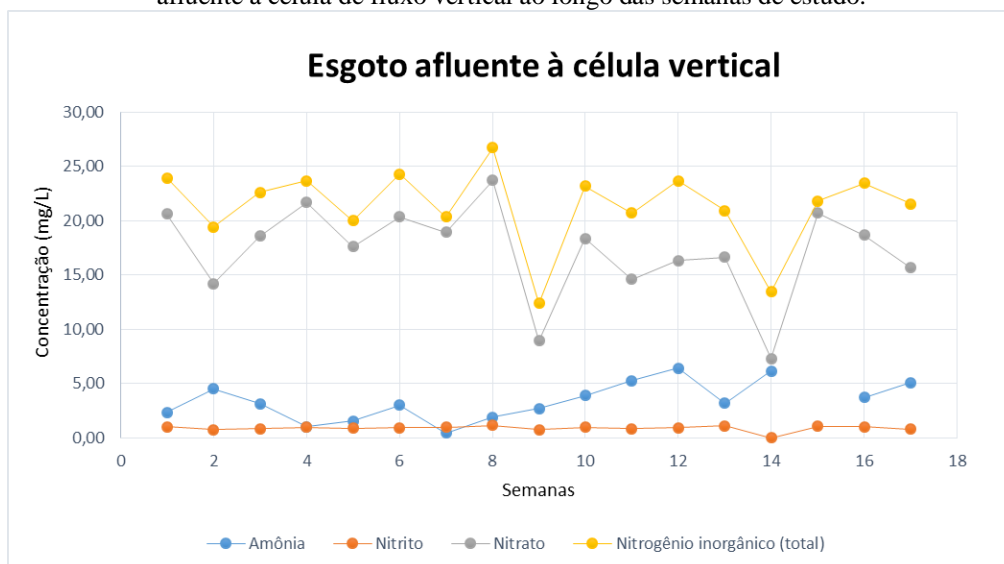


Organização:



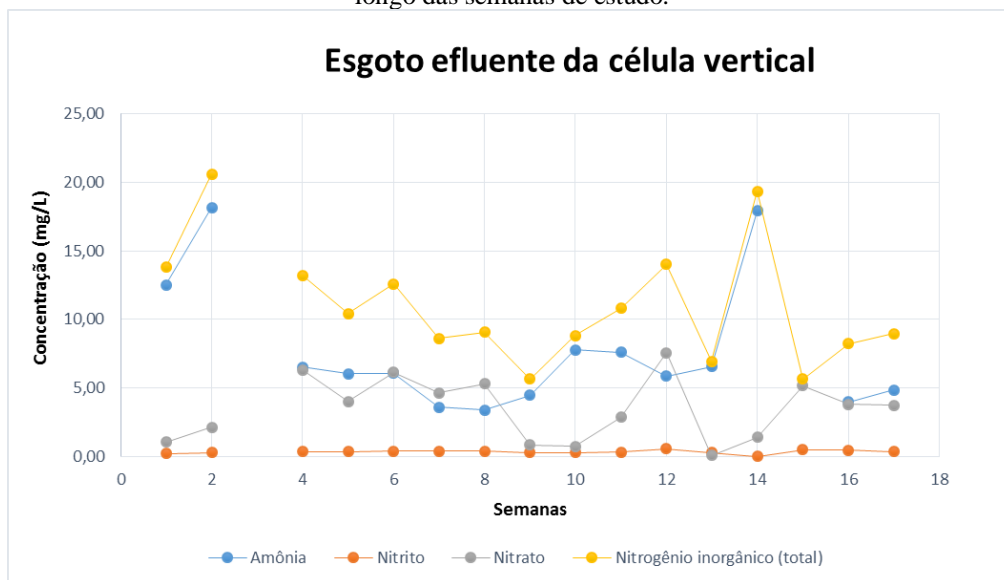


Figura 2 – Concentração de amônia, nitrito e nitrato do esgoto previamente tratado no tanque séptico, afluente à célula de fluxo vertical ao longo das semanas de estudo.



Nota: na 15ª semana não foi possível realizar análise de amônia do afluente à célula vertical.

Figura 3 – Concentração de amônia, nitrito e nitrato do esgoto tratado pela célula de fluxo vertical ao longo das semanas de estudo.



Nota: na 3ª semana não foi possível coletar amostra do efluente da célula vertical.

As WCs de fluxo vertical são bastante conhecidas por estimularem o processo de nitrificação, devido à introdução de oxigênio dissolvido neste ambiente. Tal injeção de

Apoio:



Parceiros:



Organização:





OD no ambiente ocorre devido ao fluxo intermitente e variação no nível do esgoto dentro da célula, proporcionando a introdução do gás (por difusão) (KADLEC e WALLACE, 2009). Entretanto, a configuração da WC de fluxo vertical implantada neste estudo não proporcionou adequadas condições de transporte de oxigênio para o meio líquido. O valor médio de  $1,1 \text{ mg.L}^{-1}$  de OD medido dentro desta célula (a 50 cm de profundidade) atesta as baixas condições nitrificantes do ambiente.

Além disso, o valor médio de Eh de  $-289,1 \text{ mV}$  indica que a célula de fluxo vertical possui ambiente de tratamento com elevado potencial redutor, e não oxidante, como a nitrificação exige.

Outro fator que indica não ter ocorrido nitrificação nesta célula foi o aumento dos valores de alcalinidade (na maioria das amostras) do afluente para efluente da célula de fluxo vertical. Em média, a elevação foi de 126 para  $130,3 \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ . Segundo Saeed e Sun (2012), o processo de nitrificação do esgoto acarreta consumo de alcalinidade. Por outro lado, a produção de alcalinidade é indicativo do mecanismo de desnitrificação.

A amonificação (transformação de nitrogênio orgânico em amônia) do esgoto também pode ter sido responsável pela elevação da alcalinidade do efluente. A possibilidade de amonificação nesta WC é baixa, pois é um processo que depende de um ambiente aeróbio para ocorrência em considerável intensidade (VYMAZAL, 2007).

Não havendo evidências de significativa nitrificação na célula de fluxo vertical, a redução da concentração de nitrato e aumento dos valores de amônia pode indicar a ocorrência de redução dissimilatória do nitrato à amônia no ambiente de tratamento.

Além disso, o consumo de matéria orgânica (49,2% de remoção média de DQO) dentro deste ambiente sustenta a hipótese de desnitrificação do esgoto, que pode ser fundamentada nos fatos de que este ambiente de tratamento é anóxico/anaeróbio (Eh muito baixo) e com elevada disponibilidade de fonte de carbono (relação  $\text{DQO}/\text{NO}_3^-$  média do esgoto afluente de 30,0). Conforme Li *et al.* (2014), quanto maior o valor desta relação, mais propícia é a ocorrência do processo de desnitrificação. Ambientes ricos em

Apoio:



Parceiros:



Organização:





carbono também são fundamentais para ocorrência da redução dissimilatória do nitrato (KADLEC e WALLACE, 2009).

O efluente da célula horizontal, conforme apresentado na Figura 4, apresentou oscilações nas concentrações dos parâmetros durante o início da operação. Após a sétima semana, os valores de amônia (média de  $6,0 \text{ mg.L}^{-1}$ ) foram superiores aos de nitrito e nitrato, que apresentaram baixas concentrações, médias de  $0,4$  e  $0,6 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente. O total de nitrogênio inorgânico médio efluente foi de  $6,9 \text{ mg.L}^{-1}$ , implicando em eficiência média de remoção de  $40,0\%$  na célula de fluxo horizontal.

Os pontos de monitoramento II e III apresentaram concentrações médias de OD de  $1,4$  e  $1,9 \text{ mg.L}^{-1}$ , respectivamente. Já os valores de Eh, indicam potencial redutor (condições anaeróbias) no ambiente de tratamento, tendo média de  $-187,9$  e  $-135,0 \text{ mV}$  nos pontos de monitoramento II e III, respectivamente.

Nestas condições, estima-se ter ocorrido o processo de desnitrificação do esgoto durante passagem pela WC de fluxo horizontal, fato que explica a redução de concentração de  $\text{NO}_3^-$  e a remoção de  $55,8\%$  de matéria orgânica (em DQO). Por outro lado, houve redução nos valores de alcalinidade total (média de  $115 \text{ mg.L}^{-1} \text{ CaCO}_3$ ) comparando as amostras afluentes e efluentes da célula horizontal, o que contraria a hipótese de desnitrificação do esgoto. Entretanto, a redução de alcalinidade do esgoto por esta célula pode ser resultado do balanço líquido (consumo e geração) entre diversos processos anaeróbios (digestão anaeróbia, por exemplo) presentes no meio.

A redução nos níveis de amônia e nitrato, resultado do tratamento do esgoto na célula de fluxo horizontal, também podem ser explicados pelo mecanismo de assimilação desses nutrientes pelas plantas e microrganismos. Este processo é reconhecido como capaz de remover amônia e nitrato presentes no esgoto, mesmo que ocorram em quantidades não tão significativas (VYMAZAL, 2007).

Apoio:



Parceiros:

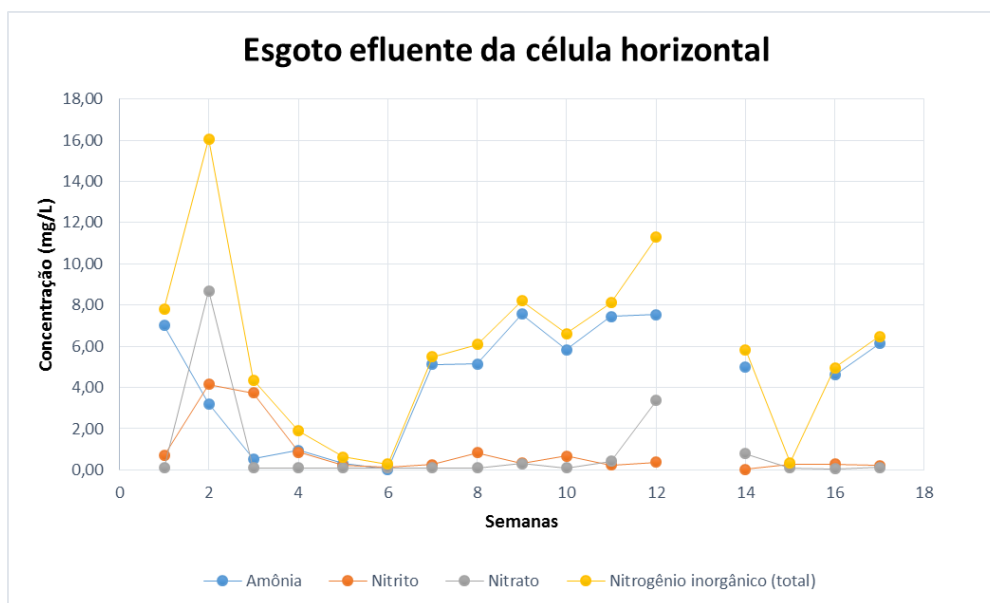


Organização:





Figura 4 – Concentração de amônia, nitrito e nitrato do esgoto tratado pela segunda WC ao longo das semanas de estudo.



Nota: na 13ª semana não foi possível coletar amostra do efluente da célula horizontal.

#### 4 Conclusões

O esgoto previamente tratado no tanque séptico, afluente às células de tratamento, apresentou elevados níveis de nitrato e baixos de amônia.

Ao contrário do esperado, na célula de fluxo vertical não ocorreu o processo de nitrificação do esgoto. Neste ambiente, ao que tudo indica, houve predominância dos mecanismos de redução dissimilatória de nitrato a amônia e desnitrificação.

Na célula de fluxo horizontal, há indícios de que houve desnitrificação como mecanismo mais intenso na remoção de nitrato. Estima-se também que, em ambas células tenha ocorrido outros processos de remoção de nitrogênio, como assimilação por plantas e microrganismos.

Destaca-se que tais condições ocorreram durante fase de partida ou inicialização do funcionamento das WCs, durante período de estabilização do tratamento.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio financeiro da pesquisa do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e ao Instituto Federal Goiano – Campus Rio Verde, pela estrutura de implantação da pesquisa.

## Referências

APHA – American Public Health Association; AWWA – American Water Works Association e WPCF – Water Pollution Control Federation. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st ed. Washington, DC, 2005.

FAN, J.; WANG, W.; ZHANG, B.; GUO, Y.; NGO, H.H.; GUO, W.; ZHANG, J.; WU, H. Nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: Impact of influente COD/N ratios. *Bioresource Technology*, 143: 461-466, 2013.

KADLEC, R.H. e WALLACE, S.D. *Treatment wetlands*. Taylor & Francis Group, 2º ed, 2009.

LI, F.; LU, L.; ZHENG, X.; NGO, H.H.; LIANG, S.; GUO, W.; ZHANG, X. Enhanced nitrogen removal in constructed wetlands: Effects of dissolved oxygen and step-feeding. *Bioresource Technology*, 169: 395-402, 2014.

SAEED, T. e 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.

UN-HABITAT - United Nations Human Settlements Programme. *Constructed Wetlands Manual*. UN-HABITAT Water for Asian Cities Programme Nepal, Kathmandu, 2008.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 380: 48-65, 2007.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







## APLICAÇÃO DE *SLUG TEST* E *BAIL TEST* PARA MONITORAMENTO DA CONDUTIVIDADE HIDRÁULICA EM UM *WETLAND* CONSTRUÍDO HORIZONTAL

### **Monique Nunes de Freitas\***

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[moniquenunesfreitas@gmail.com](mailto:moniquenunesfreitas@gmail.com)

### **Benny Zuse Rousso**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[benny.rousso@gmail.com](mailto:benny.rousso@gmail.com)

### **Mayara Oliveira dos Santos**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[mayolivs@hotmail.com](mailto:mayolivs@hotmail.com)

### **Catiane Pelissari**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[catianebti@gmail.com](mailto:catianebti@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 presente estudo objetivou monitorar a condutividade hidráulica saturada ( $k_s$ ) e quantificar a fração de sólidos presentes no leito filtrante de um *wetland* construído horizontal (WCH), após o primeiro ano de operação, empregado no tratamento de esgoto sanitário. O WCH possuía 16 m<sup>2</sup> de área superficial e foi projetado para atender a um equivalente populacional de 5 habitantes, o leito filtrante foi preenchido com areia grossa ( $d_{10} = 0,21\text{mm}$ ;  $U = 4$ ) e a macrófita empregada foi *Typha domingensis*. Para a avaliação da condutividade hidráulica, aplicou-se o *slug test* e *bail test* e os métodos utilizados para interpretação dos resultados de campo foram Hvorslev (1951) e Bouwer e Rice (1956). Tanto os resultados de  $k_s$  como os de sólidos totais acumulados apresentaram-se uniformes ao longo da unidade. No método de Hvorslev os resultados de  $k_s$  variaram de

Apoio:



Parceiros:



Organização:





52,8 a 68,1 m/d no *bail test* e de 63,8 a 66,2 m/d no *slug test*. Enquanto no método de Bouwer e Rice, os valores de  $k_s$  variaram de 38,7 a 50,0 m/d no *bail test* e de 46,8 a 48,5 m/d no *slug test*. A maior fração de sólidos identificada no meio filtrante foi de sólidos fixos, com média de 0,83 g/g de areia seca ao longo do comprimento, representando 99% dos sólidos totais amostrados.

**Palavras-chave:** Condutividade hidráulica saturada. Acúmulo de sólidos. *Wetland* construído horizontal.

## 1 Introdução

Os processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem dentro de um sistema de *wetlands* construídos (WC) estão condicionados ao fluxo da água através do sistema. A importância dos fatores hidrodinâmicos na eficiência do tratamento é determinada pela duração da interação água-biota e pela proximidade das substâncias presentes na água com os locais de atividade biológica e física (KADLEC; WALLACE, 2009; RAMIREZ, 2011). Uma vez que a presença de curto circuito ou zonas mortas em um *wetland* afetam o tempo de contato e as velocidades de fluxo, influenciando na eficiência do tratamento (HEADLEY; KADLEC, 2007).

O principal problema operacional em WC subsuperficiais é o processo de colmatção do meio filtrante (PEDESCOLL et al., 2009; COOPER, 2010). O fenômeno da colmatção, amplamente discutido em muitos estudos, ainda não tem uma caracterização plenamente definida. Alguns pesquisadores acreditam ser um processo que possa ser subdividido em fases sucessivas de progressão (DE LA VARGA et al., 2013), ou ainda um processo identificável e monitorável por meio de medições da condutividade hidráulica no meio poroso (NIVALLA et al., 2012).

De acordo com Kadlec e Wallace (2009), os efeitos do processo de colmatção se dão em fases de curto e longo prazo. Em que os efeitos de curto prazo reduzem a condutividade hidráulica já no primeiro ano de operação e estão relacionados ao desenvolvimento das raízes das plantas (primeiramente na região superior do leito) e da biomassa formada que ocorre essencialmente no início do leito. Enquanto os efeitos de

Apoio:



Parceiros:



Organização:





longo prazo gradualmente reduzem a condutividade hidráulica e estão relacionados com a deposição de sólidos suspensos inertes, acumulação de material de caráter refratário e formação de precipitados químicos insolúveis.

Como consequências dessas alterações no meio, a água residuária passa a se movimentar por caminhos menos impedidos (preferenciais), onde há maior facilidade de passagem, alterando as condições hidrodinâmicas do sistema (KNOWLES et al., 2011). Cabendo destacar a possível formação de zonas mortas e curto-circuitos, e, em estágio mais avançado de colmatção, o escoamento superficial, em função do aumento da perda de carga e elevação do nível de água dentro do leito (CASELLES-OSORIO et al., 2007).

Com a finalidade de monitorar a evolução do processo de colmatção do meio poroso em *wetlands* construídos horizontais, devem ser utilizadas variáveis hidrodinâmicas que estejam associadas ao fenômeno da colmatção, mas que sejam de fácil medição e, se possível, não invasivas (NIVALA et al., 2012). Dentre as alternativas para medir a extensão e o impacto do entupimento em meios porosos, destacam-se o monitoramento de condutividade hidráulica saturada ( $k_s$ ) e a quantificação de sólidos. Desta forma, o objetivo deste estudo foi monitorar a condutividade hidráulica saturada e quantificar os sólidos totais fixos, voláteis em um *wetland* construído horizontal (WCH) após o primeiro ano de operação da unidade.

## 2 Materiais e Métodos

O WCH faz parte de um arranjo tecnológico, de sistema híbrido de WC composto por um *wetland* construído vertical descendente (WCVD), seguido pela unidade horizontal avaliada. O sistema está localizado na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) na cidade de Florianópolis – Brasil (coordenadas 27°36'12,64"S e 48°31'14,43"O).

O arranjo tecnológico operou a nível secundário avançado no tratamento de esgoto sanitário, precedido por tanque séptico para o tratamento primário, e foi projetado para atender um equivalente populacional de 5 habitantes. O meio filtrante dos *wetlands* é

Apoio:



Parceiros:



Organização:





composto por areia grossa ( $d_{10} = 0,21$  mm;  $U = 4$ ) e a espécie de macrófita utilizada em ambas as unidades foi a *Typha domingensis*, conhecida popularmente como taboa. As macrófitas foram plantadas a uma densidade populacional de 4,20 e 3,30 mudas/m<sup>2</sup> nos WCVD e WCH, respectivamente. O Quadro 1 apresenta as condições operacionais e uma representação esquemática do sistema híbrido.

Quadro 1 - Condições operacionais do sistema híbrido.

Parâmetro	Valor	Sistema híbrido:	
Início de operação	22/06/2015		
Pulsos / semana	14		
Pulsos / dia	3-4*		
Período de descanso (d)	3,5		
Vazão média de aplicação WCVD (L/min)	62,7 ± 1,1		
Carga orgânica estimada WCVD (gDQO/m <sup>2</sup> .d)	39,6 ± 11,5		
Volume total por semana (m <sup>3</sup> /semana)	2,09		
Volume total por dia (L/d)	300 - 450*		
Taxa de aplicação hidráulica (mm/d)	63 ± 14		
*: Nas segundas e quintas-feiras, 3 pulsos são aplicados, enquanto nas terças e quartas-feiras, 4 pulsos são aplicados.			
		WCVD	WCH
		Comprimento (m)	3,30    5,30
		Largura (m)	2,30    3,00
		Altura útil (m)	0,70    0,60
		Camada saturada (m)	-        0,50

Fonte: A autoria própria (2017).

A condutividade hidráulica no meio filtrante foi estimada pelo *slug test* e *bail test* em três pontos (piezômetros com diâmetro nominal (DN) = 100 mm) ao longo do comprimento do WCH, correspondendo a 25%, 50% e 75% da distância total da unidade. Os testes consistiram em variar bruscamente a altura do nível de água dentro dos piezômetros da unidade e aferir o seu comportamento até estabilização do nível inicial.

A variação de nível tanto para inserção (*slug test*) quanto para retirada (*bail test*) foi realizada utilizando-se um tubo de PVC fechado nas duas extremidades com *cap*. Para o controle do nível de água, utilizou-se um medidor de nível (modelo 102 - Solinst<sup>®</sup>) e registraram-se os dados a cada 5 segundos, com o auxílio de um cronômetro. A Figura 1

Apoio:



Parceiros:



Organização:



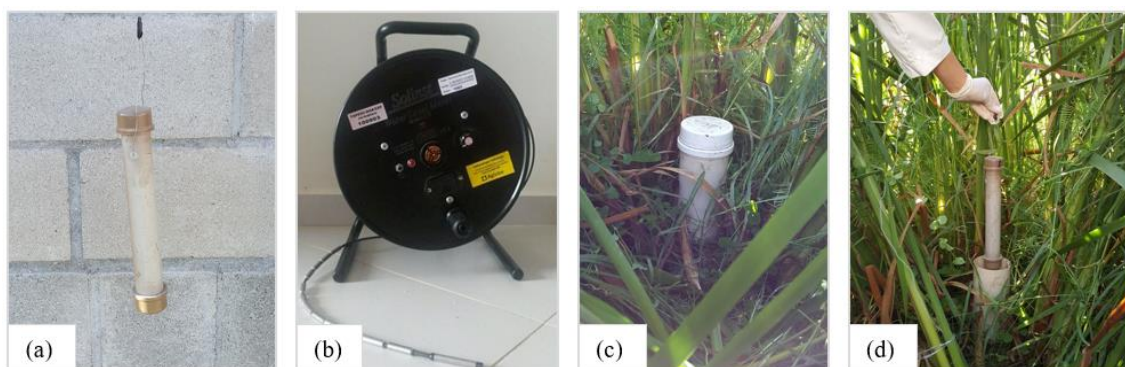


apresenta os aparatos utilizados para os testes, ao quais foram conduzidos em 2 campanhas, a primeira durante os meses de Agosto e Setembro de 2016 e a segunda durante fevereiro e março de 2017.

Para a análise dos resultados do *slug test* e *bail test*, utilizou-se o software *Aquifer test*, aplicando-se os métodos desenvolvidos por Hvorslev (1951) e Bouwer e Rice (1976), a fim de se estimar a condutividade hidráulica.

Aplicou-se análise de variância ANOVA de fator único, com nível de significância de 5%, para verificar a diferenciação dos resultados obtidos pelo *slug test* e *bail test*, além de verificar variação de  $k_s$  ao longo do leito. As equações utilizadas para aplicação dos métodos estão descritas no Quadro 2.

Figura 1 - (a) Aparato confeccionado para realização dos testes (DN = 40 mm e comprimento = 40 cm). (b) Medidor de nível. (c) Piezômetro. (d) Inserção do aparato no piezômetro.



Fonte: Autoria própria (2016).

A amostragem do meio filtrante, para a caracterização dos sólidos, foi conduzida em cada terço da unidade WCH a uma profundidade de 0,30 m, de março de 2016 a fevereiro de 2017. Aplicou-se o método descrito em AWWA/APHA/WEF (2005) para a quantificação de sólidos totais (ST), sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Quadro 2 - Equação dos métodos de Hvorslev e Bouwer e Rice.

Método de Hvorslev	Método de Bouwer e Rice
$k_s = \frac{r^2 \ln\left(\frac{Le}{R}\right)}{2LeT_0}$ <p>Onde:  <math>k_s</math> = condutividade hidráulica saturada (cm/s);  <math>r</math> = raio do piezômetro (cm);  <math>R</math> = raio de perfuração (cm);  <math>Le</math> = comprimento do filtro (cm); <math>T_0</math> = tempo onde <math>H/H_0 = 0,37</math> (37% do rebaixamento/recuperação.</p>	$k_s = \frac{r_c^2 \ln\left(\frac{Re}{R}\right) 1}{2L_w} \ln\left(\frac{H_0}{H}\right)$ <p>Onde:  <math>k_s</math> = condutividade hidráulica saturada (cm/s);  <math>r_c</math> = raio do piezômetro (cm); <math>R</math> = raio de perfuração (cm); <math>Re</math> = raio efetivo; <math>L_w</math> = comprimento do filtro (cm); <math>H_0</math> = rebaixamento/ascensão em <math>t = 0</math> (cm); <math>H</math> = rebaixamento/ascensão em <math>t = t</math> (cm); <math>T</math> = tempo (s)</p>

Fonte: Autoria própria (2017).

### 3 Resultados e Discussão

Na Tabela 1 apresenta-se os valores médios das concentrações de matéria orgânica, sólidos suspensos e nutrientes durante período operacional do sistema híbrido (junho de 2015 até fevereiro de 2017). Observou-se que o referido sistema de tratamento apresentou bom desempenho de remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e nutrientes, mantendo eficiência de tratamento a cima de 71% nos parâmetros avaliados.

O WCVD desempenhou um papel fundamental no arranjo tecnológico, diminuindo significativamente o aporte de matéria orgânica e sólidos suspensos na unidade horizontal. Além de contribuir para a nitrificação no processo de transformação do nitrogênio em função das condições de oxigenação do seu meio filtrante

Na avaliação da condutividade hidráulica saturada, não se observou uma variação ao longo do comprimento do WCH, o mesmo foi constatado em relação aos sólidos totais que apresentaram resultados uniformes ao longo do leito. Os resultados do *bail test*, *slug test* e do acúmulo de sólidos totais são apresentados nas Figuras 2 e 3.

De maneira geral, os resultados obtidos pela interpretação do método de Bouwer e Rice foram menores do que pelo método de Hvorslev tanto no *slug test* quanto no *bail test*. Ambos os testes apresentaram valores próximos ao se comparar os resultados sob o mesmo método de interpretação. No método de Hvorslev os resultados de  $k_s$  variaram de

Apoio:



Parceiros:



Organização:





52,8 a 68,1 m/d no *bail test* e de 63,8 a 66,2 m/d no *slug test*. Enquanto no método de Bouwer e Rice, os resultados variaram de 38,7 a 50,0 m/d no *bail test* e de 46,8 a 48,5 m/d no *slug test*.

Tabela 1 – Performance de tratamento do sistema híbrido.

Parâmetros físico - químicos		DQO mg/L	NT mg/L	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/L	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/L	SST mg/L
<b>Afluente WCVD</b>	<b>Média</b>	604,81	81,5	76,4	31,9	45,1
	<b>N - DP</b>	37 - 149,2	23 - 16,7	40 - 15,1	40 - 5,3	38 - 17,8
<b>Efluente WCVD</b>	<b>Média</b>	77,9	60,0	30,1	9,03	4,1
	<b>N - DP</b>	38 - 50,7	22 - 17,1	42 - 9,1	42 - 3,8	40 - 6
<b>Efluente WCH</b>	<b>Média</b>	16,2	23,3	8,3	1,3	1,2
	<b>N - DP</b>	38 - 16,2	22 - 10,2	42 - 8,1	42 - 12,4	40 - 2,9
<b>Eficiência WCVD</b>		87,1%	26,5%	60,6%	71,7%	91,0%
<b>Eficiência WCH</b>		79,2%	61,1%	72,5%	85,5%	70,1%
<b>Eficiência global</b>		97,3%	71,4%	89,1%	95,9%	97,3%

Fonte: Autoria própria (2017)

Caselles-Osorio et al. (2007) observaram um aumento de  $k_s$  de 25 a 30 m/d na zona de entrada para a 61 m/d na zona de saída, em quatro anos de pesquisa em um WCH, como tratamento terciário de efluente municipal. Em WCH com 1 ano e 11 meses de operação plantado com *Typha latifolia*, Paoli e Von Sperling (2013) observaram variação da condutividade hidráulica na zona de entrada de 7 a 41 m/d e na zona de saída de 30 a 107 m/d. Já Ferres (2012) não identificou variação de condutividade hidráulica ao longo do comprimento de dois pilotos de WCH, operando por 2 meses no tratamento de efluente de suinocultura. Neste estudo, o meio filtrante era brita ( $d_{60} = 9,1$  mm;  $U = 3,1$ ) e os valores de  $k_s$  variaram de 1.824 a 2.390 m/d na entrada da unidade e de 1.392 a 1.973 m/d na saída da mesma.

Apoio:



Parceiros:

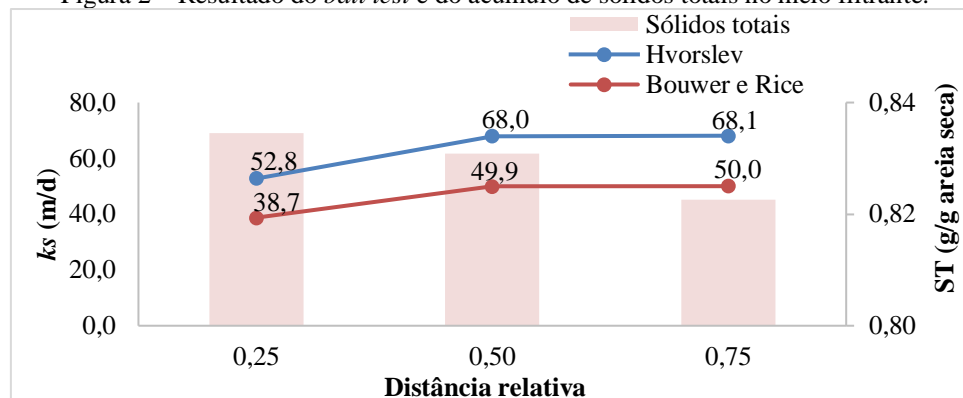


Organização:



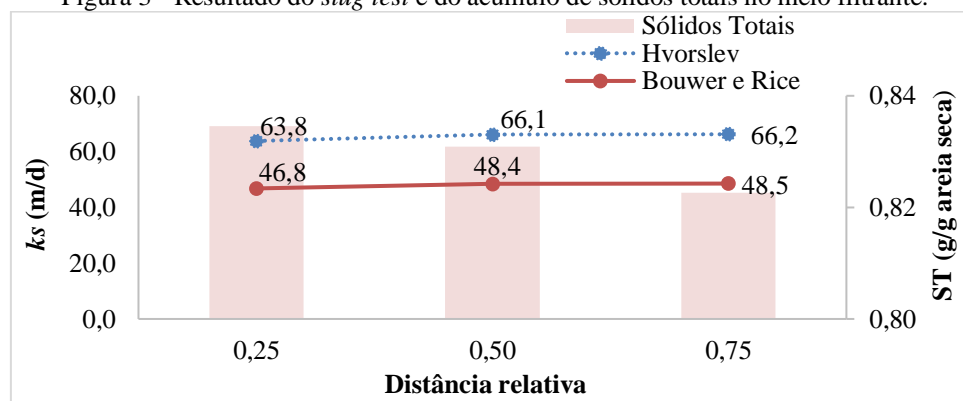


Figura 2 – Resultado do *bail test* e do acúmulo de sólidos totais no meio filtrante.



Fonte: Autoria própria (2017).

Figura 3 - Resultado do *slug test* e do acúmulo de sólidos totais no meio filtrante.



Fonte: Autoria própria (2017).

Com relação aos sólidos presentes no leito filtrante, em todos os pontos amostrados, a maior porção identificada foi referente aos sólidos fixos, sendo a biomassa aderida representada por uma fração menor (**Erro! Fonte de referência não encontrada.** 4). Nas porções de entrada e central do WCH os sólidos fixos apresentaram valores em torno de 0,83 g/g areia seca, e próximo a zona de saída em torno de 0,82 g/g areia seca, representando em torno de 99% dos sólidos totais. Esta maior proporção de sólidos fixos também foi observada por Paoli e Von Sperling (2013) e Caselles-Osório et al. (2007). Em estudo de unidades de WCH plantada e não plantada, Paoli e Von Sperling (2013) relataram fração dos sólidos fixos média ao longo dos leitos de 78 e 80%,

Apoio:



Parceiros:



Organização:



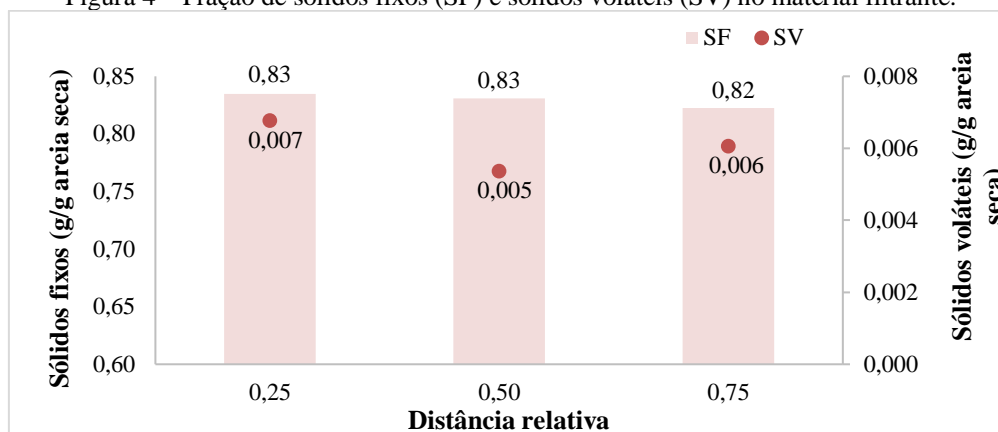




respectivamente. Enquanto Caselles-Osório et al. (2007) constatou cerca de 85% de sólidos fixos no leito do *wetland*.

O WCH apresentou concentração de sólidos totais uniforme ao longo do leito filtrante (Figura 4). Provavelmente, esta não diferenciação na concentração de sólidos está associada a posição do WCH no arranjo tecnológico, ou seja, a jusante da unidade vertical. Conseqüentemente, o WCH recebe uma baixa carga de SST (aproximadamente 0,35 gSST/m<sup>2</sup>.d), que retarda o processo de colmatção. Além disso, todo o sistema está em fase inicial de operação, com cerca de 1 ano e 8 meses de atividade.

Figura 4 – Fração de sólidos fixos (SF) e sólidos voláteis (SV) no material filtrante.



Fonte: Autoria própria (2017).

Apesar de não ter de observado variação da condutividade hidráulica ao longo do leito filtrante, os resultados obtidos em monitoramento de agosto de 2016 a fevereiro de 2017 estão dentro da gama de resultados reportados na literatura. Muitos estudos comparativos de condutividade hidráulica entre as zonas de entrada e saída em WCH tem demonstrado diferenças significativas desta variável (CASELLES-OSORIO et al., 2007; PAOLI; VON SPERLING, 2013; PEDESCOLL et al., 2009), cabendo destacar a dificuldade em se comparar dados de condutividade hidráulica em função do tipo de material filtrante utilizado, macrófita empregada, bem como idade dos sistemas e condições operacionais dos mesmos.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 4 Conclusão

Baseado no monitoramento da condutividade hidráulica saturada de um *wetland* construído horizontal (WCH), empregado no tratamento complementar de efluente de tanque séptico, conclui-se que:

- os resultados obtidos de  $k_s$ , tanto no *slug test* como *bail test* foram próximos quando comparados pelo mesmo método de interpretação, não havendo diferenciação significativa pela análise de variância (ANOVA de fator único -  $\alpha < 5\%$ );
- os valores de condutividade hidráulica não apresentaram variação ao longo do leito filtrante do WCH (ANOVA de fator único -  $\alpha < 5\%$ );
- o acúmulo de sólidos foi uniforme ao longo do leito, devido ao baixo carregamento de SS (0,35 gSS/m<sup>2</sup>.d), além de a unidade estar em fase inicial de operação.

## Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a FUNASA e a CAPES pelo financiamento e suporte a pesquisa.

## Referências

APHA, AWWA, WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st ed. APHA, Washington, 2005.

BOUWER, H.; RICE, R. C. A slug test for determining hydraulic conductivity of unconfined aquifers with completely or partially penetrating wells. **Water Resources Research**, v.12, n.3, 1976, p.423-428.

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

COOPER, P. Constructed wetlands after 25 years of application: A review of the developments that we have made and the problems that we still have to overcome. In: 12TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL. International Water Association, 4–9 October 2010, Venice, Italy, 2010.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





DE LA VARGA, D.; DIAZ, M. A.; RUIZ, I.; SOTO, M. Avoiding clogging in constructed wetlands by using anaerobic digesters as pretreatment. **Ecological Engineering**, v.52, 2013, p.262–269.

FERRES, G.C. **Variabilidade da condutividade hidráulica e de forma do nitrogênio em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial**. 2012. 62f. Dissertação de mestrado em Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa, Viçosa - MG, 2012.

HVORSLEV, M. J. Time lag and soil permeability in ground water observations. U.S. Army Corps of Engineers Waterway Experimentation Station, Bulletin 36, 1951.

KNOWLES, P.; DOTRO, G.; NIVALA, J.; GARCIAE, J. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 2, 2011, p. 99-112.

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

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, 2013, p. 1345-1352.

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**, 35, 2009, 1216 – 1224.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **TIJOLO VERMELHO COMO SUBSTRATO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA REMOÇÃO DE MATÉRIA CARBONÁCEA, NITROGENADA E FOSFORADA DE ESGOTOS SANITÁRIOS**

**Mateus Xavier de Lima\***

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil  
[mateusxavier.lima@gmail.com](mailto:mateusxavier.lima@gmail.com)

**Gabriela Ribeiro Marcelino**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Programa de Pós Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental  
[gabih\\_rm@hotmail.com](mailto:gabih_rm@hotmail.com)

**André Gustavo Patel**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil  
[gugapatel@hotmail.com](mailto:gugapatel@hotmail.com)

**Karina Querne de Carvalho**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Construção Civil  
[kaquerne@utfpr.edu.br](mailto:kaquerne@utfpr.edu.br)

**Fernando Hermes Passig**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Química e Biologia  
[fhpassig@utfpr.edu.br](mailto:fhpassig@utfpr.edu.br)

### **Resumo**

O objetivo deste estudo foi avaliar o uso de resíduos de tijolo vermelho como substrato de dois *wetlands* construídos, plantado (WC-TP) e não plantado (WC-T) na remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada de esgoto sintético fraco. No sistema WC-TP foram verificadas maiores porcentagens de remoção para todos os parâmetros, com eficiências de 72% para DQO, 39% para NTK, 20% para N-NH<sub>3</sub> e 88% para PT; e de 56% de remoção para DQO, 21% para NTK, e 82% para PT no sistema WC-T. Estatisticamente só foi observada influência significativa da planta ( $p < 0,05$ ) nas concentrações de NTK e N-NH<sub>3</sub> nas amostras do efluente dos sistemas, indicando seu papel fundamental nas remoções das espécies nitrogenadas investigadas. Acredita-se que o principal processo de remoção do fósforo seja pela da adsorção nos resíduos de tijolo,

Apoio:



Parceiros:



Organização:





sem influência da planta na remoção deste poluente. Contudo, mais estudos são necessários sobre possíveis limitações do uso dos resíduos de tijolos como substrato, sobre os principais tipos de processos atuantes na remoção de contaminantes e monitoramento a longo prazo da funcionalidade e necessidade de manutenção dos sistemas.

**Palavras-chave:** Tratamento descentralizado. Reuso de resíduos. *Eichhornia crassipes*.

## 1 Introdução

O desafio de proporcionar tratamento de esgotos adequado em locais isolados ou afastados da rede coletora promoveu o crescente interesse em sistemas descentralizados, como sistemas de *wetlands* construídos (WC). Importantes atrativos destes sistemas são seu baixo custo de implantação e manutenção, além de não requerer mão de obra especializada para supervisão de rotina e possuir valor paisagístico, vide o uso de macrófitas ornamentais.

Estes sistemas têm sido amplamente estudados principalmente em relação à sua eficiência em remoção de matéria carbonácea e de nutrientes nas etapas secundária e terciária de tratamento (ABOU-ELELA *et al.*, 2014; MARTÍN *et al.*, 2013). Contudo, há necessidade de otimizar os processos de tratamento visando maior eficiência por área territorial, visto que esta é uma das limitações do uso de WC. Na literatura têm sido reportados inúmeros estudos utilizando diferentes configurações de projeto, mas geralmente são focados na cobertura vegetal, sentido do escoamento, forma de alimentação ou combinação de dois ou mais sistemas, por exemplo (BOHÓRQUEZ; PAREDES; ARIAS, 2016; CUI *et al.*, 2015).

Outra possibilidade de otimização da eficiência de WC é a variação de substrato, visto que os mais amplamente utilizados são areia e brita (CHANG *et al.*, 2012). Apesar da conhecida capacidade de remoção de matéria carbonácea e nitrogênio, estes sistemas apresentam baixa ou nula remoção de fósforo, o que pode contribuir com processos de eutrofização em lagos e rios (KERR *et al.*, 2011; ZHANG *et al.*, 2012). Neste sentido,

Apoio:



Parceiros:



Organização:





agregados à base de argila têm sido estudados e apontados como altamente capazes de remoção de fósforo por processos sortivos (WHITE *et al.*, 2011).

Assim, a reutilização de agregados de tijolo vermelho como substrato para WC surge como uma opção, visto que este é um material que contém argila em sua composição e encontra-se disponível por ser comumente encontrado e utilizado na construção civil.

Com isso, o objetivo deste artigo é avaliar a remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada de dois WC contendo resíduos de tijolo vermelho como substrato, visando otimizar os processos de tratamento e reutilizar resíduos de construções civis. Com estas duas configurações, permite-se ainda analisar a adaptação da macrófita *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms ao substrato, o papel que ela exerce nos processos de tratamento e o papel isolado do tijolo como meio suporte para filtro biológico.

## 2 Materiais e Métodos

O experimento foi conduzido na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), localizada em Curitiba, Brasil (25°26'39''S, 49°21'16''O, 934,36 m de altitude e clima Cfb). Para avaliação do tijolo vermelho como substrato em WC, dois sistemas de escoamento subsuperficial vertical foram montados, sendo um não plantado (WC-T) e um plantado (WC-TP). Cada sistema possuía uma camada de 20 cm de resíduos de tijolos, totalizando massa de aproximadamente 47 kg de substrato por sistema. Estes resíduos foram obtidos no canteiro de obras da UTFPR, câmpus Curitiba, sede Ecoville.

A macrófita utilizada no WC-TP foi *Eichhornia crassipes*, popularmente conhecida como aguapé, devido à sua abundância e disponibilidade na região de estudo. Mudas desta foram coletadas no Parque Náutico, em Curitiba, e lavadas para remover resíduos do ambiente onde se encontravam. Posteriormente, cinco plantas foram acondicionadas no WC-TP, totalizando densidade de 25 plantas.m<sup>-2</sup>. Os sistemas foram confeccionados em escala de microcosmos em caixas de polipropileno de dimensões 0,50

Apoio:



Parceiros:



Organização:

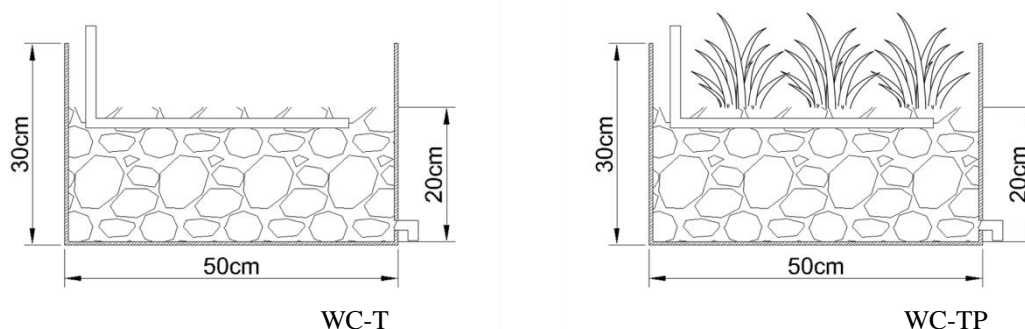




m x 0,40 m x 0,30 m, com volume total de 60 L e volume útil de 15 L (cada), e mantidos a temperatura ambiente.

Na Figura 1 é apresentado um desenho esquemático destes sistemas de wetlands construídos.

Figura 1 – Desenho esquemático dos sistemas WC-T e WC-TP



Fonte: Autoria própria (2017)

A alimentação dos sistemas em batelada foi feita às segundas, quartas e sextas-feiras com efluente sintético simulando esgoto “fraco” (até 250 mgDQO.L<sup>-1</sup>) de acordo com metodologia adaptada de Torres (1992) (Tabela 1).

Tabela 1 – Composição do esgoto sanitário sintético “fraco”

Descrição	Quantidade para 1 L (g)
Extrato de Carne (g)	0,1
Amido Solúvel P.A. (C <sub>6</sub> H <sub>10</sub> O <sub>5</sub> ) <sub>n</sub> (g)	0,005
Farinha de Trigo (g)	0,1
Sacarose (C <sub>12</sub> H <sub>22</sub> O <sub>11</sub> ) (g)	0,00875
Cloreto de Amônio P.A – ACS (NH <sub>4</sub> Cl) (g)	0,051
Celulose Microcristalina U.S.P (g)	0,0015
Cloreto de Sódio P.A. (NaCl) (g)	0,25
Cloreto de Magnésio P.A. (MgCl <sub>2</sub> 6H <sub>2</sub> O) (g)	0,007
Cloreto de Cálcio Anidro P.A. (CaCl <sub>2</sub> ) (g)	0,0045
Fosfato de Potássio Mono. P.A – ACS (KH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> ) (g)	0,0132
Bicarbonato de Sódio P.A – ACS (NaHCO <sub>3</sub> ) (g)	0,1

Fonte: Adaptado de Torres (1992)

O comportamento dos sistemas foi avaliado semanalmente com determinação da temperatura (T), potencial Hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (OD), demanda

Apoio:



Parceiros:



Organização:





química de oxigênio (DQO), alcalinidade total (Alc. Total), ácidos voláteis (Ác. Vol.), nitrogênio total de Kjeldahl (mg N-NTK.L<sup>-1</sup>), nitrogênio amoniacal (mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.L<sup>-1</sup>) e Fósforo Total (mgPO<sub>4</sub>-P.L<sup>-1</sup>) em amostras do afluente e efluente dos sistemas após 24 h da alimentação durante quatro meses.

Após a estabilização, os sistemas foram avaliados durante os meses de dezembro, janeiro, fevereiro e março (estação de verão) quanto à eficiência de remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada.

Os parâmetros determinados e seus respectivos métodos de análise, número do método e referência são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 – Parâmetros físico-químicos avaliados e técnicas utilizadas para monitoramento e avaliação dos sistemas

Parâmetros	Método de Análise	Número do Método	Referência
T (°C)	Potenciométrico-	-	Eaton et al. (2012)
pH	Potenciométrico	4500-H <sup>+</sup> B	Eaton et al. (2012)
OD (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	Polarográfico	4500-O B'	Eaton et al. (2012)
Alc. Total (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	-	Ripley, Boyle e Converse (1986)
Ác. Vol. (mg HAc.L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	-	Dillalo e Albertson (1961)
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	5220 D	Eaton et al. (2012)
NTK (mgN-NTK.L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	4500-N <sub>org</sub>	Eaton et al. (2012)
N-NH <sub>3</sub> (mgN-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> .L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	4500-N	Eaton et al. (2012)
PT (mgPO <sub>4</sub> -P.L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	4500_P	Eaton et al. (2012)

Fonte: Autoria própria (2017)

Estatísticas descritivas foram usadas para descrever os dados experimentais nos sistemas de WCs, como coeficiente de variação e desvio padrão. Foi verificada distribuição normal dos valores obtidos nas análises de DQO, NTK, N-NH<sub>3</sub> e PT. Assim, para comparação entre os sistemas WC-T e WC-TP, foi aplicado o teste T pareado para distribuição normal e teste U de Mann-Whitney para distribuição não normal. Para ambos os testes, a hipótese nula (H<sub>0</sub>: a presença da macrófita não interfere na remoção do parâmetro avaliado) foi rejeitada para p-valor < 0,05, sendo aceita então a hipótese

Apoio:



Parceiros:



Organização:







alternativa (H1: a presença da macrófita interfere na remoção do parâmetro avaliado). Desta forma pôde-se avaliar o grau de influência da cobertura vegetal com *Eicchornia crassipes* na remoção dos parâmetros avaliados.

### 3 Resultados e Discussão

Na Tabela 3 são apresentados os resultados das médias (X), desvio padrão (DP), valores mínimos (Min) e máximos (Máx) dos parâmetros físico-químicos obtidos para o afluente e efluente dos sistemas avaliados.

Os valores de temperatura se mantiveram na faixa de 20,3 a 23 °C, indicando estabilidade térmica favorável para os sistemas, visto que variações podem influenciar na eficiência de processos biológicos de tratamento. Dentre os parâmetros afetados por flutuações da temperatura, os mais sensíveis são NTK, N-NH<sub>3</sub> e PT (GIKAS; TSIHRINTZIS, 2010).

Com os resultados apresentados, pode-se observar pequena variação do pH nas amostras coletadas nos sistemas na faixa de 6,62 a 7,52 para WC-T e 6,58 a 7,14 para WC-TP. De acordo com Kadlec e Wallace (2009), valores de pH de 6,5 a 7,5 favorecem a atividade das bactérias desnitrificantes no processo de remoção de nitrogênio.

O mesmo comportamento foi verificado em relação à concentração de OD que manteve-se na faixa de 0,36 a 0,94 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> para WC-T e 0,52 a 1,94 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> para WC-TP nas amostras do efluente. Baseando-se nestes valores, é possível classificar os sistemas como anóxicos de acordo com Metcalf e Eddy (2003), que categorizam sistemas anóxicos aqueles com concentração de OD inferior a 2 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>.

A produção de alcalinidade em sistemas de *wetlands* construídos pode ser uma indicação de maior atuação de microrganismos anaeróbios heterotróficos, corroborando assim a classificação dos sistemas como anóxicos, visto que estes organismos não utilizam oxigênio dissolvido para sua sobrevivência (YOUNGER *et al.*, 2002).

Em relação à quantificação de matéria orgânica, em termos de DQO, pode-se classificar o efluente sintético como “fraco” visto que a média do afluente foi de 177

Apoio:



Parceiros:



Organização:





mg.L<sup>-1</sup> e, segundo a classificação de Metcalf e Eddy (2003), esgotos fracos apresentam DOQ máxima de 250 mg.L<sup>-1</sup>.

Tabela 3 – Valores da Média, desvio padrão, valores máximos e mínimos obtidos nas avaliações do afluente e efluente dos sistemas WC-T e WC-TP

PARÂMETROS	AFLUENTE					EFLUENTE						
						WC-T				WC-TP		
	X	DP	Min	Máx	CV	X	DP	Min	Máx	CV	X	DP
T (°C)	21,45	0,71	20,30	22,50	3	22,15	0,63	20,90	22,80	3	22,03	0,70
pH	7,01	0,25	6,51	7,25	4	7,07	0,33	6,62	7,52	5	6,87	0,19
OD (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	0,32	0,13	0,11	0,50	41	0,59	0,21	0,36	0,94	35	0,94	0,46
Alc. Total (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	223	19	192	251	9	276	25	231	309	9	233	37
Ác. Vol (mg HAc.L <sup>-1</sup> )	34	8	21	43	25	34	9	22	50	28	31	11
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	177	32	123	215	18	79	45	31	146	57	49	18
Remoção de DQO (%)	-	-	-	-	-	56	20	22	76	-	72	8
NTK (mg N-NTK.L <sup>-1</sup> )	66	8	53	76	8	53	9	41	72	19	41	9
Remoção NTK (%)	0	-	-	-	-	21	15	-2*	42	-	39	14
N-NH <sub>4</sub> (mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> .L <sup>-1</sup> )	40	5	30	47	16	43	6	31	53	16	32	3
Remoção N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (%)	-	-	-	-	-	-2*	33	-66*	31	-	20	22
PT (mg PO <sub>4</sub> -P.L <sup>-1</sup> )	18,80	1,39	16,70	21	8	3,37	0,53	2,51	4,04	15	2,25	0,73
Remoção PT (%)	-	-	-	-	-	82	3	79	86	-	88	4

Legenda: X – média qual?; DP – desvio padrão; Máx – valor máximo; Min – valor mínimo; CV – coeficiente de variação (%); pH – potencial Hidrogeniônico; T – temperatura do líquido; OD – oxigênio dissolvido; Alc. Total – alcalinidade total; Ác. Vol. – ácidos voláteis; DQO – demanda química de oxigênio; NTK – nitrogênio total de Kjeldahl; N-NH<sub>3</sub> – nitrogênio amoniacal; PT – fósforo total; \* – representação do aumento em relação à concentração afluente

Fonte: Pesquisa de Campo (2017)

As médias de remoção de DQO alcançadas pelos sistemas WC-T e WC-TP foram de 56% e 72%, respectivamente, indicando a influência da planta no aumento da remoção. Apesar das diferenças aparentes nas porcentagens de remoção, não foi verificada diferença estatística ( $p > 0,05$ ) entre as médias de DQO nas amostras dos efluentes dos sistemas, indicando que a planta não influencia significativamente na remoção da DQO.

Abou-Elela *et al.* (2014) obtiveram remoções superiores às encontradas neste estudo, reportando 88% de remoção de DQO em um sistema vertical plantado com *Canna indica*, *Phragmites australis* e *Cyprus papyrus* e 83% em um sistema vertical não plantado, tratando efluente com DQO média de 246,2 mg.L<sup>-1</sup>. Já Chang *et al.* (2012) obtiveram remoções de 59,9% e 62,8% em sistemas alimentados com esgoto sintético

Apoio:



Parceiros:



Organização:





apresentando DQO média de 288 mg.L<sup>-1</sup>, plantados com quatro espécies diferentes – *Typha orientalis* e *Arundo donax* var. *Versicolor* (sistema I), e *Canna indica* e *Pontederia cordata* (sistema II) – utilizando como principal substrato brita e areia.

A comparação com os mesmos permite que seja notável a viabilidade da utilização do tijolo em substituição aos substratos convencionais para o alcance das remoções de DQO similares a outros estudos, além de atender à legislação estadual do Paraná. Segundo a Resolução SEMA nº 021/09, o limite de lançamento de DQO para ETEs é de 225 mg.L<sup>-1</sup> direta ou indiretamente em corpos hídricos.

A respeito das frações nitrogenadas, os sistemas alcançaram eficiências médias de remoção de NTK de 21,94% e 39,64% para os sistemas WC-T e WC-TP, respectivamente, apesar de uma concentração média de entrada de 66,14 mg.L<sup>-1</sup>. Estatisticamente, os sistemas apresentaram diferenças significativa ( $p < 0,05$ ), corroborando assim a influência da planta na remoção de NTK, visto que as remoções no WC-TP são maiores que no WC-T.

É importante notar, contudo, que em uma das análises o valor de NTK no efluente do sistema WC-T foi maior que no afluente, acarretando em valor de remoção negativo. Uma das causas para isto pode ser o possível carregamento de sólidos ou biofilme do sistema no efluente, visto que todo microrganismo possui nitrogênio orgânico em sua composição (TORTORA, 2012).

Chang *et al.* (2012) obtiveram remoções de nitrogênio total de 15% e 12,8% para sistemas plantados com *Typha orientalis* e *Arundo donax* var. *versicolor* (sistema 1) e *C. indica* e *Pontederia cordata* (sistema 2), respectivamente. Remoções similares às encontradas no presente estudo foram relatadas por Peng *et al.* (2014) variando de 22,9% a 35,8%. No entanto estas remoções foram verificadas em sistemas integrados de escoamento vertical de fluxo descendente e ascendente. Portanto, nota-se que os sistemas em estudo foram capazes de atingir remoções superiores a sistemas plantados contendo brita como substrato.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Esta afirmação também é válida quando observam-se as remoção média de  $N-NH_3$  no WC-TP de aproximadamente 21%, enquanto no WC-T foi verificada sua produção. Além da discrepância aparente, estatisticamente foi comprovada a influência da planta na remoção de  $N-NH_3$ , visto que os sistemas apresentam diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) nas médias de concentração deste parâmetro no efluente.

Esta diferença é também observada com a produção de amônia constatada no sistema WC-T durante maior parte do período de estudo, o que resultou na obtenção de valores negativos de remoção, ou seja, produção de amônia no sistema. Isto deve-se provavelmente ao processo de amonificação, que consiste na liberação de amônia de compostos nitrogenados utilizados como fonte de carbono (ALEF; KLEINER, 1986).

Neste caso, apesar do pH favorável aos organismos desnitrificantes, os sistemas em estudo podem ter os processos de nitrificação e desnitrificação limitados pela baixa disponibilidade de oxigênio dissolvido, visto que o recomendado é superior a  $1,5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$  (DU; SHI; MA, 2015; YE; LI, 2009).

Remoções superiores às encontradas neste estudo foram previamente reportadas por Zhang *et al.* (2012) de  $N-NH_3$  de 46 e 93% em sistemas não plantado e plantado com *Typha angustifolia*, respectivamente, tratando efluente sintético com concentração inicial de  $24 \text{ mg } N-NH_3 \cdot \text{L}^{-1}$ . Nestes sistemas a concentração de OD era de 4,5 e  $3,7 \text{ mg } O_2 \cdot \text{L}^{-1}$ , respectivamente, o que influencia diretamente no processo de nitrificação que demanda condições aeróbias para oxidação da amônia.

A remoção de fósforo em ambos os sistemas foi superior ao que se é esperado de sistemas de *wetlands* construídos, especialmente com concentração inicial de fósforo total de  $18,80 \text{ mgPO}_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ . Os sistemas WC-T e WC-TP alcançaram remoções médias de 82% e 88%, respectivamente, e superiores às verificadas por Zhang *et al.* (2012) de 37% e 58% para sistemas não plantado e plantado alimentados com concentração inicial de  $7 \text{ mg } PO_4\text{-P} \cdot \text{L}^{-1}$ , respectivamente.

De modo geral, os principais mecanismos de remoção de fósforo nos sistemas de *wetlands* construídos são assimilação, adsorção, complexação, retirada pela planta e

Apoio:



Parceiros:



Organização:





precipitação (ARIAS; BUBBA; BRIX, 2001). Provavelmente, nos sistemas utilizando tijolo, a principal forma de remoção do fósforo foi via adsorção, pois segundo Du, Shi e Ma (2015) este processo é mais provável de ocorrer do que a retirada pela planta através da absorção na biomassa em esgotos com concentração de fósforo superior a  $0,5 \text{ mg.L}^{-1}$ . Esta afirmação foi corroborada após a comparação estatística das concentrações de fósforo total nas amostras do efluente do sistemas, sem diferenças significativas ( $p > 0,05$ ), indicando que a planta não influencia significativamente nos processos de remoção de PT.

Contudo, para afirmar que o principal processo de remoção de fósforo que ocorre nestes sistemas é a adsorção, são necessários mais estudos para verificar a capacidade deste substrato neste processo de remoção, bem como sua capacidade de saturação para possíveis manutenções e limitações de uso, que serão os próximos passos deste trabalho.

## 4 Conclusão

Com base no exposto, pode-se afirmar que o sistema WC-TP foi mais eficiente na remoção de DQO (83%), NTK (60%),  $\text{N-NH}_4$  (46%) e PT (96%). Estatisticamente, a influência da macrófita *Eichhornia crassipes* foi constatada na remoção das frações nitrogenadas, o que aponta a superior eficiência de tratamento destes parâmetros nos WCs, se comparados a sistemas não plantados.

Conclui-se ainda que o tijolo pode ser utilizado como substrato nos sistemas de *wetlands* construídos, assim como em filtros, visto que em comparação com os demais substratos avaliados em outros estudos, este obteve eficiências tão satisfatórias quanto ou melhores que demais sistemas. No entanto, necessitam-se ainda de mais estudos com caracterização deste resíduo, níveis de saturação, limitações de uso e principais mecanismos de remoção de contaminantes influenciados por este substrato.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## Agradecimentos

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão das bolsas de mestrado e de iniciação científica.

## Referências

- ABOU-ELELA, S. I.; GOLINELLI, G.; EL-TABL, A. S.; HELLAL, M. S. Treatment of municipal wastewater using horizontal flow constructed wetlands in Egypt. **Water Science and Technology**, v. 69, p. 38-47, 2014.
- ARIAS, C. A.; BUBBA, M. D.; BRIX, H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, v. 35, n. 5, p. 1159-1168, 2001.
- BOHÓRQUEZ, E.; PAREDES, D.; ARIAS, C. A. Vertical flow-constructed wetlands for domestic wastewater treatment under tropical conditions: effect of different design and operational parameters. **Environmental Technology**, v. 38, n. 2, p. 199-208, 2016.
- CHANG, J. J.; WU, S. Q.; DAI, Y. R.; LIANG, W.; WU, Z. B. Treatment performance of integrated vertical-flow constructed wetland plots for domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v.44, p. 152-159, 2012.
- CUI, L.; OUYANG, Y.; YANG, W.; HUANG, Z.; XU, Q.; YU, G. Removal of nutrients from septic tank effluent with baffle subsurface-flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Management**, v. 153, p. 33-39, 2015.
- DILLALO, Rosemarie; ALBERTSON, Orris. E. Volatile acids by direct titration. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v. 33, n. 4, p. 356-365. 1961.
- DU, X.; SHI, C.; MA, F. Influence of intermittent aeration and organic loading rate on lab-scale constructed wetland systems treating synthetic wastewater. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 21, p. 9651-9659, 2016.
- EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A. B. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2005.
- GIKAS, G. D.; TSIHRINTZIS, V. A. On-site treatment of domestic wastewater using a small-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 62, n. 3, p. 603-614, 2010.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC, Press 2 ed, 2009.
- KERR, J.; BURFORD, M.; OLLEY, J.; UDY, J. Phosphorus sorption in soils and sediments: implications for phosphate supply to a tropical river in southeast Queensland, Australia. **Biogeochemistry**, v. 105, n. 1-3, p., 75-83, 2011.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





MARTÍN, M.; GARGALLO, S.; HERNANDÉZ-CRESPO, C., OLIVER, N. Phosphorus and nitrogen removal from tertiary urban wastewaters by a vertical flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 34-42, 2013.

METCALF, L; EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3. ed. Estados Unidos, McGraw-Hill. 2003.

PARANÁ. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - SEMA. **Resolução n. 021/09**. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e dá outras providências, para empreendimentos de saneamento. Disponível em: <[http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao\\_ambiental/Legislacao\\_estadual/RESOLUCOES/RESOLUCAO\\_SEMA\\_21\\_2009\\_LICENCIAMENTO\\_PADROES\\_AMBIENTAIS\\_SANEAMENTO.pdf](http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RESOLUCOES/RESOLUCAO_SEMA_21_2009_LICENCIAMENTO_PADROES_AMBIENTAIS_SANEAMENTO.pdf)>. Acesso em: 29 mar. 2017.

PENG, L.; HUA, Y.; CAI, J.; ZHAO, J.; ZHOU, W.; ZHU, D. Effects of plants and temperature on nitrogen removal and microbiology in a pilot-scale integrated vertical-flow wetland treating primary domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 64, p. 285-290, 2014.

RIPLEY, L. E.; BOYLE, W. C.; CONVERSE, J. C. Improved alkalimetric monitoring for anaerobic digestion of high-strength wastes. **Journal Water Pollution Control Federation**, v. 58, p. 406-411, 1986.

TORRES, P. Desempenho de um reator anaeróbico de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários, 1992. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos, 1992.

TORTORA, G. J. **Microbiologia**. 10. ed. Porto Alegre: Artmed, 2012.

WHITE, S. A; TAYLOR, M. D.; ALBANO, J. P.; WHITWELL, T.; KLAINÉ, S. J. Phosphorus retention in lab and field-scale subsurface-flow wetlands treating plant nursery runoff. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 1968-1976, 2011.

YE, F., LI, Y. Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 1043–1050, 2009.

YOUNGER, P.L., BANWART, S.A.; HEDIN, R.S. **Mine Water: Hydrology, Pollution, Remediation**. Kluwer, Amsterdam, 2002

ZHANG, D. Q.; TAN, S. K.; GERSBERG, R. M.; ZHU, J.; SADREDDINI, S.; LI, Y. Nutrient removal in tropical subsurface flow constructed wetlands under batch and continuous flow conditions. **Journal of Environmental Management**, v. 96, p. 1-6, 2012.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





**SISTEMA INTEGRADO DE TRATAMENTO DE EFLUENTES  
SANITÁRIOS COM REATORES ANAERÓBIOS SEQUENCIAIS  
EM BATELADA E WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXOS  
ALTERNADOS**

**Gustavo Stolzenberg Colares\***

Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil  
Programa de Pós Graduação em Tecnologia Ambiental – PPGTA-UNISC  
[gutuscs@hotmail.com](mailto:gutuscs@hotmail.com)

**Fagner Pereira da Silva**

Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil  
Departamento de Engenharia, Arquitetura e Ciências Agrárias  
[fagnersc88@yahoo.com.br](mailto:fagnersc88@yahoo.com.br)

**Gleison De Souza Celente**

Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil  
Programa de Pós Graduação em Tecnologia Ambiental - PPGTA-UNISC  
[gleison\\_celente@hotmail.com](mailto:gleison_celente@hotmail.com)

**Julia Fernanda Radtke**

Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil  
Departamento de Química e Física  
[jfernanda@mx2.unisc.br](mailto:jfernanda@mx2.unisc.br)

**Ênio Leandro Machado**

Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil  
Departamento de Química e Física - Programa de Pós Graduação em Tecnologia  
Ambiental - PPGTA-UNISC  
[enio@unisc.br](mailto:enio@unisc.br)

**Resumo**

A concepção de sistema integrado de *wetlands* construídos (WCs) de diferentes configurações foi desenvolvida neste trabalho visando melhorias para remoção de nitrogênio e fósforo de efluentes de águas negras e amarelas, bem como, da não utilização de suporte fixo para plantio das mudas de *Hymenachne grumosa em parte do sistema*. Canos de PVC foram utilizados em parte para montagem de sistema nas unidades de *wetlands* construídos flutuantes de fluxo horizontal + flutuantes de fluxo alternado + de fluxo vertical. No último estágio foram aplicadas britas de números 1 e 2 para o sistema

Apoio:



Parceiros:



Organização:







suporte. Os estudos foram feitos no campus da Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC, RS. As taxas de aplicação de COT, nitrogênio amoniacal, fósforo solúvel foram controladas para não ultrapassar respectivamente os limites de 26, 1,2 e 0,2 g m<sup>-1</sup> dia<sup>-1</sup> nos três sistemas integrados, considerando tempo de detenção de 7 dias para cada compartimento. As disposições das macrófitas foram de 24 até 32 mudas m<sup>-2</sup>, sendo que lentilha e alface d'água foram aplicadas para controle de espaços em aberto na superfície do líquido nas configurações flutuante de fluxo horizontal (WCFFH) e flutuante de fluxo horizontal alternado (WCFFA). Os resultados revelaram faixas de reduções da carga poluente após os WCs de 50-72% para o COT; de N-NH<sub>3</sub> de 77,7-93,7% e de fósforo solúvel de 88,8-94,7%. O desenvolvimento do sistema radicular das macrófitas dos sistemas flutuantes ainda não atingiu a potencial plenitude de até 40 cm, sendo portanto possível melhores resultado com o decorrer dos estudos.

**Palavras-chave:** *Wetlands* construídos flutuantes. *Wetlands* construídos de fluxo alternado. Efluentes sanitários.

## 1 Introdução

O cenário do saneamento básico no Brasil apresenta ainda diversas fragilidades, mesmo com a evolução nos índices de coleta e tratamento de efluentes líquidos. Estes serviços ainda encontram-se aquém do esperado quando comparados aos mesmos índices de países mais desenvolvidos. Esta eficiência está intimamente ligada à qualidade e a expectativa de vida de uma sociedade, e, segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), os investimentos na esfera de saneamento básico acarretam ainda diversos benefícios ambientais como a prevenção da poluição e a recuperação de nutrientes, bem como benefícios econômicos, tais como ganhos em turismo, valorização de terras e da pesca. Segundo a mesma, cada dólar investido em saneamento gera uma economia em média de 4 dólares em serviços hospitalares (OMS, 2014).

No Brasil, um dos potenciais investimentos para saneamento de esgotos são as experiências com *wetlands* construídos, que iniciaram-se na década de 1980, ampliando-se na década de 1990 e se intensificando a partir dos anos 2000, quando esses sistemas começaram a distribuir-se por todo o território nacional, porém com variados projetos, utilizando-se diversas configurações de materiais filtrantes e macrófitas empregadas (SEZERINO et al., 2015). Os WCs de fluxos vertical (WCFV) e horizontal subsuperficial

Apoio:



Parceiros:



Organização:





(WCFHSS) são os mais populares na Europa e nos EUA (WECF, 2009), por não apresentarem contato da lâmina da água com o ambiente externo, prevenindo dessa forma o aparecimento de mosquitos, odores indesejados e acidentes com crianças e animais. Os WCs de fluxo subsuperficial utilizam os mesmos mecanismos de remoção que os WCs de superfície livre, basicamente sedimentação, filtração e degradação microbiológica dos poluentes. Porém, devido à presença de um substrato para suporte (geralmente areia ou brita), o efluente fica constantemente em contato com um meio filtrante, promovendo dessa forma uma maior área superficial para crescimento bacteriano. Sistemas de WCFV são menos comuns que os de fluxo horizontal, e geralmente são operados em batelada para que o filtro não fique sempre saturado, possibilitando a transferência de oxigênio atmosférico por difusão (TOUSIGNANT *et al.*, 1999).

Já os *Wetlands* Construídos de fluxo superficial livre (WCSL), em contrapartida, apresentam a superfície da água diretamente exposta à atmosfera. Suas principais vantagens são: menores custos em relação aos WCs de fluxo subsuperficial, devido a não necessidade de material suporte, se assemelhando mais aos ambientais naturais. Assim, possibilitam hospedar mais a fauna nativa (EPA, 2010), além de não ocorrer a colmatagem do meio filtrante, sem perder, portanto, condutividade hidráulica com o tempo, e por último, o maior contato existente do sistema radicular das macrófitas com o efluente (GONZÁLEZ *et al.*, 2014). Existe ainda, um sistema mais recente denominado Filtro de Macrófitas Flotadas (*Floating Macrophyte Filter*), que integra pontos positivos de ambos sistemas com fluxo subsuperficial e com o de superfície livre. Em suma, esses filtros são compostos por um material flutuante juntamente com suporte para macrófitas, o qual irá manter suspensas macrófitas emergentes ao invés das naturalmente flutuantes, sustentando as mesmas e mantendo em contato com o efluente apenas as suas raízes. De uma forma geral, quanto maior a fração das raízes submersa, melhor será a eficiência do sistema (GONZÁLEZ *et al.*, 2014).

Em relação a remoção de nitrogênio total, os WCSL alternando zonas com raízes e zonas mais profundas se tornam interessantes, devido a alternância de zonas anóxicas

Apoio:



Parceiros:



Organização:





com zonas aeradas em função do contato com a atmosfera e através das raízes das macrófitas empregadas, e dessa forma favorecer a nitrificação (EPA, 2000). Os sistemas com superfície livre têm se mostrado bastante interessantes para remoção de sólidos suspensos totais (com índices superiores a 80%) através dos processos de floculação e decantação, e podendo colaborar na redução de DBO<sub>5</sub> e nutrientes, quando aplicado um tempo de detenção hidráulico superior a 4 dias. A decisão da macrófita empregada deve considerar principalmente fatores de adaptação das mesmas a região em estudo, como as características climáticas, especialmente temperatura e precipitações médias, bem como condições das configurações dos sistemas para o seu desenvolvimento. (EPA, 2010).

Neste sentido, para o presente estudo foram utilizadas inicialmente três espécies de macrófitas, a do tipo emersa *Hymenachne grumosa*, já utilizada por Horn (2011), Zerwes (2015) e Silveira (2015), sendo uma planta nativa da região e demonstrando previamente resultados interessantes para o tratamento de águas residuárias. As outras duas macrófitas utilizadas foram do tipo flutuante, a *lemna sp.* assim como a *Pistia Stratiotes* (conhecidas por lentilha e alface d'água, respectivamente). Apesar de serem utilizadas na despoluição de águas residuárias, a biomassa produzida pode possuir ainda diversas finalidades após o seu uso, tais como forragem para animais (peixes, suínos e aves), obtenção de adubo e de biogás (POTT e POTT, 2002).

Entretanto, para este trabalho, as macrófitas flutuantes foram utilizadas visando principalmente o recobrimento da lâmina da água, reduzindo significativamente seu contato com o ar. Dessa forma, esperou-se mitigar a proliferação de larvas de pernilongos no local (EPA, 2013), bem como impedir o crescimento e a propagação de algas na primeira e na segunda caixa (reduzindo a passagem de luz), por serem de superfície livre.

O objetivo desse estudo foi de desenvolver sistema integrado de WCs em regime de batelada de diferentes configurações: flutuante de fluxo horizontal (WCFFH) + flutuante de fluxo horizontal alternado (WCFFA) + fluxo vertical (WCFV) para o tratamento de efluentes sanitários de campus universitário, visando principalmente a

Apoio:



Parceiros:



Organização:





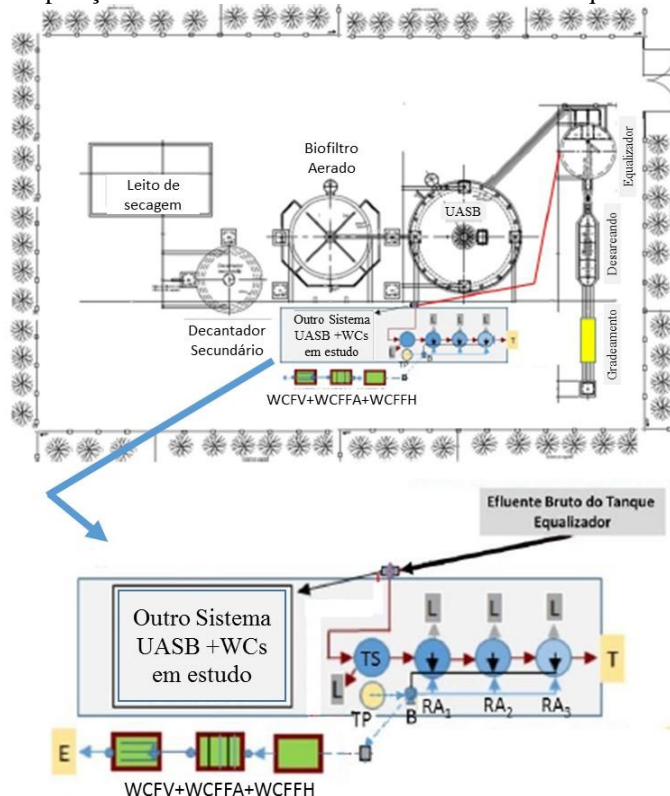
remoção de nitrogênio total e fósforo solúvel de efluente do pré tratamento com reatores anaeróbios em batelada.

## 2 Materiais e Métodos

### 2.1 Unidade de tratamento

A unidade experimental está na (ETE UNISC – Figura 1).

Figura 1 – Disposição dos Reatores Anaeróbios em Bateladas Sequenciais e dos WCs



Fonte: Do autor (2017).

Os reatores anaeróbios em batelada sequenciais (RAs) apresentados na ilustração da Figura 1 são de volume útil de 100 L, precedidos de um tanque de sedimentação (TS) de volume útil de 200 L. O tempo de detenção no conjunto TS + RAs é de 7 dias, bem como nos WCs. O volume útil de 90 L está associado com o WCFH e com o WCFV.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Para o WCFFA o volume útil é de 100 L. Em ambos, a densidade das mudas plantadas é de 6 m<sup>-2</sup>. Nos espaços vazios *Pistia Stratiotes* e *lemna sp* foram dispostas.

## 2.2 Caracterizações Analíticas

As amostragens foram feitas na unidade da Figura 1 considerando os efluentes Bruto (B) e dos WCs (W1= WCFFH; W2 = WCFFA; W3 = WCFV). A cada sete dias foram coletadas amostras e analisadas segundo os parâmetros pH, Carbono Orgânico Total (COT), Carbono Total (CT), N-NH<sub>3</sub>, fósforo solúvel e turbidez. Os procedimentos foram feitos de acordo com o *Standard Methods* (AWWA/APHA, 2012). Para as determinações de COT foi usado o analisador Shimadzu TOC-L CSH/CPH, aplicando-se pré filtração com filtro 0,45 µm. Para as amostras com sólidos sedimentáveis foram coletados os sobrenadantes com repouso de 30 min.

## 3 Resultados e Discussões

### 3.1 Detalhamento de aspectos de operação

O desenvolvimento da operação do sistema envolveu quatro meses de operação, considerando como facilitar carga e descarga dos efluentes das unidades TS e RAs. Uma bomba centrífuga de 1 CV foi aplicada com distribuidores do efluente deste sistema para quatro linhas de configurações, sendo três de outros estudos aqui não apresentados. Durante o tempo de detenção de 7 dias foi adotada a recirculação dos efluentes em uma taxa de 1 m<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>. Isto, no terceiro dia de digestão anaeróbia). O cuidado principal foi de garantir distribuição dos efluentes dos RAs para as linhas de estudo, ao mesmo tempo, não permitindo assim diferenças da carga de material sedimentado ao final de 7 dias contidos nas bombonas. O volume útil de 100 L para cada bombona garante a não transferência do lodo da zona de sedimentação.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





### 3.2 Sistema integrado WCs

A primeira caixa no sistema integrado é caracterizada como um WCFFH, na qual foram empregadas as macrófitas *Hymenachne grumosa* juntamente com macrófitas da espécie *Pistia Stratiotes* (conhecida por alface d'água). Enquanto a última espécie é uma macrófita flutuante, utilizada nesse estudo visando à cobertura da superfície para combater a proliferação de pernilongos e de microalgas na água, a *Hymenachne grumosa* é uma espécie emersa. Inicialmente, foi utilizada também a macrófita *lemna sp.*, porém, a mesma não conseguiu se adaptar as condições do sistema e não foi capaz de cobrir a área como planejado, cedendo espaço a alface d'água. Dessa forma, foi desenvolvido um sistema suporte nessa caixa para sustentar essas macrófitas emergentes na superfície da água, para que as mesmas flutuassem. O primeiro sistema flutuante elaborado foi confeccionado utilizando-se uma placa acetato-vinilo de etileno (EVA), onde foram efetuados furos, nos quais encaixou-se pequenos "vasos" vazados preenchidos com brita número 2 e onde foram fixadas as macrófitas. Entretanto, com o passar do tempo, o EVA demonstrou ser um material pouco resistente a ação do sol e ao peso submetido, deformando-se e comprometendo o crescimento das plantas. Por essa razão, o sistema utilizado foi substituído por flutuador de polietileno expandido, cano PVC e tubetes cônicos de plástico, onde as plantas foram fixadas com a ajuda de brita números 1 e 2. Um sistema semelhante foi aplicado também à caixa W2, contando também a associação das mesmas macrófitas de W1.

A densidade de plantas para a primeira e a segunda caixa foi realizada segundo recomendação de Horn (2010), que indicou uma quantidade de 32 mudas por metro quadrado. Essa proporção foi utilizada na primeira e na segunda caixa, porém na terceira, a densidade de plantas foi reduzida para 24 mudas/m<sup>2</sup>. Apesar das análises das amostras terem começado apenas em janeiro de 2017, já foi possível identificar alguns comportamentos em termos de eficiência de remoção dos parâmetros estudados. A Figura 2 apresenta os valores obtidos através das análises em relação ao N amoniacal. O sistema apresentou-se até o momento bastante eficiente na remoção de N amoniacal, com

Apoio:



Parceiros:



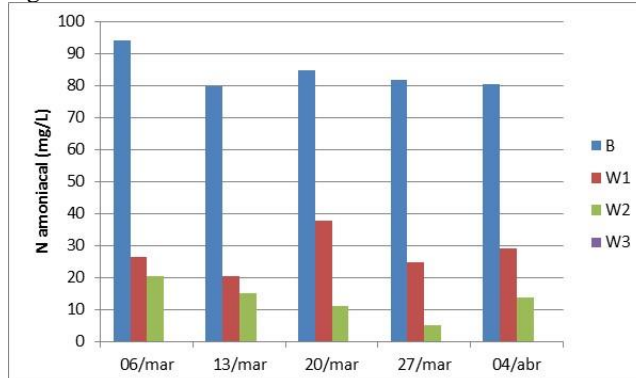
Organização:





características de aumento de eficiência a medida em que o sistema radicular cresce. O tanque compartimentado do W2 confere potencialidade de sistema óxico/anóxico, permitindo mecanismo de eliminação como  $N_2$  ou  $N_2O$  para o nitrogênio.

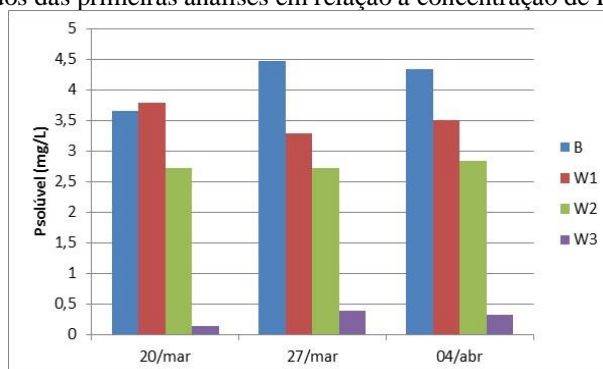
Figura 2: Resultados das análises referentes ao N amoniacal.



Fonte: Elaboração própria.

Já em relação ao fósforo, outro nutriente e parâmetro com destaque para o presente trabalho, observou-se eficiência da etapa do *Wetland* construído de fluxo vertical (WCFV-W3), conforme a Figura 3.

Figura 3 – Resultados das primeiras análises em relação a concentração de P solúvel no efluente.



Fonte: Elaboração própria.

Isto ocorreu possivelmente pelo mesmo receber uma carga de poluentes mais baixa em relação aos outros (aprox.  $0,06 \text{ g m}^{-2}\text{dia}^{-1}$  para o WCFV e devido também ao

Apoio:



Parceiros:



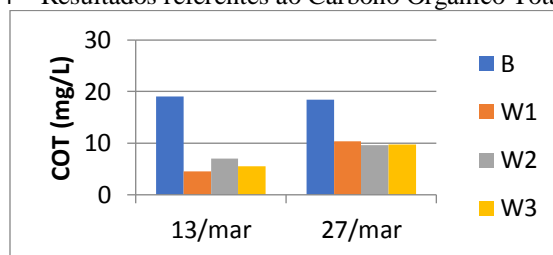
Organização:





TDH, que chega a 7 dias somente na última caixa). Quanto a degradação de Carbono Orgânico Total (COT, Figura 4) os resultados poderiam ser melhores.

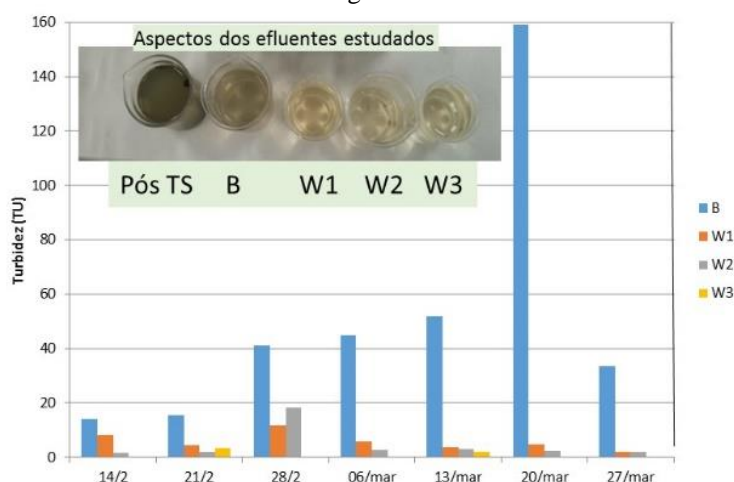
Figura 4 – Resultados referentes ao Carbono Orgânico Total (COT).



Fonte: Elaboração Própria.

A taxa de aplicação de COT foi de  $0,25 \text{ g m}^{-1}\text{dia}^{-1}$  no WCFV. Neste caso, o melhor desenvolvimento do sistema radicular é fundamental para remover a fração solúvel de carbono presente nos efluentes. Quanto a turbidez, o sistema integrado em estudo tem se mostrado extremamente eficiente, atingindo eficiências superiores a 90%. Isso decorre possivelmente devido as ações de floculação e decantação a primeira caixa (W1), que pode apresentar comportamento de um decantador, enquanto a última caixa (W3), devido a presença da brita, pode atuar como um polimento.

Figura 5 – Resultados obtidos a partir da análises de turbidez das amostras associadas com registro fotográfico.



Fonte: Elaboração própria.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







## 4 Considerações Finais

Os resultados obtidos com o sistema integrado WCFFH+ WCFFA+ WCFV foram satisfatórios, principalmente em termos de remoção N-NH<sub>3</sub>, fósforo solúvel e Turbidez. Considerando a simplicidade de projeto, construção e manutenção, bem como potencial baixo custo, o sistema apresentou um relevante potencial para aplicação em zonas rurais e/ou de baixa densidade populacional. É importante destacar também que as diferenças encontradas nos resultados das análises (principalmente no efluente bruto) entre os meses de fevereiro e de março ocorreram devido ao início do semestre letivo, momento no qual ocorreu um aumento exponencial de pessoas na universidade.

## Referências

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. 2000.

\_\_\_\_\_. Guiding Principles for Constructed Treatment Wetlands: providing for Water Quality and Wildlife Habitat. 2010.

\_\_\_\_\_. Handbook of Constructed Wetlands: Guide to Creating Wetlands for Agricultural Wastewater, Domestic Wastewater, Coal Mine Drainage, Stormwater in the Mid-Atlantic Region, General Considerations. 2013.

HORN, T. B. **Integração de sistemas wetlands construídos + fotoozonização catalítica no tratamento de efluentes de campus universitário**. Dissertação de Mestrado Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental, Universidade de Santa Cruz do Sul, p. 157, 2011.

SEZERINO, P. H. et al. Constructed wetlands and sand filter applied as onsite post-treatment of anaerobic effluent. **Water Practice and Technology**, v. 7, n. 3. 2012.

SEZERINO, P. H. et al. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicadas ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária Ambiental**. v.20 n.1. p.151-158. 2015.

SILVEIRA, Elizandro Oliveira. **Sistema integrado reator anaeróbio+microalgas+wetlands construídos no tratamento de efluentes urbanos**. 2016. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental. Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2016.

ZERWES, F. V. ; KERN, D. ; LUTTERBECK, C. A. ; KIST, L. T.; MACHADO, Ê. L. . Avaliação citogenética do tratamento com o processo uasb/biofiltro anaeróbio/wetlands construídos de fluxo subsuperficial (WCFSS) de efluentes de propriedade rural. **Revista Engenharia e Construção Civil**, v. 2, p. 52-60, 2015.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **UTILIZAÇÃO DO SISTEMA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO DE PROPRIEDADE RURAL**

### **Matheus Bueno Patrício\***

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Engenharia Ambiental  
[matheuspatricio@alunos.utfpr.edu.br](mailto:matheuspatricio@alunos.utfpr.edu.br)

### **Edmar dos Santos**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Engenharia Ambiental  
[dmassantos@outlook.com](mailto:dmassantos@outlook.com)

### **Gustavo Bordon Sia**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Engenharia Ambiental  
[bordon\\_@hotmail.com](mailto:bordon_@hotmail.com)

### **Camila de Almeida Covalski**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento de Engenharia Ambiental  
[camilacovalski@alunos.utfpr.edu.br](mailto:camilacovalski@alunos.utfpr.edu.br)

### **Débora Cristina de Souza**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Biodiversidade e Conservação da Natureza  
[dcsouza@utfpr.edu.br](mailto:dcsouza@utfpr.edu.br)

### **Sônia Barbosa de Lima**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Biodiversidade e Conservação da Natureza  
[sblima@utfpr.edu.br](mailto:sblima@utfpr.edu.br)

## **Resumo**

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a eficiência do sistema de *wetlands* construídos no tratamento de esgoto doméstico de uma propriedade rural no município de Peabiru-PR. Para tanto, realizou-se a coleta de amostras do afluente e efluente do sistema e análises físico-químicas destas. Por meio dos resultados obtidos, destaca-se uma notável eficiência principalmente na remoção de DQO, com média de 78,34% e máxima de 94,32%, além de outros parâmetros iguais em média ou superiores em comparação a

Apoio:



Parceiros:



Organização:





outros trabalhos. Os resultados evidenciam que este sistema é uma alternativa aplicável para locais que necessitem de uma opção de tratamento eficiente e de baixo custo.

**Palavras-chave:** Fitorremediação. Saneamento rural. Tratamento alternativo.

## 1 Introdução

Os sistemas de *wetlands* construídos são produzidos buscando se assemelhar às áreas alagadiças naturais, utilizando os princípios destas para realização das alterações na qualidade das águas, estes sistemas são projetados visando a otimização da remoção dos componentes presentes em excesso, assim reduzindo o potencial poluidor que esta teria (SALATI, 2003; CUNHA, 2006).

Os recursos utilizados para construção do sistema são naturais e renováveis, de fácil operação e manutenção, tornando-se indicados para aplicação em áreas que carecem de saneamento básico, e adequa-se a países de clima tropical, como é o caso do Brasil (BRASIL, 2005). Devido às facilidades que esse sistema apresenta, ele já é amplamente utilizado em países da Europa e América do Norte, é uma alternativa crescente em países como Brasil e Austrália, e uma opção para pequenos municípios e comunidades (KADLEC & KNIGHT, 1996; PEREIRA, 2002).

Dentro da perspectiva da atual situação do país devem-se propor sistemas de tratamento de esgoto que sejam economicamente e ambientalmente viáveis, que supram a necessidade da população que não tem acesso a esse recurso. No Brasil, em 2006, apenas 2,9% da população rural possuía esgoto coletado, e em 1992 este valor era de 2,4% (IBGE, 2006). Observa-se que é pequena a parcela da população rural que é servida por rede de esgoto e também nota-se a defasagem de investimentos na área, que pouco avançou dentro de um período de quase 15 anos.

Para solucionar parte deste problema é proposta a descentralização da gestão do esgoto, que consiste em realizar a coleta, tratamento e disposição final/reuso dos esgotos de residências, bairros, comunidades isoladas, indústrias ou instituições, e encontra-se na literatura a proposição da utilização de sistemas naturais de tratamento, tendo estes como

Apoio:



Parceiros:



Organização:





alternativas ambientalmente sustentáveis (CRITES & TCHOBANOGLIOUS, 1998; LENS et al, 2001; SEZERINO et al, 2004). O sistema de *wetlands* construídos é indicado pois é uma tecnologia auto sustentável, que favorece a descentralização, ocupa pouco espaço na área externa da residência e pode ser integrado de forma harmônica ao meio ambiente (CETEC,1985).

Considerando essa alternativa descentralizada de tratamento de esgoto, foi instalado em uma propriedade rural um sistema de *wetlands* construído. Para atestar a eficiência da utilização desta tecnologia, o presente trabalho teve como objetivo monitorar alguns parâmetros físico-químicos no período de março à junho de 2016.

## 2 Materiais e Métodos

Para execução do monitoramento coletou-se o esgoto proveniente da estação de tratamento localizada em uma pequena propriedade rural no município de Peabiru-Pr.

Esta estação de tratamento está dividida em duas etapas, constituída primeiramente por duas fossas sépticas e seguida por um sistema de *wetlands* construídos composto por uma camada de areia e uma de pedra brita, onde estão plantadas espécies (*Belamcanda chinensis*, *Dietes bicolori* Sweet, *Canna indica*) que auxiliam no processo de tratamento.

Foram realizadas seis coletas, no período de março à junho de 2016. E coletadas amostras do afluente (esgoto bruto) e efluente (tratado) e realizadas análises dos parâmetros Demanda Química de Oxigênio (DQO), Fósforo Total, Nitrogênio Amoniacal, Nitrato, Nitrito, pH, Temperatura e série de sólidos solúveis, seguindo a metodologia do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (EATON et al, 2005). Os parâmetros temperatura e pH foram medidos em loco com potenciômetros.

## 3 Resultados

Os dados coletados durante o monitoramento foram organizados e estão apresentados na Tabela 1.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Tabela 2: Dados resultantes das análises físico-químicas do afluente e do efluente.

Parâmetros (mg L <sup>-1</sup> )	17 de março		31 de março		24 de abril		05 de maio		26 de maio		09 de junho	
	A	E	A	E	A	E	A	E	A	E	A	E
Temperatura (°C)	28	27	24	23	21	21	19	18	18	17	15	13
pH	5,65	7,70	7,15	7,57	7,47	7,61	6,90	7,10	7,50	7,20	7,80	7,30
Ácidos voláteis	672,33	579,60	330,36	116,85	521,64	318,78	133,31	57,96	1,00	1,00	63,75	34,77
Alcalinidade	765,74	283,32	478,83	281,43	264,87	208,54	714,84	345,24	612,95	532,60	513,58	318,23
DQO	521,93	241,86	1169,81	66,37	306,77	27,91	301,96	30,31	507,50	181,76	330,81	75,99
N-Amoniacal	61,60	24,92	63,38	43,44	59,12	42,64	80,77	45,23	112,44	66,55	41,35	6,46
Nitrito	0,69	0,14	0,10	0,06	0,07	0,05	0,12	0,07	0,08	0,04	0,10	0,05
Nitrato	3,60	1,40	1,60	1,30	1,15	1,05	1,45	0,49	1,35	1,15	9,40	7,50
Fósforo	118,20	30,20	36,25	21,25	61,00	32,20	43,20	23,00	47,05	25,04	37,85	24,50
S.T.	0,60	0,32	1,27	1,11	0,47	0,18	0,11	0,02	0,46	0,41	0,26	0,11
S.T.F.	0,37	0,13	0,28	0,11	0,34	0,20	0,52	0,43	0,13	0,01	0,44	0,33
S.T.V.	0,23	0,20	0,99	0,54	0,13	0,04	0,16	0,09	0,33	0,26	0,90	0,58

Legenda: A: Afluente, esgoto bruto; E: Efluente, esgoto tratado. S.T.: sólidos totais; S.T.F.: sólidos totais fixos; S.T.V.: sólidos totais voláteis.

## 4 Discussão

Sabe-se que o potencial hidrogeniônico (pH) influencia outras variáveis analisadas. A taxa de adsorção de compostos de fósforo é controlada pelo pH e pelo potencial de oxidação do próprio substrato (REDDY & D'ANGELO, 1994; SOUZA, 2003). Os sistemas de *wetlands* construídos tendem a neutralizar o pH durante a passagem do esgoto pelo leito, quando precedido por um tratamento primário, como as fossas sépticas, o pH tende a ficar entre 7,0 e 7,4 (GSCHLÖBL et al, 1998, in TONIATO, 2005; KADLEC et al, 1997; KASEVA, 2004). Apenas as coletas realizadas nos dias 05 e 26 de maio, e 09 de junho mostraram este comportamento, as demais apresentaram valores superiores a 7,4 nas análises realizadas no efluente.

O pH médio do afluente é de 7,1, sendo 5,65 e 7,8 o valor mínimo e máximo, respectivamente. O pH médio do efluente é de 7,4, com valor mínimo e máximo de 7,1 e 7,7. Mesmo o efluente apresentando um valor médio superior ao afluente, observou-se a tendência de neutralização da água, pois este apresentou uma menor variância (0,0603) e menor amplitude (0,6), mostrando-se próximo a faixa de valores a qual deseja-se após o tratamento.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Durante o processo de nitrificação, onde a amônia torna-se nitrato, o pH da água se torna ácido, devido a liberação de íons de hidrogênio, estes reagem com o carbonato natural e assim reduz a alcalinidade (DORNELAS, 2008). Esta desempenha importante função dentro de sistemas de tratamento biológico de esgoto devido a sua ação tamponante que mantém o pH próximo da neutralidade, assim favorecendo o tratamento (FERNANDES, 1997). Durante o processo, a alcalinidade a bicarbonato média no afluente foi de 376,83 mg l<sup>-1</sup>, e no efluente de 192,88 mg l<sup>-1</sup>, houve uma redução média de 29%, no dia 17 de março foi observada a maior atenuação, sendo esta de 63%, observou-se neste dia a maior diferença nos valores de pH antes e após o tratamento, evidenciando a ação tamponante.

Os ácidos voláteis são produto da decomposição do carbono (DORNELLAS, 2008). Estes ácidos reduziram em média 43,78%, com maior valor de redução observada no dia 05 de maio, 56,52%. A concentração média destes no afluente e efluente era de 320,89 e 203,9 mg l<sup>-1</sup>, respectivamente.

Os sólidos em suspensão, os compostos nitrogenados e as diversas formas de fósforo podem ser removidos durante o período de retenção da água dentro do sistema de *wetlands* construídos (DIAS et al, 2000).

Em todos os resultados obtidos (Tabela 1), houve a redução dos compostos nitrogenados, nitrogênio amoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), Nitrito (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) e Nitrato (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>).

Para nitrogênio amoniacal a redução média foi de 48,01%, sendo que na coleta realizada no dia 09 de junho a redução foi de 84,37%, a concentração média deste composto é de 69,77 mg l<sup>-1</sup> no esgoto não tratado, após o tratamento a o valor médio passa a ser de 38,21 mg l<sup>-1</sup>. No entanto, eficiência menor que observada em outro sistema composto de *Typha angustifolia* L (Taboa) e *Phragmites australis* Cav. Trin. ex. Steud (Caniço) 64,3% (ABRANTES, 2009).

A concentração média de nitrato no esgoto bruto é de 3,09 mg l<sup>-1</sup>, após o tratamento essa concentração média passa a ser de 2,14 mg l<sup>-1</sup>, a redução média da concentração de nitrato foi de 31,59%, a maior redução foi constatada no dia 05 de maio, com 66%. Este

Apoio:



Parceiros:



Organização:





poluente orgânico é tóxico aos peixes, portanto sua presença em corpos hídricos pode causar a morte destes (ADRAGNA & LAUF, 1998).

O esgoto bruto possuía uma concentração média de 0,193 mg l<sup>-1</sup> de nitrito, enquanto o esgoto após o tratamento passa a ter uma concentração média de 0,067 mg l<sup>-1</sup>, tendo uma redução média de 49,41%, obtendo-se o maior valor de redução no dia 17 de março, com 79,71%. Essa substância possui um menor poder tóxico, mas pode causar efeitos letais ou subletais para diferentes organismos, pois pode atuar sinergicamente com outras formas nitrogenadas, tornando importante o estudo de seu acúmulo nos organismos e efeitos em diferentes espécies (THURSTON et al, 1978; SANTOS et al, 1993).

Quando disponível no meio ambiente em excesso o fósforo pode causar diversos impactos negativos, principalmente ligados à qualidade das águas, a redução da concentração desta substância é importante para reduzir os problemas que esse poderia acarretar como a eutrofização (KLEIN & AGNE, 2012). A redução média da concentração de fósforo total foi de 48,64%, tendo no dia 17 de março o maior índice percentual de redução, com 74,45%. O esgoto bruto possuía uma concentração média de 57,25 mg de P l<sup>-1</sup>, e após o tratamento esta passa a ser de 26,03 mg de P l<sup>-1</sup>.

Os mecanismos que agem na redução da concentração de matéria orgânica e inorgânica, são a retenção física dos sólidos suspensos e a posterior degradação (TONIATO, 2005). A demanda química de oxigênio (DQO) e os Sólidos Suspenso são as formas de se quantificar essa matéria e identificar os possíveis reduções. A DQO refere-se a quantidade de oxigênio necessário para reduzir a matéria oxidável presente nas águas, tanto orgânica como inorgânica (PEREIRA, 2004). A determinação dos sólidos suspensos constituem uma variável de característica física da água oriunda da presença de substâncias particuladas em suspensão, que podem ser sólidos finamente particulados, coloidais e micro-organismos (ORMONDE, 2012).

A redução média da DQO foi de 78,34%, observou-se a redução máxima de 94,32% no dia 31 de março, a demanda média observada no esgoto bruto é de 523,13 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>, enquanto no esgoto tratado esta demanda passa a ser de 104,03 mg O<sub>2</sub> l<sup>-1</sup>. Redução maior

Apoio:



Parceiros:



Organização:





que observada no sistema de *wetlands* construídos, utilizando a macrófita *Sagittaria montevidensis* para remoção de matéria orgânica, os índices médios de remoção para DQO foram de 63,8% e 62,9% (BREGUNCE et al, 2011). E em outros quatro sistemas de *wetlands* construídos para o tratamento de esgoto doméstico, utilizando o lírio amarelo (*Hemerocallis flava*), a eficiência de remoção de DQO nos sistemas 1, 2, 3 e 4 de 72,1%, 63,7%, 72,2% e 70%, respectivamente (CHAGAS, 2008). Valores pouco inferiores ao valor médio de remoção do sistema de *wetlands* construídos analisado.

A redução média para sólidos suspensos totais, fixos e voláteis foi de 45,46%, 50,35% e 37,90%, respectivamente. Sólidos suspensos totais possuía uma concentração média de 0,529 mg l<sup>-1</sup> no esgoto bruto, e de 0,359 mg l<sup>-1</sup> no esgoto tratado. Para sólidos suspensos fixos, a concentração média no esgoto bruto era 0,347 mg l<sup>-1</sup>, no esgoto tratado de 0,201 mg l<sup>-1</sup>. A concentração média de sólidos suspensos orgânicos no esgoto bruto era de 0,457 mg l<sup>-1</sup>, e do esgoto tratado foi de 0,285 mg l<sup>-1</sup>. Apesar da redução, os resultados foram menores que em outros trabalhos, 94, 81 e 66% (FERREIRA, 2009).

Os resultados obtidos demonstram que o sistema de *wetlands* construídos é uma forma de reduzir o impacto no meio, causado pelo despejo de esgoto caso não houvesse o tratamento, portanto, esta é uma forma de reduzir os efeitos negativos da falta de saneamento aos indivíduos que são assistidos, de forma satisfatória e economicamente viável.

## 5 Conclusão

Os índices de redução das substâncias durante o tratamento evidenciam que este sistema é uma alternativa aplicável para locais que necessitem ou busquem a descentralização do tratamento de efluentes.

## Referências

ABRANTES, L. L. M. **Tratamento de esgoto sanitário em sistema alagados construídos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites australis***. 2009. 141 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escolas de Engenharia Civil, Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







ADRAGNA, N. C.; LAUF, P. K. 1998 Role of nitrite, a nitric derivate, in K-Cl cotransport activation of low-potassium sheep red blood cells. **J. Membrane Biol.** 166; 157-167.

BRASIL, M. S. **Desempenho de sistema alagado construído para tratamento de esgoto doméstico.** 2005. 160 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2005. Cap. 5. Disponível em: <<http://alexandria.cpd.ufv.br:8000/teses/engenharia-agricola/2005/192177f.pdf>>. Acesso em: 08 mar. 2017. BREGUNCE, D. T.; VEIGA, B. V.; MARANHÃO, L. T.. Avaliação de sistema de leito cultivado com a macrófita *Sagittaria montevidensis* Cham. & Schltdl. para tratamento de águas urbanas poluídas. *Revista Brasileira de Biociência*, Porto Alegre, v. 9, n. 1, p.86-95, jan/mar. 2011.

CETEC – Fundação Centro Tecnológico de Minas Gerais. **Prática de Implantação de Disseminação de Tecnologias Apropriadas ao meio Rural – Projeto Juramento.** Belo Horizonte, p. 191, 1985.

CHAGAS, R. C.. **Utilização de lírio amarelo (*Hemerocallis flava*) em sistemas alagados construídos para tratamento de esgoto doméstico.** 2008. 78 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

CRITES, R. W. ; TCHOBANOGLIOUS, G.. **Small and decentralized wastewater management systems.** New York: McGraw-Hill, 1998. 1084 p.

CUNHA, C. A. G. **Análise da eficiência de um sistema combinado de algados construídos na melhoria da qualidade das águas.** São Carlos, SP: 2006. Originalmente apresentada como dissertação de mestrado, Universidade de São Paulo – USP, 2006. 157 p.

DIAS, V.; PACHECO, P. M.; SOUTINHO, E. A. FITO-ETAR’S: Mecanismos de depuração e papel das plantas. In: **5º CONGRESSO DA ÁGUA: A ÁGUA E O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, DESAFIOS PARA O NOVO SÉCULO**, 2000, Lisboa. Resumos. Lisboa: APRH, 2000. P. 01-04.

DORNELAS, F. L. **AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DE WETLANDS HORIZONTAIS SUBSUPERFICIAIS COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATORES UASB.** 2008. 115 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Escola de Engenharia da Ufmg, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

EATON, A.D.; CLESCERI, L.S.; RICE, E.W.; GREENBERG, A.E. (Ed.). **Standard methods for the examination of water and wastewater.** Washington: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association and Water Pollution Control Federation. 2005. 21ª ed. 1368 p.

FERNANDES, C.. **Esgotos Sanitários**, Ed. Univ./UFPB, João Pessoa, 1997, 435p. Reimpressão Jan/2000.

FERREIRA, C. A.; PAULO, P. L. **Eficiência de wetlands construídos para o tratamento domiciliar de água cinza com configuração diferenciada.** 2009. Disponível em:

GSCHLÖBL, T., STEINMANN, C., SCHLEYPEN, P. & MELZER, A., 1998. Constructed wetlands for effluent polishing of lagoons. *Water Research*, 32, (9), 2639 –2645. Apud TONIATO, J.V.M. **Avaliação de um Wetland Construído no Tratamento de Efluentes Sépticos – Estudo de Caso Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil.** ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA, FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ, (dissertação de mestrado, 95 p. ) Rio de Janeiro, 2005.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, IBGE – (2006) **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios**. Disponível em: [www.ibge.com.br](http://www.ibge.com.br). Acesso em 27 de julho de 2016.

KADLEC, R. H., KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Boca Raton: Lewis Publishers, 1996. 898p.

KADLEC, R.H., BURGOON, P. S. & HENDERSON, M. E., 1997. Integrated natural systems for treating potato processing wastewater. **Water Science and Technology**, 35, (5), 263 – 270.

KASEVA, M. E., 2004. Performance of a sub-surface flow constructed wetland in polishing pre-treated wastewater – **A tropical case study**. *Water Research*, 38, 681 – 687.

KLEIN, C.; AGNE, S. A. A. FÓSFORO: DE NUTRIENTE À POLUENTE! **Rev. Elet. em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental**, Santa Maria, v. 8, n. 8, p.1713-1721, set-dez. 2012.

LENS, P., ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. (ed). **Decentralised sanitation and reuse: Concepts, systems and implementation**. IWA Publishing, 2001. 650 p.

ORMONDE, V. S. S. **Avaliação de 'wetlands' construídos no pós-tratamento de efluentes de lagoas de maturação**. Cuiabá - MT, 2012. 96p. Dissertação de mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso.

PEREIRA, J. M. Recursos para projetos e obras de saneamento – COPASA. In: FONSECA, S.P.P.(coord.). **II Encontro de Preservação de Mananciais**, 2002, Viçosa. Anais. Viçosa: UFV, DEA, ABES/MG, 2002, p. 58-60.

PEREIRA, R. S. Identificação e caracterização das fontes de poluição em sistemas hídricos. **Revista Eletrônica de Recursos Hídricos**. IPH – UFRGS. v. 1, n. 1 p. 20-36. 2004.

REDDY, K.R., D'ANGELO, E.M.. Soil Processes Regulating Water Quality. In **Mitsch W. Global wetland Old World and New**. Amsterdam: Elsevier, 1994 p. 309 -24.

SALATI, E. Utilização de sistemas de *Wetlands* construídas para tratamento de água. **Biológico**, v. 65, n. ½, p. 113-116, 2003.

SANTOS, M.H. S.; MIRANDA, K. F.; POERSCH, L. F.; WASIELESKY, W. J. 1993. Efeito agudo do nitrato sobre alevinos da tainha *Mugil platanus* (Pisces: Mugilidae). Anais do Simpósio Brasileiro sobre Cultivo de Camarões. 811-821.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; GOTARDO, J. T.; PETERS, M. R.; OLIJNYK, D. P.; QUEIROZ, A. R. A.; PHILIPPI, L. S.. “Sistemas naturais para o tratamento descentralizado de esgotos nos municípios da Grande Florianópolis: Ferramenta para o desenvolvimento regional sustentável”, In: **Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável**. Anais do ICTR. Florianópolis, 2004.

SOUZA, A. L. **Estudo experimental e numérico do processo de remoção de poluentes nos leitos cultivados**. (Tese de Doutorado) FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS, Campinas, 2003. 141 p.

THURSTON, R.V., RUSSO, R. C.; SMITH, C. E. 1978. Acute toxicity of ammonia and nitrite to cutthroat trout fry. **Trans. Am. fish. Soc.**, 107: 361 368.

Apoio:



Parceiros:



Organização:



# 3º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS



TONIATO, J.V.M. **Avaliação de um Wetland Construído no Tratamento de Efluentes Sépticos – Estudo de Caso Ilha Grande, Rio de Janeiro, Brasil.** ESCOLA NACIONAL DE SAÚDE PÚBLICA, FUNDAÇÃO OSWALDO CRUZ, (dissertação de mestrado, 95 p. ) Rio de Janeiro, 2005.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **INFLUÊNCIA DE PARÂMETROS OPERACIONAIS SOBRE AS POPULAÇÕES OXIDANTES DE AMÔNIA E DESNITRIFICANTES EM WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL**

**Catiane Pelissari\***

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil

[catianebti@gmail.com](mailto:catianebti@gmail.com)

**Miriam Guivernau**

Instituto de Investigación y Tecnologías Agroalimentarias - IRTA, Barcelona, España

[miriam.guivernau@irta.cat](mailto:miriam.guivernau@irta.cat)

**Cristina Ávila**

Universitat de Girona y Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, España

[cavila@icra.cat](mailto:cavila@icra.cat)

**Marc Viñas**

Instituto de Investigación y Tecnologías Agroalimentarias - IRTA, Barcelona, España

[marc.vinas@irta.cat](mailto:marc.vinas@irta.cat)

**Joan García**

Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, España

[joan.garcia@upc.edu](mailto:joan.garcia@upc.edu)

**Pablo Heleno Sezerino**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil

[pablo.sezerino@ufsc.br](mailto:pablo.sezerino@ufsc.br)

### **Resumo**

O objetivo deste estudo foi avaliar a dinâmica das populações oxidantes de amônia e desnitrificante em um *wetland* construído vertical (WCV) operado com distintas condições operacionais. O WCV possuía uma área superficial de 3 m<sup>2</sup>, dividida em duas células (1,5 m<sup>2</sup> cada) interconectadas, preenchido com areia e brita como material filtrante e plantado com *Phragmites australis*. Durante o estudo (jun/15-jul/16), as condições operacionais do WCV variaram em função de três períodos operacionais: Período I (130 g DQO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>; 375 mm d<sup>-1</sup>; ciclos de alimentação e repouso de 3,5 dias), Período II (80 g DQO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>; 375 mm d<sup>-1</sup>; ciclos de alimentação e repouso de 3,5 dias), Período III (40 g DQO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>; 133 mm d<sup>-1</sup>; alimentação diária). Ao término de cada período foi coletada amostras do maciço filtrante na superfície e no fundo, de uma das células do WCV, e foi empregado a técnica de qPCR (em nível de DNA e RNA) para identificar a abundância e

Apoio:



Parceiros:



Organização:





atividade de *amoA* de bactérias oxidantes de amônia (AOB), *amoA* de arqueas oxidantes de amônia (AOA) e *nosZ* de bactérias desnitrificantes. Indiferente das condições operacionais do WCV, AOB sempre foram mais abundantes que AOA. Contudo, em nível de expressão gênica, AOA foram mais ativas que AOB, sendo populações chave no processo de oxidação da amônia. Bactérias desnitrificantes foram identificadas mais ativas na superfície quando o WCV operou com alta carga orgânica. Com menor carga orgânica aplicada, maior atividade desnitrificante passou a ser identificada no fundo.

**Palavras-chave:** *Wetland* Construído Vertical. Carga orgânica aplicada. Taxa hidráulica aplicada. Nitrogênio. Populações metabolicamente ativas.

## 1 Introdução

Os *wetlands* construídos verticais (WCV) são considerados uma ecotecnologia mundialmente consolidada para o tratamento de efluentes, atuando principalmente para a remoção de carbono em conjunto com a promoção da oxidação do nitrogênio amoniacal. A carga orgânica e a taxa hidráulica (TH) aplicada sobre a área superficial dessas unidades são os principais parâmetros vinculados ao dimensionamento dos WCV (COOPER et al., 1996; PLATZER, 1999; SEZERINO et al., 2012).

Atualmente, existem inúmeras recomendações de carregamentos orgânicos e hidráulicos para os WCV, inclusive com o intuito de promover transformações no nitrogênio amoniacal afluente (SEZERINO et al., 2012). Contudo, os estudos voltados para a compreensão do comportamento de micro-organismos nitrificantes e desnitrificantes nesses módulos ainda encontram-se em fase de desenvolvimento. Além disso, recentemente, descobriu-se que o processo de oxidação da amônia não limita-se apenas as bactérias oxidantes de amônia (AOB), as arqueas, conhecidas como arqueas oxidantes de amônia (AOA), também desempenham esse mecanismo (KONNEKE et al., 2005; PELISSARI et al., 2017).

De fato, as inter-relações entre as populações atuantes nas transformações do nitrogênio que ocorrem no interior de um biofilme são altamente complexas, e pouco se sabe sobre os agentes-chaves microbianos metabolicamente ativos atuantes nas diferentes etapas da transformação do nitrogênio e suas relações com o meio (PELISSARI et al.,

Apoio:



Parceiros:



Organização:





2017). Deste modo, não se tem, uma clara relação entre os comportamentos microbianos envolvidos nas transformações do nitrogênio, associando-os com as condições operacionais dos WCV.

Diante disso, o objetivo desse estudo foi avaliar a dinâmica de populações oxidantes de amônia e desnitrificantes presentes no maciço filtrante de um *wetland* construído vertical operado sobre diferentes condições operacionais.

## 2 Materiais e métodos

### 2.1 Descrição do sistema de tratamento

Esse estudo foi conduzido nas dependências do Grupo de Estudos em Engenharia Ambiental e Microbiologia (GEMMA) da *Universitat Politècnica de Catalunya – Barcelona Tech*, em Barcelona/ES. O sistema de tratamento era composto por um tanque Imhoff, que operou como tratamento primário, seguido de um WCV. O esgoto sanitário utilizado para o tratamento era coletado em uma rede coletora municipal, de um dos bairros de Barcelona e armazenado em um tanque de equalização. Posteriormente, o esgoto era bombeado para o tanque Imhoff (0,2 m<sup>3</sup>) e em seguida, para o WCV (Figura 1).

O WCV possuía uma área superficial de 3 m<sup>2</sup> dividida em duas células interconectadas (Figura 1). Cada célula possuía uma área superficial de 1,5 m<sup>2</sup> e uma profundidade de 80 cm. O material filtrante foi composto inicialmente por uma camada de 10 cm de areia (Ø 1-2 mm), seguido de uma camada de 70 cm de brita (Ø 3-8 mm). A macrófita empregada foi a *Phragmites australis*. Durante o período do estudo (junho/2015 – julho/2016), o WCV operou com diferentes períodos operacionais, vinculados a uma variação de carga orgânica e hidráulica aplicada, e regime hidráulico operado (Tabela 1).

A caracterização do afluente e efluente do WCV, em termos de demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nitrogênio

Apoio:



Parceiros:



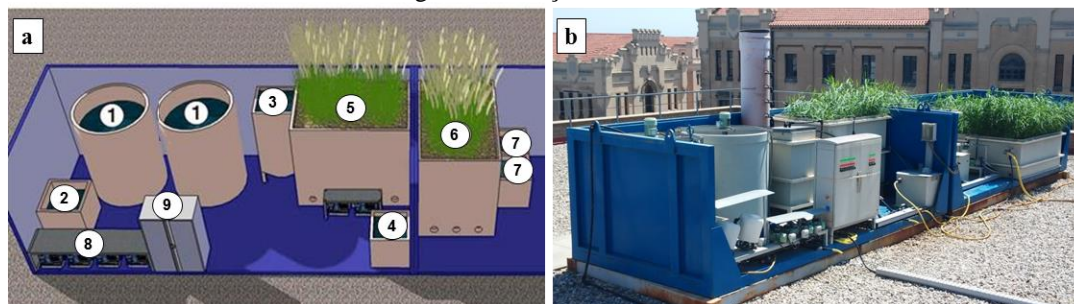
Organização:





oxidado (N-NO<sub>x</sub>) foi realizada duas vezes na semana, conforme recomendações de APHA (2012).

Figura 1 – Estação de tratamento de estudo. A) Esquema demonstrado as unidades de tratamento. B) Vista geral da estação de tratamento.



Nota: 1- Tanques de armazenamento do esgoto bruto; 2- Ponto de amostragem esgoto bruto; 3- Tanque Imhoff; 4- Ponto de amostragem afluente WCV; 5- WCV célula 1; 6- WCV célula 2; 7- Ponto de amostragem efluente WCV; 8- Estação de bombas; 9- Painel de controle.

Tabela 1 – Condições operacionais do wetland construído vertical para cada período avaliado.

Períodos Operacionais	Tempo operacional (meses)	Vazão (L d <sup>-1</sup> )	Taxa hidráulica (mm d <sup>-1</sup> )	Carga orgânica (g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	Regime Hidráulico	Pulsos dia
Período I <sup>a</sup>	5	1.125	375	130 ± 39	Ciclos de 3,5 dias de alimentação e repouso	22
Período II <sup>b</sup>	3	200	133	80 ± 8	Alimentação diária	8
Período III <sup>c</sup>	6			40 ± 11		

<sup>a, b</sup> Valores calculados considerando a área superficial das duas células do WCV (3 m<sup>2</sup>);

<sup>c</sup> Valores calculados considerando a área superficial de uma célula do WCV (1,5 m<sup>2</sup>);

## 2.2 Quantificação de populações oxidantes de amônia e desnitrificantes

Para avaliar a influência das variações operacionais do WCV sobre as populações oxidantes da amônia (AOA e AOB) e desnitrificantes, em uma das células do WCV foram coletadas amostras do maciço filtrante, no final dos três períodos operacionais (Tabela 1). As amostras foram coletadas na camada da superfície do WCV (0 a 15 cm de profundidade) e na camada do fundo (70 a 80 cm de profundidade). As amostras foram coletadas em triplicatas para cada camada e período avaliado.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Após a coleta das amostras, as mesmas foram misturadas com 2 mL de LifeGuard reagente (MoBio Laboratories, EUA) para prevenir a degradação do RNA. Posteriormente, foi realizada a extração de RNA e DNA utilizando o kit de extração de RNA PowerMicrobiome™ RNA Isolation kit (Mobio Laboratories Inc, EUA).

Para identificar a abundância de cópias de genes (abundância total) e a abundância de genes ativos (abundância ativa) foi realizado uma reação de transcrição reversa (para sintetizar o DNA complementar (cDNA) proveniente do RNA) seguida da técnica de Reação em Cadeia da Polimerase em Tempo Real (qPCR). Essa técnica foi direcionada para quantificar a abundância de cópias de genes (baseado no DNA), e a abundância de genes ativos (baseado no cDNA), de eubactéria e de genes expressos durante o processo da oxidação da amônia (para arqueas e bactérias) e desnitrificação. A quantificação de eubactéria foi realizada baseada no 16S rRNA da região v3-v4, (PRENAFETA-BOLDÚ et al., 2012). AOB e AOA foram quantificadas por meio da expressão do gene *amoA* (ROTTTHAUWE et al., 1997; PESTER et al., 2012). Bactérias desnitrificantes foram quantificadas pela expressão do gene *nosZ* (*clade I*) responsável pela redução do N<sub>2</sub>O a N<sub>2</sub> (CALDERER et al., 2014). As reações foram realizadas em triplicada (considerando 3 amostras independentes de DNA/cDNA de cada amostra coletada). (Detalhamento metodológico PELISSARI et al., 2017).

## 3 Resultados

### 3.1 Desempenho de tratamento do *wetland* construído vertical

O WCV apresentou maior taxa de remoção de DQO no período I (54 g DQO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>), que coincidiu com a maior carga orgânica aplicada do estudo (130 g DQO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>). Nos períodos II e III, a carga orgânica aplicada diminuiu (80 e 40 g DQO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, respectivamente), e as taxas de remoções decaíram nos dois períodos (32 e 26 g DQO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, respectivamente) (Tabela 2). Segundo Calheiros et al. (2007) maior carga orgânica aplicada coincide com a maior taxa de remoção de carbono. Contudo, cabe ressaltar que

Apoio:



Parceiros:



Organização:







o decaimento da remoção de DQO no período III, também, pode estar associado com o regime hidráulico adotado, com ausência de períodos de repouso. Períodos de repouso são benéficos para o processo de mineralização da matéria orgânica (MOLLE et al., 2008). Dessa forma, a alimentação diária pode ter influenciado na remoção de DQO.

A remoção de  $N-NH_4^+$  foi de  $4 \text{ g } N-NH_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  nos períodos I e II, e  $2 \text{ g } NH_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  no período III. Nitrificação foi o principal mecanismo associado à remoção de  $N-NH_4^+$ , com uma produção média de  $10 \pm 4$ ,  $15 \pm 3$  e  $27 \pm 6 \text{ mg } L^{-1}$  de  $N-NO_x$ , nos períodos I, II e III, respectivamente. A maior produção de  $N-NO_x$  no período III, pode estar associada com a redução da carga orgânica aplicada e também com maiores temperaturas climáticas, o que favorece a atividade de populações nitrificantes.

Devido à alta capacidade de nitrificação dos WCV, a remoção de NT foi limitada (cerca de  $2 \text{ g } NT \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) para todos os períodos. Esses valores estão de acordo com Vymazal (2007) que reportou uma remoção na ordem de 0,68 e  $1,7 \text{ g } NT \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  para esses sistemas.

Tabela 2 – Cargas médias aplicadas e removidas no wetland construído vertical nos períodos I, II e III.

Parâmetros	Período I (jun-out 2015)			Período II (nov 2015- jan 2016)			Período III (fev-jul 2016)		
	Carga aplicada ( $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )	Carga removida ( $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )	Remoção (%)	Carga aplicada ( $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )	Carga removida ( $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )	Remoção (%)	Carga aplicada ( $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )	Carga removida ( $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )	Remoção (%)
DQO	$130 \pm 39$	$54 \pm 36$	$42 \pm 24$	$80 \pm 8$	$32 \pm 9$	$40 \pm 10$	$40 \pm 11$	$26 \pm 12$	$65 \pm 9$
NT	$17 \pm 4$	$2 \pm 2$	$12 \pm 7$	$19 \pm 5$	$2 \pm 2$	$10 \pm 6$	$8 \pm 2$	$2,5 \pm 1$	$31 \pm 11$
$N-NH_4^+$	$7 \pm 2$	$4 \pm 2$	$57 \pm 8$	$6 \pm 1$	$4 \pm 1$	$67 \pm 7$	$3 \pm 6$	$2 \pm 0,8$	$67 \pm 14$

### 3.2 Dinâmica das populações oxidantes de amônia e desnitrificantes

A atividade da comunidade bacteriana presente no maciço filtrante do WCV variou em função da profundidade do *wetland* e das condições operacionais da unidade (Figura 2 a). No período I, que o WCV operou com maior carga orgânica ( $130 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), a comunidade bacteriana estava mais ativa na camada da superfície ( $10^{12}$  transcritos de 16S rRNA  $\text{g}^{-1}$ ) que na camada do fundo ( $10^{10}$  transcritos de 16S rRNA  $\text{g}^{-1}$ ). Opostamente, com a redução da carga orgânica aplicada nos períodos II e III (80 e 40 g

Apoio:



Parceiros:



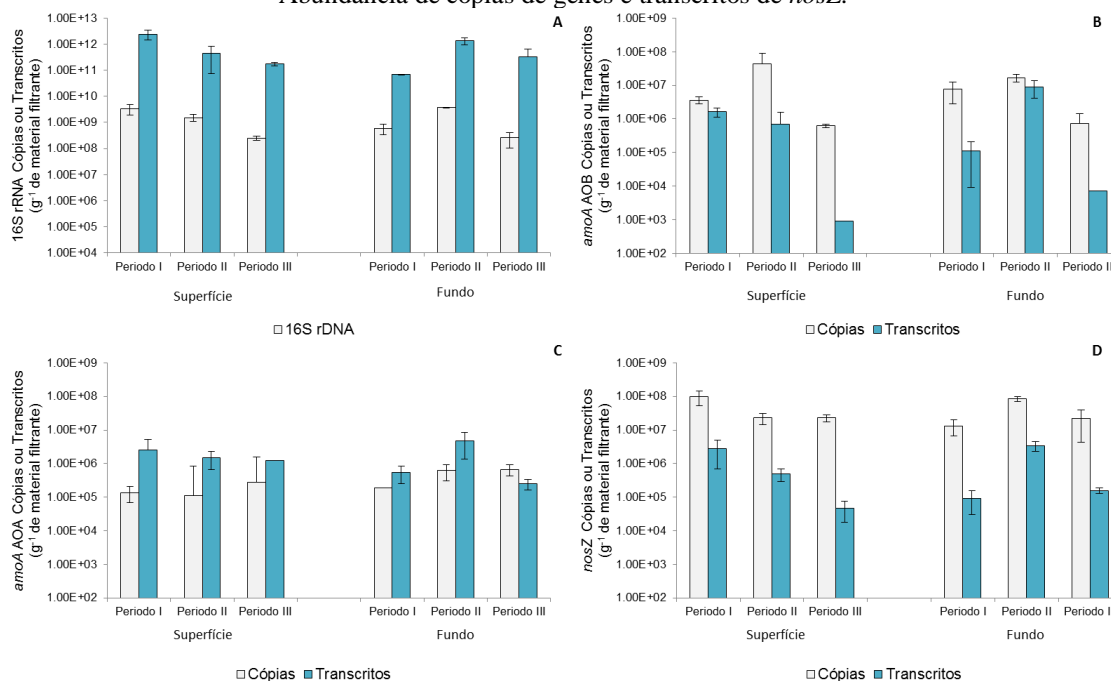
Organização:





DQO  $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ , respectivamente), a comunidade bacteriana passou a apresentar maior atividade no fundo ( $10^{12}$  transcritos de 16S rRNA  $\text{g}^{-1}$ ) que na superfície ( $10^{11}$  transcritos de 16S rRNA  $\text{g}^{-1}$ ). Essa mudança na estratificação bacteriana pode estar associada com maior disponibilidade de oxigênio ao longo do perfil vertical do *wetland*, devido à diminuição da carga orgânica aplicada nos períodos II e III.

Figura 2 – Valores médios de genes funcionais identificados na camada da superfície e do fundo do *wetland* construído vertical, referente a três campanhas amostrais conduzidas no final do período I, II e III. A) Abundância de cópias de genes e transcritos de 16S rRNA. B) Abundância de cópias de genes e transcritos de *amoA* de AOB. C) Abundância de cópias de genes e transcritos de *amoA* de AOA. D) Abundância de cópias de genes e transcritos de *nosZ*.



A oxidação da amônia ocorreu tanto na camada da superfície, quanto na camada fundo do *wetland*, sendo realizada por arqueas e bactérias. Indiferente das condições operacionais do WCV, AOB sempre foram mais abundantes que as AOA, com valores na ordem de  $10^6$ ,  $10^7$  e  $10^5$  cópias de *amoA* de AOB  $\text{g}^{-1}$  em ambas as camadas, para os períodos I, II e III, respectivamente, e  $10^5$  cópias de *amoA* de AOA  $\text{g}^{-1}$  em ambas as camadas, e todos os períodos (Figura 2 b, c). Maior abundância de AOB em relação à AOA, já foi reportada em outras modalidades de *wetlands*, como em *wetlands* construídos

Apoio:



Parceiros:



Organização:





horizontais (PARANYCHIANAKIS et al., 2016) e em *wetlands* construídos superficiais (WANG et al., 2011).

Contudo, considerando a biomassa ativa em nível de expressão gênica (transcritos de *amoA*), as populações oxidantes de amônia apresentaram uma dinâmica diferente da abundância total (cópias de *amoA*) identificada. No período I, que o WCV operou com maior carga orgânica, foi identificada uma abundância ativa similar entre AOB e AOA. Além disso, essas populações estavam mais ativas na camada da superfície ( $10^6$  transcritos de *amoA* g<sup>-1</sup>) do que no fundo ( $10^5$  transcritos de *amoA* g<sup>-1</sup>) do WCV (Figura 2 b,c). Esse comportamento populacional é reflexo de um ambiente, onde o oxigênio foi consumido principalmente nas primeiras camadas do maciço filtrante (devido à alta carga orgânica aplicada), resultando na maior atividade dessas populações na camada da superfície.

Entretanto, no período II que a carga orgânica aplicada diminuiu, a atividade de AOB decaiu na superfície ( $10^5$  transcritos de *amoA* g<sup>-1</sup>) e aumentou no fundo ( $10^6$  transcritos de *amoA* g<sup>-1</sup>), enquanto isso, a atividade de AOA permaneceu estável nas duas camadas ( $10^6$  transcritos de *amoA* g<sup>-1</sup>) (Figura 2 b,c). Esses resultados mostraram que com maior disponibilidade de oxigênio no maciço filtrante (devido a menor carga orgânica aplicada) e maior disponibilidade de carbono na camada da superfície em relação à camada do fundo do WCV, AOB apresentaram maior atividade na camada do fundo. Diferentemente, AOA metabolicamente ativas apresentaram maior estabilidade ao longo do perfil vertical da unidade de tratamento.

No período III, AOA continuaram sendo identificadas como as principais populações oxidantes de amônia metabolicamente ativas ( $10^6$  e  $10^5$  transcritos de *amoA* g<sup>-1</sup> na camada da superfície e do fundo, respectivamente). AOB nesse período, apresentaram menor atividade ( $10^2$  e  $10^3$  transcritos de *amoA* g<sup>-1</sup> na camada da superfície e fundo, respectivamente), exibindo um menor papel no processo de oxidação da amônia. O decaimento de AOB sobre essas condições operacionais pode estar associado principalmente, com a menor disponibilidade de oxigênio, devido à redução da TH (de

Apoio:



Parceiros:



Organização:





375 para 133 mm d<sup>-1</sup>), a qual está vinculada com o arraste de oxigênio para o interior da unidade (KAYSER; KUNTS, 2005). E como reportado por Erguder et al. (2009), AOB são mais sensíveis à variação de oxigênio que as AOA.

Em relação à desnitrificação (*nosZ*), a abundância de bactérias desnitrificantes foi similar em ambas as camadas para todos os períodos avaliados (10<sup>7</sup> genes de *nosZ* g<sup>-1</sup>). No entanto, *nosZ* gene sempre foi mais abundante que *nosZ* transcritos, ou seja, sempre foi identificado maior abundância que atividade dessas populações (Figura 2 d). No período I, maior atividade desnitrificante foi identificada na camada da superfície (10<sup>6</sup> transcritos de *nosZ* g<sup>-1</sup>) que na camada do fundo (10<sup>4</sup> transcritos de *nosZ* g<sup>-1</sup>). Ao passo que no período II, bactérias desnitrificantes diminuíram a atividade na superfície (10<sup>5</sup> transcritos de *nosZ* g<sup>-1</sup>) e aumentaram no fundo (10<sup>6</sup> transcritos de *nosZ* g<sup>-1</sup>). No período III, a atividade de bactérias desnitrificantes diminuiu uma ordem de magnitude em relação ao período II, em ambas as camadas (10<sup>4</sup> e 10<sup>5</sup> transcritos de *nosZ* g<sup>-1</sup>, na camada da superfície e do fundo, respectivamente), sendo mais ativas no fundo, que na superfície. Esses resultados mostraram que sobre altas concentrações de carbono a desnitrificação pode ocorrer, sobretudo, na camada da superfície do *wetland*. Com a diminuição da carga orgânica aplicada, provavelmente ocorreu um aumento na transferência de oxigênio no interior do maciço filtrante, gerando um deslocamento das populações desnitrificantes ativas para a camada do fundo do WCV.

## 4 Conclusões

Baseado na avaliação microbiológica (em nível de DNA e RNA) realizada em um *wetland* construído vertical operado sobre distintas condições, conclui-se que:

- parâmetros operacionais promoveram mudanças populacionais no biofilme presente no maciço filtrante do WCV. Independente das condições operacionais e profundidade do WCV, AOA foram mais estáveis e ativas ao longo do estudo, indicando maior resiliência em relação às mudanças operacionais do WCV, sendo populações chave no processo de oxidação da amônia;

Apoio:



Parceiros:



Organização:





- AOB mostraram ser populações influenciadas pela disponibilidade de carbono e oxigênio, sendo sensíveis às variações operacionais do WCV;
- bactérias desnitrificantes apresentaram maior atividade na camada da superfície do *wetland* sobre alta carga orgânica. Com a diminuição da carga orgânica aplicada, essa comunidade passou a apresentar maior atividade no fundo da unidade de tratamento.

## Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer a CAPES e ao CNPq.

## Referências

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22th ed. American Public Health Association, Washington, DC, USA. 2012.

CALDERER, M. et al. Effects of enhanced denitrification on hydrodynamics and microbial community structure in a soil column system. **Chemosphere**, v.111, p.112-119, 2014.

CALHEIROS, C.S.C. et al. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. **Water Research**, v.41, p.1790-1798, 2007.

COOPER, P.F.; JOB, G.D.; GREEN, M.B.; SHUTES, R.B.E. **Reed Beds and constructed wetlands for wastewater treatment**. Swindon: WRcplc. 1996. 184p.

ERGUDER, T.H. et al. Environmental factors shaping the ecological niches of ammonia oxidizing Archaea. **FEMS Microbiology Reviews**, v.33, n.5, p.855-869, 2009.

KAYSER, K.; KUNST, S. Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer, and soil clogging. **Water Science Technology**, v.51, n.9, p.177-184, 2005.

KONNEKE, M. et al. Isolation of an autotrophic ammonia-oxidizing marine archaeon. **Nature Reviews Microbiology**, v.6, p.543-543, 2005.

MOLLE, P. et al. Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. **Ecological Engineering**, v.34, p.23-29, 2008.

PARANYCHIANAKIS, N. et al. Pathways regulating the removal of nitrogen in planted and unplanted subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, v.102, p.321-329, 2016.

PELLISSARI, C. et al. Untraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical subsurface flow constructed wetlands treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, 584, 642-650, 2017.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





PESTER, M. et al. *AmoA*-based consensus phylogeny of ammonia-oxidizing archaea and deep sequencing of *amoA* genes from soils of four different geographic regions. **Environmental Microbiology**, v.14, p.525-539, 2012.

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.

PRENAFETA-BOLDÚ, F. X. et al. Fungal/bacterial interactions during the biodegradation of TEX hydrocarbons (toluene, ethylbenzene and p-xylene) in gas biofilters operated under xerophilic conditions. **FEMS Microbiology Ecology**, v.80, p.722-734, 2012.

ROTHAUWE, J.H. et al. The ammonia monooxygenase structural gene *amoA* as a functional marker: molecular fine-scale analysis of natural ammonia-oxidizing populations. **Applied Environmental Microbiology**, v.63, p.4704-4712, 1997.

SEZERINO, P.H. et al. Constructed wetlands and sand filter applied as onsite post-treatment of anaerobic effluent. **Water Practice Technology**, v. 7, p.1-9, 2012.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v.380, p.48-65, 2007.

WANG, S. et al. Quantitative analyses of ammonia-oxidizing Archaea and bacteria in the sediments of four nitrogen-rich wetlands in China. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v.90, p.779-787, 2011.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **AVALIAÇÃO DE APTIDÃO DE LANÇAMENTO DO EFLUENTE TRATADO EM SISTEMA HÍBRIDO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS**

### **Benny Zuse Rousso\***

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[benny.rousso@gmail.com](mailto:benny.rousso@gmail.com)

### **Mayara Oliveira dos Santos**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[mayara.oliveira@posgrad.ufsc.br](mailto:mayara.oliveira@posgrad.ufsc.br)

### **Monique Nunes de Freitas**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[moniquenunesfreitas@gmail.com](mailto:moniquenunesfreitas@gmail.com)

### **Catiane Pelissari**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[catianebti@gmail.com](mailto:catianebti@gmail.com)

### **Victor Ybarzo Fechine**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[victorybarzo@gmail.com](mailto:victorybarzo@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 deste trabalho foi avaliar o desempenho de remoção de poluentes de um sistema híbrido, composto por um *wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical descendente (WCVD) seguido por um *wetland* construído de fluxo subsuperficial horizontal (WCH), empregado no tratamento de esgoto sanitário. A partir das eficiências registradas ao longo das primeiras 70 semanas de operação, avaliou-se a aptidão de

Apoio:



Parceiros:



Organização:





lançamento do efluente tratado conforme normativas legais de âmbito nacional e estadual. O sistema híbrido apresentou elevada remoção de DQO, SST,  $N-NH_4^+$  e  $P-PO_4^{3-}$ , na ordem superior a 90%, enquanto que a remoção de NT limitou-se a aproximadamente 69%. A remoção de NT foi incompleta devido à limitada capacidade do WCH em remover  $N-NO_3^-$  afluente, gerando um efluente com teor médio de  $19,4 \pm 10 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ . Contudo, o efluente tratado sempre se mostrou apto para lançamento conforme a resolução CONAMA 430/2011 e a Lei Estadual de Santa Catarina nº 14.675/2009, enquanto que para a resolução CONAMA 357/2005 estudos caso a caso devem ser realizados. Para corpos hídricos classes 1 a 3, vazões  $Q(7,10)$  variando de 0,5 a  $13 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$  são necessárias para não se infligir acréscimos significativos ( $\Delta=0,01$ ) nas concentrações dos diferentes parâmetros analisados na zona de mistura.

**Palavras-chave:** Sistema híbrido. Remoção de poluentes. Aptidão para lançamento.

## 1 Introdução

Sistemas híbridos de *wetlands* construídos consistem em arranjos sequenciais de diferentes *wetlands* construídos (WC), objetivam alcançar desempenhos superiores de remoção de poluentes quando comparados à performance de cada WC isoladamente (KADLEC; WALLACE, 2009). De acordo com uma extensa revisão realizada por Vymazal (2013) sobre sistemas híbridos de WC, o arranjo mais comumente adotado consiste em uma sequência de um ou mais *Wetland* Construído de fluxo subsuperficial Vertical Descendente (WCVD) seguido por um ou mais *Wetland* Construído de fluxo subsuperficial Horizontal (WCH). Este arranjo, além de objetivar uma remoção depurada de matéria orgânica e sólidos suspensos totais (SST), almeja também intensificar a remoção de nitrogênio total (NT) ao favorecer os processos de nitrificação e desnitrificação em cada uma de suas unidades.

Apesar de ser uma linha de tratamento consolidada no mundo, a realização de estudos locais de sistemas híbridos WCVD-WCH são essenciais para fomentar a adoção desta tecnologia em determinado contexto. Particularmente, é de vital importância mensurar as eficiências tangíveis do arranjo tecnológico sob uma condição operacional específica, considerando condições climáticas e culturais locais e, então, compará-las com as restrições impostas por legislações regulatórias.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







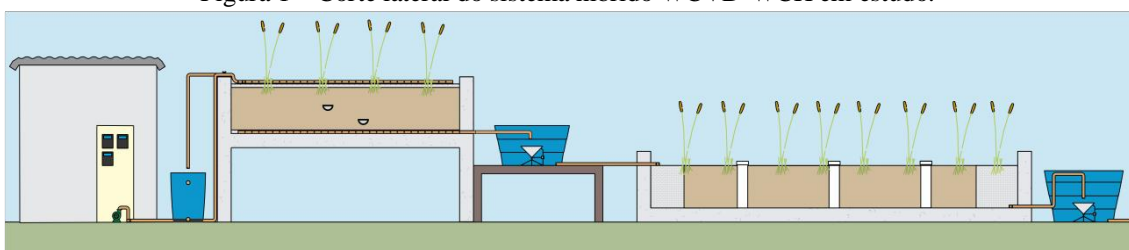
Dessa forma, esse estudo teve como objetivo avaliar o desempenho de remoção de poluentes de esgoto sanitário submetido ao tratamento em um sistema híbrido WCVD-WCH, e comparar as eficiências de remoção e concentrações finais de poluentes com normativas legais ambientais.

## 2 Materiais e métodos

### 2.1 Local de estudo

O sistema em estudo encontra-se na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), localizada em Florianópolis (27,59° S, 48,52° O), região de clima subtropical. O esgoto tratado provinha da rede coletora municipal do bairro Pantanal de Florianópolis. Uma estação elevatória localizada dentro de um poço de visita ao lado da estação recalca parte do esgoto da rede, que, posteriormente à passagem por um tanque séptico, era dosado na unidade vertical por meio de uma bomba centrífuga. A unidade vertical foi construída acima do nível do solo a fim de permitir o tratamento por gravidade. Após o tratamento, o esgoto tratado retornava à rede coletora em ponto a jusante da coleta. Na Figura 1 apresenta-se um corte esquemático da linha de tratamento WCVD-WCH em estudo.

Figura 1 – Corte lateral do sistema híbrido WCVD-WCH em estudo.



Fonte: Autor

Ambas as unidades WCVD e WCH foram compostas por material filtrante tipo areia grossa ( $d_{10} = 0,29$  e  $U = 4,05$ ), com camadas de brita n. 6 na entrada e saída, de

Apoio:



Parceiros:



Organização:





acordo com o fluxo hidráulico. A macrófita empregada foi a *Typha domingensis*. As características construtivas das unidades WCVD e WCH estão sumarizadas na Tabela 1.

As condições operacionais no sistema híbrido levaram em consideração uma carga aplicada de projeto de  $41 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  (SEZERINO, 2006), um regime intermitente de aplicação de esgoto com pulsos espaçados de 3 em 3 horas (PLATZER, 1999) e a adoção de ciclos de operação e repouso de 3,5 dias (SANTOS et al., 2016). As condições operacionais do sistema híbrido estão sumarizadas na tabela 2.

Tabela 1 – Características construtivas do sistema híbrido

Parâmetro	WCVD	WCH
Altura útil (m)	0,70	0,60
Comprimento (m)	3,30	5,30
Largura (m)	2,30	3,00
Área superficial (m <sup>2</sup> )	7,60	16,00
Espessura camada de brita na entrada (m)	0,05	0,50
Espessura camada de brita na saída (m)	0,05	0,60
Espessura camada de areia (m)	0,60	4,20
Altura de saturação (m)	0,00	0,50
Macrófita transplantada	<i>Typha domingensis</i>	<i>Typha domingensis</i>
Densidade de transplântio (plantas.m <sup>2</sup> )	4,20	3,30

Fonte: Autor

Tabela 2 – Condições operacionais do sistema híbrido

Parâmetro	Valor
Número de pulsos por dia	3-4 <sup>a</sup>
Intervalo entre pulsos (horas)	3
Período de repouso das unidades (dias)	3,5
Vazão média de aplicação (L.min <sup>-1</sup> )	$62,7 \pm 1,1$
Carga aplicada estimada no WCVD (gDQO.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	$39,6 \pm 11,5$
Volume aplicado por dia no sistema híbrido (L.d <sup>-1</sup> )	300-450 <sup>a</sup>
Taxa de Aplicação Hidráulica no WCVD (mm.d <sup>-1</sup> )	$63 \pm 14$
Frequência de poda das macrófitas (meses)	3

<sup>a</sup>: Na segunda-feira e quinta-feira são aplicados 3 pulsos, enquanto que na terça-feira e quarta-feira, 4 pulsos. Fonte: Autor

## 2.2 Monitoramento físico-químico

O monitoramento físico-químico foi realizado desde a 1ª semana de operação do sistema híbrido até a 70ª semana. Foram analisadas amostras da entrada e saída de cada

Apoio:



Parceiros:



Organização:





WC, com frequência que variou de semanal a quinzenal ao longo do período de monitoramento. Os parâmetros analisados foram pH, Alcalinidade, DQO, SST, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e NT. Todos os parâmetros foram determinados a partir da metodologia proposta em APHA (2005), exceto o N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, que foi realizado segundo recomendações de Vogel (1981).

## 2.3 Aptidão para lançamento

A aptidão para lançamento foi avaliada considerando os limites impostos pelas resoluções CONAMA 430/2011 e 357/2005 e pela Lei Estadual SC 14.675/2009. Para a resolução CONAMA 357/2005, realizaram-se simulações para as diferentes classes de corpos d'água.

Para tal, sempre arbitrou-se um cenário crítico do corpo receptor, no qual a concentração do rio anterior ao lançamento já se encontrava no limiar imposto por sua classe. Nesse contexto, juntamente com as cargas de saída médias (casos médios) e críticas do sistema híbrido (momentos de menor desempenho registrados, piores casos), calcularam-se as Q (7,10) mínimas do corpo receptor para que um aumento na zona de mistura inferior ou igual a  $\Delta = 0,01$  ocorresse. Este aumento foi considerado pequeno, fazendo com que o lançamento fosse considerado apto para a classe em análise.

## 3 Resultados e discussão

### 3.1 Desempenho de remoção de poluentes

Os resultados obtidos ao longo das primeiras 70 semanas de operação apontam para eficiências elevadas de remoção (>90%) de DQO, SST, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, superiores aos valores médios relatados na revisão de Vymazal (2013). Já o parâmetro NT apresentou uma eficiência satisfatória, próxima a 69%, mostrando-se similar ao usualmente apresentado por sistemas híbridos tipo WCVD-WCH. As concentrações de

Apoio:



Parceiros:



Organização:





entrada e saída de cada WC, suas respectivas eficiências de remoção e comparativo com os valores médios relatados por Vymazal (2013) são apresentados na Tabela 4.

Pôde-se observar que o sistema híbrido foi capaz de gerar um efluente com concentrações médias de DQO, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> iguais a 12, 6 e 1 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente, todas inferiores aos valores médios de efluentes tratados dos sistemas abordados por Vymazal (2013). O teor de SST no efluente foi próximo de zero, já com baixas concentrações na saída da unidade WCVD (4 mgSST.L<sup>-1</sup>).

O efluente da unidade WCVD possuiu uma concentração média de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 28 ± 10 mg.L<sup>-1</sup>. Este valor indica que no WCVD a nitrificação foi responsável por 78% da remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> ou na conversão de 48% do total de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> afluente à unidade. Por sua vez, o efluente do WCH apresentou concentração de 19,4 ± 10 mg.L<sup>-1</sup>, representando uma remoção de apenas 36,3 ± 31 % da carga afluente.

### 3.2 Aptidão para lançamento

O monitoramento revelou que o efluente final do sistema híbrido sempre mostrou-se apto para lançamento em corpos hídricos conforme restrições impostas por normativas legais de lançamento de nível nacional (CONAMA 430/2011) e estadual (Lei de SC no 14.675/2009).

Referente ao lançamento em rios enquadrados em classes de uso conforme a resolução CONAMA 357/2005, as simulações evidenciaram que para os rios de classe 4 o lançamento sempre é possível sem tratamento complementar. Já para as classes 1 a 3, baixas Q (7,10) do corpo receptor são necessárias para não causar alterações significativas ( $\Delta \leq 0,01$ ) do poluente na zona de mistura.. Na Tabela 5 são fornecidos os resultados da análise de aptidão de lançamento para as diferentes normativas legais.

## 4 Conclusões

O sistema híbrido em estudo apresentou um excelente desempenho de tratamento, gerando efluentes depurados em termos de DQO, SST, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. A principal

Apoio:



Parceiros:



Organização:





limitação se deu em virtude da presença considerável de  $N-NO_3^-$  no efluente final. Contudo, o efluente sempre mostrou-se apto para lançamento, segundo os parâmetros analisados. Além, disso, cabe ressaltar a possibilidade de reutilização do efluente final, dado as concentrações de nitrato disponíveis.

Dessa forma, a adoção deste arranjo tecnológico, dadas as condições construtivas e operacionais, apresenta uma elevada potencialidade como solução viável de tratamento de esgotos para localidades com limitado acesso à soluções centralizadas e com condições ambientais que exijam um maior controle de lançamento de efluentes.

## Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer ao CNPq e à FUNASA pelo financiamento e suporte fornecido para a pesquisa.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Tabela 3 - Comparativo entre os resultados obtidos neste estudo e entre a média fornecida na revisão de sistemas híbridos tipo WCVD-WCH realizada por Vymazal (2013).

	Afluente WCVD		Efluente WCVD		Efluente WCH		Remoção WCVD		Remoção WCH		Remoção sistema Híbrido	
	(mg.L <sup>-1</sup> )		(mg.L <sup>-1</sup> )		(mg.L <sup>-1</sup> )		(%)		(%)		(%)	
	Rouso et al. (2017)	Vymazal (2013)	Rouso et al. (2017)	Vymazal (2013)	Rouso et al. (2017)	Vymazal (2013)	Rouso et al. (2017)	Vymazal (2013)	Rouso et al. (2017)	Vymazal (2013)	Rouso et al. (2017)	Vymazal (2013)
<b>DQO</b> n = 27	586 ± 154	951 ± 1250	53 ± 15	425 ± 585	12 ± 9	200 ± 355	87 ± 8	72 ± 10	80 ± 13	51 ± 16	98 ± 2	81 ± 11
<b>SST</b> n = 27	44 ± 19	199 ± 226	4 ± 5	70 ± 79	0 ± 0	46 ± 90	93 ± 11	67 ± 17	99 ± 3	56 ± 36	99 ± 3	87 ± 17
<b>NT</b> n = 27	76 ± 15	66 ± 26	52 ± 13	16 ± 14	25 ± 11	24 ± 10	33 ± 12	28 ± 39	52 ± 23	46 ± 20	69 ± 13	60 ± 15
<b>N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup></b> n = 27	76 ± 11	104 ± 128	28 ± 7	29 ± 18	6 ± 6	46 ± 72	63 ± 8	45 ± 30	80 ± 18	29 ± 28	91 ± 9	60 ± 33
<b>P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b> n = 27	32 ± 5	6 ± 5 <sup>a</sup>	8 ± 3	4 ± 3 <sup>a</sup>	1 ± 1	2 ± 2 <sup>a</sup>	74 ± 5	49 ± 24	88 ± 5	24 ± 62	96 ± 3	61 ± 22

Fonte: Autor

As células em verde se referem aos casos onde um estudo apresentou valores superiores ao outro; as em vermelho quando os valores foram menores e, em amarelo quando similares.

<sup>a</sup>: Os valores de Vymazal (2013) foram convertidos de PT para P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> utilizando a relação [PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>] ≈ [0,7PT] (WPC, 1983)

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Tabela 4 – Aptidão de lançamento do efluente do sistema híbrido considerando diferentes legislações

Parâmetro		Referência Legal						Efluente sistema híbrido						
		CONAMA 430/20011	Lei Estadual 14675/09 SC	CONAMA 357/2005				mg.L <sup>-1</sup>			Remoção %			
				Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx	
pH	Restrição	5 ≤ x ≤ 9	6 ≤ x ≤ 9	6 ≤ x ≤ 9	6 ≤ x ≤ 9	6 ≤ x ≤ 9	6 ≤ x ≤ 9	6,71	5,66	7,49	-	-	-	
	Status	OK	OK	OK	OK	OK	OK							
DBO <sub>5</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )	Restrição	≤ 120 mg.L <sup>-1</sup> ou 60%	≤ 60 mg.L <sup>-1</sup> ou 80%	≤ 3	≤ 5	≤ 10	-	12 <sup>a</sup>	0 <sup>a</sup>	43 <sup>a</sup>	98	93	100	
	Status	OK	OK	Q (7,10) ≥ 0,5 L.s <sup>-1</sup> (caso médio) ou ≥ 2 L.s <sup>-1</sup> (pior caso)	Q (7,10) ≥ 0,4 L.s <sup>-1</sup> (caso médio) ou ≥ 1,8 L.s <sup>-1</sup> (pior caso)	Q (7,10) ≥ 0,1 L.s <sup>-1</sup> (caso médio) ou ≥ 1,5 L.s <sup>-1</sup> (pior caso)	OK							
Sólidos (mg.L <sup>-1</sup> )	Restrição	Sedimentáveis ≤ 1mL.L <sup>-1</sup>	Caso a caso	Sólidos totais ≤ 500				-	0,04 <sub>b</sub>	0,0 <sup>b</sup>	0,4 <sup>b</sup>	99	85	100
	Status	OK <sup>c</sup>	OK <sup>c</sup>	OK				OK						
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Restrição	≤ 20 mg.L <sup>-1</sup>	-	≤ 3,7 (pH ≤ 7,5) ≤ 2 (7,5 ≤ pH ≤ 8) ≤ 1 (8 ≤ pH ≤ 8,5) ≤ 0,5 (pH > 8)		≤ 13,3 (pH ≤ 7,5) ≤ 5,6 (7,5 ≤ pH ≤ 8) ≤ 2,2 (8 ≤ pH ≤ 8,5) ≤ 1 (pH > 8)	-	6,7	0	19,5	91	68	100	
	Status	OK	OK	Q (7,10) ≥ 3 L.s <sup>-1</sup> (caso médio) ou ≥ 9 L.s <sup>-1</sup> (pior caso)		Q (7,10) ≥ 0,3 L.s <sup>-1</sup> (caso médio) ou ≥ 0,9 L.s <sup>-1</sup> (pior caso)	OK							
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Restrição	-	-	≤ 10				-	19,4	0	43	-	-	-
	Status	OK	OK	Q (7,10) ≥ 0,5 L.s <sup>-1</sup> (caso médio) ou ≥ 1,5 L.s <sup>-1</sup> (pior caso)				OK						
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	Restrição	-	-	≤ 1				-	0,02	0,00	0,10	-	-	-
	Status	OK	OK	OK				OK						

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Tabela 4 – Aptidão de lançamento do efluente do sistema híbrido considerando diferentes legislações

Parâmetro	Referência Legal						Efluente sistema híbrido					
	CONAMA 430/20011	Lei Estadual 14675/09 SC	CONAMA 357/2005				mg.L <sup>-1</sup>			Remoção %		
			Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Méd	Mín	Máx	Méd	Mín	Máx
PT (mg.L <sup>-1</sup> )	-	≤ 4 mg.L <sup>-1</sup> ou 75% (lagoas, lagunas e estuários)	≤ 0,02 (lêntico) ≤ 0,025 (interm.) ≤ 0,1 (lótico)	≤ 0,03 (lêntico) ≤ 0,05 (interm.) ≤ 0,1 (lótico)	≤ 0,05 (lêntico) ≤ 0,075 (interm.) ≤ 0,16 (lótico)	-	1,5 <sup>e</sup>	0 <sup>e</sup>	3 <sup>e</sup>	96	85	100
Restrição												
Status	OK	OK	Q (7,10) ≥ 6,5 L.s <sup>-1</sup> (caso médio) ou ≥ 13,5 L.s <sup>-1</sup> (pior caso)		Q (7,10) ≥ 6,1 L.s <sup>-1</sup> (caso médio) ou ≥ 12,9 L.s <sup>-1</sup> (pior caso)	OK						

Fonte: Autor

As células em verde representam os casos tais que o parâmetro encontra-se sempre apto a ser lançado quando comparado com a respectiva normativa legal enquanto que as células em amarelo representam o caso em que o efluente encontra-se apto para lançamento dado uma condição especificada.

<sup>a</sup>: Valores em DQO

<sup>b</sup>: Valores em SST

<sup>c</sup>: Apesar dos sedimentáveis não terem sido quantificados, os mesmos mostraram-se virtualmente ausentes

<sup>d</sup>: Apesar do estudo ser caso a caso, o efluente mostrou-se ausente de sólidos, provavelmente não implicando restrição de lançamento em nenhum caso

<sup>e</sup>: Valores de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> foram convertidos para PT utilizando a relação [PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>] ≈ [0,7PT] (WPC, 1983)

Apoio:



Parceiros:



Organização:







## Referências

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. Alterada pela Resolução CONAMA 410/2009 e 430/2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 28 mar. 2017.

\_\_\_\_\_. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. 9 p. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>> Acesso em: 28 mar. 2017.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. C. **Treatment Wetlands**. 2 ed. Florida, USA. Taylor & Francis Group, INC. 1000 p, 2009.

PLATZER, C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 257–264, 1999.

ROUSSO, B., Z. **Avaliação de um sistema híbrido de wetlands construído empregado no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2017.

SANTA CATARINA. **Lei nº 14.675 de 13 de abril de 2009**. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências, 64 p. Disponível em <[http://agenciaal.alesc.sc.gov.br/images/uploads/fotonoticia/14675\\_2009\\_lei.docx](http://agenciaal.alesc.sc.gov.br/images/uploads/fotonoticia/14675_2009_lei.docx)> Acesso em 28 mar 2017.

SANTOS, M. O. et al. Influência da saturação de fundo de maciços filtrantes componentes de wetlands construídos verticais aplicados no tratamento de esgoto sanitário. *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*, v. 9, p. 303-316, 2016.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (Constructed Wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condição de clima subtropical**. Tese de Doutorado - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2006.

VYMAZAL, J. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recent development. **Water Research**, v. 47, p. 4795-4811, 2013.

WPC. Water Pollution Control (1983). **Nutrient Control**. Manual of Practice FD-7 Facilities Design. Water Pollution control Federation. 203p.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **DINÂMICA DE DISTRIBUIÇÃO DAS FORMAS NITROGENADAS EM SISTEMA WETLAND CONSTRUÍDO PARA TRATAMENTO TERCIÁRIO**

**Juliana Martins Stopa\***

Universidade Federal do ABC, Santo André – SP, Brasil  
Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas  
[j.stopa@ufabc.edu.br](mailto:j.stopa@ufabc.edu.br)

**Filipe Cardoso Bellato**

Universidade Federal do ABC, Santo André – SP, Brasil  
Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas  
[filipe.bellato@aluno.ufabc.edu.br](mailto:filipe.bellato@aluno.ufabc.edu.br)

**Natália da Silva**

Universidade Federal do ABC, Santo André – SP, Brasil  
Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas  
[natalia.silva2@aluno.ufabc.edu.br](mailto:natalia.silva2@aluno.ufabc.edu.br)

**Lúcia Helena Gomes Coelho**

Universidade Federal do ABC, Santo André – SP, Brasil  
Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas  
[lucia.coelho@ufabc.edu.br](mailto:lucia.coelho@ufabc.edu.br)

**Roseli Frederigi Benassi**

Universidade Federal do ABC, Santo André – SP, Brasil  
Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas  
[roseli.benassi@ufabc.edu.br](mailto:roseli.benassi@ufabc.edu.br)

### **Resumo**

O uso excessivo da água sem planejamento, associado ao aumento da poluição e à eutrofização dos corpos d'água tem levado ao desequilíbrio da vida e causado danos à saúde humana. Sendo o esgoto doméstico fonte majoritária de descarga de nutrientes – e sendo o nitrogênio um nutriente que, em excesso, pode causar diversos impactos ao meio aquático – faz-se necessário o desenvolvimento e a implementação de sistemas de gestão e tratamento de esgoto, além da compreensão da dinâmica dos nutrientes no ambiente. Nesse contexto, o principal objetivo da presente proposta de pesquisa foi avaliar a dinâmica de distribuição das formas de nitrogênio tipicamente presentes em efluente doméstico (nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal e nitrogênio orgânico) utilizando, para tanto, um sistema de tratamento terciário do tipo *wetlands* contendo macrófitas aquáticas

Apoio:



Parceiros:



Organização:





emergentes da espécie *Eleocharis* sp. O experimento, montado na ETE Arujá-SP, foi constituído por um tanque controle (somente brita e efluente) e três tanques pilotos (macrófita, brita e efluente), sendo monitorado por 2 meses, com TDH de 1 dia e 60 mudas m<sup>-2</sup>. Durante o período de estabilização do sistema, foi possível notar que não houve diferença considerável entre os tanques pilotos e o tanque controle e tampouco em relação à entrada do sistema, com exceção de um curto período de tempo, que pode ter sido decorrente de um possível processo de desnitrificação. A média da concentração de nitrogênio amoniacal (em mg L<sup>-1</sup>) da saída dos tanques piloto e controle foi de (29,2 ± 12,3) e (28,5 ± 9,6), respectivamente, e para nitrogênio total foi de (32,0 ± 13,3) e (33,0 ± 15,3), respectivamente.

**Palavras-chave:** *Eleocharis* sp. Efluente Sanitário. Nitrogênio. Alagados construídos. Eutrofização.

## 1 Introdução

A poluição ambiental - particularmente a poluição da água - e a escassez energética têm sido dois desafios para o nosso planeta atualmente (XU *et al.*, 2015). A água é necessária para a produção de energia e, ao mesmo tempo, existe uma demanda energética para extrair, tratar e distribuir a água (OON *et al.*, 2017). Segundo Osorio-Caselles *et al.* (2017), o tratamento inadequado das águas residuárias domésticas e industriais contribuem para a poluição da água potável e dos ecossistemas, e o aumento da poluição, o uso excessivo sem planejamento e sem gerenciamento e a aceleração da eutrofização de corpos d'água ao longo dos anos, tem contribuído para maiores danos à saúde humana e para o desequilíbrio da vida (LIMA, 2011).

Se os esgotos domésticos forem tratados apenas a nível secundário pelos sistemas de tratamentos biológicos convencionais, o nitrogênio biodisponível - em excesso no ambiente por ser disposto inadequadamente por atividades antrópicas, como descarga de esgotos sanitários e águas residuárias industriais, escoamento de água de irrigação com concentração elevada de amônia e lixiviados - poderá acarretar na depleção do oxigênio dissolvido e, conseqüentemente, na mortandade de peixes, além de proporcionar a toxicidade do ecossistema pela amônia e ainda contribuir para a aceleração da eutrofização dos corpos hídricos (MACHADO, 2016).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Atualmente, a solução para os problemas referentes à água está centrada no desenvolvimento de sistemas adequados de gestão e métodos efetivos para a mitigação da eutrofização, visto que ela é um caminho natural do sistema e que se agrava com a ação do homem. Uma das alternativas que vêm sendo utilizadas são os sistemas de *wetlands* construídos, por se apresentarem como uma opção viável e eficaz em relação à remoção de matéria orgânica e nutrientes (SEZERINO, 2006), além de apresentar vantagens como baixo investimento e baixo consumo de energia elétrica, fácil construção e manutenção, além da capacidade de adaptação desses ecossistemas à maioria das condições climatológicas (GOPAL, 1999; USEPA, 2003).

O sistema do tipo *wetland* tem grande importância visto que é um sistema de tratamento de efluentes descentralizado, ou seja, quando a coleta, o tratamento e a descarga (ou reuso) de efluentes acontecem próximo do local onde o efluente foi gerado. Tal sistema tem como vantagem a construção em pequenas dimensões quando comparado aos grandes sistemas de tratamento, não demandando grandes locais para instalação, além de atender uma região ou subpopulação, ter baixo custo de investimento, operação e manutenção e ser socialmente mais responsável e ambientalmente melhor do que os sistemas centralizados convencionais (NHAPI, 2004). Sendo um sistema mais acessível financeiramente, os *wetlands* podem ser uma boa alternativa para sistemas de tratamento de efluentes em países em desenvolvimento (KIVAISI, 2001).

Estudos demonstraram que o uso deste sistema de tratamento em fluxo subsuperficial horizontal é capaz de remover satisfatoriamente a matéria orgânica biodegradável dos efluentes e ainda possui considerável capacidade de remoção de nutrientes como o nitrogênio e o fósforo (MENDONÇA, 2012).

Segundo Sezerino (2006), os principais mecanismos de remoção de nitrogênio nos *wetlands* construídos é a sequência de processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação (Figura 1). Resumidamente, o nitrogênio orgânico é mineralizado à amônia por degradação bacteriana, a amônia é oxidada à nitrato por meio de bactérias nitrificantes e por fim, o nitrato pode ser convertido a nitrogênio gasoso em ambientes

Apoio:



Parceiros:



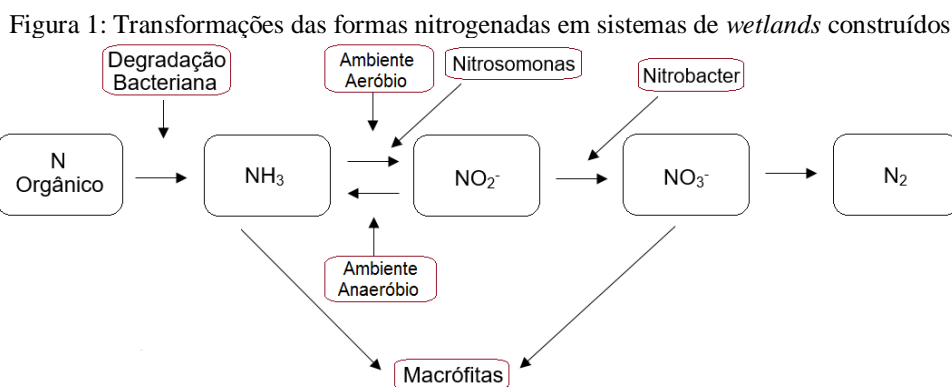
Organização:





anaeróbios. Além disso, o nitrogênio também é requerido pelas macrófitas e, portanto, incorporado à sua biomassa.

No esgoto doméstico, as formas de nitrogênio mais abundantes são o nitrogênio orgânico e o amoniacal. O nitrito tem sua concentração geralmente baixa por ser uma forma intermediária e instável do nitrogênio, sendo facilmente oxidado a nitrato e, em ambiente com pouco oxigênio disponível, se converte em nitrogênio amoniacal (MONTEIRO *et al.*, 2008).



Fonte: Autor (2017)

Nesse contexto, o presente trabalho faz parte de um projeto de pesquisa financiado pela Funasa (Fundação Nacional da Saúde), denominado “*Desempenho de sistemas de tratamento de efluente sanitário por leito de macrófitas aquáticas emergentes para remoção de poluentes e reaproveitamento de nutrientes: contribuições para o aprimoramento do uso e disseminação da tecnologia/SISTREMAE*”, sendo que o objetivo geral do presente estudo foi monitorar o comportamento das formas nitrogenadas presentes em efluente doméstico utilizando macrófitas aquáticas emergentes da espécie *Eleocharis sp.* em sistema de tratamento terciário, localizado na Estação de Tratamento de Efluentes de Arujá – SP (ETE-Arujá).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 2 Material e Métodos

A Estação de Tratamento de Efluentes ETE-Arujá, operada pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo (SABESP), está localizada no município de Arujá, na margem direita do Rio Baquirivú-Guaçu de Classe 3, (BRASIL, 1977), onde é lançado o efluente final tratado.

Os esgotos afluentes à ETE são provenientes da população local e das pequenas indústrias localizadas na área drenada para a estação, o que confere uma característica de efluente tipicamente doméstico. O processo de tratamento empregado na ETE-Arujá consiste em etapas de tratamento preliminar por gradeamento e caixa de areia com raspadores, seguido de tratamento biológico aeróbio através de sistema de lagoas aeradas seguidas de lagoas de decantação e lagoa de aeração final, conforme ilustrado na figura 2.



Fonte: Procedimento Operacional da ETE – Arujá/SP – SABESP (2012)

O sistema em estudo foi montado em meados de dezembro de 2016, em uma área de contenção já construída no local, utilizando a macrófita aquática emergente *Eleocharis* sp. e brita nº 01. Para tanto, quatro tanques circulares em PEMD (Polietileno de média densidade), com capacidade para 310 L foram utilizados: um controle (com brita exclusivamente) e três pilotos (contendo brita e a macrófita enraizada na brita). O substrato foi colocado em todos os tanques a uma altura de 0,5 m visando cobrir o efluente em cerca de 0,1 m. Cada tanque foi alimentado com 125 L de efluente sanitário proveniente da lagoa de aeração final da ETE-Arujá utilizando bombas peristálticas (Provitec – AWM 5000) e mangueiras de látex para a propulsão (figura 3).

Apoio:



Parceiros:

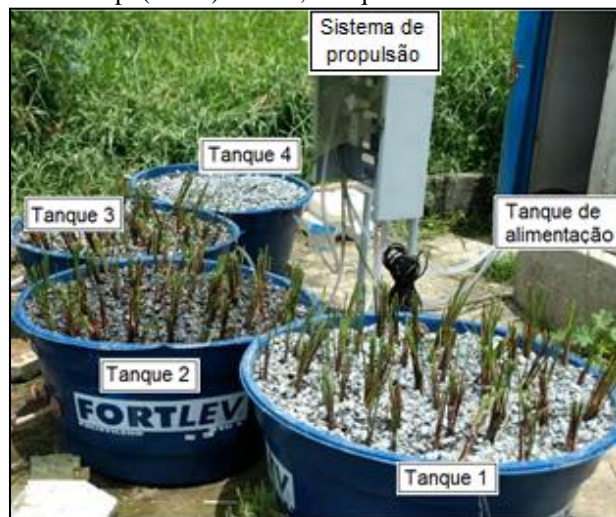


Organização:





Figura 3: Fotografia do sistema instalado na ETE-Arujá em Dez/2016. Tanque 1, 2 e 3: Sistema de tratamento com *Eleocharis* sp. (Junco) + brita; Tanque 4: Controle contendo brita (sem plantas)



Fonte: Autoria própria (2017)

As macrófitas foram plantadas de acordo com a área superficial dos tanques, visando preencher 60 mudas por m<sup>2</sup>. No total, cerca de 51 indivíduos foram plantados em cada um dos três tanques. As plantas foram coletadas no próprio local do experimento na ETE-Arujá e podadas em cerca de 0,15 m de altura cada.

A operação do sistema teve início em janeiro de 2017, sob fluxo intermitente, com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 1 dia, sendo monitorado 2 vezes na semana, por 2 meses.

As amostras coletadas foram acondicionadas em recipientes plásticos e armazenadas sob refrigeração até serem analisadas. Na tabela 1, estão descritos os métodos utilizados para a análise de cada espécie nitrogenada. O oxigênio dissolvido foi medido *in situ* com o auxílio de uma sonda multiparamétrica (HANNA HI 9829).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Tabela 1 – Espécies nitrogenadas e oxigênio dissolvido e seus respectivos métodos de análise

ESPÉCIE NITROGENADA	Método	Referência
Nitrogênio Total	Método de Combustão e detecção por quimioluminescência	-
Nitrogênio Amoniacal	Método 4500NH <sub>3</sub> B e Método 4500NH <sub>3</sub> C – Destilação e Titulométrico	APHA (2012)
Nitrato	Método 4110B – Cromatografia de Íons	APHA (2012)
Oxigênio Dissolvido	Potenciométrico	-

Fonte: Autoria própria (2017)

### 3 Resultados e Discussão

Para avaliar o comportamento das espécies químicas nitrogenadas do sistema piloto de *wetlands* construído, durante o período de estabilização do sistema foram monitorados alguns parâmetros que influenciam direta ou indiretamente na transformação e/ou remoção das formas de nitrogênio presentes no efluente, tais como pH e oxigênio dissolvido. Na tabela 2 estão descritas as médias de pH ao longo do dos 2 meses de experimento para a entrada do sistema e as saídas (piloto e controle).

Tabela 2: Média e Desvio Padrão dos valores de pH obtidos ao longo do experimento

CONDIÇÃO	pH (média ± desvio padrão)
Entrada do Sistema	7,21 ± 0,20
Saída do Sistema Piloto	7,09 ± 0,09
Saída do Sistema Controle	7,13 ± 0,08

Fonte: Autoria própria (2017)

O pH médio do sistema, em geral, favorece o processo de amonificação, onde o nitrogênio orgânico é convertido em amônio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) ou amônia (NH<sub>3</sub>), já que a faixa ótima de pH para esse processo é entre 6,5 e 8,5 (COOPER *et al*, 1996). Vale ressaltar que a concentração de nitrogênio orgânico no sistema foi muito baixa, principalmente na saída dos tanques, não sendo detectada em vários casos, enquanto que a concentração de nitrogênio amoniacal é a forma nitrogenada predominante, provavelmente devido a esse processo.

Apoio:



Parceiros:



Organização:

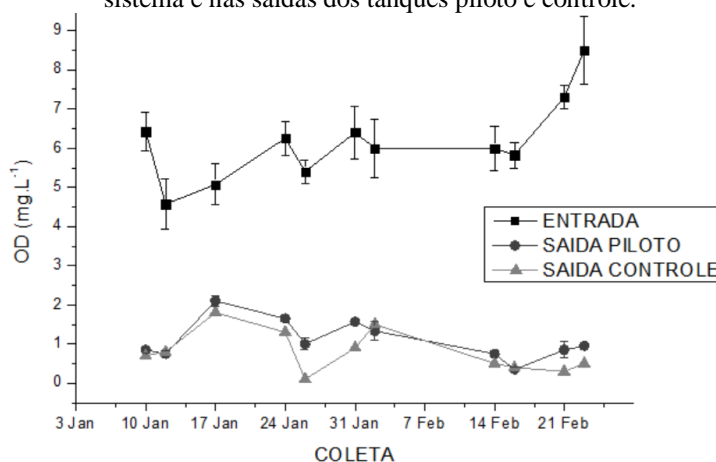






O oxigênio dissolvido (OD) monitorado ao longo do experimento foi plotado em um gráfico (figura 4) a fim de facilitar a comparação da influência desse parâmetro com a dinâmica de distribuição das formas nitrogenadas.

Figura 4: Monitoramento de Oxigênio Dissolvido (em mg L<sup>-1</sup>) ao longo do experimento na entrada do sistema e nas saídas dos tanques piloto e controle.



Fonte: Autoria própria (2017)

Como pode-se observar na figura 4, o OD da entrada do sistema é consideravelmente mais elevado que o OD da saída do tanque controle e dos tanques pilotos, o que pode ser justificado pelo fato da entrada ser proveniente de uma lagoa de aeração da ETE-Arujá e do sistema de *wetlands* construídos de fluxo horizontal também favorecer a redução do oxigênio dissolvido como observado no trabalho de Pelissari *et al.* (2015), visto que o OD é utilizado nas transformações bioquímicas e também utilizado pelas plantas, embora essas sejam responsáveis por incorporar esse oxigênio no meio.

As formas nitrogenadas mais representativas encontradas nas amostras coletadas (Nitrogênio Total e Nitrogênio Amoniacal) foram plotadas em gráficos para melhor visualização da dinâmica do sistema, conforme mostrado nas figuras 5 e 6.

Apoio:



Parceiros:

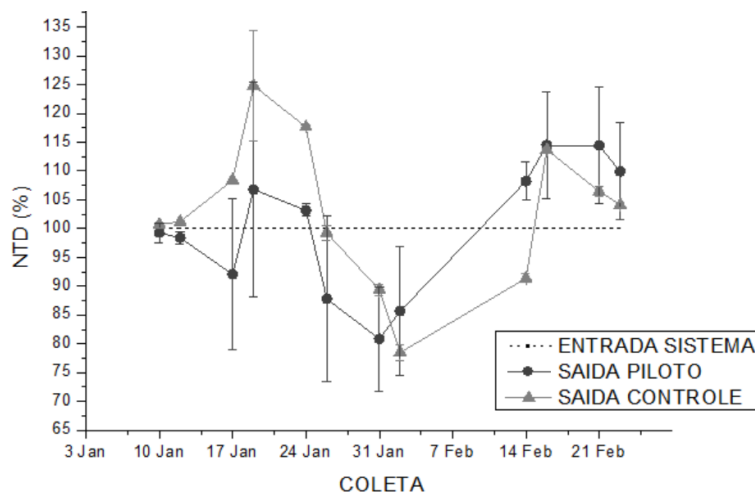


Organização:



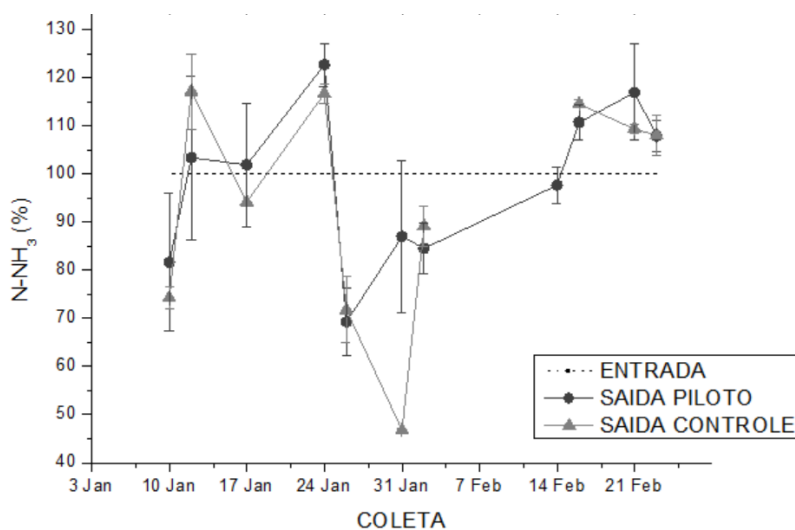


Figura5: Monitoramento da porcentagem de remoção de Nitrogênio Total Dissolvido (NTD) ao longo do experimento.



Fonte: Autoria própria (2017)

Figura 6: Monitoramento da porcentagem de remoção de Nitrogênio Dissolvido Amoniacal (N-NH<sub>3</sub>) ao longo do experimento.



Fonte: Autoria própria (2017)

Em relação ao nitrogênio dissolvido total (NDT) e ao nitrogênio dissolvido amoniacal (N-NH<sub>3</sub>) é possível notar que não há uma diferença significativa entre a saída do piloto e do controle, considerando um intervalo de confiança de 95% (com exceção de algumas amostragens onde pode ter ocorrido contaminação). No entanto, na semana do

Apoio:



Parceiros:



Organização:





dia 31 de janeiro de 2017 houve uma diferença significativa entre as saídas e a entrada do sistema em relação ao nitrogênio dissolvido total principalmente, mostrando que o efluente pós-sistema se apresentou com concentrações menores de NDT em relação à entrada sendo que, neste mesmo período, a disponibilidade de OD foi ligeiramente maior, possibilitando que houvesse uma possível conversão do NDA por desnitrificação (gerando nitrato), já que esta é mais evidente nos sistemas de fluxo horizontal devido à baixa disponibilidade de OD (SEZERINO, 2006).

Em estudos com sistemas de alagados construídos têm-se encontrado muitas oscilações em relação a remoção de nutrientes, sendo que tal fato foi creditado por alguns autores ao ciclo vegetativo das plantas, que em sua fase de envelhecimento não absorvem nutrientes na mesma proporção da fase de crescimento (SOUSA *et al*, 2004; CALIJURI, 2009). Souza *et al*. (2004) encontrou variações que correspondiam de aproximadamente 30 a 57% em relação ao nitrogênio do efluente de entrada, ao longo de seu experimento, não seguindo um padrão de remoção.

## 4 Perspectivas do Trabalho

O sistema será monitorado até meados de 2017, visando compreender melhor os processos que ocorrem nos *wetlands* construídos e, principalmente, buscando aumentar a eficiência de remoção de nutrientes como o nitrogênio e o fósforo, principal foco deste trabalho. O tempo de detenção será alterado para 2 dias com base em outros estudos que tiveram boas eficiências de remoção de nitrogênio e fósforo, como observado por Brasil *et al*. (2007).

## Referências

BRASIL. **Decreto nº 10.755, de 22 de novembro de 1977**. Dispõe sobre o enquadramento dos corpos de água receptores na classificação prevista no Decreto nº 8.468 (1), de 8 de setembro de 1976, e dá providências correlatas. Departamento de Águas e Energia Elétrica (DAEE), São Paulo, SP. Disponível em: <[http://www.dae.sp.gov.br/legislacao/arquivos/835/decreto\\_10755.pdf](http://www.dae.sp.gov.br/legislacao/arquivos/835/decreto_10755.pdf)>. Acesso em: 16 mar. 2017.

BRASIL, M. S., et al. Modeling of pollution removal in constructed wetlands with horizontal subsurface flow. **Agricultural Engineering Research**, v. 13, n. 2, p. 48-56, 2007.

Apoio:



Parceiros:



Organização:



# 3º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE **WETLANDS CONSTRUÍDOS**



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.

COOPER, P.F., *et al.* (1996). **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Swindon: WRc plc. 184 p

GOPAL, B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: Potential and problems. **Water Science Technology**, v. 40, n. 3, p. 27-35, 1999.

LIMA, F. T. **Capacidade de retenção e dinâmica de um “wetland” construído no tratamento de águas residuais**. 2011. 123 f. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) – Centro de Aquicultura, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal. 2011.

KADLEC, R.H. & KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands**. CRC Press, Boca Raton, Fl. 893pp. 1996.

KIVAIISI, 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.

MACHADO, A. R. **Wetlands construídos de fluxo vertical para remoção de nitrogênio amoniacal de lixiviado de aterro sanitário**. 2016. 161 f. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente, Águas e Saneamento) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador. 2016.

MENDONÇA, H. V.; RIBEIRO, C. B. M.; BORGES, A. C.; BASTOS, R. R. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 75-87, 2012.

MONTEIRO, R. C. M., *et al.* Protótipos de sistemas construídos de áreas alagadas para o tratamento de efluentes de piscicultura. **HOLOS Environment**, v. 8, n. 2, p. 119-131, 2008.

NHAPI, I. A framework for the decentralised management of wastewater in Zimbabwe. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 29, p. 1265–1273, 2004.

OON, Y., *et al.* Role of macrophyte and effect of supplementary aeration in up-flow constructed wetland-microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and energy recovery. **Bioresource Technology**, v. 224, p. 265-275, 2017.

OSORIO-CASELLES, A., *et al.* Horizontal subsurface-flow constructed wetland removal efficiency. **Ecological Engineering**, v. 99, p.479-485, 2017. SANTIAGO, A. F. **Potencial para Utilização de Sistemas de Wetlands no Tratamento de Águas Residuárias: Uma contribuição a Sustentabilidade dos Recursos Hídricos no Brasil**. CBCN, Viçosa, MG. v. 1. n. 1. 2005. Disponível em: <[http://www.cbcn.org.br/arquivos/p\\_potencial\\_brasil\\_774793278.pdf](http://www.cbcn.org.br/arquivos/p_potencial_brasil_774793278.pdf)>. Acesso em: 12 jan. 2015.

PELLISSARI, C., *et al.* Wetlands Construídos aplicados no tratamento de efluente de bovinocultura leiteira. In: Simpósio sobre Wetlands Construídos, 2, 2015, Curitiba. **Anais...** Curitiba: UTFPR, 2015. p. 1-10.

SOUZA, S J.T.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E.P.C. Use of constructed wetland for the post-treatment of domestic sewage anaerobic effluent from UASB reactor. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 285- 290, 2004.

## Apoio:



## Parceiros:



## Organização:



# 3º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS



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 (Doutora do em Engenharia Sanitária e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY – USEPA. **America’s Wetlands: Our vital link between land and water.** Washington, DC: Office of Wetlands, Oceans and Watersheds Wetlands Division, 2003.

XU, L., et al. The integrated processes for wastewater treatment based on the principle of microbial fuel cells: a review. **Crit. Rev. Environ. Sci. Technol**, v. 46, n. 1, p. 1-32, 2015.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS EM SISTEMAS HÍBRIDOS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS**

**André Gustavo Patel\***

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil (PPGEC)  
[gugapatel@hotmail.com](mailto:gugapatel@hotmail.com)

**Mateus Xavier de Lima**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil (PPGEC)  
[mateusxavier.lima@gmail.com](mailto:mateusxavier.lima@gmail.com)

**Karina Querne de Carvalho**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Construção Civil (DACOC)  
[kaquerne@utfpr.edu.br](mailto:kaquerne@utfpr.edu.br)

**Fernando Hermes Passig**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil  
Departamento Acadêmico de Química e Biologia (DAQBI)  
[fhpassig@utfpr.edu.br](mailto:fhpassig@utfpr.edu.br)

### **Resumo**

Os *wetlands* construídos têm se mostrado eficazes na remoção de matéria carbonácea e nitrogênio, mas com limitações na remoção de fósforo. Neste trabalho foi avaliada a eficiência de sistemas híbridos de *wetlands* construídos (WCH) com escoamento subsuperficial quanto à remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada de esgotos sanitários com baixa concentração. Além disto, avaliou-se a influência do substrato e da macrófita *Eichhornia Crassipes* no WCH. Foram obtidas eficiências de remoção de - 85% e 71% para DQO, 91% e 58% para o nitrogênio amoniacal, 53% e 60% para o nitrito e 80% e 60% para o fósforo nos sistemas WCH-P e WCH-NP, respectivamente. Percebeu-se que a macrófita *Eichhornia Crassipes* contribuiu significativamente na remoção de nitrogênio e fósforo no WCH-P em comparação ao WCH-NP.

**Palavras-chave:** Vertical. Horizontal. *Eichhornia Crassipes*. Tratamento descentralizado.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 1 Introdução

Os sistemas de *wetlands* construídos (WC) são sistemas descentralizados aplicados no tratamento dos esgotos sanitários gerados em pequenas comunidades ou locais sem acesso à rede coletora. Estes sistemas possuem simples operação e manutenção, além de apresentar baixo consumo de energia e possuir flexibilidade de tratamento de diversas efluentes, tais como águas pluviais, efluentes industriais, lixiviados de aterro sanitário (VYMAZAL, 2010; VYMAZAL, 2013; SPERLING, 2015).

As aplicações de WC no Brasil se intensificaram a partir do ano 2000 sob diferentes formas e arranjos, como diferentes materiais filtrantes e macrófitas empregadas (SEZERINO *et al.*, 2012).

Segundo Vymazal (2005), os tipos mais comuns de WC são os de escoamento subsuperficial horizontal, apesar da sua limitada capacidade de transferência de oxigênio, não favorecendo assim os processos de nitrificação. Por outro lado, os sistemas de escoamento subsuperficial vertical, fornecem boas condições para nitrificação, possuindo contudo limitações na etapa de desnitrificação.

Com isso, os sistemas híbridos (WCH), ou seja, sistemas que combinam WC de escoamento subsuperficial vertical e horizontal têm se tornando objeto de estudo devido à sua capacidade de combinar e complementar a eficiência de remoção dos nutrientes através do seu arranjo tecnológico (MIETTO *et al.*, 2015).

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência de um sistema híbrido de *wetlands* construídos na remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada de esgotos sanitários com baixa concentração. Ainda, avaliou-se a adaptação e influência da macrófita *Eichhornia crassipes* no sistema plantado.

## 2 Material e Métodos

Dois sistemas híbridos foram operados na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), localizada em Curitiba, Brasil (22°26'39"S, 49°21'16"O, 934,36 m de altitude e clima Cfb). Cada WCH é composto de um WC de escoamento subsuperficial

Apoio:



Parceiros:



Organização:





vertical seguido de um WC de escoamento subsuperficial horizontal. Para avaliação da influência da cobertura vegetal nos sistemas, um dos WCH foi plantado com a macrófita *Eicchornia crassipes* Mart. (Solms) e o outro não foi plantado, contendo apenas o substrato. Os sistemas foram mantidos a temperatura ambiente. Na Tabela 1 são apresentadas as dimensões utilizadas para a montagem de cada sistema de WC.

Tabela 1: Características do aparato experimental

Características	Wetland vertical	Wetland horizontal
Altura (m)	0,91	0,56
Diâmetro (m)	0,51	0,51
Raio (m)	0,255	0,255
Área superficial (m <sup>2</sup> )	0,20	0,20
Nº de plantas (un.)	18	23
Densidade de cobertura vegetal (plantas.m <sup>-2</sup> )	90	115
Altura da camada de pedra brita (m)	0,45	0,23
Altura da camada de areia (m)	0,40	0,20
Altura da camada de brita de fundo (m)	0,005	0,10
Volume total (m <sup>3</sup> )	0,10	0,18
Volume útil (m <sup>3</sup> )	0,064	0,036

Fonte: Autoria própria (2017)

O afluente utilizado na alimentação dos WC era proveniente de um córrego existente no câmpus universitário com características de esgoto sanitário considerado fraco segundo Metcalf & Eddy (2003). A alimentação dos sistemas foi feita de forma contínua com vazão afluente de 1,4 L.h<sup>-1</sup> e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 72 h.

O monitoramento dos parâmetros físico-químicos foi realizado uma vez por semana em amostras do afluente e efluente dos sistemas, em duplicata, durante 69 dias de operação de acordo com os procedimentos expostos na Tabela 2.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







Tabela 2: Parâmetros físico-químicos e os respectivos métodos e referências utilizados no monitoramento dos sistemas

Parâmetros	Método de Análise	Nº do Método	Referência
TL (°C)	-	-	-
pH	Potenciométrico	4500_H <sup>+</sup>	Eaton et al. (2012)
AT (mgCaCO <sub>3</sub> ·L <sup>-1</sup> )	-	-	Ripley et al. (1986)
AB (mgCaCO <sub>3</sub> ·L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	-	Ripley et al. (1986)
AV (mgHAc·L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	-	Dillalo e Albertson (1961)
Condutividade (µS.cm <sup>-1</sup> )	Potenciométrico	4500_C	Eaton et al. (2012)-
Turbidez (UNT)	Nefelométrico	4500_T	Eaton et al. (2012)-
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	Polarográfico	4500_O	Eaton et al. (2012)
DQO (Amostras bruta e filtrada) (mg.L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	5220_D	Eaton et al. (2012)
NTK (mgNTK.L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	4500_NTK	Eaton et al. (2012)
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mgN-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ·L <sup>-1</sup> )	Titulométrico	4500_NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Eaton et al. (2012)
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mgN-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> ·L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	4500_NO <sub>2</sub>	Eaton et al. (2012)
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mgN-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ·L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	4500_NO <sub>3</sub>	Eaton et al. (2012)
PT (mgPO <sub>4</sub> <sup>-</sup> ·L <sup>-1</sup> )	Espectrofotométrico	4500_P	Eaton et al. (2012)

Legenda: TL - temperatura do líquido; pH - potencial hidrogeniônico; AT - Alcalinidade Total; AB - Alcalinidade a Bicarbonato; AV - Ácidos voláteis; DQO - Demanda Química de Oxigênio; NTK – nitrogênio total de Kjeldahl; N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> – nitrogênio amoniacal; N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> – nitrito; N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> – nitrato; PT – fósforo total.

Fonte: Autoria própria (2017)

Para descrever os dados estatísticos foram usadas estatísticas descritivas experimentais nos sistemas de WCs, como coeficiente de variação e desvio padrão. Foi verificada distribuição normal dos valores obtidos nas análises de DQO, NTK, N-NH<sub>3</sub>, N-NO<sub>2</sub>, N-NO<sub>3</sub> e PT. Assim, foi aplicado o teste T pareado para distribuição normal e teste U de Mann-Whitney para distribuição não normal. Para os testes foram descritas as seguintes hipóteses, a hipótese nula (H<sub>0</sub>: a presença da macrófita não interfere na remoção do parâmetro avaliado) foi rejeitada para p-valor < 0,05, e a hipótese alternativa (H<sub>1</sub>: a presença da macrófita interfere na remoção do parâmetro avaliado). Desta forma pôde-se avaliar o grau de influência da cobertura vegetal com *Eicchornia crassipes* na remoção dos parâmetros avaliados.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





### 3 Resultados e Discussões

Os dados expostos na Tabela 3 representam os resultados das médias (X), desvio padrão (DP), valores mínimos (Min) e máximos (Máx) dos parâmetros físico-químicos obtidos para o afluente e efluente dos sistemas avaliados.

As médias mensuradas de temperatura nas amostras do efluente foram de 21,5 e 21,8 °C nos sistemas WCH-NP e WCH-P, respectivamente, o que pode contribuir para redução da atividade microbiana que é favorecida na faixa de 25 a 35 °C (LOHMANN, 2011).

Os valores de pH de 7,75 e 7,56 para o WCH-NP e WCH-P, respectivamente, estão próximos da neutralidade, favorecendo o desenvolvimento das comunidades microbianas (SPERLING, 2005). Estes valores estão em conformidade com os padrões de lançamento de efluentes de 6,0 a 9,0 nos corpos hídricos segundos descritos na Resolução CONAMA 430 de 2011.

Foi verificada pequena diferença na remoção média da turbidez entre os sistemas WCH-P e WCH-NP de 95% e 92%, respectivamente, o que pode indicar contribuição da planta na remoção deste parâmetro. Valores similares foram obtidos por Borges *et al.* (2008) de 96,8% em um sistema plantado com a espécie *Eicchornia crassipes* e operado com TDH de 20 dias.

Os valores negativos obtidos para este parâmetro podem estar relacionados à decomposição das macrófitas e consequentemente ao arraste e depósito de sólidos que aumentam a turbidez no sistema. Segundo Paoli (2010) deve ser feita retirada periódica das plantas do sistema para minimizar este problema.

Não foram constatadas variações significativas nas concentrações de OD nas amostras dos efluentes do WCH-NP (2,55 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>) e WCH-P (2,58 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>). Estes sistemas são classificados como aeróbios, pois as concentrações de OD são superiores a 2 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> (METCALF & EDDY, 2003; YE & LI, 2009),

As médias de remoção de DQO alcançadas pelos sistemas WCH-P e WH-NP foram de 85% e 71%, respectivamente, com uma concentração de entrada de 64 mg

Apoio:



Parceiros:



Organização:





DQO.L<sup>-1</sup>. Abou-Elela *et al.* (2014) encontraram eficiências de remoção de 88% e 83% para DQO em sistemas de fluxo horizontal plantados e não plantados, respectivamente. Eficiência de remoção de 60% foi obtida por Sperling (2015) em sistemas de escoamento subterrâneo horizontal e vertical plantados com capim Tifton 85 (*Cynodon spp.*).

Para DQO foi observado estatisticamente que não há diferença significativa entre os sistemas ( $p > 0,05$ ), ou seja, a planta não influenciou na remoção deste poluente no WCH-P comparado ao WCH-NP.

Os sistemas WCH-P e WCH-NP alcançaram eficiências médias de remoção de NTK de 71% e 14%, respectivamente, com concentração média nas amostras do afluente de 15 mg NTK.L<sup>-1</sup>, indicando que a planta tem papel fundamental na remoção do NTK. Abou-Elela *et al.* (2014) verificaram eficiências de remoção de 42% para sistemas verticais plantados com *Canna indica*, *Phragmites australis* e *Cyprus papyrus* e de 34% para o sistema vertical não plantado.

Foram verificadas diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) entre os sistemas quanto à remoção do NTK, com destaque para o WCH-P.

Pela comparação entre os resultados obtidos e os encontrados na literatura, foi possível perceber que os sistemas híbridos atuam melhor na remoção do NTK, do que os sistemas convencionais de *wetlands* construídos.

Em relação ao N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, foram observadas concentrações de 4 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.L<sup>-1</sup> e 14 mgN-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.L<sup>-1</sup> nas amostras do efluente dos sistemas WCH-P e WCH-NP, respectivamente, resultando em remoções de 91 e 58%, respectivamente.

Zhang *et al.* (2012) obtiveram valores de remoções de nitrogênio amoniacal de 47 e 68,9% em seus sistemas não plantado e plantado (*Thypha Angustifolia*), respectivamente, com TDH de 48 h. Os autores notaram aumento da eficiência de remoção para 80,4% com aumento do TDH para 96 h.

Apoio:



Parceiros:



Organização:



# 3º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE WETLANDS CONSTRUÍDOS



Tabela 3 – Valores da média, desvio padrão, valores máximos e mínimos obtidos nas avaliações do afluente e efluente dos sistemas WC-T e WC-TP

PARÂMETROS	AFLUENTE					EFLUENTE									
	X	DP	Min	Máx	CV	X	DP	Min	Máx	CV	X	DP	Min	Máx	CV
T (°C)	21,92	1,62	18,4	23,90	7	21,82	1,80	17,70	23,80	8	21,76	1,7	17,90	23,60	8
Ph	7,78	0,26	7,40	8,20	3	7,75	0,29	7,50	8,02	3	7,56	0,19	7,32	7,81	2
OD (mg O <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	2,90	1,06	0,64	3,96	36	2,54	0,54	1,67	3,28	21	2,58	0,38	2,13	3,27	15
A. Total (mgCaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	141	46	91	227	30	141	25	95	249	41	169	60	149	199	9
Ác. Vol (mg HAc.L <sup>-1</sup> )	150	84	55	342	56	154	113	19	413	73	209	267	55	855	127
Condutividade (μS.cm <sup>-1</sup> )	425	108	319	596	25	374	115	286	565	30	401	59	339	494	14
Turbidez (UNT)	15	16	2,31	52	108	0,71	0,77	0,02	2,21	109	0,33	0,31	0,02	0,98	95
Eficiência (%)	-	-	-	-	-	92	10	71	100	-	95	9	72	100	-
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	0,03	0,01	0,013	0,059	55	0,008	0	0,005	0,015	43	0,004	0	0,001	0,009	65
Remoção de DQO (%)	-	-	-	-	-	84	9	57	87	-	71	8	73	96	-
NTK (mgNTK.L <sup>-1</sup> )	15	20	1,14	89,32	198	10	20	1,37	60,97	198	3	8	0	24,97	220
Eficiência (%)	-	-	-	-	-	14	74	-151	70	-	71	40	-26	100	-
N-NH <sub>4</sub> (mgN-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> .L <sup>-1</sup> )	22	29	2,6	73,10	133	14	25	0,3	56,50	181	3	6	0	18	184
Eficiência (%)	-	-	-	-	-	58	32	13	95	-	90	9	75	100	-
N-NO <sub>2</sub> (mgN-NO <sub>2</sub> - N.L <sup>-1</sup> )	0,58	0,73	0,03	1,92	125	0,07	0,03	0,01	0,11	45	0,06	0,02	0,04	0,11	17
Eficiência (%)	-	-	-	-	-	59	27	27	94	-	53	38	-8	94	-
N-NO <sub>3</sub> (mgN-NO <sub>3</sub> - N.L <sup>-1</sup> )	0,062	0,05	0,03	0,20	93	0,041	0	0,03	0,05	18	0,034	0,01	0	0,05	45
Eficiência (%)	-	-	-	-	-	14	25	0	76	-	19	27	0	85	-
P (mg PO <sub>4</sub> -P.L <sup>-1</sup> )	2,58	2,83	0,19	7,53	109	0,76	0,75	0,08	1,96	99	0,32	0,46	0,07	1,45	144
Remoção P (%)	-	-	-	-	-	65	11	49	85	-	80	12	64	95	-

Legenda: X – média aritmética; DP – desvio padrão; Máx – valor máximo; Min – valor mínimo; CV – coeficiente de variação (%); pH –  
Fonte: Pesquisa de Campo (2017)

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Estatisticamente foi comprovada a não influência da planta na remoção do  $N-NH_4^+$ , visto que os sistemas não apresentaram diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) nas médias de concentração deste parâmetro no efluente.

Como ambos os sistemas estão submetidos a condições aeróbias, ou seja, concentrações de OD superiores a  $2 \text{ mg O}_2.L^{-1}$ , provavelmente o principal meio de remoção de nitrogênio amoniacal é pela nitrificação microbiana (VYMAZAL, 2005). No WCH-P a contribuição pode ter sido maior devido à cobertura vegetal que auxilia na remoção do nitrogênio amoniacal através da incorporação na biomassa (VAN DER MOORTEL *et al.*, 2009).

Foram encontrados baixos valores de nitrito e nitrato nas amostras do afluente dos sistemas, de  $0,582 \text{ mg N-NO}_2^-.L^{-1}$  e  $0,062 \text{ mg N-NO}_3^-.L^{-1}$ , respectivamente, com eficiências de remoção de 53% e 60% de nitrito e de nitrato de 21% e 15% para WCH-P e WCH-NP, respectivamente.

Chang *et al.* (2012) obtiveram valores de concentrações de nitrito e nitrato de  $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$  e  $0,35 \text{ mg.L}^{-1}$  em seus sistemas plantados com *Typha orientalis* e *Arundo donax var. versicolor* (sistema 1) e *C. indica* e *Pontederia cordata* (sistema 2), respectivamente, com eficiências de remoção de 22,59 e 22,56%, respectivamente, e atribuíram à ocorrência da nitrificação e da desnitrificação.

Estatisticamente foi comprovada a não influência da planta na remoção de  $N-NO_2^-$  e  $N-NO_3^-$  visto que os sistemas não apresentaram diferenças significativas ( $p > 0,05$ ) nas médias de concentração destes parâmetros nas amostras de seus efluentes.

Com concentração média de fósforo total de  $2,40 \text{ mg P-PO}_4^-.L^{-1}$  nas amostras do afluente, os sistemas WCH-P e WCH-NP alcançaram eficiências de remoção de 80% e 66%, respectivamente. Estes valores são superiores aos reportados por Zhang *et al.* (2012) de 58% e 37% para sistemas plantados e não plantados alimentados com concentração inicial de  $7 \text{ mgP-PO}_4^-.L^{-1}$ , respectivamente.

Através da análise estatística, foram notadas diferenças significativas ( $p < 0,05$ ) na remoção do fósforo, indicando influência da planta na remoção deste poluente.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Segundo Celis (2015), a eficiência de um sistema de WC pode ser influenciada na etapa da evapotranspiração do ciclo hidrológico. Assim foram realizados ensaios de evapotranspiração e os resultados são apresentados na Tabela 4.

Tabela 4 Resultados do Ensaio de Evapotranspiração

Evapotranspiração (mm.d <sup>-1</sup> )	NPV	NPH	PV	PH
M	0,2350	0,2348	0,2347	0,2343
DP	0,000265	0,000404	0,000500	0,000379
N	8	8	8	8

Legenda: M – Média; DP - Desvio Padrão; N – Número de amostras

Fonte: Autoria própria (2017).

Com base nestes ensaios, os valores médios de evapotranspiração resultaram em 0,25 mm.d<sup>-1</sup> para ambos os sistemas, ao longo do período avaliado. Estes valores são inferiores aos reportados por Celis (2015) de 4,5 mm.d<sup>-1</sup> para um sistema de *wetlands* construídos em escala piloto plantado (240 L) com a macrofita *Typha domingensis*; e Brasil & Matos (2008) de 4,9 a 18,7 mm.d<sup>-1</sup> para sistemas plantados com *Typha sp.* em sistemas de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal (17,54 L).

Conforme indicado por Brasil & Matos (2008), a evapotranspiração pode ser influenciada pelo clima, características das águas superficiais, fisiologia das plantas, concentração dos poluentes na água residuária em tratamento.

#### 4 Conclusão

Verificou-se que as eficiências médias de remoção de DQO foram de 85% e 71%, fósforo de 80% e 60%, nitrito de 53% e 60% nos sistemas WCH-P e WCH-NP e de nitrogênio amoniacal de 91% e 58% no WCH-NP. Com estes resultados foi evidenciado a influência da macrófita *Eichhornia crassipes* nos sistemas operados com TDH de 72 h.

No período analisado, a evapotranspiração resultou baixa não interferindo nos resultados analisados.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Os resultados dos parâmetros analisados estão em conformidade com os valores máximos admissíveis estabelecidos na Resolução CONAMA N° 430/2011 para lançamento em corpos hídricos receptores e segundo a Resolução SEMA 021/09 (para DQO), demonstrando a eficiência destes sistemas de *wetlands* construídos no tratamento de esgotos sanitários.

## Agradecimentos

Os autores agradecem a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) e ao Conselho de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de mestrado e a Fundação Nacional de Saúde pelo aporte financeiro (Edital de Chamamento Público DESAM/FUNASA 01/2014, Processo n. 25100.011.282/2014-87).

## Referências

ABOU-ELELA, S. I.; GOLINELLI, G.; EL-TABL, A. S.; HELLAL, M. S. Treatment of municipal wastewater using horizontal flow constructed wetlands in Egypt. **Water Science and Technology**, v. 69, p. 38-47, 2014.

BORGES, K. P.;TAUK-TORNISIELO, S. M; DOMINGOS, R. N; ANGELIS, D. F. Performance of the constructed *wetlands* system for the treatment of water from the Corumbatai river. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v 51, p. 01-09, 2008.

BRASIL. Conselho nacional do meio ambiente-CONAMA. **Resolução 430/2011**: Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 25 mar. 2017.

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, p. 323-328, 2008.

CELIS, G. S. **Participação da macrófita *Typha domingensis* na remoção de nutrientes de esgoto sanitário em wetlands construídos**. Dissertação (Mestrado. em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

CHANG, J. J.; WU, S. Q.; DAI, Y R.; LIANG, W.; WU, Z. B. Treatment performance of integrated vertical-flow constructed wetland plots for domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v.44, p. 152-159, 2012.

DU, X., CHUNHONG, S., FANGSHU, M. Influence of intermittent aeration and organic loading rate on lab-scale constructed wetland systems treating synthetic wastewater. **Desalination and Water Treatment**. p. 1–9, 2015.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





EATON, ANDREW. D.; CLESCERI, LENORE. S.; RICE, EUGENE. W.; GREENBERG, ARNOLD. B. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2012.

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.

METCALF, L; EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3 ed. Estados Unidos, MCGraw-Hill. 2003.

MIETTO, A., POLITEO, M., BRESCHIGLIARO, S., BORIN, M. Temperature influence on nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system in Northern Italy. **Ecological Engineering** v. 75, p. 291–302, 2015.

PAOLI, A. 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) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

PARANÁ. Secretaria de estado de Meio Ambiente e Recursos Hídricos- SEMA. Resolução n 021/09. Dispõe sobre licenciamento ambiental, estabelece condições e padrões ambientais e da outras providências, para empreendimentos de saneamento. Disponível em: <[http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao\\_ambiental/Legislacao\\_estadual/RESOLUCOES/RESOLUCAO\\_SEMA\\_21\\_2009\\_LICENCIAMENTO\\_PADROES\\_AMBIENTAIS\\_SANEAMENTO.pdf](http://www.iap.pr.gov.br/arquivos/File/Legislacao_ambiental/Legislacao_estadual/RESOLUCOES/RESOLUCAO_SEMA_21_2009_LICENCIAMENTO_PADROES_AMBIENTAIS_SANEAMENTO.pdf)>. Acesso em: 2 mar 2017.

SEZERINO, P. H., BENTO, A. P., DECEZARO, S. T., MAGRI, M. E., PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária Ambiental** v.20, p. 151-158, 2015.

SPERLING, M. V. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. v.1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 2005.

SPERLING, M. Comparison of simple, small, full-scale sewage treatment systems in Brazil: UASB–maturation ponds–coarse filter; UASB–horizontal subsurface-flow wetland; vertical-flow wetland (first stage of French system). **Water Science & Technology** 329. 2015.

VAN DER MOORTELT, A. M. K., ROUSSEAU, D. P. L., TACK, F. M. G. PAUW, N. D. A comparative study of surface and subsurface flow constructed wetlands for treatment of combined sewer overflows: a greenhouse experiment. **Ecological Engineering**. v 35, p 175-182, 2009.

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

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. **Water**, v.2, p.530-549, 2010.

YE, F., LI, Y. Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. **Ecological Engineering** v.35, p. 1043–1050, 2009.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





# 3º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS



ZHANG, D. Q.; TAN, S. K.; GERSBERG, R. M.; ZHU, J.; SADREDDINI, S.; LI, Y. Nutrient removal in tropical subsurface flow constructed wetlands under batch and continuous flow conditions. **Journal of Environmental Management**, v. 96, p. 1-6, 2012.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E SÓLIDOS SUSPENSOS  
EM SISTEMA PILOTO DE ALAGADOS CONSTRUÍDOS  
CULTIVADOS COM MACRÓFITAS AQUÁTICAS EMERGENTES  
(*Eleocharis* sp. e *Typha* sp.)**

**Aline Alves Sanchez\***

Universidade Federal do ABC, Santo André – SP, Brasil  
Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas  
[alineasanchez@gmail.com](mailto:alineasanchez@gmail.com)

**Tatiane Araújo de Jesus, Mercia Regina Domingues e Roseli Frederigi Benassi**

Universidade Federal do ABC, Santo André – SP, Brasil  
Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas

**Resumo**

O presente trabalho teve por objetivo avaliar o desempenho de um sistema piloto de alagados construídos com fluxo subsuperficial horizontal cultivados com macrófitas aquáticas emergentes (*Typha* sp. e *Eleocharis* sp.) na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos de efluente sanitário. O experimento foi conduzido em escala piloto na Estação de Tratamento de Esgotos de Arujá (SP), e consistiu de um tanque de alimentação e quatro tanques de tratamento instalados em paralelo. Os sistemas de tratamento foram: Tanque 1 (T1) - sistema cultivado com *Eleocharis* sp. (Junco); Tanque 2 (T2) - sistema cultivado com *Typha* sp. (Taboa); Tanque 3 (T3) - sistema cultivado com *Typha* sp. e *Eleocharis* sp. e Tanque 4 (T4): sistema controle (sem plantas), composto apenas de brita, utilizada como material suporte. O tanque de alimentação foi abastecido com esgoto proveniente apenas do tratamento preliminar da ETE. Os sistemas foram operados em fluxo contínuo com vazão de  $0,105 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ , TDH de 4,8 dias e TAS de  $0,05 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$ . Todos os quatro sistemas (T1, T2, T3 e T4) apresentaram eficiências médias de remoção de  $\text{DBO}_{5,20}$  (90 – 93%), DQO (86 – 90%), COD (51 – 58%), SST (98%), SSF (98%), SSV (98%) sem diferença estatística significativa (ANOVA  $p < 0,05$ ), ou seja, os quatro sistemas apresentaram eficiência de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos estatisticamente iguais. Portanto, a presença das macrófitas aquáticas emergentes não teve influência direta na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos.

**Palavras-chave:** Esgoto sanitário, tratamento secundário, sistema piloto em alagados construídos.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 1 Introdução

Os alagados construídos são sistemas artificiais desenvolvidos para utilizar processos naturais característicos de áreas alagadas para melhorar a qualidade de águas residuárias através da remoção de poluentes presentes na fase líquida. Esses sistemas reduzem as concentrações de uma série de poluentes e contaminantes, tais como: matéria orgânica, sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo e patógenos (KIVAISI, 2001).

As principais vantagens da utilização dos alagados construídos como tecnologia para tratamento de esgoto são: baixa demanda energética, menor custo de implantação e operação se comparado com outras tecnologias e alta capacidade de absorver variações de vazão e composição do afluente (DAVIS, 1994; CALHEIROS et al., 2015).

A eficiência de remoção em sistemas de alagados construídos está diretamente relacionada às espécies de macrófitas utilizadas, ao tipo de alagado construído selecionado, ao tipo e tamanho do material suporte e à vazão de operação do sistema (AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2007; SHELEF, GROSS e RACHMILEVITCH, 2013).

Com relação ao tipo de alagado construído, os de fluxo subsuperficial, que utilizam material suporte e macrófitas emergentes, removem principalmente sólidos suspensos e matéria orgânica por mecanismos físicos e bioquímicos (VYMAZAL, 2009).

Os alagados construídos podem ser empregados tanto para o tratamento secundário quanto terciário de efluentes. A maioria dos trabalhos tem como foco a remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e/ou nutrientes, tais como: nitrogênio e fósforo. Muito embora haja muitos estudos desenvolvidos no Brasil utilizando AC como tratamento secundário de efluentes sanitários, a maioria deles utiliza tais sistemas no pós-tratamento de efluentes provenientes de algum tratamento prévio, seja a nível primário ou secundário (KADLEC e WALLACE, 2008; SEZERINO et al., 2015)

Deste modo, há poucos estudos que se propõem a estudar efluentes provenientes apenas do tratamento preliminar (gradeamento e desarenador). Diante deste cenário, o este trabalho pretendeu contribuir com informações relevantes sobre a utilização da tecnologia de alagados construídos para o tratamento de esgoto sanitário a nível

Apoio:



Parceiros:



Organização:





secundário sem necessidade de tratamento primário prévio, contando apenas com tratamento preliminar para remoção de sólidos grosseiros

## 2 Objetivo

Avaliar a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos em sistema piloto de alagados construídos com fluxo subsuperficial horizontal cultivados com macrófitas aquáticas emergentes (*Typha* sp. e *Eleocharis* sp.) para tratamento secundário de efluente sanitário.

## 3 Material e métodos

O experimento foi realizado nas dependências da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) de Arujá (SP) localizada sob as coordenadas 23° 26' 24.0"S e 46° 28' 12.0" W, localizada cerca de 43 km da cidade de São Paulo.

A unidade piloto de sistemas de alagados construídos foi composta por um filtro autolimpante (100 cm de diâmetro e 2 mm de porosidade), um tanque de alimentação de 310 L, quatro tanques de polietileno com dimensões internas iguais a 2,4 x 1,0 x 0,7 m (C x L x P), 4 bombas peristálticas de precisão para dosagem de produtos líquidos e regulagem de vazão eletrônica (Marca Provitec; Modelo AWM 5000), tubos, conexões e mangueiras. Como meio suporte foram utilizadas britas número 1 nas áreas de entrada, saída e de tubulações para evitar possíveis entupimentos e brita número 0,5 ao longo de todo o volume útil do tanque.

Os sistemas de tratamentos utilizados na unidade piloto foram (Figura 1):

- **Tanque 1 (T1)** - sistema de tratamento com *Eleocharis* sp. (Junco);
- **Tanque 2 (T2)**: sistema de tratamento com *Typha* sp. (Taboa);
- **Tanque 3 (T3)**: sistema de tratamento combinado com *Typha* sp. e *Eleocharis* sp. (Taboa e Junco);
- **Tanque Controle (T4)**: sistema composto apenas pelo substrato (sem plantas).

Apoio:



Parceiros:

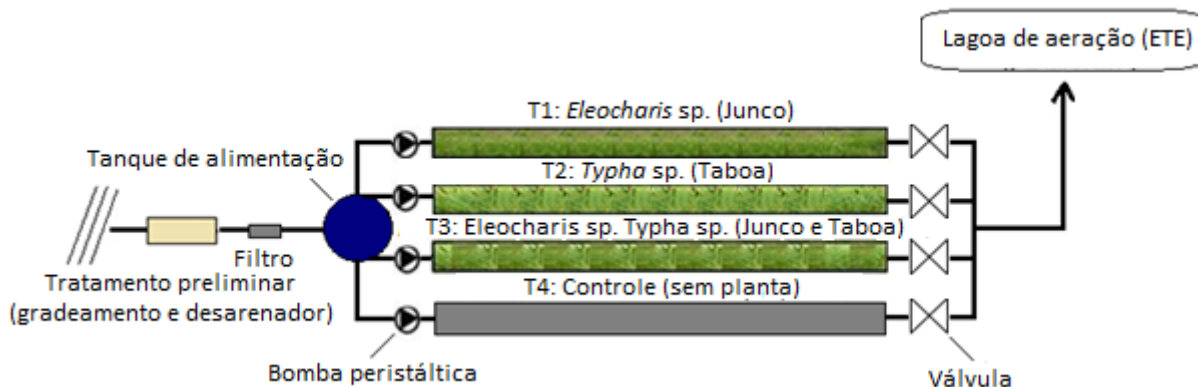


Organização:





Figura 5 - Diagrama esquemático do experimento piloto.



Fonte: elaborado pela autora.

A alimentação da unidade piloto foi feita com o efluente proveniente do tratamento preliminar (gradeamento e desarenador) da ETE. As plantas utilizadas nos sistemas eram nativas da área alagada existente na própria ETE. Foram plantadas aproximadamente 20 plantas por  $m^2$ . A montagem do sistema foi realizada no fim do mês de janeiro de 2016. Inicialmente, o sistema operou em regime de batelada. Após 30 dias, operou em fluxo com vazão de  $4,4 L h^{-1}$  e tempo de detenção hidráulica (TDH) de 4,8 dias e taxa de aplicação superficial (TAS) de  $0,05 m^3 m^{-2} dia^{-1}$ . A amostragem do sistema para caracterização físico-química do afluente e efluente foi iniciada após a estabilização do sistema (95 dias de operação).

O sistema foi monitorado diariamente (de segunda à sexta-feira) durante quarenta dias, do 96º ao 135º dia de operação. A partir do 141º até o 190º dia de operação, o sistema passou a ser monitorado semanalmente, até que se completassem 33 coletas.

Foram analisadas, em duplicata, as variáveis: Demanda Bioquímica de Oxigênio ( $DBO_{5,20}$ ), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Carbono Orgânico Dissolvido (COD), Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Fixos (SSF) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV). A análise de  $DBO_{5,20}$  foi realizada pelo método potenciométrico com medição do OD no 1º e no 5º dias com auxílio da sonda de oxigênio (Marca Thermo Scientific, Modelo K08177). A DQO foi analisada pelo Método 5220 D (Refluxo

Apoio:



Parceiros:



Organização:

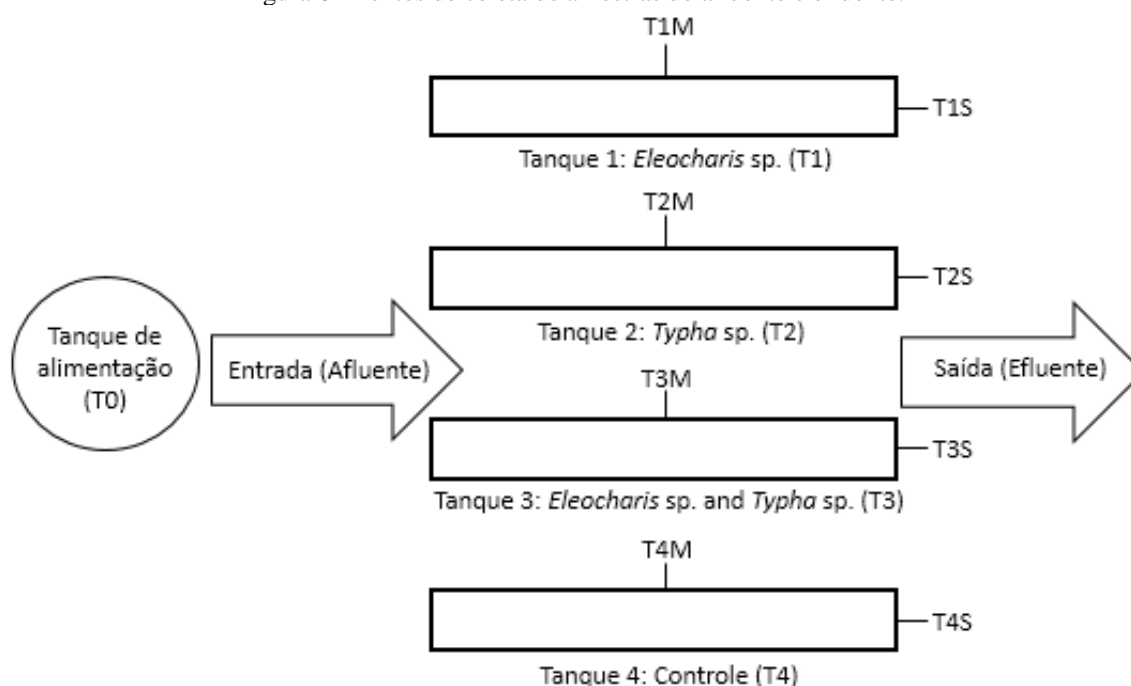




fechado) segundo APHA (2012). Os SST e as frações fixas e voláteis foram determinadas pelos Métodos 2540 D e 2540 E (gravimétrico) de acordo com APHA (2012).

Para analisar a remoção dos poluentes, foram coletadas amostras do afluente (esgoto que entrou no sistema: T0) e do efluente (esgoto tratado que saiu do sistema: T1S, T2S, T3S, T4S). Ademais, para verificar as condições físico-químicas do efluente em tratamento, coletaram-se amostras também em pontos localizados no meio dos tanques (T1M, T2M, T3M, T4M), como ilustrado na Figura 2.

Figura 6 - Pontos de coleta de amostras do afluente e efluente.



Fonte: Elaborado pela autora.

#### 4 Resultados e discussão

Na Tabela 1 estão apresentadas as eficiências de remoção de  $DBO_{5,20}$ , DQO e COD nos quatro tanques analisados em função das concentrações iniciais e finais dos respectivos parâmetros.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Tabela 3 - Eficiência de remoção média (%) dos parâmetros DBO<sub>5,20</sub>, DQO, COD, SST, SSF e SSV dos quatro tanques durante o período de monitoramento.

Parâmetro	Eficiência de remoção (%)			
	T1 (Junco)	T2 (Taboa)	T3 (Junco e Taboa)	T4 (Controle)
DBO <sub>5,20</sub>	93 ± 7	92 ± 8	90 ± 6	93 ± 8
DQO	90 ± 1	86 ± 1	88 ± 1	90 ± 1
COD	58 ± 17	51 ± 15	52 ± 15	58 ± 17
SST	98 ± 1	98 ± 1	98 ± 1	98 ± 1
SSF	98 ± 4	98 ± 4	98 ± 4	98 ± 6
SSV	98 ± 1	98 ± 1	98 ± 1	98 ± 1

A eficiência média de remoção de DBO<sub>5,20</sub> no T1 (Junco) foi de 93 ± 7 %, enquanto no T2 (Taboa) foi 92 ± 8 %. No terceiro tanque (T3: Junco e Taboa) a eficiência foi de 90 ± 6 %. No tanque controle (T4) a eficiência foi de 93 ± 8 %. De acordo com o teste ANOVA, com nível de significância de 5%, as eficiências médias de remoção dos quatro tanques não apresentaram diferenças estatísticas significativas ( $p = 0,37$ ).

A eficiência média de remoção de DQO no T1 (Junco) foi de 90 ± 1 %. No T2 (Taboa) e T3 (Junco e Taboa) foi de 86 ± 1 % e 88 ± 1%, respectivamente. No tanque controle (T4) apresentou eficiência de remoção de 90 ± 1%. De acordo com o teste ANOVA ( $p < 0,05$ ), as eficiências médias de remoção nos quatro tanques foram estatisticamente iguais ( $p = 0,03$ ). Portanto, assim como para a DBO<sub>5,20</sub>, os quatro sistemas também apresentaram desempenhos equivalentes na remoção da DQO.

Com relação ao COD, o T1 (Junco) apresentou eficiência de remoção de 58 ± 17%, o T2 (Taboa) de 51 ± 15%, o T3 (Junco e Taboa) de 52 ± 15 %, e, finalmente, o T4 de 58 ± 17%. Assim como os demais parâmetros, não houve diferença estatística entre as eficiências médias de remoção com nível de significância de 5% ( $p = 0,19$ ), inferindo assim que todos os quatro sistemas apresentaram desempenho semelhante na remoção de carbono orgânico dissolvido. Ou seja, dentre os quatro sistemas, os três cultivados e o

Apoio:



Parceiros:



Organização:





sem vegetação, apresentaram o mesmo desempenho na remoção da matéria orgânica presente na água residuária.

Comparando as eficiências de remoção de  $DBO_{5,20}$  e DQO obtidas no presente trabalho com os sistemas de lagoas facultativas, reatores UASB e lodos ativados, os lodos ativados são os únicos que possuem eficiências próximas ( $DBO_{5,20}$ : 85-93% e DQO: 80 – 90%) às encontradas nos AC. Os outros dois tratamentos possuem eficiências máximas abaixo do valor encontrado neste estudo (VON SPERLING, 2014).

Vale destacar que as eficiências de remoção de  $DBO_{5,20}$  e DQO foram mais elevadas que a de COD devido, principalmente, ao fato de nas análises de  $DBO_{5,20}$  e DQO terem sido consideradas tanto a fração particulada quanto a dissolvida dos parâmetros. Assim, verifica-se também a importância dos mecanismos físicos de remoção (filtração e sedimentação) da fração particulada da matéria orgânica.

Uma vez que não houve diferença estatística no desempenho dos quatro sistemas na remoção de matéria orgânica, verificou-se que não houve influência direta das macrófitas aquáticas na remoção de matéria orgânica conforme o esperado. De acordo a literatura, o principal mecanismo de remoção desse parâmetro envolve os microrganismos presentes no biofilme aderido ao substrato e às raízes das plantas (USEPA, 2000; VYMAZAL e KROPFLOVÁ, 2008).

Raboni, Gavasi e Urbini (2014) estudaram um sistema combinado composto por um reator UASB e alagado construído de fluxo subsuperficial horizontal plantado com taboa para tratar esgoto doméstico proveniente de uma comunidade rural no nordeste brasileiro. O alagado construído foi operado com TDH de 3,25 dias (78 h) e TAS de  $0,1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ . Considerando as duas etapas de tratamento, os autores obtiveram eficiências de remoção de 92,9 % de  $DBO_{5,20}$  e 79,2% de DQO. Valores próximos de eficiência de remoção de  $DBO_{5,20}$  e superiores para a remoção de DQO foram encontrados utilizando apenas a etapa de alagados construídos tratando esgoto após apenas o tratamento preliminar.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







Almeida, Pitaluga e Reis (2010) avaliaram o desempenho de sistemas de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal em escala real, porém residencial, cultivados conjuntamente com *Hedychium coronarium* e *Typha* sp. para o tratamento de esgoto doméstico. O esgoto tratado era proveniente de um tratamento primário prévio. Foram obtidas eficiências de remoção 89,2 % e 78,4 % para DBO<sub>5,20</sub> e DQO, respectivamente. Os valores obtidos para as eficiências de remoção no presente estudo foram superiores aos encontrados por Almeida, Pitaluga e Reis, devido ao maior aporte de matéria orgânica, uma vez que o esgoto a ser tratado fora submetido apenas ao tratamento preliminar.

Chagas et al. (2011) estudaram a remoção de matéria orgânica em alagados construídos de fluxo horizontal subsuperficial cultivados com lírio-amarelo (*Emerocallis flava*). Os sistemas trataram esgoto proveniente do tratamento primário e foram operados com TDH de 3,9 dias, TAS de 0,03 m dia<sup>-1</sup> e carregamento orgânico superficial de 44 kg DBO<sub>5,20</sub> ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Operando sob estas condições, obteve-se uma eficiência de remoção de DQO de 72,1%. Possivelmente, o presente trabalho obteve maior eficiência de remoção de DQO devido ao carregamento orgânico superficial superior, que culmina em maior deposição de material no meio suporte, funcionando também como filtro e aumentando ainda mais a remoção de material particulado.

Vymazal (2005) pesquisou um sistema de alagado construído de fluxo subsuperficial horizontal na República Tcheca para tratar o efluente proveniente de tratamento primário com tanque séptico. Utilizou-se brita como substrato e macrófitas aquáticas das espécies *Iris pseudacorus* (Íris-amarelo) e *Iris sibirica* (Íris-da-sibéria) associadas. A eficiência de remoção de DBO<sub>5,20</sub> do sistema foi de 97%, sendo 87% na etapa de AC, valor próximo ao encontrado no presente estudo. Já a remoção de DQO foi de 97%, sendo 79% na etapa de AC, eficiência um pouco inferior ao encontrado.

Bolton e Bolton (2013) utilizaram sistemas de alagados construídos em escala real para tratar esgoto doméstico proveniente de uma até quatro unidades familiares. O sistema foi cultivado com *Melaleuca tree* (Melaleuca) e operado também com fluxo

Apoio:



Parceiros:



Organização:





subsuperficial horizontal. O esgoto tratado era proveniente de unidade primária de tratamento (decantador). Foi obtida remoção de  $DBO_{5,20}$  de 94%, valor similar ao encontrado no presente estudo.

Com relação às partículas sólidas suspensas, os quatro sistemas apresentaram eficiência de remoção iguais a  $98 \pm 1\%$ . Quanto à remoção dos sólidos fixos, indicativo da fração inorgânica, o T1 (Junco) apresentou eficiência de  $98 \pm 4\%$  e o T2 (Taboa) de  $98 \pm 4\%$ . Já no T3 (Junco e Taboa) e o T4 (controle), as eficiências foram, respectivamente,  $98 \pm 4\%$  e  $98 \pm 6\%$ . Segundo o teste ANOVA ( $p < 0,05$ ), as eficiências médias de remoção são estatisticamente iguais ( $p = 0,98$ ). Quanto aos sólidos voláteis, indicativo da fração orgânica, as eficiências de remoção foram  $98 \pm 1\%$  (T1),  $98 \pm 1\%$  (T2),  $98 \pm 1\%$  (T3) e  $98 \pm 1\%$  (T4). Da mesma maneira, o teste ANOVA indicou a inexistência de diferença significativa entre as eficiências de remoção de SSV nos quatro tanques ao nível de significância de 5% ( $p = 0,22$ ).

Em comparação a outros tratamentos secundários, tais como: lagoas facultativas, reatores UASB e lodos ativados, o desempenho dos alagados construídos estudados foi superior às máximas eficiências alcançadas nesses sistemas, segundo dados de Von Sperling (2014).

Com base nos resultados, pode-se inferir que os quatro sistemas (T1, T2, T3 e T4) apresentaram desempenho similar na remoção de sólidos suspensos. Assim como para a matéria orgânica, os sistemas de alagados construídos conseguiram alcançar altas eficiências de remoção com apenas uma etapa de tratamento.

As altas eficiências de remoção de sólidos suspensos encontradas no presente estudo corroboram com Vymazal (2002) que afirma que sistemas de alagados construídos de fluxo subsuperficial horizontal são efetivos na remoção de sólidos suspensos totais devido, principalmente, à filtração e sedimentação das partículas.

Uma vez que todos os sistemas, tanto os plantados quanto o não plantado, apresentaram eficiências de remoção iguais, infere-se que as macrófitas aquáticas não apresentaram influência direta na remoção de sólidos suspensos. Tal fato pode ser

Apoio:



Parceiros:



Organização:





explicado pela predominância dos mecanismos físicos de remoção do material particulado presente nas águas residuárias em sistemas de fluxo subsuperficial horizontal.

Raboni, Gavasi e Urbini (2014) obtiveram eficiência de remoção de sólidos suspensos totais de 94% em alagados cultivados com taboa, valor próximo ao encontrado no presente trabalho.

Bolton e Bolton (2013) encontraram também elevadas remoções de SST (98,6%), valor coerente com o encontrado no presente estudo, uma vez que os sistemas alagados de fluxo subsuperficial horizontal são desenvolvidos para tratar esgoto principalmente a nível secundário com foco na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos.

## 5 Conclusões

Com base nos resultados apresentados, os sistemas apresentaram elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos: DBO<sub>5,20</sub> (90 – 93%), DQO (86 – 90%), SST (98%), SSF (98%) e SSV (98%).

Vale destacar que os quatro alagados construídos (T1, T2, T3 e T4) apresentaram desempenhos equivalentes na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, destacando que não houve influência direta de nenhuma das espécies de macrófitas emergentes utilizadas nos leitos plantados.

Com base nos resultados pode-se concluir que os principais mecanismos de remoção de matéria orgânica e sólidos são físicos e microbiológicos.

## Agradecimentos

À Fundação Nacional de Saúde (FUNASA) e à Universidade Federal do ABC (UFABC) pelo suporte financeiro. À SABESP pela colaboração.

## Referências

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*, v. 29, n. 2, p. 173–191, 2007.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





CALHEIROS, C. S. C. et al. Constructed wetland with a polyculture of ornamental plants for wastewater treatment at a rural tourism facility. *Ecological Engineering*, v. 79, p. 1–7, 2015.

CHAGAS, R. C. et al. Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, n. 11, p. 1186–1192, 2011.

DAVIS, L (Org.). *A handbook of constructed wetlands: a guide to creating wetlands for agricultural wastewater, domestic wastewater, coal mine drainage, stormwater in the Mid-Atlantic Region. Pennsylvania: USDA and the USEPA Region III*, 1994.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. *Treatment wetlands*. 2. ed. Boca Raton: CRC press, 2008. 348 p.

KIVAISI, A. K. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: A review. *Ecological Engineering*, v. 16, n. 4, p. 545–560, 2001.

RABONI, M.; GAVASCI, R.; URBINI, G. UASB followed by sub-surface horizontal flow phytodepuration for the treatment of the sewage generated by a small rural community. *Sustainability (Switzerland)*, v. 6, n. 10, p. 6998–7012, 2014.

SEZERINO, P. H. et al. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 20, n. 1, p. 151–158, 2015.

SHELEF, O.; GROSS, A.; RACHMILEVITCH, S. Role of plants in a constructed Wetland: Current and new perspectives. *Water (Switzerland)*, v. 5, n. 2, p. 405–419, 2013.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgoto*. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014. 470 p.

VYMAZAL, J. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. *Ecological Engineering*, v. 18, n. 5, p. 633–646, 2002.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, v. 25, n. 5, p. 478–490, 2005.

VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecological Engineering*, v. 35, n. 1, p. 1–17, 2009.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **ANÁLISE ECONOMICO FINANCEIRA ENTRE SISTEMAS ATIVO E PASSIVO DE TRATAMENTO TERCIÁRIO DE ÁGUA RESIDUÁRIA NA REMOÇÃO DE FÓSFORO**

**Renata Gaudereto Andries\***

Empresa Wetlands Construídos, Belo Horizonte – MG, Brasil

[renata.andries@wetlands.com.br](mailto:renata.andries@wetlands.com.br)

**André Baxter Barreto**

Empresa Wetlands Construídos, Belo Horizonte – MG, Brasil

[a.baxter@wetlands.com.br](mailto:a.baxter@wetlands.com.br)

**Breno Henrique Leite Cota**

Empresa Wetlands Construídos, Belo Horizonte – MG, Brasil

[brenocota@wetlands.com.br](mailto:brenocota@wetlands.com.br)

**Felipe Castilhos de Araújo**

Empresa Wetlands Construídos, Belo Horizonte – MG, Brasil

[f.araujo@wetlands.com.br](mailto:f.araujo@wetlands.com.br)

**Gabriel Rodrigues Vasconcelos**

Empresa Wetlands Construídos, Belo Horizonte – MG, Brasil

[gabriel.vasconcellos@wetlands.com.br](mailto:gabriel.vasconcellos@wetlands.com.br)

**Luciano Rodrigo Gomes Santos**

Empresa Wetlands Construídos, Belo Horizonte – MG, Brasil

[luciano.santos@wetlands.com.br](mailto:luciano.santos@wetlands.com.br)

### **Resumo**

Estudou-se a viabilidade econômica, através do indicador VPL (valor presente líquido), de três tipos de sistemas terciários de remoção de fósforo para vazão de 16 L/s. Os sistemas analisados foram os wetlands construídos, a coagulação, floculação e sedimentação com aplicação de diferentes doses de cloreto férrico e a combinação entre ambos. Os custos analisados foram com mão de obra e encargos, troca de meio suporte, produtos químicos e desperdício, gestão de lodo, energia e manutenção. O cenário mais vantajoso é o composto apenas de wetlands, com VPL no valor de R\$ 3.585.262,58. O segundo é composto apenas de tratamento físico químico (TQ), com VPL de 5.454.200,95. As análises realizadas são baseadas no custo de implantação dos wetlands, sendo esses diretamente proporcionais ao coeficiente de adsorção de fósforo, variável essa muito particular para cada escória utilizada.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





**Palavras-chave:** Fósforo. Wetlands construídos. Cloreto férrico. Coagulação. VPL.

## 1 Introdução

Vários estudos internacionais demonstram que a utilização de unidades filtrantes contendo meios reativos com alta afinidade para sorção de fósforo é uma técnica viável para aumentar a remoção de P em estações de tratamento de esgotos de pequeno porte, tais como lagoas de estabilização e wetlands construídos (BARCA et al., 2014).

Dentre os diversos materiais já investigados para esta aplicação as escórias de siderurgia (alto forno e aciaria) são um excelente material, dada sua boa capacidade de sorção e seu baixo custo. Além desses argumentos há que se ressaltar a importância da reutilização de resíduos industriais como uma ação de sustentabilidade.

A composição das escórias é rica em minerais de alta afinidade com o P, tais como Alumínio, Cálcio e Ferro. Por esta razão são um material com grande potencial para este tipo de aplicação.

Barca et al. (2014), no âmbito do projeto SLASORB, investigaram o potencial de dois tipos de escórias (alto forno e aciaria) para retenção de P em filtros saturados horizontais subsuperficiais. Os resultados mostraram elevadas capacidades de sorção obtendo remoções de P maiores que 90%.

Os sistemas de wetlands construídos tem sido amplamente empregados em mais de 30 países para tratamento de efluentes em ETE de pequeno e médio porte, atendendo populações da ordem de 10.000 habitantes. No que se refere à remoção de fósforo, os wetlands construídos vem sendo empregados em muitos países europeus, tendo a França diversos sistemas implantados para esta finalidade. Os principais mecanismos de remoção de fósforo em wetlands construídos são a sorção ao meio suporte (predominante) e a absorção pela vegetação empregada (secundário).

Outras tecnologias empregadas na engenharia sanitária para remoção de fósforo são a dosagem de produtos químicos, a filtração por membranas e processos biológicos avançados. Estas técnicas são bastante eficientes para remoção deste elemento das águas

Apoio:



Parceiros:



Organização:





residuárias, mas possuem desvantagens como alta complexidade operacional e/ou elevados custos de operação.

Visando comparar economicamente processos passivos e ativos na remoção de fósforo de efluentes pré tratados a longo prazo estudou-se três diferentes sistemas: wetlands construídos preenchidos com escória de aciaria, de tratamento físico-químico (TQ) com adição de cloreto férrico e a combinação de ambos.

## 2 Materiais e métodos

A coleta de efluentes foi realizada após as lagoas facultativas do Centro de Pesquisa em Tratamento e Saneamento (CePTS), localizado na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE Arrudas), em Belo Horizonte. A concentração de inicial foi de 4,8 mg/L, sendo considerado concentrações inferiores a 1 mg/L, após o tratamento, aceitáveis.

### 2.1 Sistema wetland

Para realização do custo com implantação dos wetlands foi necessário dimensionar os wetlands para cada cenário estudado. A equação utilizada é apresentada a seguir (equação 1) e foi citada por Barca et al. (2012).

$$V_u = \frac{Q}{k_v \times \varepsilon \times h} \ln \left( \frac{C_{afl} - C^*}{C_{efl} - C^*} \right) \quad (1)$$

Em que:

Vu: Volume útil do wetland

Q - Vazão de projeto: 16 L/s

Kv - Coeficiente de adsorção: 0,6 d<sup>-1</sup>

ε - Porosidade da escória de aciaria: 0,35

h - Altura útil do meio suporte: 1 m

C afl - Concentração de P após tratamento químico

C efl - Concentração de P desejada: 1,0 mg/L

Apoio:



Parceiros:



Organização:





C\* - Concentração de P residual: 0,1 mg/L

O custo com mão de obra considerado foi de R\$ 3.000 mais 33,7% de encargos sociais e trabalhistas por operador. A troca da mídia reativa foi estimada com frequência de 10 anos com um custo de 70% do valor de implantação. O coeficiente de adsorção para o dimensionamento do sistema wetland foi de 0,6 d<sup>-1</sup>, sendo esse valor reportado por Barca et al. (2012).

## 2.2 Tratamento físico-químico

Para análise de consumo de produto químico foi utilizado o jar teste com diferentes dosagens de cloreto férrico (0, 70, 112, 154, 196 238 e 280 mg/L), sendo essas baseadas no trabalho de Silva (2009). A operação do equipamento foi a seguinte: mistura rápida com duração de 50 s e rotação de 300 rpm, floculação com duração de 10 min e rotação de 40 rpm e sedimentação com duração de 15 min sem rotação.

Após a adição do coagulante ocorre uma redução do pH da amostra, que pode implicar um valor de pH final fora da faixa ótima do coagulante cloreto férrico (5 – 6), sendo necessário realizar sua correção mediante adição de ácido ou base.

Utilizaram-se H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> (Ácido Sulfúrico) 0,07M e NaOH (Hidróxido de Sódio) 0,1M, respectivamente, como solução ácida e solução básica, para correção do pH da amostra de efluente. Deve-se destacar que não é necessária a correção de pH para as amostras que já estejam na faixa ótima de coagulação.

Para a estimativa do custo com a gestão de lodo foi realizado 3 ensaios em cone Imhoff. Em triplicata, foi vertido 1 L do efluente, já adicionado a maior dosagem de coagulante e corretor de pH, e após 1 hora fez-se a leitura em termos de volume de lodo gerado por litro de efluente (L/L).

O parâmetro físico-químico analisado foi o fósforo total. As análises das amostras de efluente foram realizadas em laboratório, segundo APHA (2012).

Os valor utilizado para o quilo do cloreto férrico líquido 35% utilizado foi de R\$ 1,75. Já o do sulfato de alumínio em pó isento de ferro foi de R\$ 2,90. Tais valores são

Apoio:



Parceiros:



Organização:







referentes à pesquisa de mercado e os fornecedores consultados foram da área industrial. Como os valores cotados não incluem frete acrescentou-se 30% ao valor total para esse fim.

O preço de mercado utilizado para o quilo da solução de ácido sulfúrico 98% foi de R\$ 2,80 sem frete, com acréscimo de 30% do valor total da compra para o custo com transporte do produto.

O preço utilizado para gestão do lodo foi obtido através de referência bibliográfica, citado no artigo de Januário e Ferreira Filho (2007). O preço sugerido na pesquisa foi de R\$ 60,00 a R\$ 80,00 para disposição e destinação em aterro sanitário de 1 ton de lodo, utilizando na presente pesquisa o valor de R\$ 80,00. Contudo, como a referência consultada é do ano de 2007, utilizou-se a calculadora do cidadão do Banco Central do Brasil (BCB, 2017) para corrigir o valor para o ano de 2017, de acordo com o IGP-M. O valor corrigido foi de R\$ 151,28/ton.

O custo com desperdício foi estimado em 10% sobre o custo total com coagulante. Os custos com mão de obra considerado foi idêntico ao adotado nos wetlands. O custo com energia elétrica foi de R\$ 62,50 por m<sup>3</sup> de efluente tratado. Por fim, adicionou-se custo de 2% do valor de implantação para manutenção da ETE por mês.

## 2.3 Análise econômica

Os custos foram determinados através de pesquisas de mercado ou pela consulta à bibliografia técnica especializada. As pesquisas de mercado foram realizadas com no mínimo três fornecedores brasileiros e o valor utilizado foi a mediana. Na consulta à bibliografia técnica de referências anteriores ao ano presente foi utilizada a calculadora do cidadão do Banco Central do Brasil (BCB, 2017) e os valores corrigidos de acordo com o IGP-M (Índice Geral de Pesquisa de Mercado).

Para a análise financeira foi utilizado o VPL (valor presente líquido), que determina o valor presente de pagamentos futuros a uma taxa de juros apropriada, menos

Apoio:



Parceiros:



Organização:





o custo do investimento inicial. O taxa de juros utilizada para tal cálculo foi de 12% a.a e o período analisado de 20 anos.

### 3 Resultados e discussão

Todas a dosagens estudadas em laboratório (70, 112, 154, 196 238 e 280 mg/L) possuíram concentração fina de P menores que 1 mg/L. Logo, considerou o intervalo de 10 a 90 mg/L para análise econômico financeira. Contudo, para realização dos modelos utilizou todo o banco de dados com intuito de melhor calibrar as curvas obtidas.

Os cenários com dosagem de cloreto férrico iguais ou superiores a 60 mg/L não necessitam de combinação com o sistema wetland. Conseqüentemente, o sistema combinado será estudado nas dosagem de cloreto férrico entre 10 e 50 mg/L, como pode ser visto na tabela 1.

Tabela 1: Combinação dos sistemas de tratamento para cada dosagem analisada.

Dosagem (mg/L)	0	10	20	30	40	50	60	70	80	90
Sist. considerado	WT	WT + TQ	WT + TQ	WT + TQ	WT + TQ	WT + TQ	TQ	TQ	TQ	TQ

#### 3.1 Sistema wetland

O custo de implantação foi determinado como sendo proporcional à área construída, dados esses apresentados na tabela 2. Contudo, por questões hidráulicas, o sistema wetland não pode ter áreas superficiais menores que 5.000 m<sup>2</sup>, assim nas conjugações em que tal fato ocorre são desconsiderados (células em cinza).

Para o custo operacional foi previsto um funcionário. Os custos de implantação e operacionais são mostrado na tabela 2.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Tabela 2: Custos de implantação e operação mensal para o sistema wetland construído.

Dosagem (mg/L)	Área necessária WTL (m <sup>2</sup> )	Custo de implantação total	Mão de obra (R\$/mês)	Troca de mídia a cada 10 anos (R\$)	Custo operacional total (R\$/mês)
0	10877,81	R\$ 2.393.117,70	R\$ 4.000,00	R\$ 1.675.182,39	R\$ 17.959,85
10	9146,54	R\$ 2.012.238,43	R\$ 4.000,00	R\$ 1.408.566,90	R\$ 15.738,06
20	7273,31	R\$ 1.600.128,92	R\$ 4.000,00	R\$ 1.120.090,24	R\$ 13.334,09
30	5220,18	R\$ 1.148.439,83	R\$ 4.000,00	R\$ 803.907,88	R\$ 10.699,23
40	2942,67	R\$ 647.388,06	R\$ 4.000,00	R\$ 453.171,64	R\$ 7.776,43
50	375,57	R\$ 82.625,08	R\$ 4.000,00	R\$ 57.837,56	R\$ 4.481,98
60	0	R\$ -	R\$ 4.000,00	R\$ -	R\$ 4.000,00
70	0	R\$ -	R\$ 4.000,00	R\$ -	R\$ 4.000,00
80	0	R\$ -	R\$ 4.000,00	R\$ -	R\$ 4.000,00
90	0	R\$ -	R\$ 4.000,00	R\$ -	R\$ 4.000,00

## 3.2 Tratamento físico-químico

### 3.2.1 Análise do custo de implantação

Para implantação do sistema físico-químico utilizou-se pesquisa de Schulz e Okun (1984) atualizada por Mierzwa et. al (2008). O custo modelado pelos autores, mostrado na equação 2, é referente ao custo de implantação de sistema convencional de tratamento de água, incluindo coagulação, floculação, decantação e filtração. Como o sistema a ser implantado não possui etapa de filtração foi descontado 20% do valor encontrado.

$$CC \left( \text{US\$}/L/s \right) = 16.903. Q^{-0,2626} \quad (2)$$

Em que:

Apoio:



Parceiros:



Organização:





CC: Custo de construção do tratamento químico  $[US\$/L/s]$

Q: Vazão [L/s]

Os custo do sistema foi de R\$ 762.931,38, sendo todos eles corrigidos para o valor em real. O valor usado foi de R\$ 3,11 para o dólar comercial, cotação do dia 06 de fevereiro de 2017. Após a conversão para a moeda real ainda utilizou-se a calculadora do cidadão do BCB.

### 3.2.2 Análise dos custos operacionais

Como o volume necessário de corretor de pH é diretamente proporcional à aplicação do coagulate, utilizou-se interpolação simples para previsão do seu consumo para as concentrações de 10 a 90 mg/L. Ressalta-se que para as concentrações de coagulante supracitada somente é necessário a adição de ácido sulfúrico.

De forma similar, o volume de lodo gerado é diretamente proporcional à eficiência de remoção de fósforo. Utilizando interpolação simples pode-se prever a geração de lodo para as concentrações analisadas.

Com os modelos propostos e as premissas definidas, no item metodologia, obteve-se os custos operacionais mensais para cada dosagem do horizonte de pesquisa para os produtos químicos e gestão do lodo mensais, conforme mostrado na tabela 3.

Foi previsto três operadores para a ETE com tratamento físico-químico, sendo um para cada turno do dia. Os custos com energia, desperdício e manutenção são mostrado na tabela 4.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Tabela 3: Custo mensal dos produtos químicos e gestão do lodo para tratamento físico químico.

Dosagem (mg/L)	Corretor de pH		Gestão de lodo		Coagulante	
	Massa (kg/mês)	Custo (R\$/mês)	SST (kg/mês)	Custo (R\$/mês)	Massa (kg/mês)	Custo (R\$/mês)
0	0	R\$ -	0	R\$ -	0	R\$ -
10	232	R\$ 843,48	591	R\$ 89,40	1.185	R\$ 2.849,72
20	201	R\$ 732,24	1.090	R\$ 164,95	2.370	R\$ 5.699,44
30	172	R\$ 625,37	1.382	R\$ 209,13	3.555	R\$ 8.549,16
40	144	R\$ 522,68	1.590	R\$ 240,49	4.740	R\$ 11.398,88
50	116	R\$ 424,02	1.750	R\$ 264,81	5.925	R\$ 14.248,59
60	90	R\$ 329,23	1.882	R\$ 284,68	7.109	R\$ 17.098,31
70	65	R\$ 238,15	1.993	R\$ 301,48	8.294	R\$ 19.948,03
80	41	R\$ 150,65	2.089	R\$ 316,03	9.479	R\$ 22.797,75
90	18	R\$ 66,58	2.174	R\$ 328,87	10.664	R\$ 25.647,47

Tabela 4: Custo mensal para mão de obra, energia, desperdício e manutenção para o tratamento físico químico.

Dosagem (mg/L)	Mão de obra (R\$/mês)	Energia (R\$/mês)	Desperdício (R\$/mês)	Manutenção (R\$/mês)	TOTAL (R\$/mês)
0	R\$ -	R\$ -	R\$ -	R\$ -	R\$ -
10	R\$ 12.000,00	R\$ 1.000,00	R\$ 284,97	R\$ 15.258,63	R\$ 32.326,21
20	R\$ 12.000,00	R\$ 1.000,00	R\$ 569,94	R\$ 15.258,63	R\$ 35.425,20
30	R\$ 12.000,00	R\$ 1.000,00	R\$ 854,92	R\$ 15.258,63	R\$ 38.497,20
40	R\$ 12.000,00	R\$ 1.000,00	R\$ 1.139,89	R\$ 15.258,63	R\$ 41.560,56
50	R\$ 12.000,00	R\$ 1.000,00	R\$ 1.424,86	R\$ 15.258,63	R\$ 44.620,91
60	R\$ 12.000,00	R\$ 1.000,00	R\$ 1.709,83	R\$ 15.258,63	R\$ 47.680,68
70	R\$ 12.000,00	R\$ 1.000,00	R\$ 1.994,80	R\$ 15.258,63	R\$ 50.741,09
80	R\$ 12.000,00	R\$ 1.000,00	R\$ 2.279,78	R\$ 15.258,63	R\$ 53.802,83
90	R\$ 12.000,00	R\$ 1.000,00	R\$ 2.564,75	R\$ 15.258,63	R\$ 56.866,29

Apoio:



Parceiros:



Organização:





### 3.3 Análise econômica

Os cenários que serão analisados são aqueles com maior retorno e possíveis no aspecto técnico. Assim, os cenários com dosagens de 40 e 50 mg/L não foram incluídos, pois a área de wetlands necessária é menor do que o valor mínimo de 5.000 m<sup>2</sup>. As dosagens de 80 e 90 mg/L também não foram incluídas na análise, já que com as dosagens de 60 e 70 mg/L já se atende aos padrões estipulados com menores gastos. Ou seja, os cenários analisados foram os com as dosagens de 0, 10, 20, 30, 60 e 70 mg/L. A tabela 5 mostra o VPL encontrado para os seis cenários em estudo.

Tabela 5: Valor presente líquido dos 6 cenários analisados.

Dosagem (mg/L)	Sistema	VPL
0	WC	R\$ 3.585.262,58
10	TQ + WC	R\$ 7.020.768,02
20	TQ + WC	R\$ 6.776.044,73
30	TQ + WC	R\$ 6.475.878,46
60	TQ	R\$ 5.454.200,95
70	TQ	R\$ 5.755.313,21

Observa-se que o cenário composto apenas pelo sistema wetland é o mais vantajoso seguido pelo composto de apenas tratamento físico-químico na dosagem de 60 mg/L.

Contudo, fator de grande importância na análise em questão é o coeficiente de remoção de fósforo (kv) pela escória de aciaria, já que quanto maior o coeficiente, maior a área necessária de wetlands e consequente maior custo de implantação e operação.

De acordo com os resultados de diferentes estudos, a taxa de remoção de fósforo por escória de aciaria variou de 37% a 100% e a capacidade de remoção de fósforo flutuou de 0,13 a 89,9 mg P / g (Barca *et al.*, 2012; Barca *et al.*, 2013; Bowden *et al.*, 2009; Claveau-Mallet *et al.*, 2013; Drizo *et al.*, 2006; Li *et al.*, 2013; Wang *et al.*, 2010; Xiong *et al.*, 2008 ; Yang *et al.*, 2009). Logo, em estudos de viabilidade é necessário a calibração em laboratório da mídia reativa a ser utilizada.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 4 Conclusão

A análise financeira mostra que o cenário mais vantajoso é o sistema composto apenas de wetlands e o segundo o composto de apenas tratamento físico-químico. Contudo, as análises financeiras realizadas são baseadas no custo de implantação dos wetlands, sendo esses diretamente proporcionais ao coeficiente de adsorção de fósforo, variável essa muito particular para cada escória utilizada.

A análise econômica é essencial na investigação da viabilidade do projeto, mas também faz-se necessário a discussão de outros pontos de similar peso, como sustentabilidade do sistema, contexto social e político, integração com o ambiente externo, entre outros.

## Referências

- APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington: American Public Health Association, 2012, 1360 pp.
- BARCA, C., TROESCH, S., MEYER, D., DRISSEN, P., ANDRES, Y., CHAZARENC, F. Steel slag filters to upgrade phosphorus removal in constructed wetlands: two years of field experiments. **Environ. Sci. Technol.**, v. 47, p. 549–556, 2013.
- BCB. Banco Central do Brasil. Calculadora do cidadão. Disponível em: <https://www.bcb.gov.br/calculadora/calculadoracidadao.asp>. Acesso em: 01 de fevereiro de 2017.
- BOWDEN, L.I., JARVIS, A.P., YOUNGER, P.L., JOHNSON, K.L. Phosphorus removal from waste waters using basic oxygen steel slag. **Environ. Sci. Technol.**, v. 43, p. 2476–2481, 2009.
- C. BARCA, C. GÉRENTE, D. MEYER, F. CHAZARENC, Y. ANDRÈS. Phosphate removal from synthetic and real wastewater using steel slags produced in Europe. **Water Res.**, v. 46, p. 2376-2384, 2012.
- CLAVEAU-MALLET, D., WALLACE, S., COMEAU, Y. Removal of phosphorus, fluoride and metals from a gypsum mining leachate using steel slag filters. **Water Res.**, v. 47, p. 1512–1520, 2013.
- DRIZO, A., FORGET, C., CHAPUIS, R.P., COMEAU, Y. Phosphorus removal by electric arc furnace steel slag and serpentinite. **Water Res.**, v. 40, n. 8, p. 1547-1554, 2006.
- GUALBERTO, F. F. Otimização de processos de precipitação química na remoção de fósforo de esgotos sanitários mediante a utilização de sais de ferro como coagulante. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica e Sanitária) - Escola Politécnica de São Paulo, São Paulo, 2009.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





JANUÁRIO, G. F.; FERREIRA FILHO, S. S. Planejamento e aspectos ambientais envolvidos na disposição final de lodos das estações de tratamento de água da região metropolitana de São Paulo. **Revista Eng. Sanit. Ambient.**, v. 12, n. 2, p. 117-126, 2007.

LI, Y.Z., LIU, C.J., LUAN, Z.K., PENG, X.J., ZHU, C.L., CHEN, Z.Y., ZHANG, Z.G., FAN, J.H., JIA, Z.P. Phosphate removal from aqueous solutions using raw and activated red mud and fly ash. **J. Hazard. Mater.**, v. 137, p. 374–383, 2006.

MIERZWA, J. C.; SILVA, M. C. C.; RODRIGUES, L. Di Beo; HESPANHOL, I. Tratamento de água para abastecimento público por ultrafiltração: avaliação comparativa através dos custos diretos de implantação e operação com os sistemas convencional e convencional com carvão ativado. **Eng. Sanit. Ambient.**, v.13, n.1, pp. 78-87, 2008.

SHULZ, C. R.; OKUN, D. A. Surface Water Treatment for Communities in Developing Countries. John Wiley & Sons. New York, 1984.

SILVA, C. V. A. **Remoção de fósforo em estação compacta de tratamento de esgotos sanitários através da precipitação química.** 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2009.

WANG, G.; WANG, Y.; GAO, Z. Use of steel slag as a granular material: volume expansion prediction and usability criteria. **J. Hazard. Mater.**, v. 184, n. 1–3, p. 555–560, 2010.

J.B. XIONG, Z.L. HE, Q. MAHMOOD, D. LIU, X.E. YANG, E. ISLAM. Phosphate removal from solution using steel slag through magnetic separation. **J. Hazard. Mater.**, v. 152, n. 1, pp. 211–215, 2008.

J. YANG, S. WANG, Z.B. LU, J. YANG, S.J. LOU. Converter slag–coal cinder columns for the removal of phosphorous and other pollutants. **J. Hazard. Mater.**, v. 168, n. 1, pp. 331–337, 2009.

Y. LENG, W. GUO, S. SU, C. YI AND L. XING. Removal of antimony (III) from aqueous solution by graphene as an adsorbent. **Chem. Eng. J.**, v. 211, p. 406–411, 2012.

L. A. WENDLING, P. BLOMBERG, T. SARLIN, O. PRIHA; M. ARNOLD. Phosphorus sorption and recovery using mineral-based materials: Sorption mechanisms and potential phytoavailability. **Appl. Geochem.**, v. 37, 157–169, 2013.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







## A PRESENÇA E O TIPO DE VEGETAÇÃO AUMENTAM A BIOMASSA AERÓBIA NOS WETLANDS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL?

**André Baxter Barreto\***

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – Minas Gerais (MG), Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[andrebarreto@gmail.com](mailto:andrebarreto@gmail.com)

**Gabriel Rodrigues Vasconcellos**

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – Minas Gerais (MG), Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[gabrielvasconcellos183@hotmail.com](mailto:gabrielvasconcellos183@hotmail.com)

**Marcos von Sperling**

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – Minas Gerais (MG), Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[marcos@desa.ufmg.br](mailto:marcos@desa.ufmg.br)

### Resumo

A determinação de parâmetros cinéticos em Sistemas Alagados Construídos de escoamento Horizontal Subsuperficial (SAC-EHSS), tais como taxas de consumo de oxigênio e concentração de biomassa microbiana, são temas de investigação nesta área. A presente pesquisa avaliou a importância da zona de raízes e suas inter-relações com as comunidades microbiológicas através de ensaios respirométricos com amostras indeformadas de leitos de SAC-EHSS. As taxas de consumo de oxigênio obtidas sugerem que leitos plantados com diferentes espécies vegetais podem apresentar concentrações de biomassa aeróbia diferentes, determinadas pela morfologia e fisiologia da espécie em questão. Os resultados mostraram que as amostras plantadas (*Typha latifolia* 20,1 g m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>; *Canna x generalis* 147,8 g m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>) apresentaram taxas de respiração superiores as amostras não plantadas (12,8 g m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>) e inerte (1,2 g m<sup>-3</sup> d<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>).

**Palavras-chave:** Wetlands horizontais, vegetação, respirometria.

### 1 Introdução

A determinação de parâmetros cinéticos em *wetlands* construídos, ou sistemas alagados construídos (SAC), tais como as taxas de consumo de oxigênio, concentrações

Apoio:



Parceiros:



Organização:





de biomassa e liberação de oxigênio pelas raízes, é um tópico relevante que pode contribuir para elucidar o complexo compartimento reativo dos SAC.

Uma das barreiras para a quantificação da liberação de oxigênio pela zona de raízes da vegetação, além da grande variação da morfologia/fisiologia das espécies vegetais, das diferentes condições ambientais sob as quais os experimentos são conduzidos e dos métodos de quantificação, é a alta complexidade estrutural e biogeoquímica nos leitos de SAC. A delimitação e condução de medições específicas nos compartimentos em que ocorrem a liberação de oxigênio e as reações de transformação de poluentes (raízes, meio suporte, biofilme, líquido intersticial) não se mostra viável de um ponto de vista prático.

Recentemente, novos métodos vêm sendo desenvolvidos para quantificar a taxa de transferência de oxigênio (TTO) e a taxa de consumo de oxigênio (TCO) em SAC. Aqui se incluem traçadores gasosos (estimando TTO) e respirometria (estimando TCO) (NIVALA *et al.*, 2013, ANDREOTTOLA *et al.*, 2007, TYROLLER *et al.* 2010, PISOEIRO *et al.*, 2013). A respirometria em amostras de leito de SAC é uma técnica promissora para a validação de modelos matemáticos, entre outras aplicações. Outra potencial aplicação da técnica de respirometria em SAC é a quantificação da atividade da biomassa presente no meio suporte através da taxa de respiração obtida nas amostras (BARRETO *et al.*, 2016). A presente pesquisa empregou a metodologia para realização de ensaios respirométricos desenvolvida por Barreto *et al.* (2015) e Barreto *et al.* (2016) para demonstrar indiretamente a influência da presença de vegetação e da espécie vegetal na atividade microbológica aeróbia em amostras indeformadas de SAC-EHSS.

## 2 Materiais e métodos

O estudo foi realizado no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS), da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) e da Companhia de Água e Saneamento de Minas Gerais (COPASA), em Belo Horizonte. A instalação do CePTS está localizada dentro da ETE Arrudas, que recebe esgoto da bacia do Ribeirão Arrudas.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





O sistema em foco consiste em dois SAC-EHSS em escala real (plantados e não plantados) que recebem águas residuárias municipais após um reator tipo UASB. O esgoto bruto é submetido a tratamento preliminar da ETE Arrudas antes de ser encaminhado para o CePTS. O reator UASB, com 22 m<sup>3</sup> de volume, operava com vazão de 80 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>, resultando em um tempo médio de detenção hidráulica (TDH) de 6,6 horas. Parte de seu efluente era enviado para as duas unidades SAC operando em paralelo, uma plantada com *Typha latifolia* e outra não plantada. Cada unidade, projetada para uma população equivalente a 50 habitantes, possuía 25 m de comprimento, 3 m de largura, 0,4 m de altura, com um nível de água de 0,30 m, ambas preenchidas com escória de alto forno como meio suporte, com porosidade de 40%, d<sub>10</sub> de 10 mm. Cada unidade recebia 7,5 m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>, com TDH real (ensaios com traçadores) de 1,40 d e 1,06 d para as unidades plantadas e não plantadas, respectivamente (MATOS, 2015). Os SAC tinham aproximadamente nove anos de operação e estavam sob processo avançado de colmatação. A taxa de carregamento orgânico (DBO) para as unidades plantada e não plantada foi, respectivamente, 5,9 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e 6,4 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. As eficiências baseadas na remoção da carga de DBO foram de 80% para o leito plantado e 75% para o leito não plantado (MATOS, 2015). A Figura 1 apresenta fotografias do aparato experimental.

Para obtenção de amostras indeformadas, foi aplicada a metodologia desenvolvida por Barreto *et al.* (2015).

Realizaram-se testes respirométricos com amostras plantadas (*Canna x generalis* e *Typha latifolia*) e amostra não plantada da região de saída (23 m da entrada) dos SAC-EHSS. Um teste controle negativo para a respiração foi realizado com brita n° 2 limpa (meio suporte inerte). O protocolo exploratório consistiu na remoção de amostras indeformadas do leito, inserção na unidade de respirômetro, obtenção de curvas de consumo endógeno de oxigênio (sem aplicação de pulsos de substrato). As concentrações de oxigênio dissolvido foram medidas por duas sondas YSI 600XLM (Oxigênio Dissolvido óptico, pH, ORP, temperatura, condutividade elétrica), equipadas com registrador de dados interno, acopladas em células de fluxo na entrada e saída do

Apoio:



Parceiros:



Organização:





respirômetro. O reator foi mantido em circuito fechado com vazões de 0,3 a 1,0 L min<sup>-1</sup>, o que, de acordo com os testes hidrodinâmicos realizados por Barreto *et al.* (2015), garante uma condição de mistura completa no reator.

Figura 1: Foto da amostra indeformada removida do leito (esquerda); Foto da instalação experimental completa (centro); Vista esquemática do sistema do respirômetro (direita).



Fonte: Acervo dos autores.

## 2.1 Equações para determinação do $K_{La}$ , TTO e TCO

Dada a configuração do reator proposta, classificada como respirômetro aberto de fase líquida (fluxo de gás, fluxo de líquido fluido), a taxa de consumo de oxigênio (TCO) foi calculada continuamente por medidas de oxigênio dissolvido (OD) em intervalos de 3 minutos. A taxa de transferência de oxigênio (TTO) e o coeficiente de transferência de oxigênio ( $K_{La}$ ) foram calculados de acordo com o método proposto por Tyroller *et al.* (2010), usando saturação com gás propano para estimar esses parâmetros. As taxas de consumo de oxigênio são afetadas pelas variações de temperatura, portanto os valores obtidos à temperatura local foram corrigidos para a temperatura padrão de 20 ° C, usando a Equação 3 proposta por Ortigara *et al.* (2010). As equações adotadas para obtenção dos parâmetros em questão encontram-se listadas a seguir.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





$$\frac{d(V_L \times C_o)}{dt} = Q_{in} \times C_{oin} - Q_{out} \times C_{oout} + V_L \times K_L a (C_{sat} - C_o) - V_L \times TCO \quad (1)$$

Fonte: Vasel (2013)

$$TCO = \frac{Q(C_{oin} - C_{oout})}{V_L} + K_L a \times (C_{sat} - C_{oout}) \quad (2)$$

Fonte: Rearranjo da eq. 1 para condições estacionárias

$$TCO_{20^\circ C} = \frac{TCO_t}{\theta^{(T-20^\circ C)}} \quad (3)$$

Fonte: Ortigara *et al.* (2010)

$$K_L a O_2 \times t = \ln[(C_{sat} - C_o)/(C_{sat} - C_t)] \quad (4)$$

Fonte: Tyroller *et al.* (2010)

$$TTO = [K_L a O_2 \times (C_{sat} - C_t) \times V] / A \quad (5)$$

Fonte: Tyroller *et al.* (2010)

$$C_{sat} = 14,652 - 4,1022 \times 10^{-1} \cdot T + 7,9910 \times 10^{-3} \cdot T^2 - 7,7774 \times 10^{-5} \cdot T^3 \quad (6)$$

Fonte: von Sperling & Chenicharo (2005)

Em que:

A = área superficial do reator (0,07 m<sup>2</sup>)

C<sub>o</sub> = concentração de oxigênio inicial (mg L<sup>-1</sup>)

C<sub>oin</sub> = concentração de oxigênio dissolvido medida na entrada (mg L<sup>-1</sup>)

C<sub>oout</sub> = concentração de oxigênio dissolvido medida na saída (mg L<sup>-1</sup>)

C<sub>sat</sub> = concentração de saturação de oxigênio dissolvido (mg L<sup>-1</sup>)

C<sub>t</sub> = concentração de oxigênio no tempo t (mg L<sup>-1</sup>)

K<sub>L</sub>aO<sub>2</sub> = coeficiente de transferência de oxigênio (h<sup>-1</sup>)

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Q = vazão de alimentação ( $L h^{-1}$ )

TCO 20 °C = taxa de consumo de oxigênio ( $mg L^{-1} h^{-1}$  de  $O_2$ ) corrigida para 20 °C

TCO = taxa de consumo de oxigênio ( $mg L^{-1} h^{-1}$  de  $O_2$ )

TCOt = taxa de consumo de oxigênio ( $mg L^{-1} h^{-1}$  de  $O_2$ ) em determinado tempo t

T = temperatura do líquido (°C)

t = tempo ( $h^{-1}$ )

TTO = taxa de transferência de oxigênio ( $mg h^{-1}$ )

$V_L$  = volume útil do reator de ( $0,015 m^3$ )

$\theta$  = coeficiente de conversão pela temperatura (1,08)

### 3 Resultados e discussão

Os resultados, impressões e conclusões apresentados neste trabalho refletem uma abordagem exploratória relacionada a uma nova sistemática, com o entendimento de que a metodologia desenvolvida propõe uma compilação inédita de conhecimentos, procedimentos e técnicas já existentes. É importante destacar que a técnica respirométrica em SAC ainda está em desenvolvimento, sendo necessária a melhoria e adaptação dos protocolos tradicionais utilizados para sistemas de lodos ativados e outras tecnologias de tratamento para lidar com a complexidade da zona reativa em SAC.

Os respirogramas aqui apresentados reportam o comportamento da respiração endógena corrigida para 20°C "TCO 20°C". As equações 2 e 3 foram usadas para calcular TCO, que é apresentada nas razões com volume útil e área superficial do reator (Tabela 1). As curvas traçadas referem-se às taxas de respiração endógena, uma vez que nas investigações realizadas os pulsos de substratos aplicados não criaram os picos de TCO tradicionais.

#### 3.1 Respirogramas obtidos

Os resultados obtidos com as amostras plantadas (Figura 3 c e d) e não plantadas (Figura 3 a e b) sugerem o efeito específico da vegetação, tendo sido observadas taxas de respiração endógena mais elevadas em *Canna x generalis* ( $137-142 gO_2 m^{-3} d^{-1}$ ) do que

Apoio:



Parceiros:



Organização:





em *Typha Latifolia* ( $20 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ ) e na amostra não plantada ( $12 \text{ gO}_2 \text{ m}^{-3} \text{ d}^{-1}$ ). Estes valores são consistentes com a morfologia das espécies estudadas, uma vez que *Canna x generalis* apresenta maior taxa de crescimento, maior massa de matéria vegetal e maior volume de raízes do que *Typha latifolia*. Estes resultados são coerentes com a teoria que sugere que maior massa de tecido radicular pode conter maior massa de biomassa microbiana aeróbica na zona radicular.

Tabela 1: Resumo dos resultados obtidos.

Data do teste	Ano		2016	2015	2015	2015
	Data início	Data fim	11/01	08/04	24/04	01/11
			18/01	10/04	27/04	03/11
Tipo de amostra			Inerte	<i>T. latifolia</i>	<i>C. x generalis</i>	Não plantado
Vazão de circulação	Q	L min <sup>-1</sup>	1	1	1	1
Volume útil	VL	L	21	25	11	11
Número de dados	N		3.356	2.148	4.319	1.158
Respiração endógena corrigida 20°C	TCO 20 °C	mg L <sup>-1</sup> h <sup>-1</sup>	0,05	0,84	<b>6,1</b>	0,48
Temperatura mediana	Temp.	°C	29,5	21,7	27,2	32,7
Respiração endógena por volume	TCO <sub>end vol</sub>	g m <sup>-3</sup> d <sup>-1</sup> O <sub>2</sub>	1,2	<b>20,1</b>	<b>147,8</b>	<b>12,8</b>
Respiração endógena por área	TCO <sub>end area</sub>	g d <sup>-1</sup> m <sup>-2</sup> O <sub>2</sub>	4,1	<b>67,1</b>	<b>492,8</b>	<b>42,8</b>

Os resultados confirmam a teoria de que a presença de plantas influencia a distribuição de comunidades microbianas no leito de SAC. Com taxas de respiração mais altas em um leito plantado, pode-se inferir que a liberação de oxigênio na raiz realmente desenvolve maior concentração de biomassa aeróbia quando comparada a um leito não plantado. Através do método desenvolvido, a liberação de oxigênio pelas raízes pode ser indiretamente demonstrada, enfatizando a importância da vegetação no ambiente subterrâneo.

Um ponto que merece consideração com relação aos testes respirométricos com amostras de SAC é a rápida transição entre condições redox de uma amostra aclimatada em um leito com características anaeróbicas ou anóxicas (como é o caso dos SAC-EHSS)

Apoio:



Parceiros:



Organização:





a um ambiente oxidante, inerente a testes respirométricos. Barreto *et al.* (2015) descrevem condições redutoras nos mesmos leitos investigados pelos testes respirométricos neste artigo. A transição entre estes dois ambientes possivelmente influencia o comportamento da biomassa, mesmo se a medição da respiração aeróbia requiera um ambiente oxidante.

Possivelmente a ciência da respirometria em SAC conduzirá ao desenvolvimento de novos métodos para respirometria ou quantificação de biomassa por testes realizados sob as mesmas condições dos leitos originais. Os testes respirométricos para investigações sobre a biomassa anaeróbia, como para leitos altamente obstruídos ou sob altas taxas de carregamento orgânico no SAC-EHSS, devem considerar a medição de emissões de gás, como CH<sub>4</sub> em respirômetros de fase gasosa.

#### **4 Conclusões**

O uso de Reatores Fixos Plantados adaptados (PFR) para realização de testes respirométricos provou ser muito prático, útil e representativo das condições de campo, apesar das necessidades de melhorias adicionais. Os ensaios respirométricos realizados sugerem que os leitos plantados por diferentes espécies de plantas podem favorecer o crescimento de biomassa aeróbia em diferentes concentrações e, por isso, apresentar diferentes taxas de respiração. A diferença mostra estar relacionada à morfologia e fisiologia das espécies em estudo e o ambiente criado na rizosfera. Esta afirmação corrobora a literatura sobre esses sistemas, superando outro obstáculo a essa linha de pesquisa, que consiste em estudar amostras não perturbadas de SAC e empregar métodos respirométricos para derivar parâmetros cinéticos.

O método desenvolvido pretende pavimentar o caminho para pesquisas novas e avançadas sobre meios de suporte e rizosfera, como a comparação de condições operacionais reais com cenários obtidos por modelagem matemática.

Apoio:



Parceiros:



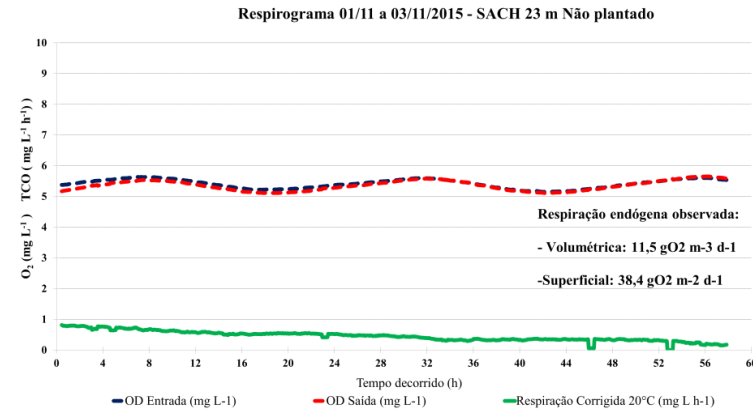
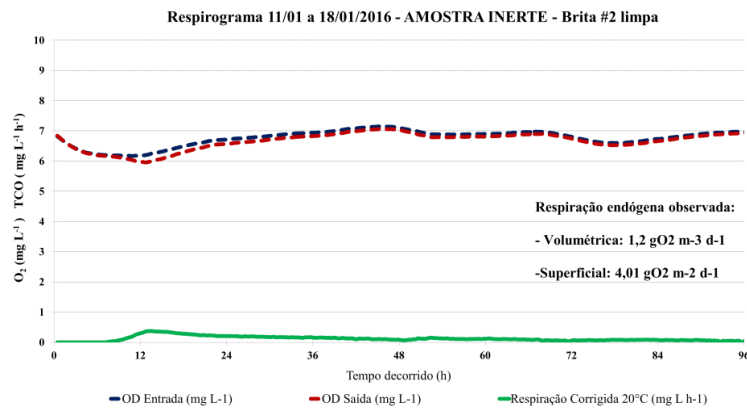
Organização:





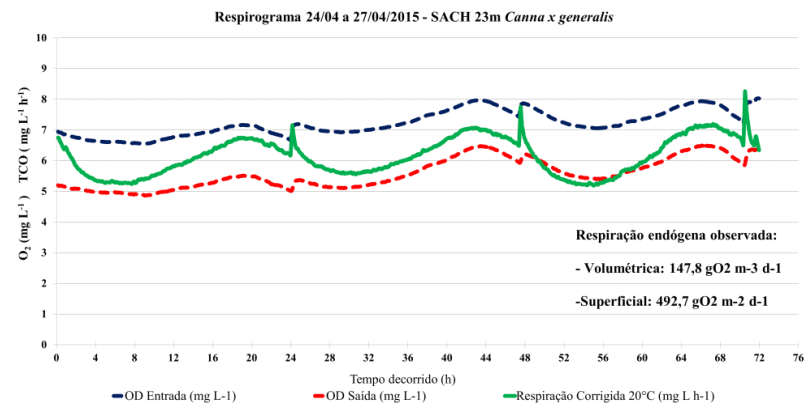
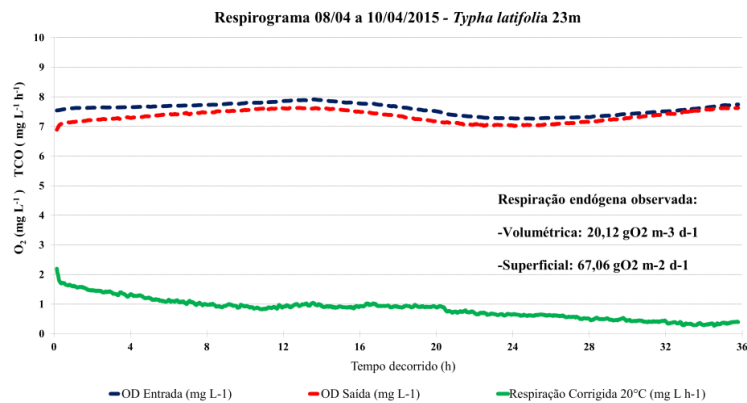


Figura 2: Respirogramas obtidos com amostras indeformadas: inerte (a); não plantada (b); *T. latifolia* (c); *C. x generalis* (d). Curvas com médias móveis de 10 termos.



a

b



c

d

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## Agradecimentos

Os autores agradecem à UFMG, à FAPEMIG, ao CNPq e à CAPES pelo apoio financeiro a esta pesquisa e ao Centro Helmholtz de Pesquisa Ambiental e seu Departamento de Biotecnologia Ambiental pela troca de informações com nosso grupo de pesquisa.

## Referências

ANDREOTTOLA, G.; OLIVEIRA, E.; FOLADORI, P.; PETERLINI, R.; ZIGLIO, G. 2007. Respiriometric techniques for assessment of biological kinetics in constructed wetland. **Water Science & Technology**, 56 (3), 255–261.

BARRETO, A.B.; VASCONCELLOS, R.; VON SPERLING, M.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; VASEL, J.L. 2015. 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**, v.72, n.4, p.553-650.

BARRETO, A. B.; VASCONCELLOS, G. R.; VON SPERLING, M. 2016. Respirometry in real scale horizontal subsurface flow constructed wetlands: using undisturbed samples for investigating kinetic parameters. In: MAGDALENA, G.; KAROLINA, M-L.; EWA, W. (Eds.) **Proceedings of the 15<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**. 4-9 September. IWA, Gdansk, Poland, 760-768.

MATOS, M. P. **Colmatção em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas**. 2015. Tese., (Doutorado em Saneamento Meio Ambiente e Recursos Hídricos) Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.

NIVALA, J.; WALLACE, S.; HEADLEY, T.; KASSA, K.; BRIX, H.; VAN AFFERDEN, M.; MÜLLER, R. 2013. Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. **Ecological Engineering**, 61, 544-554.

ORTIGARA, A.; FALADORI, P.; ANDREOTTOLA, G. 2010. Kinetics of heterotrophic biomass and storage mechanism in wetland cores measured by respirometry. In: Masi, F. Nivala, J. (Eds.) **Proceedings of the 12<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**. 4-8 October. IRIDRA S.r.l and IWA, Venice, Italy, 760-768.

TYROLLER, L.; ROUSSEAU, D. P. L.; SANTA, S.; GARCÍA, J. 2010. 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.

PISOEIRO, J.; GALVÃO, A.; FERREIRA, F.; SALDANHA MATOS, J. 2013. Use of respirometry for horizontal subsurface flow constructed wetland biomass analyses in a LSS respirometer. In: **Proceedings**

Apoio:



Parceiros:



Organização:



# 30<sup>o</sup> SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS



of the 6<sup>th</sup> International Symposium on Wetland Pollution Dynamics and Control. 13-18 September, York, United Kingdom, 242-243.

VASEL, J. L. 2013 Oxygen balance in opened respirometers. Personal notes.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. Two volumes. IWA Publishing. 1496 p. 2005

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **FOSSA SÉPTICA COM FILTRO ANAERÓBICO: UMA ALTERNATIVA PARA COMUNIDADES RIBEIRINHAS DO ESTUÁRIO AMAZÔNICO**

**Bruna Rocha de Oliveira\***

Universidade do Estado do Amapá (UEAP), Macapá – AP, Brasil  
Colegiado de Engenharia Ambiental  
[bruna.oliveira@colaborador.embrapa.br](mailto:bruna.oliveira@colaborador.embrapa.br)

**Ana Cláudia Lira Guedes**

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Macapá – AP, Brasil  
Núcleo de Recursos Florestais  
[ana.lira@embrapa.br](mailto:ana.lira@embrapa.br)

**Marcelino Carneiro Guedes**

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), Macapá – AP, Brasil  
Núcleo de Recursos Florestais  
[marcelino.guedes@embrapa.br](mailto:marcelino.guedes@embrapa.br)

### **Resumo**

O objetivo deste trabalho é descrever a etapa de implantação da fossa séptica com filtro anaeróbico como solução para tratamento individual de água residuárias na comunidade e a utilização do efluente da fossa como biofertilizante, de Ilha das Cinzas, Gurupá – PA. Estudos demonstram a eficiência desse sistema de fossa para a remoção de carga poluidoras e transformação de nutrientes contidos nas escretas humanas passíveis de aproveitamento pelo ecossistema da região (comunidade vegetal e solo). Espera-se que o aproveitamento dos efluentes provenientes da fossa-filtro anaeróbico das florestas de várzea estuarina da Amazônia, possa ser utilizado para potencializar o desenvolvimento de espécies importantes economicamente.

**Palavras-chave:** Águas residuárias. Amazônia. Saneamento rural.

### **1 Introdução**

O saneamento inclui um conjunto de atividades relacionadas ao tratamento de água e esgoto, coleta de lixo e práticas de higiene. Em 2009, foi estimado que apenas 25% da população rural teve acesso à rede de coleta ou tratamento de esgoto (IBGE, 2011; COSTA; GUILHOTO, 2014). Essa maior defasagem em termos percentuais em áreas

Apoio:



Parceiros:



Organização:





rurais (COSTA, 2014) ocorre porque é necessário alto investimento para que o sistema de esgoto alcance essas áreas.

Nesse contexto, nota-se que as populações rurais e tradicionais são aquelas menos atendidas pelas estruturas convencionais de saneamento. Sabendo que cada região possui suas particularidades – diferenças culturais, costumes e características geomorfológicas – faz-se necessário a adoção de tecnologias que atendam à necessidade da população. Além disso, é importante que essas tecnologias sejam de fácil manejo pelos próprios moradores.

Tratam-se de técnicas que atuem de forma pontual, ou seja, que não estejam ligadas aos sistemas de tratamento convencionais (estações de tratamento de água e estações de tratamento de esgoto), mas que atuem de forma descentralizada - em nível domiciliar - e sejam capazes de tornar a água própria para o consumo humano bem como o efluente de esgoto tratado (CASSALI, 2008; FUNASA, 2016) em conformidade com os padrões de lançamento em corpos hídricos, determinados na legislação brasileira (CONAMA, 2005).

A Ilha das Cinzas, comunidade localizada no município de Gurupá-PA, região do baixo rio Amazonas, apresenta características físicas e climáticas das várzeas amazônicas sob influência das marés semi-diurnas e variações constantes na qualidade da água (ELS, 2008; CUNHA et al., 2011; GUEDES, 2011). Ressalta-se ainda que parte da localidade é caracterizada por um habitat úmido (wetlands) sujeito a inundações permanentes e variações periódicas que enquadram-se na descrição feita por Welsh (1995) a respeito dos wetlands naturais, de que possuem o solo constantemente saturado, abrigam diversas formas de vida aquática e possui, dentre outras funções, a de regulação do ambiente, redução dos picos de inundação e melhoramento da qualidade da água por meio da transformação de nutrientes, sólidos suspensos e metais pesados.

Assim como a grande maioria das comunidades ribeirinhas, a Ilha das Cinzas pertence à estatística brasileira de comunidades rurais que não são assistidas por políticas de saneamento básico. De acordo com BRITO (2013) essa classificação reflete na

Apoio:



Parceiros:



Organização:





qualidade ambiental da região e na qualidade de vida da população, que necessita de medidas mitigadoras urgentes para melhoria nas condições de saneamento básico.

Dentro desse contexto, buscou-se tecnologias que atendessem as necessidades de tratamento de água para abastecimento e para tratamento do esgoto séptico gerado pela comunidade residente na Ilha das Cinzas, Gurupá-AP, buscando integrar a utilização de tecnologias com a capacidade suporte que o ambiente dispõe para transformação e reciclagem de nutrientes por meio das zonas úmidas.

Assim, o objetivo deste trabalho é descrever a etapa de implantação da fossa séptica com filtro anaeróbico como solução para tratamento individual de água residuária na comunidade de Ilha das Cinzas.

## 2 Revisão de lieteratura

### 2.1 Fossa séptica com filtro anaeróbio

Também chamados de sistema fossa-filtro, a fossas séptica com filtro anaeróbio (Figura 1) tem sido amplamente utilizada no meio rural, em comunidades de pequeno porte e regiões urbanas desprovidas de rede coletora pública de esgoto sanitário. É um dispositivo de tratamento primário e localizado, com compartimentos hermeticamente fechados onde o esgoto é retido por um período previamente determinado, tendo a capacidade de dar aos esgotos um grau de tratamento compatível com sua simplicidade de uso (JORDÃO e PESSOA, 1995; ÁVILA, 2005; SPERLING, 2014).

De acordo com Sperling (2014), essa tecnologia é capaz de remover a maior parte dos sólidos em suspensão, os quais sedimentam e passam por um processo de digestão anaeróbia no fundo da fossa. Conjugadamente à fossa, o filtro anaeróbio efetua uma remoção complementar de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), que consiste no consumo de oxigênio para estabilização da matéria orgânica. O sistema fossa-filtro pode apresentar-se em câmara única, câmaras sobrepostas ou câmaras em série, que é o caso do presente estudo.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Devido as fossas sépticas serem tanques de sedimentação (sem reação bioquímicas na fase líquida) o processo de remoção de DBO ocorre de forma limitada, sendo o efluente direcionado ao filtro anaeróbio, onde ocorre a remoção complementar da DBO em condições anaeróbias. Nos filtros a biomassa cresce aderida a um meio suporte, geralmente pedras, onde o fluxo do líquido ocorre de maneira ascendente preenchendo os espaços vazios, ocasionando a formação de um biofilme no entorno do meio suporte (ÁVILA, 2005; SPERLING, 2014).

## 2.2 Zonas Úmidas (*wetlands* naturais) amazônicas

De acordo com Tinner apud Monteiro (2009), wetland é um termo abrangente utilizado para definir um universo de habitats úmidos conhecidos por diversas denominações estando sujeito a inundações sazonais ou permanentes, que mantém o solo suficientemente saturados para desenvolvimento de plantas macrófitas e o desenvolvimento de solos hidromórficos. Segundo Welsch et al (1995), a inundação ou saturação dessas áreas deve ser numa frequência ou duração suficiente para criar ou suportar circunstâncias para o desenvolvimento de espécies vegetais tipicamente adaptadas à vida em condições de solos saturados.

Na região amazônica, as zonas úmidas são distribuídas ao longo da planície de inundação da bacia do rio Amazonas (Figura 2), abrangendo a área de florestas de várzea, campos arbustivos, campos herbáceos e lagos (MACIEL, 2001). Na região da foz essas zonas são influenciadas pelas marés por grandes extensões, regulando a dinâmica de inundação (SANTOS, 2006). Na região estuarina as florestas de várzea possuem área de aproximadamente 25.000 km<sup>2</sup> representada pelo trecho do rio Amazonas a jusante da sua confluência com o rio Xingu. Esta região mantém uma estreita relação com o mar, devido à influência das marés oceânicas, apresentando dois ciclos de enchentes e vazantes na foz dos rios (LIMA et.al., 2001).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Figura 2 - Localização das áreas de várzea do estuário amazônico.



Fonte: ARIMA; MACIEL; UHL, 1998.

Os processos biogeoquímicos que ocorrem naturalmente nessas zonas úmidas possuem características físico-químicas e biológicas diferenciadas. Isso ocorre porque essas regiões são influenciadas pelo nível de água presente no sistema, garantindo maior número de processos biogeoquímicos quando comparados à ambientes de terra firme. Dessa forma, tem-se que esses sistemas naturais tem a capacidade de transformar, reciclar, reter e remover diferentes tipos de poluentes, especialmente os nutrientes eutrofizantes, contaminação fecal, contaminação de esgoto das águas superficiais e orgânicos, com base nos processos de filtração, sedimentação, absorção/adsorção e biodegradação ocorrentes nas raízes das plantas e no substrato sólido (HAMMER, WALLACE; TANNER; GOPAL apud MONTEIRO (2009).

### 3 Material e métodos

Foram contruídas 3 fossas-filtro anaeróbio na comunidade da Ilha das Cinzas, Gurupá - PA (coordenadas geográficas) sob regime de mutirão no período de novembro de 2015 a março de 2016.

Apoio:



Parceiros:



Organização:

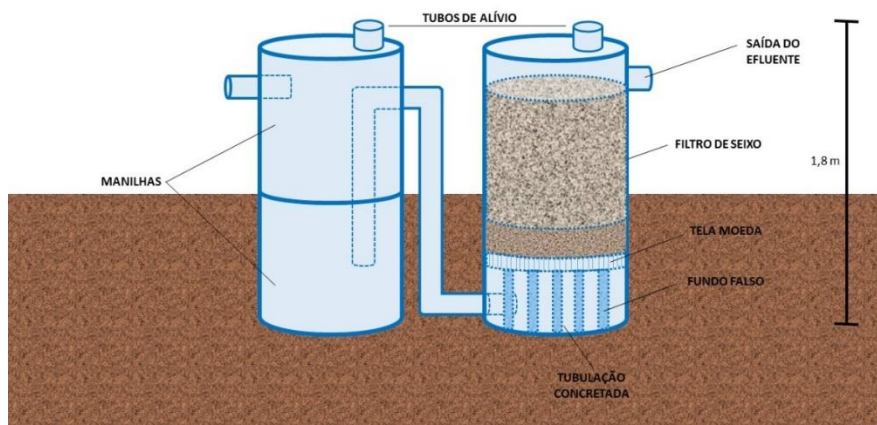






O sistema foi construído com câmaras em série, utilizando manilhas de concreto sobrepostas (Figura 3). Na primeira câmara, com o objetivo de promover a sedimentação do afluente, as manilhas foram colocadas sobrepostas e concretadas, formando um reservatório de, aproximadamente, 2.000 litros. Na segunda câmara (filtro anaeróbico), foi construído um fundo falso, utilizando uma tela moeda de 1 metro de diâmetro sustentada por tubos concretados de 25 mm. O meio suporte foi construído com seixo vermelho peneirado, sendo o material de menor granulometria adicionado na parte inicial no filtro (de baixo para cima) e o de maior granulometria, na segunda parte.

Figura 3 – Esquema da fossa séptica com filtro anaeróbico contruída em Ilha das Cinzas.



Fonte: Bruna Rocha de Oliveira (2016).

Quadro 1 – Material utilizado para a construção de fossas-filtro anaeróbico em áreas de várzea estuarina na Amazônia

Descrição do Produto	Unidade	Quantidade
Manilhas de concreto	un	4
Tubo Esgoto PVC 100mmX6m	un	2
Joelho esgoto 100mm	un	4
Cap esgoto 100mm	un	2
Tela moeda	m <sup>2</sup>	3
Seixo	Latas	8
Adesivo plástico	un	1

Apoio:



Parceiros:



Organização:





O produto proveniente deste sistema, é um efluente que pode ser utilizado como biofertilizante. Na localidade do estudo, na maioria das vezes, esse efluente é direcionado, por meio de tubulações, para as zonas úmidas, onde há ocorrência de espécies de interesse econômico; como por exemplo: açáizeiro, bananeira e pimenteiras.

## 4 Resultados obtidos e esperados

Como a construção da fossa-filtro anaeróbio ocorreu em regime de mutirão (Figura 5), foi possível maior envolvimento da comunidade. Cada morador que participou, “aprendeu fazendo” cada uma das etapas de implementação do sistema, possibilitando maior compreensão sobre o funcionamento do sistema. Assim, espera-se que as manutenções requeridas, ao longo do tempo, seja realizada pelos próprios moradores. Além disso, todo o conhecimento, resultou em uma autonomia, que facilitará a replicação da construção do sistema nas demais residências da localidade.

Figura 5 – Participação da comunidade na construção das fossas sépticas com filtro anaeróbio na Ilha das Cinzas, Gurupá - PA.



Uma das principais vantagens deste sistema, é que não há necessidade de nenhum inoculante, podendo ser utilizado de imediato. Uma outra vantagem que deve ser

Apoio:



Parceiros:



Organização:





ressaltada, é que ocupa uma pequena área. Assim como todo sistema anaeróbico de tratamento de efluentes, não apresenta odor, pois como bem enfatizado por (SPERLING, 2014) ocorre por meio da decomposição da matéria orgânica por bactérias metanogênicas, tendo como produto o gás metano e efluente estabilizado.

Destaca-se ainda a percepção dos moradores acerca do aproveitamento do efluente como um biofertilizante, utilizando em touceiras de açaí. Já é possível verificar que o desenvolvimento das plantas que recebem o efluente é mais rápida e produzem frutos em menos tempo.

Considerando as características do solo da zona úmida da várzea estuarina amazônica mencionadas por SANTOS (2016) e sob a perspectiva exposta por Campos e Dias (1989) em que afirmam que o filtro anaeróbico, sob operação mínima de 60 dias, apresentaram eficiência na remoção de 79% da DBO, espera-se que a operação do sistema fossa-filtro anaeróbico, integrado ao tratamento de águas residuárias pelas wetlands naturais - por reciclarem e remoção de nutrientes -, seja suficiente para promover o saneamento na comunidade rural da Ilha das Cinzas, ocasionando a melhoria da qualidade de vida da população.

## 5 Considerações finais

O aproveitamento dos efluentes provenientes da fossa-filtro anaeróbico nas zonas úmidas das florestas de várzea estuarina da Amazônia deve potencializar o desenvolvimento de espécies importantes economicamente.

## Referências

ÁVILA, R. O. DE. Avaliação do Desenpenho de Sistemas Tanque Séptico-Filtro Anaeróbico com Diferentes Tipos de Meio Suporte. Tese (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio De Janeiro, 2005.

BRITO, P. N. D. F. Qualidade da água de abastecimento em comunidades rurais de várzea do baixo rio Amazonas. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAPÁ, 2013.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





COSTA, A. P. Estudo de tecnologias sociais visando o tratamento do esgoto doméstico de unidade unifamiliar – Assentamento Nova São Carlos – São Carlos / SP. Monografia (Graduação em Engenharia Ambiental) Universidade de São Paulo, 2014.

COSTA, C. C. DA; GUILHOTO, J. J. M. Saneamento rural no Brasil: impacto da fossa séptica biodigestora. Engenharia Sanitaria e Ambiental, v. 19, n. 171, p. 51–60, 2014.

MACIEL, N. Ressaca: ecossistema úmido costeiro do estado do Amapá. Diagnóstico preliminar. Propostas de recuperação, prevenção e uso sustentado. Secretária Municipal de Meio Ambiente -SEMA. Macapá, 253 p. 2001.

MONTEIRO, R. C. D. M. Viabilidade Técnica do Emprego de Sistemas Tipo “ Wetlands ” Para Tratamento de Água Cinza Visando o Reúso Não Potável. Tese (Mestrado em Engenharia Civil) UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, 2009.

SANTOS, V. F. Ambientes costeiros amazonicos: avaliação de modificações ambientais por sensoriamento remoto. Tese (Doutorado em Geologia e Geofísica Marinha)- Universidade Federal Fluminense, Niteroi, 2006.

SANTOS, V.F. Dinâmica de inundação em áreas úmidas costeiras: zona urbana de Macapá e Santana, costa amazônica, Amapá. Revista Eletrônica de Humanidades do Curso de Ciências Sociais da Unifap, v. 9, n. 3, p. 121–144, 2016.

CAMPOS, J.R; DIAS, H.G. Potencialidade do filtro anaeróbio. Revista DAE, v. 49, n. 154, p. 29–33, 1989.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA FASE INICIAL DO USO  
COMBINADO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS COM FLUXO  
VERTICAL E MICROALGAS COMO TRATAMENTO  
TERCIÁRIO PARA EFLUENTE PROVENIENTE DE REATOR  
ANAERÓBIO**

**Gleison de Souza Celente\***

Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul - RS, Brasil  
Programa de Pós Graduação em Tecnologia Ambiental  
[gleison\\_celente@hotmail.com](mailto:gleison_celente@hotmail.com)

**Gustavo Stolzenberg Colares**

Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul - RS, Brasil  
Programa de Pós Graduação em Tecnologia Ambiental  
[gutuscs@hotmail.com](mailto:gutuscs@hotmail.com)

**Fagner Pereira da Silva**

Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul - RS, Brasil  
Departamento de Engenharia, Arquitetura e Ciências Agrárias  
[fagnersc88@yahoo.com.br](mailto:fagnersc88@yahoo.com.br)

**Ênio Leandro Machado**

Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul - RS, Brasil  
Departamento de Química e Física  
[enio@unisc.br](mailto:enio@unisc.br)

**Eduardo A. Lobo**

Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul - RS, Brasil  
Departamento de Biologia  
[lobo@unisc.br](mailto:lobo@unisc.br)

**Resumo**

O uso combinado de wetlands construídos e microalgas para tratamento de efluente doméstico oferecem uma alternativa para o tratamento descentralizado de efluente doméstico de baixo custo e operacionalidade simplificada. O uso desses sistemas híbridos permite a complementação de eficiências para diferentes parâmetros, justificando o estudo e implementação de tais configurações. Neste contexto, o presente trabalho objetivou o tratamento de efluente proveniente de um reator anaeróbico do campus da Universidade de Santa Cruz do Sul, RS, caracterizado como águas amarelas e negras, advindas principalmente dos sanitários. A configuração da linha em série de tratamento

Apoio:



Parceiros:



Organização:





contou com um tanque e superfície de acrílico rugosa para adesão das microalgas com recirculação de vazão de 83 mL/s, seguido de dois *wetlands* construídos de fluxos verticais descendentes plantados com a macrófita *Hymenachne grumosa*, com tempo de retenção hidráulico total de 21 dias. O sistema encontra-se em fase inicial. Para o presente estudo, as eficiências médias ( $\pm$  desvio padrão) ao final do sistema para condutividade, turbidez, sólidos totais dissolvidos e absorvância foram  $58,4 \pm 11,2\%$ ;  $98,1 \pm 2,7\%$ ;  $59,1 \pm 13,3\%$  e  $46,5 \pm 22,8\%$ , respectivamente, resultados que indicam um sistema promissor para tratamento de efluente doméstico.

**Palavras-chave:** *Wetlands* construídos. Microalgas. Tratamento de efluente doméstico.

## 1 Introdução

O uso combinado de *wetlands* construídos (WC's) e microalgas como sistema de tratamento, tanto secundário como terciário, desempenha uma importante complementação aos mecanismos já existentes para tratamento de efluentes, seja pela sua simplicidade ou pela sua operação de baixo custo (Okurut, Rijs et al. 1999, Kadlec and Wallace 2008). WC's constituem um ambiente com alta taxa biológica, a qual permite eficiente redução e biodegradação de poluentes sem, contudo, exigir gastos energéticos, já que a energia utilizada basicamente provém de fontes naturais como o sol, vento, solo, plantas e microrganismos, sendo assim, a energia requerida pelas diferentes configurações de WC's não ultrapassam  $0,18 \text{ kw.h/m}^3$  (Brix 1999, Wallace 2006, Austin and Nivala 2009).

Este sistema de tratamento possibilita, ainda, recuperar nutrientes, contribuindo para a diminuição do processo de eutrofização nos corpos d'água, além de permitir a reutilização dos mesmos como fertilizantes e/ou alimentação de animais (Shilton et al., 2012). Tanto fósforo quanto nitrogênio são nutrientes fundamentais para a produção de biomassa por plantas e algas, o que implica na necessidade de controle do aporte desses macronutrientes nos sistemas hídricos para minimização do processo de eutrofização. Para o fósforo, ao contrário do nitrogênio, não há uma forma gasosa, o que facilitaria a manutenção e continuidade do seu ciclo de vida. Sendo assim, sua mineralização para comercialização desencadeia a exaustão das reservas naturais, exigindo, então, a recuperação por processos químicos, físicos ou biológicos (Metcalf and Eddy 2015).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Neste contexto, a presente pesquisa objetivou avaliar a eficiência do desenvolvimento de WC's e microalgas para tratamento terciário junto à Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), RS, para a qual será apresentada a avaliação da fase inicial do processo.

## 2 Metodologia

No período transcorrido entre agosto e dezembro de 2016 foi desenvolvido um sistema para tratamento terciário utilizando WC's e microalgas junto à ETE da UNISC, cujo efluente é composto por águas negras e amarelas advindas dos sanitários, sendo a urina o principal resíduo, em função da população flutuante média da universidade ser de 11.500 indivíduos por semestre (Düpont e Lobo, 2012).

O sistema apresenta uma configuração em série de três caixas de duzentos litros cada, de polietileno de alta densidade (PEAD) com formato retangular (92 cm de comprimento; 55 cm de largura; 58,5cm de altura), sendo a primeira destinada ao tratamento com microalgas, enquanto a segunda e terceira foram destinadas ao sistema de Wetlands Construídos com regime hidráulico vertical descendente em batelada. O afluente do processo foi captado na caixa equalizadora da ETE passando por um tanque anaeróbio para tratamento secundário.

A caixa com microalgas apresentou o ponto inicial de alimentação do efluente proveniente de um reator anaeróbio destinado ao tratamento secundário. Um suporte de 45° de declividade e de dupla camada de acrílico - dispostas paralelamente e com aproximadamente 15 mm de distância entre si - foi utilizado como base (acrílico inferior) para a adesão das microalgas desenvolvidas espontaneamente no efluente e para proteção contra chuva e minimização da evapotranspiração (acrílico superior), apresentando área superficial de 0,54 m<sup>2</sup>. Para facilitar a adesão das microalgas e surgimento do biofilme, foi processada a superfície da placa inferior de acrílico de forma que apresentasse rugosidade. O sistema contou com recirculação por bomba submersa que distribuía continuamente o efluente sobre toda a superfície rugosa com vazão de 83 mL/s e carga

Apoio:



Parceiros:



Organização:





hidráulica de  $0,15 \mu\text{m/s}$ . O sistema também contou com iluminação automática por LED durante a noite, garantindo um mínimo de 380 lumens, objetivando a indução de uma maior atividade fotossintética das microalgas e com isso, magnificar a remoção de nutrientes, já que a taxa de crescimento está intimamente ligada ao ciclo de luz/escuridão (Wahidin et al. 2013, Schulze et al. 2014).

As duas caixas de WC's apresentavam exatamente a mesma configuração, tendo o substrato composto por 150 mm de cascalho na base para facilitar a drenagem, e 400 mm de brita nº2. A macrófita utilizada foi a *Hymenachne grumosa* da família Poaceae e comum na região, previamente identificada junto ao Laboratório de Botânica da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). As macrófitas foram dispostas com uma densidade de 24 brotos por metro quadrado. A alimentação foi realizada por gravidade na superfície do substrato através de garfos de três dentes, representados por canos PVC de  $\frac{3}{4}$  polegadas de diâmetro, com furos de 4 milímetros distanciados entre si a cada 40 milímetros. Os furos eram presentes ao longo do comprimento de cada um dos garfos na superfície superior, garantindo melhor distribuição do afluente.

A pesquisa foi dividida em duas fases. Na primeira, já concluída, o sistema foi implantado e foi feita uma avaliação preliminar da eficiência da redução de parâmetros básicos, visando uma adequação do sistema para um melhor desempenho durante a segunda etapa, iniciada em março de 2017 e que se estenderá até o mês de dezembro desse ano.

Desta forma, na primeira fase, o ponto de drenagem de cada caixa foi realizado na face lateral, localizado a aproximadamente 100 milímetros do fundo da caixa. O tempo de retenção no sistema com microalgas foi de sete dias, alimentando, após esse período, as duas caixas de WC's, as quais, para um período inicial, também possuíram tempo de retenção de sete dias cada, totalizando 21 dias de retenção para toda a linha de tratamento, O tanque de microalgas foi alimentado semanalmente com 71 litros, repassando, ao final de sete dias, ao segundo tanque, e subseqüentemente para o terceiro tanque ao final de outros sete dias, contabilizando uma taxa de  $0,14 \text{ m}^3/\text{m}^2$ .

Apoio:



Parceiros:



Organização:







Os parâmetros e seus respectivos métodos analíticos para caracterização do efluente bruto e pós-tratamento foram, condutividade, pH, cor absorciométrica, turbidez e sólidos totais dissolvidos. As determinações analíticas foram realizadas nos laboratórios da UNISC, seguindo as metodologias descritas em APHA (2005). Cada tanque teve ponto de coleta independente para acompanhamento da eficiência individual de cada tanque.

Para o processamento da informação, empregou-se a estatística descritiva para a tabulação dos dados e sua ilustração gráfica, como por exemplo, gráfico de barras para visualização e interpretação das medidas de tendência central e dispersão (Callegari-Jacques, 2006). As médias das variáveis ambientais foram comparadas entre os sistemas efluente e afluente dos WC's, utilizando a prova estatística não paramétrica de Kruskal-Wallis, e com o teste de Mann-Whitney por pares com a correção de Bonferroni para comparações múltiplas. Trabalhou-se com níveis de significância de 5% ( $p < 0,05$ ). As análises foram processadas utilizando-se o software Past versão 2.15 (Hammer et al., 2001).

### 3 Resultados e discussão

As concentrações médias ( $\pm$  desvio-padrão) dos parâmetros físicos medidos para um período de cinco semanas (14 de fevereiro a 13 de março) apresentam-se na tabela 1, incluindo pH, condutividade, sólidos totais dissolvidos (STD), turbidez e absorvância. Complementarmente, a figura 1 apresenta a eficiência média do processo comparando-se a saída de cada etapa com o bruto (saída dos tanques anaeróbicos) para o mesmo período, caracterizado como Fase I.

Conforme se observa na tabela 1, a condutividade apresentou uma redução significativa comparando o efluente bruto com o WCV2 ( $p < 0,01$ ), da mesma forma que os sólidos totais dissolvidos e a turbidez, comparando o bruto com o WCV2 ( $p < 0,01$ ), demonstrando que a configuração mostrou-se eficiente na remoção destes parâmetros. A correlação entre sólidos totais dissolvidos e turbidez já foi demonstrada por Teixeira e Senhorelo (2000). Da mesma forma, relações lineares significativas entre condutividade

Apoio:



Parceiros:



Organização:





e sólidos totais dissolvidos para amostras de esgoto bruto e de efluentes de lagoas de estabilização foram verificados por Oliveira et al. (1999).

Figura 1. Eficiência média ( $\pm$  desvio-padrão) dos parâmetros de qualidade analisados para o período de cinco semanas (14 de fevereiro a 13 de março de 2017). MA: Tanque com microalgas; WCV1: Primeiro WC construído com fluxo vertical descendente; WCV2: Segundo e último WC construído com fluxo vertical descendente

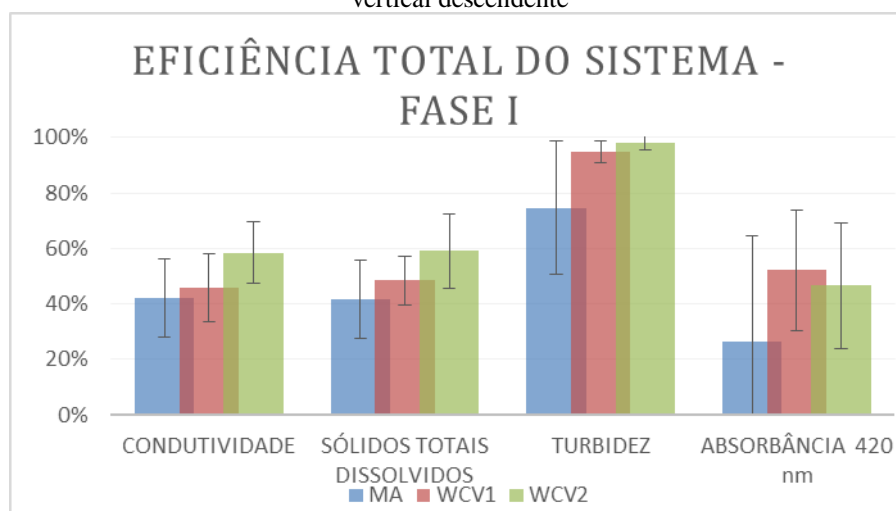


Tabela 4. Concentração média ( $\pm$  desvio-padrão) das variáveis pH, condutividade, sólidos totais dissolvidos (STD), turbidez e absorvância analisados em um período de cinco semanas (14 de fevereiro a 13 de março de 2017). MA: Tanque com microalgas; WCV1: Primeiro WC construído com fluxo vertical descendente; WCV2: Segundo e último WC construído com fluxo vertical descendente.

Parâmetros	Bruto	MA	WCV1	WCV2
pH	7,6 $\pm$ 0,2	8,5 $\pm$ 0,6	7,3 $\pm$ 0,6	7,5 $\pm$ 0,2
Condutividade ( $\mu$ S.cm-1)	1145,0 $\pm$ 47,8	723,6 $\pm$ 41,3	641,6 $\pm$ 68,6	551,3 $\pm$ 26,8
STD (ppm)	576,1 $\pm$ 35,0	361,0 $\pm$ 16,7	316,4 $\pm$ 38,2	272,1 $\pm$ 9,3
Turbidez (NTU)	29,0 $\pm$ 16,4	5,7 $\pm$ 2,2	0,9 $\pm$ 0,8	0,7 $\pm$ 1,0
Absorvância 420 nm	0,12 $\pm$ 0,04	0,08 $\pm$ 0,03	0,05 $\pm$ 0,02	0,04 $\pm$ 0,03

Verifica-se, na figura 1, as eficiências médias ( $\pm$  desvio padrão) da redução dos parâmetros no sistema, para condutividade, turbidez, STD e absorvância, sendo de 58,4  $\pm$  11,2%; 98,1  $\pm$  2,7%; 59,1  $\pm$  13,3% e 46,5  $\pm$  22,8%, respectivamente. Destaca-se que para turbidez, a eficiência alcançou 94,7% logo após o primeiro wetland de fluxo vertical (WCV1) e 98,1% ao final do sistema. Isso se deve provavelmente pela precipitação de

Apoio:



Parceiros:



Organização:





sólidos suspensos e íons, além da degradação da matéria orgânica no primeiro tanque, seguido pela capacidade filtrante do primeiro e segundo wetland construído (Vymazal et al. 1998, Shelef et al. 2013).

## 4 Conclusão

As eficiências médias ( $\pm$  desvio padrão) da redução dos parâmetros no sistema, para condutividade, turbidez, STD e absorvância, sendo de  $58,4 \pm 11,2\%$ ;  $98,1 \pm 2,7\%$ ;  $59,1 \pm 13,3\%$  e  $46,5 \pm 22,8\%$ , respectivamente. Conclui-se dessa forma que para a fase inicial e de maturação do processo, os resultados preliminares indicam um sistema promissor para tratamento de efluente doméstico.

## Referências

- APHA/AWWA. Associação Americana de Saúde Pública – Métodos Padrões para a Análise de Água e Efluente; do inglês American Public Health Association – Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 2005.
- AUSTIN, D.; NIVALA, J. Energy requirements for nitrification and biological nitrogen removal in engineered wetlands. *Ecological Engineering* 35(2): 184-192, 2009.
- BRIX, H. How 'green' are aquaculture, constructed wetlands and conventional wastewater treatment systems? *Water Science and Technology* 40(3): 45-50, 1999.
- DE OLIVEIRA, R.; SILVA, S. A.; JÚNIOR, G. B. A.; SILVA, S. T. A. Relação entre condutividade e sólidos totais dissolvidos em amostras de esgoto bruto e de lagoas de estabilização. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 20ª Feira Internacional de Tecnologias de Saneamento Ambiental, 3. ABES, 1999.
- DÜPONT, A., LOBO, E. A. Evaluation of the efficiency of the sewage treatment plant (STP) from the University of Santa Cruz do Sul (UNISC), RS, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 24(2): 119-126, 2012.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment wetlands**. CRC press. 2008.
- METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**, McGraw Hill Brasil, 2015.
- OKURUT, T.; RIJS, G.; VAN BRUGGEN, J. Design and performance of experimental constructed wetlands in Uganda, planted with *Cyperus papyrus* and *Phragmites mauritanus*. *Water Science and Technology* 40(3): 265-271, 1999.
- SHELEF, O.; GROSS, A.; RACHMILEVITCH, S. Role of plants in a constructed wetland: current and new perspectives. **Water**, v. 5, n. 2, p. 405-419, 2013.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





SHILTON, A. N.; POWELL, N.; GUIEYSSE, B. Plant based phosphorus recovery from wastewater via algae and macrophytes. *Current opinion in biotechnology* 23(6): 884-889, 2012.

SCHULZE, P. S., L.; BARREIRA, A.; PEREIRA, H. G.; PERALES, J. A.; VARELA, J. C. Light emitting diodes (LEDs) applied to microalgal production. *Trends in biotechnology* 32(8): 422-430, 2014.

TEIXEIRA, E. C.; SENHORELO, A. P. Avaliação de correlação entre turbidez e concentração de sólidos suspensos em bacias hidrográficas com uso e ocupação diferenciada. In: Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, 27. ABES, 2000.

VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P. F.; GREEN, M. B.; HABERT, R. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden. 1998.

WAHIDIN, S.; IDRIS, A.; SHALEH, S. R. M. The influence of light intensity and photoperiod on the growth and lipid content of microalgae *Nannochloropsis* sp. *Bioresource technology* 129: 7-11, 2013.

WALLACE, S. Feasibility, design criteria, and O&M requirements for small scale constructed wetland wastewater treatment systems. *Water Intelligence Online* 5: 9781780403991, 2006.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **WETLANDS CONSTRUÍDOS – UMA TECNOLOGIA APROPRIADA ÀS ESTRATÉGIAS, DIRETRIZES E PRINCÍPIOS DO PLANO NACIONAL DE SANEAMENTO BÁSICO**

**Vitor Tonzar Chaves\***

Escola Politécnica - USP , São Paulo – SP, Brasil  
Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária  
[vitor.chaves@usp.br](mailto:vitor.chaves@usp.br)

**Ronan Cleber Contrera**

Escola Politécnica - USP , São Paulo – SP, Brasil  
Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária  
[contrera@usp.br](mailto:contrera@usp.br)

### **Resumo**

Apesar dos *wetlands* construídos serem uma tecnologia com potencial de ampliar o acesso aos sistemas de tratamento de esgoto a partir da implantação de sistemas descentralizados, esse tipo de solução ainda é pouco utilizada no Brasil. Por essa razão, este artigo pretende analisar a adequação da tecnologia de *wetlands* construídos em relação ao Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB), além disso, traz propostas de estratégias e metodologias para a implementação de políticas públicas efetivas que permitam que os *wetlands* construídos sejam disseminados pelo Brasil. Conclui-se que, ao mesmo passo que o sucesso dos sistemas descentralizados depende de um maior envolvimento da comunidade, a implantação desses sistemas pode fortalecer a cultura da participação e do controle social, se forem utilizadas as metodologias adequadas, como, por exemplo, as apresentadas no Caderno Metodológico para Ações de Educação Ambiental e Mobilização Social em Saneamento (BRASIL, 2009). Esse processo, de caráter pedagógico, objetiva conscientizar as comunidades menos favorecidas sobre a importância do saneamento e incorporá-las no âmbito da participação política. No mais, os *wetlands* construídos mostraram-se apropriados ao PLANSAB por permitirem a articulação de políticas intersetoriais de suporte às comunidades rurais e aos povos tradicionais, bem como a ampliação do acesso aos serviços de tratamento de esgoto às populações em estado de vulnerabilidade social, promovendo a universalização.

**Palavras-chave:** Controle social. Plano Nacional de Saneamento Básico. Universalização. *Wetlands* construídos.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 1 Introdução

Os estudos com wetlands começaram na década de 70, sendo hoje uma alternativa aceita e de eficiência comprovada para o tratamento de diferentes tipos de efluentes (KADLEC e WALLACE, 2009; VYMAZAL 2005; VYMAZAL, 2014).

Os wetlands construídos são tecnologias baseadas em processos ecológicos. Graças a isso, são robustos e capazes de operar com manutenção e supervisão mínima, o que os fazem uma opção ideal para o tratamento descentralizado (NIVALA et al., 2013).

O tratamento descentralizado é uma alternativa com grande potencial, principalmente para as regiões peri-urbanas e rurais. Nesses locais, as densidades demográficas são menores e as distâncias em relação às estações de tratamento de esgoto maiores, de modo que não há ganho de escala para os sistemas centralizados (PARKINSON & TAYLER, 2003).

Contudo, a despeito desse seu grande potencial e de sua comprovada eficácia relatada em diversas pesquisas na área (MENDONÇA, 2015; OLIJNYK, 2008; PHILIPPI et al., 2007; SEZERINO, 2006; TREIN et al., 2015), esse tipo de solução ainda é pouco utilizada no Brasil.

Isso deve-se, em grande parte, devido à ausência de políticas públicas e metodologias adequadas para a implantação, gestão e manutenção de sistemas descentralizados, os quais, por conta de suas especificidades, requerem políticas e ações diferentes das tradicionalmente utilizadas para os sistemas centralizados.

Dessa maneira, este artigo pretende mostrar que os wetlands construídos são uma tecnologia apropriada frente ao PLANSAB (BRASIL, 2013a), assim como estabelecer uma reflexão analítica que seja capaz de fornecer subsídios para que sejam pensadas políticas públicas efetivas para a implantação desse tipo de solução.

Com o intuito de superar os obstáculos relatados pela literatura, a saber, a gestão e manutenção desses sistemas e a necessidade de maior envolvimento da comunidade (EPA, 1997), propõe-se o uso de metodologias participativas para a implementação dessas tecnologias, visando-se envolver a comunidade no processo de concepção destas

Apoio:



Parceiros:



Organização:





soluções. A partir deste processo democrático de cooperação, e de caráter pedagógico, objetiva-se conscientizar as comunidades menos favorecidas sobre a importância do saneamento e incorporá-las no âmbito da participação política. Tal processo é crucial para a universalização do saneamento e para a construção da participação e controle social, princípios estabelecidos por Lei Federal (BRASIL, 2007).

## 2 Objetivos

Analisar a adequação da tecnologia de wetlands construídos em relação ao Plano Nacional de Saneamento Básico e à Política Nacional de Saneamento Básico.

Propor estratégias e metodologias para a implementação de políticas públicas efetivas que permitam que os wetlands construídos sejam disseminados pelo Brasil, contribuindo para a universalização do acesso e para a construção do controle social

## 3 Metodologia

Para a análise proposta, são destacados alguns aspectos do Plano Nacional de Saneamento Básico que podem ser satisfeitos pelo uso de uma matriz tecnológica baseada no uso de *wetlands* construídos. A partir dessa visão geral dos princípios, macrodiretrizes e estratégias do PLANSAB é feita uma comparação em relação às características dos *wetlands* já relatadas na literatura e conhecidas pela prática, analisando-se a adequação dos *wetlands* frente ao PLANSAB.

Com o objetivo de fornecer subsídios para a implementação de políticas públicas, que permitam a consolidação desse tipo de tecnologia apropriada, é apresentada uma revisão bibliográfica do assunto, assim como um desenvolvimento analítico que pretende servir de base teórica para a elaboração de ações no campo do saneamento.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 3.1 A Política Nacional de Saneamento Básico e o Plano Nacional de Saneamento Básico

A Lei Federal 11.445/2007, conhecida como Política Nacional de Saneamento Básico estabelece as diretrizes nacionais para os serviços de saneamento. Essa lei serviu de base para um extenso estudo, desenvolvido por meio de um processo participativo, o qual resultou no Plano Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2013<sup>a</sup>), cuja elaboração era prevista pela própria lei (BRASIL, 2007). Esse plano baseia-se em um conjunto de princípios, entre os quais destacam-se:

- a) universalização: Significa acesso igual para todos, sem qualquer discriminação ou preconceito.
- b) equidade: esse princípio prevê a superação de diferenças evitáveis, desnecessárias e injustas (BRASIL, 2013a, p. 21). Para tal, reconhece-se que grupos com distintas características econômicas e socioculturais podem exigir tratamentos distintos. Atender igualmente aos desiguais pode resultar na manutenção das desigualdades, impedindo a superação destas injustiças.
- c) integralidade: esse princípio prevê o entrosamento entre as diversas partes que compõem o todo, incorporando políticas, programas e práticas mediante ações intersetoriais no desenvolvimento das ações e estratégias (BRASIL, 2013a).
- d) intersetorialidade: busca superar a fragmentação característica das ciências e políticas tradicionais, a partir de uma visão transversal dos fenômenos, considerando-os em sua complexidade e interdependência (BRASIL, 2013a). A intersetorialidade busca articular os diferentes campos de ação pública.
- e) participação e controle social do saneamento: esse princípio tem como objetivo a democratização da gestão dos serviços de saneamento básico, os quais geralmente têm sua gestão relegada à dimensão técnico-administrativa e artificialmente separada dos processos socioeconômicos e políticos que condicionam a forma como serão implementados.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







Para que esses princípios sejam concretizados, alcançando-se as metas estipuladas pelo plano, apresentam-se macrodiretrizes e estratégias. Dessa maneira, esse documento tem como objetivo fornecer um norte para a elaboração das políticas públicas de saneamento e das ações necessárias para sua efetivação.

O Plano Nacional de Saneamento Básico é um extenso e importantíssimo documento. Por essa razão, não é possível retratar a totalidade de seu conteúdo nas poucas páginas aqui dedicadas a ele. Contudo, alguns aspectos foram selecionados, pois acredita-se que uma matriz tecnológica com base no uso de *wetlands* construídos para tratamento de esgoto descentralizado seria apropriada para ações guiadas por essas macrodiretrizes e estratégias. Deve-se ressaltar que isso não significa os *wetlands* construídos serão a melhor alternativa para qualquer situação, uma vez que não existe “a melhor tecnologia”, mas sim a “a melhor tecnologia para dado contexto”.

O PLANSAB define em suas macrodiretrizes a criação de soluções tecnológicas apropriadas, isto é, que levem em consideração as especificidades regionais. Assim, estipula o apoio ao desenvolvimento científico e tecnológico no campo do saneamento básico para a consolidação desse tipo de tecnologia. Além disso, é previsto o fomento às ações de comunicação, mobilização e educação ambiental para o saneamento básico.

O PLANSAB estabelece ainda 138 estratégias que devem ser incorporadas na execução dos programas e ações inerentes à política pública do setor. Muitas dessas estratégias dizem respeito à disseminação de tecnologias apropriadas para permitir a ampliação do acesso da população em estado de vulnerabilidade social, promovendo a universalização do acesso a esses serviços. O fortalecimento da cultura da participação e do controle social por meio da realização de conselhos, audiências públicas, reuniões comunitárias e demais ações de mobilização social também fazem parte dessas estratégias. Dentre suas estratégias, destacam-se ainda as especificidades requeridas pelas ações de saneamento para populações rurais e povos tradicionais.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Entretanto, nota-se que pouco desses princípios e estratégias vêm sendo incorporado nas ações do setor. A seção a seguir avalia como os *wetlands* construídos poderiam contribuir para a implementação efetiva dessas macrodiretrizes e estratégias.

## 3.2 *Wetlands* construídos – Uma tecnologia apropriada ao Plano Nacional de Saneamento Básico

Como apresentado na seção anterior, segundo o PLANSAB, os serviços de saneamento devem ser oferecidos de forma integral a toda a população, adotando-se diferentes soluções para grupos com características socioculturais e econômicas distintas. Além disso, as políticas de saneamento devem ser articuladas com outros campos de ação pública e promover a democratização da gestão e planejamento desses serviços por meio da participação e do controle social. Contudo, o que ainda predomina no setor são políticas públicas de cunho tecnicista, executadas de forma vertical e isolada dos demais campos da ação pública (HELLER *et al.*, 2016).

Os *wetlands* construídos, devido ao seu baixo custo e a sua simplicidade de construção e de manutenção, apresentam-se como uma alternativa capaz de se adaptar a diferentes realidades e à comunidades com diferentes padrões socioeconômicos e culturais, principalmente no meio rural e peri-urbano, onde tem-se maiores áreas disponíveis e onde torna-se mais custoso e dificultoso a construção de extensas redes de coleta. Outra característica que favorece o seu uso nesse contextos é o fato de serem robustos e capazes de operar com manutenção e supervisão mínima. (NIVALA *et al.*, 2013). Assim, representam um grande potencial de ampliação dos serviços de tratamento de esgoto para as populações de baixa renda, bem como podem ser utilizados em programas de saneamento de comunidades rurais e de povos tradicionais, contribuindo para a universalização do acesso a esses serviços.

Como baseiam-se nos princípios do saneamento ecológico, visando promover a reciclagem dos nutrientes encontrados no esgoto, representam uma maneira para preencher a lacuna que existe hoje entre o saneamento e a agricultura (HAQ e

Apoio:



Parceiros:



Organização:





CAMBRIDGE, 2012; LANGERGRABER e MUELLEGGER, 2005; WERNER *et al.*, 2009).

Por essa razão, há um grande potencial para realização de políticas intersetoriais com os *wetlands*, a partir da articulação de políticas de saneamento com as ações de Assistência Técnica e Extensão Rural (ATER). Os *wetlands* são capazes de fornecer efluente tratado para o reúso agrícola, rico em compostos nitrogenados e fósforo, e com níveis aceitáveis de microrganismo patogênicos e a DBO. Portanto, fornecem um insumo com qualidade adequada para irrigação de pomares por gotejamento ou para a incorporação ao solo com o uso de valas, propiciando o aumento da produtividade agrícola. Dessa maneira, os programas de saneamento rural poderiam ser realizados em sinergia com as ações que visam ampliar a produção agrícola orgânica e de base agroecológica, instituídas pelo PLANAPO (BRASIL, 2013b).

### 3.3 Proposições para políticas públicas que visam implementação de wetlands construídos

Conforme destacado previamente, o sucesso de sistemas descentralizados, depende em grande parte da participação e envolvimento da comunidade para a manutenção desses sistemas. Por outro lado, a implementação dessas tecnologias possui, simultaneamente, um potencial de promoção e fortalecimento da cultura de participação e controle social, se adotadas as metodologias adequadas de mobilização social no processo de implantação.

Uma tecnologia apropriada deve ser condizente com o conhecimento local, bem como com as características socioculturais da comunidade, para que assim, a operação, a manutenção e a gestão dos sistemas possam ser apropriados pela população (BARDOSH, 2015; HELLER & NASCIMENTO, 2005; PARKINSON & TAYLER, 2003).

Para isso, diferentemente das políticas tradicionais, caracterizadas por seu cunho vertical, ou seja, com soluções impostas e implantadas pelo Estado, necessita-se de soluções que tenham como objetivo conscientizar e mobilizar a comunidade em relação

Apoio:



Parceiros:



Organização:





aos seus problemas de saneamento. Isso não significa transferir as responsabilidades do Estado para a comunidade, mas sim construir um processo dialógico de educação ambiental, onde, a partir de um diagnóstico participativo e do planejamento da intervenção comunitária, seja possível incorporar a comunidade no processo de construção do conhecimento e do planejamento das ações. Esse tipo de metodologia trata-se, portanto, de um convite à participação popular no setor do saneamento. O Caderno Metodológico para Ações de Educação Ambiental e Mobilização Social em Saneamento (BRASIL, 2009) é um documento elaborado de forma participativa e que traz um material orientador que representa um importante instrumento para a elaboração de ações participativas, fundamentais para a implantação de soluções descentralizadas.

Tal proposta vai de encontro ao preconizado por teóricos que vêm se dedicado a estudar as relações entre Ciência, Tecnologia e Sociedade (CTS). Segundo Dagnino (2012), a produção de tecnociência para a inclusão social requer a produção de conhecimentos construídos coletivamente, contando com a participação da comunidade atendida. Para tal, o autor conclui que as universidades públicas podem exercer um importante papel nesse processo, por meio de atividades de extensão universitária, as quais são essenciais para a identificação das demandas reais da sociedade, bem como para levar os saberes da universidade à sociedade, e vice-versa.

Com isso, acredita-se que a implementação dos *wetlands* construídos pode ser uma alternativa apropriada para muitas comunidades que carecem de serviços de esgoto, principalmente no meio rural e peri-urbano. Esse processo deve ser acompanhado de ações de caráter pedagógico, objetivando-se conscientizar as comunidades menos favorecidas sobre a importância do saneamento e incorporá-las no âmbito da participação política. Tal processo é crucial para a universalização do saneamento e para a construção da participação e controle social substantivos, princípios estabelecidos pelo Plano Nacional de Saneamento Básico (BRASIL, 2013a).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 4 Conclusão

Os *wetlands* construídos, por serem tecnologias de baixo custo, de grande simplicidade e capazes de promover os serviços de tratamento de esgoto em comunidades que não são beneficiadas pelos serviços centralizados, são uma tecnologia capaz de fomentar a universalização do tratamento de esgoto, princípio estipulado pelo Plano Nacional de Saneamento Básico. Sua capacidade de reciclar os nutrientes com o reuso agrícola, mostra seu potencial em estabelecer políticas intersetoriais, promovendo o saneamento para comunidades rurais e para povos tradicionais.

Além disso, os *wetlands* podem ser implantados por meio de ações de educação ambiental e de mobilização social, a partir das quais é possível fortalecer a cultura da participação e do controle social. O Caderno Metodológico para Ações de Educação Ambiental e Mobilização Social em Saneamento (BRASIL, 2009) apresenta um importante referencial teórico para esses tipos de ações que objetivam ser um convite à participação social. Essas metodologias são fundamentais para que as tecnologias escolhidas sejam realmente condizentes com os conhecimentos locais e para que a comunidade possa se apropriar dos novos conhecimentos gerados no processo. Além de se promover a participação social, garante-se que o sistema de tratamento seja gerido de forma adequada pela comunidade.

Dessa maneira, os *wetlands* construídos mostraram-se apropriados frente aos princípios, macrodiretrizes e estratégias do Plano Nacional de Saneamento Básico. No mais, constatou-se que é fundamental que sejam adotadas metodologias participativas que tenham como objetivo envolver a comunidade no processo de produção do conhecimento e de planejamento das ações de saneamento.

Para tal, é necessário que o desenvolvimento científico e tecnológico no campo do saneamento expanda seu espectro, incluindo o diálogo e a interação com os atores sociais que usufruem de seus resultados. Para tal será preciso uma reorientação dos padrões de produção e disseminação do conhecimento, sendo a extensão universitária um

Apoio:



Parceiros:



Organização:





elemento central para a identificação das demandas reais da sociedade e para a consolidação das tecnologias apropriadas.

## Referências

BARDOSH, K. Achieving “total sanitation” in rural African geographies: Poverty, participation and pit latrines in Eastern Zambia. **Geoforum** vol. 66, p.53-63, 2015.

BRASIL. Lei No 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, disponível em <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm)>

\_\_\_\_\_, Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Plano Nacional de Saneamento Básico – PLANSAB**. Brasília. 2013a

\_\_\_\_\_, Ministério do Desenvolvimento Agrário, **Plano Nacional de Agroecologia e Produção Orgânica – PLANAPO**. 96 p. Brasília, 2013b

DAGNINO, R. Why science and technology capacity building for social development? **Science and Public Policy** n.39, 2012, p. 548 – 556.

EPA – US Environmental Protection Agency Office of Water. **Response to congress on use of decentralized wastewater treatment systems**. Office of wastewater management. Washington, DC. 1997.

HAQ, G.; CAMBRIDGE, H. Exploiting the co-benefits of ecological sanitation. **Current Opinion in Environmental Sustainability** 4, p. 431-435, 2012.

HELLER, L.; AGUIAR, M. M.; REZENDE, S. C. Introdução. In: **Participação e controle social em saneamento básico: conceitos, potencialidades e limites**. 320p. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.

HELLER, L.; NASCIMENTO, N. O. Pesquisa e Desenvolvimento na Área de Saneamento no Brasil: Necessidades e Tendências. **Engenharia Sanitária Ambiental**. v. 10, n.1, p.24-35, 2005.

KADLEC, Robert H.; WALLACE, Scott D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Florida: Taylor & Francis, 2009.

LANGERGRABER, G.; MUELLEGGER, E. Ecological sanitation – A way to solve global sanitation problems? **Environment International** 31, p. 433 – 444. 2005.

MCGRANAHAN, G. Realizing the right to sanitation in deprived urban communities: Meeting the challenges of collective action, coproduction, affordability, and housing tenure. **World Development** v. 68, p. 242 – 253, 2015.

MENDONÇA, A. A. J. de. **Avaliação de um sistema descentralizado de tratamento de esgotos domésticos em escala real composto por tanque séptico e wetland construída híbrida**. 2015. 208 f. Dissertação (Mestrado em Saúde Ambiental). Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública. Universidade de São Paulo. São Paulo.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





NIVALA, J. *et al.* Comparative analysis of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichenbach, Germany. **Ecological Engineering**. vol. 61, p. 527-543, 2013. Disponível em <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.01.035>>

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos**. 2008. 133 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

PARKINSON, J; TAYLER, K. Decentralized wastewater management in peri-urban areas in low-income countries. **Environment & Urbanization**. Vol 15, nº 1, abr. 2003

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**. Dissertação (conclusão de iniciação científica). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

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

TREIN, C. M; PELISSARI, C.; HOFFMANN, H.; PLATZER C. J.; SEZERINO, P. H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comerciais e residenciais empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 25, n. 4, p. 351-367, out/dez 2015.

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

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

WERNER, C. *et al.* Ecological sanitation: Principles, technologies and project examples for sustainable wastewater and excreta management. **Desalination**. v. 248, p. 392-401, 2009.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **TÉCNICAS DE CONTROLE ESTATÍSTICO APLICADO A WETLAND CONSTRUÍDO COMO PÓS-TRATAMENTO DE FLOTADOR DE INDÚSTRIA DE LATICÍNIOS**

**Ricardo Nagamine Costanzi**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina-PR, Brasil  
Engenharia Ambiental  
[ricardocostanzi@gmail.com](mailto:ricardocostanzi@gmail.com)

**Danielle Martins Cassiano de Oliveira**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina-PR, Brasil  
Engenharia Ambiental  
[danielle.mcassiano@gmail.com](mailto:danielle.mcassiano@gmail.com)

**Orlando Carvalho Junior**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina-PR, Brasil  
Engenharia Ambiental  
[orlandocarvalhojr@yahoo.com.br](mailto:orlandocarvalhojr@yahoo.com.br)

**Edilaine Regina Pereira**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina-PR, Brasil  
Engenharia Ambiental  
[edilainepereira@utfpr.edu.br](mailto:edilainepereira@utfpr.edu.br)

### **Resumo**

Os sistemas industriais que demandam água tem a necessidade premente de minimizar o consumo e melhorar o tratamento de efluentes devido à escassez de água e a poluição hídrica gerada. Os efluentes provenientes de indústria de laticínios contém um alto teor de matéria orgânica e necessitam de tratamento para serem lançados nos recursos hídricos. Assim, os Wetlands Construídos (WC) podem se tornar uma opção para viabilizar o sistema de tratamento com viés econômico. Um Wetland Construído de fluxo vertical com fundo saturado e irrigação superficial foi desenvolvido para tratar efluente de um laticínio na saída do flotor da ETE da indústria. O tempo de detenção hidráulico foi de 3 dias com a vazão média de 264 L/d. Foram realizadas as análises de pH e DQO. Cartas de controle foram utilizadas para verificar o controle do processo, no qual somente a DQO do WC esteve sob controle. Índices de capacidade de processo foram aplicados ao pH e a DQO para verificar se o efluente atendia a legislação ambiental. Concluiu-se neste trabalho que a variável pH do WC atende a legislação, porém, a variável DQO após o tratamento necessita de um tratamento complementar para lançamento e diluição do efluente.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







**Palavras-chave:** Efluente de laticínios. Tratamento de efluentes. Wetland Construído.

## 1 Introdução

Diante da escassez de recursos hídricos para fins nobres, a oferta de água de boa qualidade torna-se diminuta. Desta forma, algumas indústrias que utilizam grandes quantidades de água em seus processos produtivos necessitam de sistemas de conservação de água e de melhorias nas Estações de Tratamento de Efluentes.

A indústria de laticínios é classificada como uma grande consumidora de água. O seu uso está relacionado às operações de limpeza, lavagem da massa láctea, resfriamento e geração de vapor. Decorrente deste uso, a descarga de efluentes é o principal impacto ambiental do setor. Assim os poluentes mais expressivos são: alto teor de orgânicos; óleos e graxas; altos teores nitrogênio e fósforo; grandes variações no pH, originadas de resíduos de soluções básicas e alcalinas das operações de limpeza; e alta condutividade (CETESB, 2006).

Em grande parte dos tratamentos de efluentes de laticínios utilizam processos biológicos para remoção da matéria orgânica dissolvida (RAMALHO,1991). Os tratamentos comumente utilizados para este tipo de efluente são lagoas de estabilização, lodos ativados e reatores anaeróbios. As lagoas de estabilização são o tratamento com menor custo de manutenção, porém necessitam de grande área para sua instalação. Já os lodos ativados tem um grande custo de manutenção, pois necessitam de energia elétrica no seu funcionamento e geram mais lodo em relação aos demais. Os reatores anaeróbios possuem um grande custo de instalação comparado às lagoas de estabilização (VON SPERLING, 1997; VON SPERLING, 2006; VON SPERLING, 2009). Assim, os Wetlands Construídos surgem como uma opção para inserção no sistema de tratamento de efluentes gerado na indústria de laticínios.

O objetivo deste trabalho foi avaliar o sistema de tratamento de uma indústria de laticínios composto por um flotor por ar dissolvido seguido de um WC por técnicas de controle de qualidade.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 2 Metodologia

Um Wetland Construído de fluxo vertical com o fundo saturado de 20 cm e irrigação superficial foi instalado em uma indústria de laticínios, localizada no município de Londrina. A montagem do WC foi realizada na estação de tratamento de efluentes (ETE) da indústria, logo após a saída do flotador por dissolvido (FAD).

O efluente tratado foi a água residuária de uma indústria de laticínio que produz leite do tipo UHT, leite pasteurizado, bebida láctea pasteurizada, queijo tipo muçarela, leite em pó, soro de leite e leite concentrado.

O WC foi construído a partir de um tanque de aço de 1,7m de largura; 2,6m de comprimento e 1m de altura. O tanque foi preenchido por 3 tipos de brita: camada superficial de brita 0 (diâmetro de 12 mm), camada intermediária de brita 1 (diâmetro de 19 mm) e a camada de brita na base de brita 3 (diâmetro de 25 mm). As espessuras foram de 20 cm, 25 cm e 15 cm, respectivamente.

A planta utilizada foi o *Cyperus papyrus*, conhecida como minipapiro.

O tanque foi dividido em dois quadrantes, com a irrigação ocorrendo diariamente de forma alternada. Um quadrante era irrigado, enquanto o outro descansava e vice-versa. A operação do sistema ocorreu na forma de 8 pulsos com duração de 1 minuto cada no período de 24 horas. Desta forma, a vazão dimensionada foi de 264 L/d. O tempo de detenção hidráulico foi de 3 dias.

A coleta das amostras foi realizada semanalmente na saída do FAD e na saída do WC. As análises apresentadas neste trabalho foram relativas a variável pH (potencial hidrogeniônico) e a variável DQO (demanda química de oxigênio). O monitoramento do sistema foi realizado no período de 6 meses de experimento.

As análises foram realizadas na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), campus Londrina, no Laboratório de Saneamento e no Laboratório de Tecnologias de Conversão de Energia.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 2.2 Estatística

A princípio foi realizada a estatística descritiva por meio de média, desvio padrão, coeficiente de variação e normalidade para posteriormente produzir gráficos de controle. A verificação da normalidade foi realizada por meio de 3 testes: Anderson-Darling, Ryan-Joiner (semelhante ao Shapiro-Wilk) e Kolmogorov-Smirnov. Caso atestada a normalidade, então se considera que a distribuição dos dados é normal. Com a normalidade não confirmada, técnicas de transformação *Box-Cox* ou *Logarítmas* foram aplicadas para atingir a distribuição normal.

A investigação da autocorrelação dos dados também foi realizada, pois os dados devem ser independentes entre si para que seja gerada a carta de controle.

### 2.2.1 Cartas de controle

Neste trabalho foram utilizados gráficos de controle de medida individual de Shewhart para identificar a variabilidade nos processos de tratamento de efluentes, permitindo a adoção de medidas corretivas.

De acordo com Montgomery e Runger (2003), eles são compostos pelos limites de controle inferior e superior e uma linha média. As Equações 1, 2 e 3 apresentam o cálculo dos limites.

$$LSC = \bar{x} + 3 \frac{\overline{AM}}{d_2} \quad (1)$$

$$LC = \bar{x} \quad (2)$$

$$LIC = \bar{x} - 3 \frac{\overline{AM}}{d_2} \quad (3)$$

Onde: LSC é o limite superior de controle; LC é a linha central; LIC é o limite inferior de controle, e  $d_2$  é um fator para a construção de gráficos de controle para variáveis disponível no apêndice VI de Montgomery (2004).

### 2.2.2 Índice de capacidade de processo

Os índices de capacidade são utilizados para apresentar resultados de um processo de acordo com o limite de especificação, neste caso os limites de lançamento de efluentes

Apoio:



Parceiros:



Organização:





foram determinados pelo CONAMA 430/11 para a variável pH e CONSEMA 128/06 para a variável DQO. Os índices de  $C_p$  e  $C_{pk}$  são índices de capacidade do processo, enquanto os índices de desempenho  $P_p$  e  $P_{pk}$  informam como o processo agiu no passado ou está agindo no momento. É relevante destacar que a mesma classificação pode ser adotada para todos os índices. Caso o valor do índice seja maior ou igual que 1,33, o processo é apropriado para as especificações. Por outro lado, se o valor ficar entre 1,0 e 1,33, o processo é aceitável. Por fim, se ele for inferior a 1,0, o processo é considerado incapaz.

$C_p$  é determinado pela amplitude de especificação do projeto [Limite superior de especificação (LSE) – Limite inferior de especificação (LIE)] associado com a amplitude do processo (LNTS-LNTI), definido pela equação 4.

$$C_p = \frac{LSE - LIE}{LNTS - LNTI} = \frac{LSE - LIE}{6\sigma} \quad (4)$$

$C_{pk}$  considera a centralização do processo, pois relaciona a centragem do sistema com os limites, garantindo uma maior eficiência, sendo definido pela equação 5.

$$C_{pk} = \min \left( \frac{LSE - \mu}{3\sigma}, \frac{\mu - LIE}{3\sigma} \right) \quad (5)$$

$P_p$  e  $P_{pk}$  podem ser definidos em conformidade com a equação 6 e 8, respectivamente.

$$P_p = \frac{LSE - LIE}{6S} \quad (6)$$

Onde o desvio padrão  $S$  é estimado pela Equação 7.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





$$S = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_i - \bar{X})^2}{n - 1}}$$

(7)

$$P_{pk} = \min \left( P_{ps} = \frac{LSE - \mu}{3\sigma}, P_{pi} = \frac{\mu - LIE}{3\sigma} \right)$$

(8)

### 3 Resultados e discussão

A estatística descritiva das variáveis pH e DQO são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Estatística descritiva da saída do FAD e saída do WC na ETE da indústria.

Parâmetro	Média	Mediana	Desvio padrão	Coef. de Variação (%)	Mínimo	Máximo
pH (saída do FAD)	5,59	5,58	0,44	8,0	4,83	6,37
pH (saída do WC)	7,30	7,29	0,27	3,8	6,84	7,98
DQO (mg/L - saída do FAD)	614	566	279	45,5	198	1379
DQO (mg/L - saída do WC)	282	220	136	48,3	85	701

O pH apresenta um aumento médio de 5,59 para 7,30 após tratamento no WC com uma variação pequena nos valores obtidos. A eficiência de remoção média de DQO do sistema de WC tratando efluente do FAD foi de aproximadamente 54%, porém, para esta variável houve uma variação significativa dos valores analisados.

As cartas de controle neste estudo foram aplicadas ao FAD e WC para avaliar a operação do sistema com distinção de mudanças e pontos anormais.

#### 3.1 pH

O gráfico individual de Shewhart para o pH do efluente do FAD foi apresentado na Figura 1.

Apoio:



Parceiros:

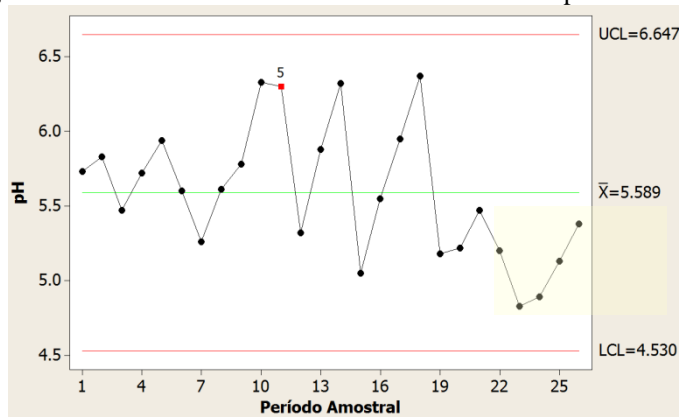


Organização:





Figura 7- Gráfico de medida individual de Shewhart do pH do flotador.



Fonte: Autores.

O pH se comportou de forma aleatória até a décima oitava semana de análise, a partir da coleta 19 os dados ficaram abaixo da média central. Observou-se que o pH se encontra dentro dos limites de controle do teste 1, em que nenhum dos valores dos pontos ultrapassou o valor maior do que 3 vezes o desvio padrão.

Já para o teste 2, foi confirmado que dois de 3 pontos consecutivos foram maiores que 2 vezes o desvio padrão. A amostra 11 e 12 obtiveram o mesmo valor relativamente alto de pH de 6,3. Algum resíduo líquido mais alcalino do processo produtivo da indústria pode ter sido agregado aos efluentes destinados à ETE e ter elevado o pH do FAD nesta amostragem.

A hipótese do teste 3 não se confirmou, ou seja, 6 pontos consecutivos não cresceram ou decresceram.

Os dados de pH do WC não apresentaram normalidade, mesmo com as transformações *Box-Cox* e logarítmicas. Desta forma, os valores medidos no WC foram analisados de forma direta. Verificou-se que o menor valor de pH diferia muito dos dados restantes e resultava em autocorrelação positiva. Isto possivelmente devido a algum problema de correção do pH na entrada do FAD. Assim, este ponto foi desconsiderado para a análise do conjunto de dados.

Apoio:



Parceiros:



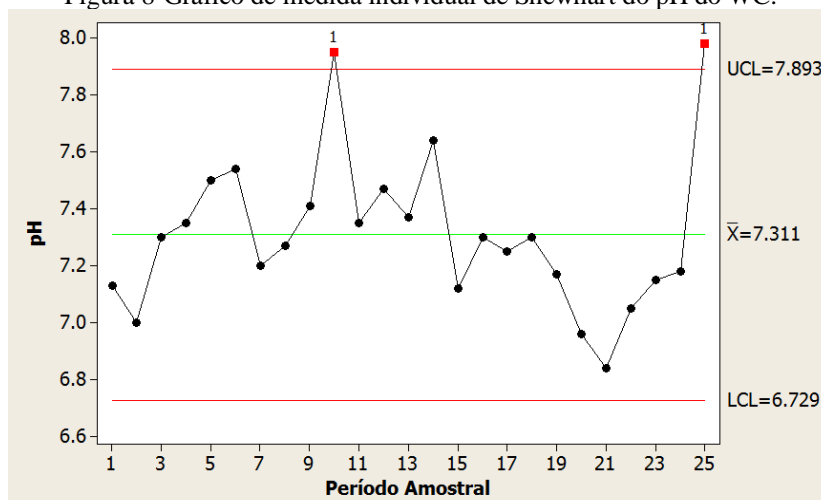
Organização:





A hipótese 1 foi confirmada, pois a 10ª e a 26ª coleta ultrapassaram o limite de controle estatístico, com os valores de 7,41 e 7,18 respectivamente. As hipóteses 2 e 3 não foram constatadas pelos testes estatísticos 2 e 3 (Figura 2).

Figura 8-Gráfico de medida individual de Shewhart do pH do WC.



Fonte: Autores.

O comportamento do pH se deu de forma não aleatória. Em comparação com a faixa de pH de entrada no sistema WC (efluente do FAD), percebe-se que houve um aumento significativo dos valores de pH com proximidade da faixa de pH entre 7,0 e 7,6, sem a necessidade de correção por adição de substâncias químicas.

### 3.2 DQO

A transformação dos dados de DQO por meio do *Box-Cox* foi realizada para a concepção da carta de controle, pois não foi constatada normalidade nos dados brutos.

Os dados de DQO se comportaram de maneira aleatória com tendência à estratificação (dados concentrados na linha média), exceto na amostra 25. A 25ª coleta ultrapassou o limite de controle do teste 1, segundo a Figura 3. Este ponto fora de controle se refere ao valor de 198 mg/L, o menor valor de DQO encontrado, que extrapola os valores das amostras próximas (A Figura 3 apresenta os valores transformados com a

Apoio:



Parceiros:



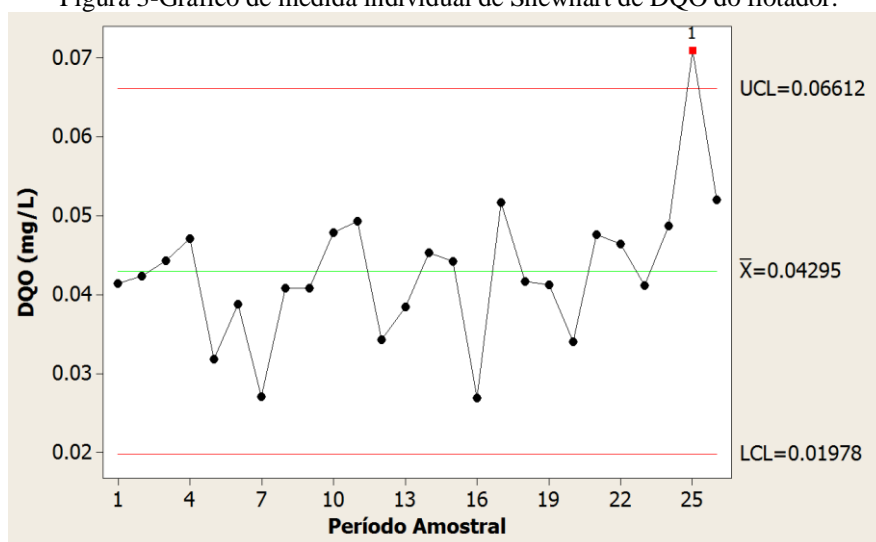
Organização:





inversão de valoração na carta de controle). As demais hipóteses não foram confirmadas pela carta de controle.

Figura 3-Gráfico de medida individual de Shewhart de DQO do flotorador.



Fonte: Autores.

A transformação dos dados por meio de *Box-Cox* foi necessária para os dados de DQO do WC, pois não houve normalidade. A DQO do WC se dispôs de forma aleatória como mostra a Figura 4, a maior parte dos pontos se concentraram próximos à média central, com tendência de estratificação.

A hipótese 1 não foi confirmada pelo gráfico de controle, assim como a segunda e a terceira hipótese. Os dados encontram-se sob controle estatístico.

O controle condiz com resultados encontrados por Cardoso e Costanzi (2015) no tratamento de efluente de laticínios por um WC híbrido, nenhum das 3 hipóteses foi confirmada para DQO.

Apoio:



Parceiros:



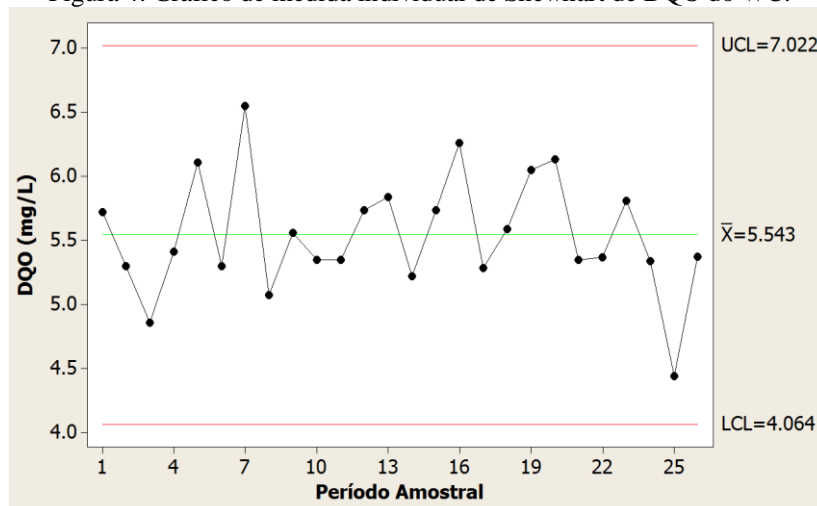
Organização:







Figura 4: Gráfico de medida individual de Shewhart de DQO do WC.



Fonte: Autores.

### 3.3 Índice de capacidade de processo

A variável pH é capaz de atender a exigência de lançamento de efluentes atingindo valores maiores do que 1 nos índices de capacidade de processo, seja no presente com os índices de Pp e Ppk, ou no futuro com Cp e Cpk, com os valores limites de lançamento entre 5 e 9. A especificação se refere ao CONAMA 430/11 de lançamento de efluentes.

Porém, a DQO não foi capaz de atender o limite de especificação, pois os índices ficaram abaixo de 1. Isto indica a necessidade de um tratamento complementar para atendimento da legislação quanto a este parâmetro. Especificação referente ao CONSEMA 128/06.

### 4 Conclusão

Nesta pesquisa foi possível avaliar o comportamento dos sistemas de tratamento FAD seguido de WC em uma ETE de indústria de laticínios por meio de técnicas de controle estatístico. As variáveis analisadas neste trabalho foram o pH e a DQO.

A variável pH do efluente do FAD apresentou-se dentro dos limites de controle. O pH do WC apresentou valores de pH maiores que a saída do FAD, com dois valores

Apoio:



Parceiros:



Organização:





fora da variação de 3S, porém, dentro dos limites de especificação. Para a variável DQO, o efluente do FAD apresentou um ponto fora do limite de controle, enquanto que para o WC houve controle estatístico nos 3 testes (hipóteses) aplicadas.

A aplicação do índice de capacidade de processo para o WC demonstrou que o pH medido se encontra dentro do limite de especificação exigido pela legislação. Já a variável DQO não atendeu o limite de especificação, necessitando de um tratamento complementar para atingir o padrão exigido pela legislação ambiental.

## Referências

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.

CARDOSO, M. L.; COSTANZI, R. N. Qualidade de controle aplicada a tratamento de efluente de laticínio por sistema alagado construído híbrido. **In: 2º Simpósio Brasileiro Sobre Wetlands Construídos**. Curitiba. Junho, 2015.

CETESB. **Produtos Lácteos**. Guia Técnico Ambiental da Indústria de Produtos Lácteos - Série P+L. São Paulo, 2006. 95 p.

CONSEMA - Conselho Estadual Do Meio Ambiente. Resolução n° 128, de 24 de novembro de 2006. **Diário Oficial da república federativa do Brasil**. Poder Executivo Brasília, DF, 24 de novembro de 2006.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Applied Statistics and Probability for Engineers**. 3 ed. New York, EUA. John Willey & Sons Inc, 2003.

MONTGOMERY, D. C. **Introdução ao controle estatístico da qualidade**. 4 ed. Editora LTC, 2004.

RAMALHO, R.S. **Tratamiento de águas residuales**. Barcelona: Editorial Reverté S.A., 1991, 705 p.

VON SPERLING, M. **Reatores Anaeróbios**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2006.

VON SPERLING, M. **Lodos Ativados**. 2.ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, 2009.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **COAGULANTES NATURAIS E QUÍMICOS EM WETLAND VERTICAL PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES DE RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO**

**Bruna Ricci Bicudo**

UTFPR, Londrina – PR, Brasil  
Depto. de Ambiental  
[brunariccib@gmail.com](mailto:brunariccib@gmail.com)

**Thaís Ribeiro**

UTFPR, Londrina – PR, Brasil  
Depto. de Ambiental  
[thaisribeiro@alunos.utfpr.edu.br](mailto:thaisribeiro@alunos.utfpr.edu.br)

**Fellipe Jhordã Ladeia Janz**

UTFPR, Londrina – PR, Brasil  
Depto. de Ambiental  
[fellipejanz@hotmail.com](mailto:fellipejanz@hotmail.com)

**Edilaine Regina Pereira**

UTFPR, Londrina – PR, Brasil  
Depto. de Ambiental  
[edilainepereira@utfpr.edu.br](mailto:edilainepereira@utfpr.edu.br)

**Orlando de Carvalho Junior**

UTFPR, Londrina – PR, Brasil  
Depto. de Ambiental  
[junior@utfpr.edu.br](mailto:junior@utfpr.edu.br)

**Ricardo Nagamine Costanzi**

UTFPR, Londrina – PR, Brasil  
Depto. de Ambiental  
[ricardocostanzi@utfpr.edu.br](mailto:ricardocostanzi@utfpr.edu.br)

### **Resumo**

O objetivo desse trabalho foi analisar a eficiência do coagulante químico Sulfato de Alumínio e dos coagulantes naturais *Moringa oleifera* e Tanino (tanfloc) no tratamento do efluente do restaurante universitário da UTFPR – Londrina e como pós-tratamento de Wetland Construído Horizontal (WCH), bem como verificar se os dados obtidos atendem os parâmetros exigidos pelo CONAMA 357 e pelo CONAMA 430. Os parâmetros

Apoio:



Parceiros:



Organização:





analisados foram a temperatura, pH, condutividade elétrica, cor aparente e turbidez. Tanto a temperatura quando o pH, apresentaram dados em conformidade com as normas mencionadas. A cor aparente dos tratamentos dos coagulantes naturais utilizados apresentaram remoção de 50% no processo de tratamento do efluente bruto e no pós-tratamento do efluente da WCH, o Tanino foi o que apresentou a melhor remoção. Para a turbidez, o Tanino e o Sulfato de Alumínio obtiveram valores muito próximos para o tratamento do efluente bruto, 73,56% e 72,97%, respectivamente, porém, para o pós-tratamento de WCH nenhum coagulante apresentou valores significativos de remoção. A WCH utilizada para monitoramento e pós-tratamento estava em fase de início de operação.

**Palavras-chave:** Pós-Tratamento de efluente. Coagulante natural. Coagulante químico. Wetlands construídos.

## 1 Introdução

O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) publicou em 2015 um estudo realizado nas 100 maiores cidades do Brasil e, junto com os dados históricos, constatou-se que os avanços na área de saneamento foram inexpressivos na maior parte dos grandes municípios. Os resultados dessa pesquisa também mostram que das 20 melhores colocadas, 8 já atingiram a universalização desse serviço e doze atingirão nos próximos anos. Porém, em relação ao ranking realizado anteriormente e publicado em 2014, a situação piorou em muitas das cidades brasileiras.

De acordo com os dados do SNIS, apresentado pela instituição Trata Brasil, em relação à coleta dos esgotos, 48,6% da população recebia este serviço, totalizando quase 100 milhões de brasileiros que não o possuíam. A situação se agravou em relação aos esgotos tratados, que segundo os dados oficiais, são apenas 39% dos esgotos. O estudo informa que 31 municípios tratam 20% ou menos de seus esgotos e 52% das grandes cidades tratam menos de 40%. Apenas 10 municípios tratam acima de 80%, o que evidencia que o tratamento de esgotos é o indicador mais atrasado nos municípios considerados no estudo.

Em vista da problemática do tratamento de efluentes, buscou-se como alternativa o uso de Leitos Cultivados ou Wetlands Construídos, composto por um tanque com

Apoio:



Parceiros:



Organização:





adição de camadas de areia e brita com função de filtração e de substrato para microrganismos e macrófitas. Estes sistemas possuem baixo custo e são de fácil manutenção. Contudo, para otimizar o processo de eficiência de remoção e obtenção de uma maior qualidade na água produzida pelo sistema, podem ser necessárias medidas de tratamento complementar como coagulação, floculação, sedimentação/flotação e filtração.

O objetivo dessa pesquisa foi utilizar e comparar a eficiência dos coagulantes naturais Tanfloc e *Moringa oleifera* e o coagulante químico Sulfato de Alumínio, no tratamento do efluente do restaurante universitário da UTFPR – Londrina e como pós-tratamento por Wetland Construído Horizontal.

## 2 Metodologia

O efluente utilizado para a realização das análises foi coletado na caixa de passagem do Restaurante Universitário (Ensaio I) e na saída do sistema de Wetland Construído Horizontal (Ensaio II) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) Campus Londrina, localizada na cidade de Londrina – PR, localizada sob as coordenadas geográficas de latitude 23°18'2854”S e longitude 51°06'5066”O.

Para confecção das soluções utilizadas no efluente antes do sistema wetland construído, o método utilizado para a obtenção da solução à base de sementes de *Moringa oleifera* foi baseado segundo adaptação de Theodoro (2012). As sementes foram descascadas e, logo em seguida, trituradas 20 g de *Moringa oleifera* no liquidificador, adicionando-se em seguida 1L de água destilada e NaCl a 1 molar perfazendo uma solução salina como meio potencializador da proteína existente na semente.

Na preparação das soluções de Tanfloc e Sulfato de Alumínio foram adicionados 20g de coagulante em 1L de água destilada. Para o preparo das soluções usadas no efluente após o tratamento pela wetland construída foi utilizada 1 g tanto de Tanfloc quanto de Sulfato e Alumínio para 1L de água destilada. Para a realização das análises experimentais foram utilizados reatores estáticos (Jar-Teste), da marca Nova Ética,

Apoio:



Parceiros:



Organização:





modelo 218 – 6LDB, com adição de 2 litros de efluente em 3 recipientes do Teste do Jarro.

Inicialmente, para o processo de coagulação foi utilizado um gradiente  $120\text{ s}^{-1}$  e após 3 minutos, o gradiente foi reduzido para aproximadamente  $20\text{ s}^{-1}$  e após 10 minutos o equipamento de rotação foi desligado para início do processo de sedimentação.

A primeira coleta, em ambos os ensaios, foi realizada após 3 minutos do início do processo de sedimentação. As coletas seguintes foram feitas de 10 em 10 minutos, ocorrendo no tempo de 13, 23 e 33 minutos. Para o primeiro e segundo ensaio a coleta ocorreu até 83 minutos.

O primeiro experimento foi realizado em triplicata e o segundo em duplicata para fins de análise estatística. Para todas as amostras coletadas, foram determinados os parâmetros de pH, condutividade elétrica, temperatura, turbidez, cor aparente de acordo com *Standard Methods of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

### 3 Resultados e Discussão

Ensaio físico-químicos foram realizados para comparação e determinação da eficiência de remoção das variáveis antes da wetland (Ensaio I) e pós wetland (Ensaio II), bem como no efluente bruto de ambos os casos. A Tabela 1 representa as características do efluente bruto.

Tabela 1 – Características do efluente bruto.

Parâmetros	Ensaio I	Ensaio II
pH	5,28	7,18
Temperatura média (°C)	18,0	17,0
Condutividade ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	573	511
Turbidez (NTU)	204	5,93
Cor aparente (mgPt-Co/L)	113	39

Apoio:



Parceiros:



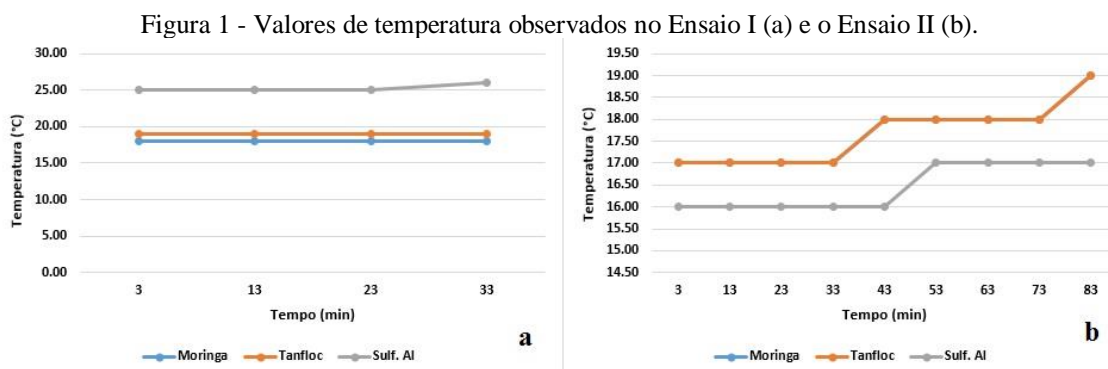
Organização:





### 3.1 Temperatura

A Figura 1 apresenta os valores médios de temperatura para cada coagulante ao longo do período de sedimentação em ambos os ensaios.



Observando a Figura 1 constata-se que houve pouca variação nas temperaturas conforme o passar do tempo e em relação ao efluente bruto, porém o Ensaio I foi realizado em um dia com temperaturas mais elevadas que o Ensaio II, onde a *Moringa oleifera* e o Tanfloc apresentaram valores idênticos ao longo do tempo. Ambos os ensaios então dentro dos parâmetros estabelecidos pela resolução CONAMA 357 e CONAMA 430, com a temperatura do efluente abaixo de 40°C e sem variação de 3°C em relação a temperatura do corpo receptor.

### 3.2 pH

A Figura 2 apresenta os valores médios de pH para cada coagulante ao longo do período de sedimentação em ambos os ensaios.

Apoio:



Parceiros:

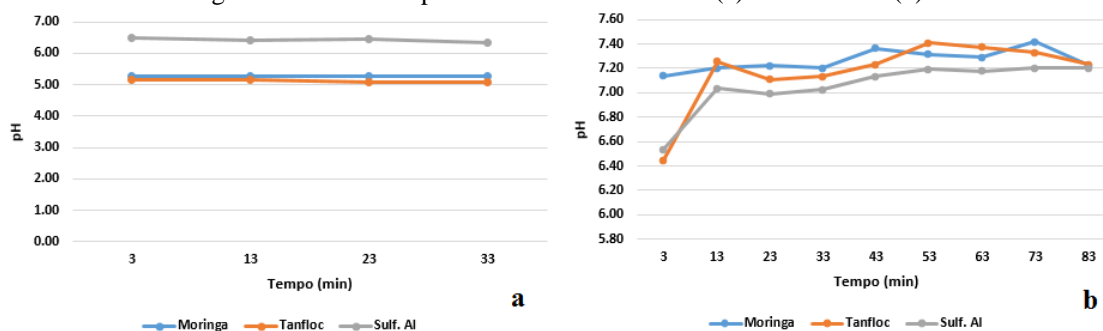


Organização:





Figura 2– Valores de pH observados no Ensaio I (a) e o Ensaio II (b).



Na Figura 2, pode-se observar que em ambos os casos a *Moringa oleifera* foi o coagulante que mais se manteve estável ao passar do tempo, porém também foi o coagulante que apresentou os valores de pH mais elevados. Os outros dois coagulantes apresentaram valores muito próximos, sendo que o Tanfloc apresentou os menores valores (figura 2a). Na figura 2b, nota-se que todos os coagulantes apresentaram grandes variações ao longo do tempo, mas obtiveram valores muito próximos no final do tratamento. Ambos os ensaios então dentro dos parâmetros estabelecidos pela resolução CONAMA 357 e CONAMA 430, onde o pH tem que se encontrar dentro da faixa de 5 a 9.

Os resultados obtidos no Ensaio I apresentaram diferenças significativas entre a eficiência dos coagulantes durante processo, principalmente entre a *Moringa oleifera* e o Tanfloc no tempo 3 minutos. Já os resultados obtidos no Ensaio II apresentaram diferenças significativas apenas entre os coagulantes *Moringa oleifera* e Sulfato de Alumínio nos tempos 23, 33 e 73 minutos.

### 3.3 Cor aparente

A Figura 3 apresenta as porcentagens de remoção de cor aparente para cada coagulante ao longo do período de sedimentação em ambos os ensaios.

Apoio:



Parceiros:



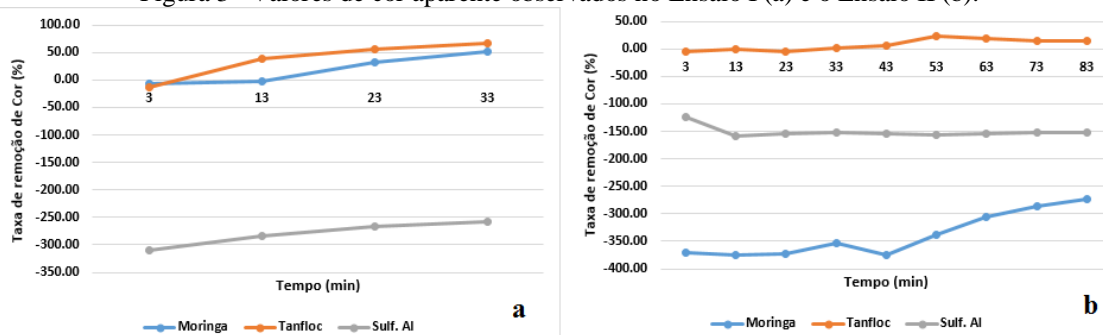
Organização:







Figura 3– Valores de cor aparente observados no Ensaio I (a) e o Ensaio II (b).



Na Figura 3a, pode-se observar que inicialmente todos os coagulantes apresentaram porcentagens de remoção relativamente baixas, porém, tanto a *Moringa oleifera* quanto o Tanfloc apresentaram aumento de eficiência ao longo do tempo, apresentando eficiências maiores que 50% de remoção em 33 minutos, ao passo que o Sulfato de Alumínio não apresentou melhoras nas taxas de remoção em relação ao tempo, com resultados muito discrepantes em relação aos outros coagulantes. Diferenças significativas entre as eficiências dos coagulantes podem ser observadas, salvo os valores apresentados pela *Moringa oleifera* e o Tanfloc no tempo de 33 minutos.

Na Figura 3b, observa-se que o único coagulante que apresentou valores de remoção significativos foi o Tanfloc, mesmo que reduzidos, sendo a maior taxa de remoção apresentada aos 53 minutos (24,36%). Apesar da *Moringa oleifera* ter apresentado os valores mais negativos, após 43 minutos, a eficiência aumentou a cada tempo de coleta, ao passo que os valores do Sulfato de Alumínio estiveram constantes ao longo de todo o processo. Foi constatado diferenças significativas em todos os estágios entre todos os coagulantes, os valores que apresentaram maior significância apresentam-se no final no tratamento onde, no tempo 73 minutos, a maior significância está entre a *Moringa oleifera* e o Sulfato de Alumínio e no tempo 83 minutos, as maiores significâncias estão entre os valores do Sulfato de Alumínio com a *Moringa oleifera* e o Sulfato de Alumínio com o Tanfloc.

Apoio:



Parceiros:



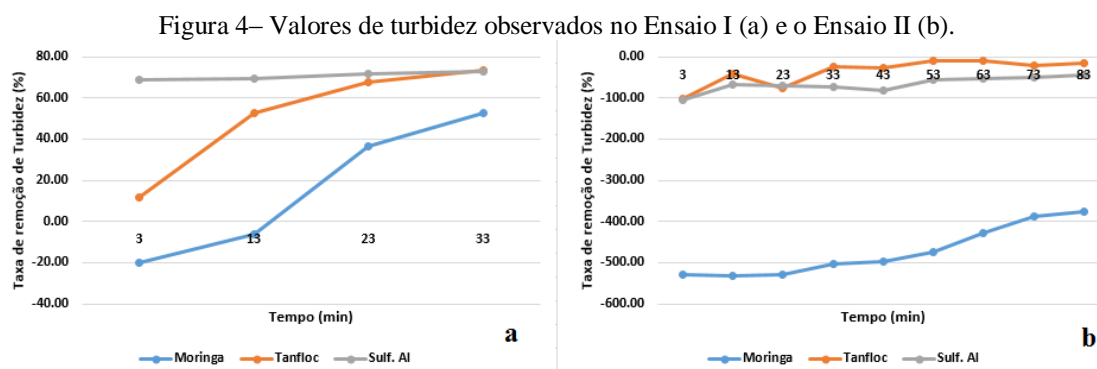
Organização:





### 3.4 Turbidez

A Figura 4 apresenta as porcentagens de remoção de turbidez para cada coagulante ao longo do período de sedimentação em ambos os ensaios.



Nota-se, na Figura 4a, que todos os coagulantes tiveram resultados bem distintos no início do ensaio, porém estes foram se aproximando, principalmente quanto ao Tanfloc e o Sulfato de Alumínio que, ao final do processo de sedimentação, obtiveram valores muito próximos, 73,6% de remoção para o Tanfloc e 73,0% para o Sulfato de Alumínio. A *Moringa oleifera*, inicialmente apresentou resultados negativos, mas ao longo do tempo a eficiência aumentou consideravelmente, chegando a 52,75%. Dessa forma, as diferenças significativas dos tratamentos pelos diferentes coagulantes foram diminuindo ao longo do processo de sedimentação, chegando ao ponto de não haver diferença significativa entre o Tanfloc e o Sulfato de Alumínio a partir do tempo 23 minutos.

Na Figura 4b, os valores apresentados pela *Moringa oleifera* foram muito menores que os apresentados pelos outros dois coagulantes, estes que, por sua vez, apresentaram valores muito próximos, porém nenhum dos coagulantes utilizados apresentou valores positivos. Desse modo, os valores de Tanfloc e Sulfato de Alumínio apenas apresentaram diferenças significativas entre si no tempo 33 minutos, ao passo que estes apresentaram diferenças significativas em todos os tempo em relação a *Moringa oleifera*.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 4 Conclusão

Os resultados do presente trabalho mostram que a utilização dos coagulantes naturais provenientes da semente de *Moringa oleifera* e do Tanino e do coagulante químico Sulfato de Alumínio foram eficientes no processo de clarificação do efluente do restaurante universitário bruto (Ensaio I), com exceção da cor aparente para o Sulfato de Alumínio. Para o processo de clarificação do efluente proveniente da saída do sistema Wetland Construído (Ensaio II – Pós-Tratamento), os coagulantes apresentaram eficiências relativamente baixas, principalmente com relação a turbidez, em relação a cor aparente apenas o Tanfloc apresentou remoções reduzidas.

Observa-se que o comportamento dos coagulantes é bem distinto, pois, durante os ensaios, a *Moringa oleifera* foi o coagulante que apresentou a maior taxa de aumento de sua eficiência ao longo do tempo, ao passo que o Tanfloc apresentou um padrão variável e o Sulfato de Alumínio demonstrou resultados constantes ao longo do tempo.

A análise dos resultados obtidos entre os coagulantes utilizados neste trabalho, para tratamento do efluente de restaurante universitário, apresentou a utilização do Tanfloc como melhor coagulante com um tempo de coagulação mínimo de 33 minutos. No pós-tratamento com Wetland Construído, o coagulante recomendado também foi o Tanfloc, porém houve parâmetro no qual a adição de coagulantes acarretou efeito negativo.

## Referências

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22ª ed. Washington, 2012.

Ranking do Saneamento 2015. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/ranking-do-saneamento-2015>> Acesso em 19 de Julho de 2016.

SNIS - Série Histórica. Disponível em: <<http://app.cidades.gov.br/serieHistorica/>> Acesso em 19 de Julho de 2016.

THEODORO, Joseane D. P. Estudo dos mecanismos de coagulação/floculação para a obtenção de água de abastecimento para o consumo humano. 2012. 184f. Tese de Doutorado (Departamento de Engenharia Química) – Centro de Tecnologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, Set. 2012.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





**DESINFECÇÃO SOLAR COMO PÓS-TRATAMENTO DE  
WETLANDS CONTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL COM  
CULTIVO DE *Solanum lycopersicum var. cerasiforme* E *Heliconia  
rostrata***

**Juliane Gonçalves da Silva\***

Universidade Católica Dom Bosco, Campo Grande – MS, Brasil

[juliane.esa@gmail.com](mailto:juliane.esa@gmail.com)

**Thiago Gonçalves Porto**

Universidade Católica Dom Bosco, Campo Grande – MS, Brasil

[thiago98porto@gmail.com](mailto:thiago98porto@gmail.com)

**Fernando Jorge Côrrea Magalhães Filho**

Universidade Católica Dom Bosco, Campo Grande – MS, Brasil

[fernando@ucdb.br](mailto:fernando@ucdb.br)

## Resumo

O objetivo deste estudo foi avaliar a inativação de microrganismos do grupo coliformes totais e *Escherichia coli* (*E. coli*), remanescentes do pré-tratamento composto por *wetlands* construído de fluxo vertical (*CW-VF*) com dois tipos de plantados: helicônia e tomate cereja, sendo submetidos ao sistema de desinfecção solar (*SODIS*), operado em duas situações distintas: sem concentrador solar (*SCS*) e com concentrador solar (*CCS*). Os *CW-VF* possuíam área superficial de 0,0707 m<sup>2</sup> e volume de 0,0565 m<sup>3</sup>, tendo como meio filtrante 60 cm de areia. Para *SODIS* foram utilizadas garrafas PET transparentes de 600 mL, tendo como variáveis do processo de tratamento o tempo de exposição à radiação solar: 0, 2, 4 e 6 horas, bem como o uso ou não do concentrador solar. Com os resultados obtidos foi possível observar que a inserção do concentrador solar reduz o tempo de exposição ao sol de 6 para 4 horas, além da completa inativação de coliformes totais e *E. coli* no tempo de 6h (*CCS*). Além da importância do *CW-VF*, visto que reduz consideravelmente a turbidez do efluente

**Palavras-chave:** Desinfecção solar. Concentrador solar. Tecnologia descentralizada.

## 1. Introdução

A *World Health Organization* (1989) e USEPA (2004), trazem diretrizes de qualidade microbiológica recomendada para esgoto doméstico tratado utilizado para irrigação de culturas agrícolas, para diferentes categorias (A – menos restritiva, B –

Apoio:



Parceiros:



Organização:





intermediária e C – mais restritiva), tendo como variáveis a condição de uso para o efluente tratado, presença de nematodas intestinais e coliformes fecais, os quais vão estar relacionados ao nível de tratamento necessário.

Desta forma surgem os sistemas voltados para desinfecção de microrganismos enteropatogênicos (LAPOLLI et al., 2005). Dentre os métodos de desinfecção temos desinfecção solar ou SODIS (do inglês *Solar Disinfection*). (AZEVEDO NETO, 1974; TOMINAGA & MIDIO, 1999; RICHTER & AZEVEDO NETTO, 2002). O SODIS utiliza duas componentes dos raios solares: a radiação UV-A responsável pela modificação do DNA dos microrganismos e as reações fotoquímicas, e as radiações infravermelhas, responsáveis pela elevação de temperatura, causando desnaturação de proteínas. (OATES et al., 2003)

A pesquisa com a desinfecção solar foi iniciada na Universidade Americana de Beirute, o qual motivou organismos internacionais como *Integrated Rural Energy Systems Association* (INRESA) e *United Nations Children's Fund* (UNICEF), a partir de então os estudos foram aperfeiçoados pela EAWAG (Instituto Federal Suíço de Ciência e Tecnologia Aquática) e SANDEC (Departamento de Água e Saneamento para Países em Desenvolvimento), o qual se preocuparam em desenvolver um método efetivo, sustentável e barato. (EAWAG/SANDEC, 2002)

Em 2011 contabilizou-se no mundo aproximadamente um milhão de usuários que utilizam regularmente a metodologia *SODIS* como processo único de desinfecção de água para consumo humano em 20 diferentes países. Os resultados positivos efetivos da *SODIS* na saúde pública são evidentes, ocorrendo uma redução de até 75% nos casos de diarreia entre os usuários contumazes do processo *SODIS* (EAWAG/SANDEC, 2005).

Diante do exposto, esta pesquisa objetivou avaliar a associação entre *wetlands* construídos de fluxo vertical (*CW-VF*), visto que este não tem por caráter primário realizar a remoção de microrganismos, em conjunto com o *SODIS*, sendo este dividido em duas etapas: sem e com a inserção de concentrador solar.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 2. Materiais e métodos

### 2.1. Planejamento experimental

O arranjo experimental foi fatorial 2x2x4, com as variáveis constituídas por 2 sistemas de *wetlands* (helicônia e tomate cereja), 2 formas de tratamento (sem e com concentrador solar) e 4 tempos de exposição à radiação solar (0h, 2h, 4h e 6h). As variáveis foram avaliadas para 1 tipo de efluente, com 4 repetições para cada, totalizando 64 mensurações (n) para cada amostra.

### 2.2. Descrição do experimento

Esse estudo foi conduzido nas dependências do Centro de Tecnologias para Agronegócio (CeTeAgro), pertencente a Universidade Católica Dom Bosco (UCDB). Segundo Köppen e Geiger (1928) a região mencionada encontra-se na faixa entre o mesotérmico úmido sem estiagem apresentando temperaturas superiores a 22 °C no mês seco e o clima tropical úmido com estação chuvosa no verão e seca no inverno, com temperatura média ente 19 °C e 25 °C.

O desenvolvimento do presente experimento foi realizado em duas etapas. A primeira etapa (i) avaliou o sistema de *SODIS* como pós-tratamento de *CW* de fluxo vertical (helicônia e tomate cereja) sem a presença do concentrador solar. Enquanto que a segunda etapa (ii) manteve-se o *SODIS* como pós-tratamento de ambos *CW*, no entanto ocorreu a inserção concentrador solar.

### 2.3. Sistemas de wetlands construídos de fluxo vertical e suas composições

Conforme supramencionado, o experimento foi desenvolvido em dois sistemas *wetlands* construídos de fluxo vertical (*CW-VF*), diferenciando-se pelo tipo de plantado, sendo um constituído por tomate cereja (*Solanum lycopersicum var. cerasiforme* – da família das *solanaceae*) e outro por helicônia (*Heliconia rostrata* – da família das *heliconiaceae*).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Os *CW-VF* possuem área superficial de 0,0707 m<sup>2</sup> e volume de 0,0565 m<sup>3</sup>. Considerando as camadas no sentido descendente (cima para baixo): 5 cm de borda livre, 5 cm de pedrisco, 60 cm de areia (meio filtrante), 5 cm de pedrisco (meio suporte) e 5 cm de brita 2 (meio suporte). Ambos sistemas foram construídos em PVC 300 mm, divididos em 3 camadas. Suas bases foram vedadas com fibra de vidro e instalado distribuidor (PVC 20 mm) com intuito de evitar passagem do meio filtrante pelo dispositivo de saída.

## 2.4. Análises e amostragem

A amostragem, preservação e análise das amostras se deram conforme estabelecido pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Para cada bateria de ensaios foram analisados os seguintes parâmetros: turbidez (Turbidímetro AP 2000 Policontrol) e quantificada a presença de coliformes totais e *Escherichia coli* (*E. coli*) (método do Número Mais Provável – NMP).

O sistema de desinfecção solar foi feito a partir do uso de garrafas transparentes do tipo PETs com capacidade para 600 mL. Elas foram lavadas com detergentes e água corrente e deixadas para secar naturalmente. Após uso, estas foram deixadas de molho em hipoclorito de sódio por um dia e em seguida lavadas com água corrente e secas naturalmente. Em cada etapa foram utilizadas 07 unidades de PETs sendo que na primeira etapa 06 unidades contendo efluente foram expostas a radiação solar, enquanto que 01 un. serviu de controle. Para a segunda etapa manteve-se o número de 07 unidades, sendo 06 expostas a radiação solar com auxílio do concentrador e 01 deixada como controle. O *SODIS* foi analisado em batelada, sempre no período de 9h às 15h, por ser o horário de maior incidência de radiação solar, com retirada para análise de 2 em 2 horas.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





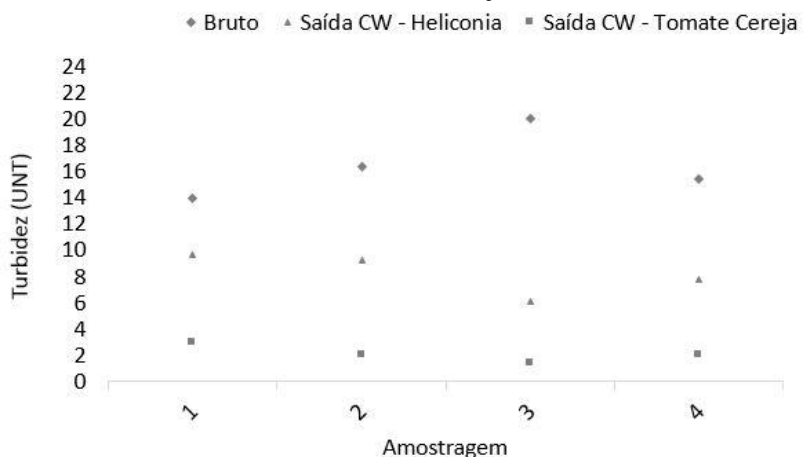
## 3 Resultados e discussão

### 3.1. Análise de turbidez

No EAWAG/SANDEC (2002), voltado para tratamento de água para consumo, para inativação eficiente de coliformes fecais é necessário que água contaminada exposta ao sol apresenta turbidez < 30 UNT. Em caso de turvação da água > 30 NTU, precisará de um pré-tratamento antes de ser exposta. (SOMMER et al., 1997).

Certos que o pré-tratamento do *SODIS* são os *CW-VF* foi necessária a avaliação deste parâmetro, visto que estes têm por função primária realizar a remoção de materiais em suspensão, o qual facilita penetração dos raios solares, os resultados são apresentados na Figura .

Figura 1 - Valores de turbidez obtidos para efluente, afluente (CW-VF com helicônia) e afluente (CW-VF com tomate cereja).



Após passagem pelos *wetlands* as diferenças de turbidez ficam visíveis, o efluente tem sua turbidez em torno de 16 UNT, após passagem pelo sistema com helicônia esta reduz para 8 UNT (2 vezes menor), enquanto que para o *wetlands* com tomate cereja é reduzido para aproximadamente 2 UNT (8 vezes menor), comparando os valores, entende-se que o sistema com helicônia, por estar operando a mais tempo, apresenta características de início de colmatação. Quando este afluente é avaliado para aplicação

Apoio:



Parceiros:



Organização:







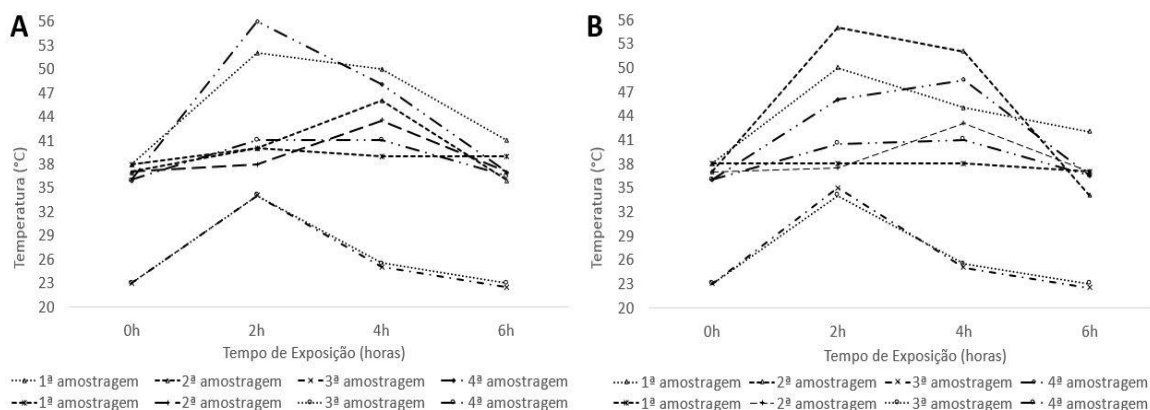
do *SODIS*, este decaimento influi diretamente na eficiência do pós-tratamento, visto que, permite que a radiação solar passe de forma mais facilitada, uma vez que não se depara com obstáculos.

Em estudo realizado por Oates et al. (2003) utilizou amostras de águas coletadas de fontes locais, água da torneira e de uma corrente de irrigação, com turbidez entre  $1,3 \pm 0,6$  UNT. Paterniani e Silva (2005) os valores de turbidez trabalhados estiveram entorno de 5,52 UNT, utilizando efluente doméstico proveniente de tratamento terciário e submetendo ao *SODIS*. Botto et al. (2009) aplicou *SODIS* numa amostra de água de poço profundo contaminada com esgoto doméstico, com turbidez de 6,5 UNT.

## 3.2. Variação da temperatura

Nas Figura 2 e Figura 3 são apresentadas as variações de temperatura ocorrida nos dias de execução da pesquisa, essas temperaturas foram determinadas nos momentos de intervalo do tratamento (0h – sem tratamento, 2h, 4h e 6h).

Figura 2 - Variação da temperatura ao longo das 6 horas de exposição à radiação solar. A) plantado tomate cereja e B) plantado helicônia.



Analisando a Figura 2A) a maior temperatura atingida SCS foi de 43 °C (2ª amostragem em 4h de exposição), enquanto que para CCS a máxima atingida foi de 55 °C (2ª amostragem em 2h de exposição). Para a Figura 2B), SCS, a temperatura máxima foi de 43,5 °C (2ª amostragem em 4h de exposição), já com CCS chegou-se a temperatura de 56 °C (4ª amostragem em 2h de exposição). Em ambos sistemas, no período da 3ª



amostragem, nota-se queda considerável de temperatura a partir das 4h de tratamento, este fato justifica-se pelo início de precipitação, o qual levou a amenização de temperatura, no tratamento submetido com concentrador, registra-se acúmulo de água.

De acordo com Ubomba-Jaswa et al. (2009), para temperaturas abaixo de 45°C não ocorre inativação de bactérias, a completa inativação de *E. coli* ( $10^6$  UFC/ml) foi obtida após 5 horas, em temperaturas acima de 45°C. Para Wegelin et al., (1994) e Tanaka et al., (2003) a eficiência da solarização na inativação de microrganismos patogênicos se dá com temperatura mínima de 50 °C com tempo de exposição de 6 horas. Silva (2005) realizou testes com garrafas tendo metade inferior pintada, a água das garrafas atingiu temperaturas máximas na ordem de 50 °C em 4 horas de exposição, sendo que os melhores resultados foram obtidos com a utilização de concentrador solar, proposto pelo Instituto Mexicano de Tecnologia da Água -IMTA, onde com tempo de exposição de 6 horas obteve-se o processo de pasteurização solar (*SOPAS* – água atingi temperatura de 70 °C não havendo recrescimento de bactérias).

### 3.3. Comportamento do *SODIS* sem e com concentrador solar

A Figura 3 ilustra a remoção de microrganismos do grupo coliformes totais e *Escherichia coli* (*E. coli*) quando expostos em diferentes tempos à radiação solar.

Após passagem do efluente por ambos *wetlands* há redução de 3 log para coliformes totais e *E. coli*, além de ser nítida a influência do concentrador solar na remoção de microrganismos. Ao analisar a Figura 3A) nos tempos de 2h e 4h de exposição temos as leituras de  $10^0$  (CCS) e  $10^2$  a  $10^1$  (SCS). Para a Figura 3B) quando o efluente é submetido ao tratamento CCS, no tempo das 4h já não há mais presença desses microrganismos, diferente do tratamento SCS, o qual, mesmo com redução para 1 log, ainda há presença destes após 6h de exposição à radiação solar.

Apoio:



Parceiros:

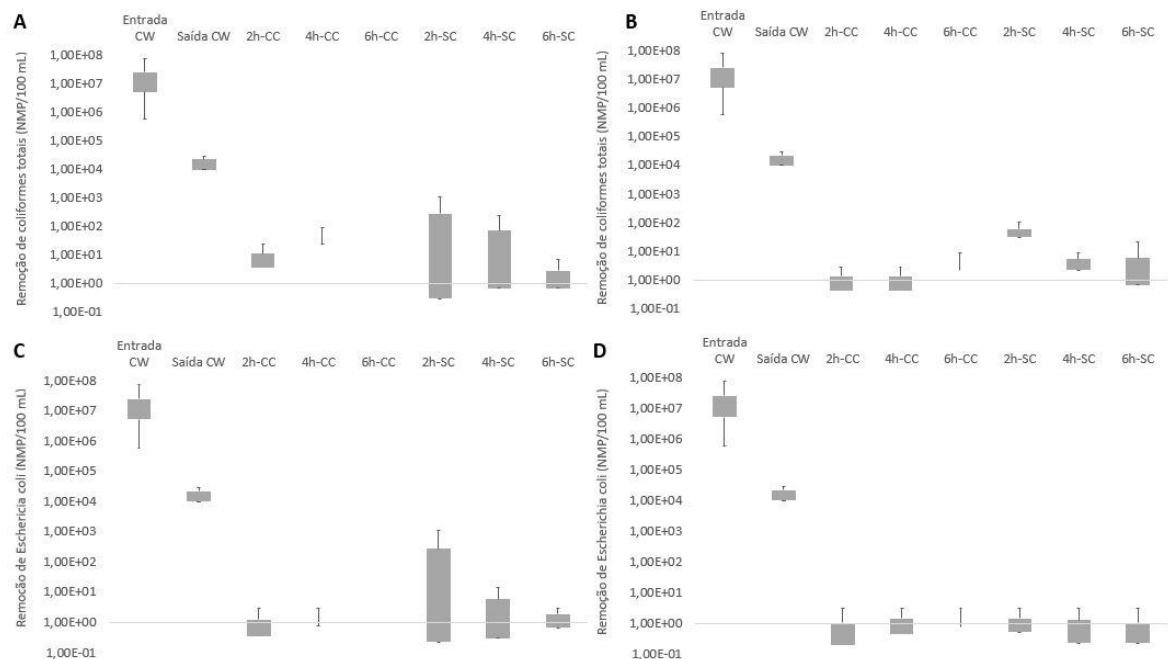


Organização:





Figura 3 - Valores de remoção de microrganismos nos diferentes intervalos de tempo de tratamento. A) remoção de coliformes totais no CW-VF com tomate cereja. B) remoção de coliformes totais no CW-VF com helicônia. C) remoção de *Escherichia coli* no CW-VF com tomate cereja. D) remoção de *Escherichia coli* no CW-VF com helicônia.



Na Figura 3C) o maior destaque se dá para o tempo de exposição de 6h, onde SCS teve remanescente de *E. coli*, enquanto que CCS deu ausência deste. Para a Figura 3D) ao inserir o concentrador solar, após 4h de exposição já não havia presença deste microrganismo, situação continuada após as 6h de tratamento.

Em sua pesquisa, Oates et al. (2003), utilizaram garrafas PETs de 1,5 L com metade inferior pintada de preto, as amostras então foram expostas por tempo de 5h, obtendo remoção de 100% para coliformes totais e *E. coli*. Para Paterniani e Silva (2005), obtiveram remoção de coliformes totais sem concentrador solar: 99,56% em 6 horas; com concentrador solar: 99,89% em 4 horas e 99,98% em 6 horas de exposição, para *Escherichia coli* sem concentrador solar: 99,56% com tempo de exposição de 6 horas; enquanto que com o concentrador foi 100% com 4 horas de exposição.

Rodríguez Milán et al. (2006) submeteram amostra de concentração inicial de coliformes totais entre  $2,25 \times 10^3$  e  $2,5 \times 10^3$  NMP/100 mL em garrafa PET de 1,5 L, após

Apoio:



Parceiros:



Organização:





2h30min sob radiação solar, obtiveram concentração final  $< 3$  NMP/100 mL. Sánchez-Román et al. (2007), após 2h de exposição solar saíram de concentração inicial de  $13,6 \times 10^6$  NMP/100 mL de coliformes totais para  $1,46 \times 10^3$  NMP/100 mL, enquanto que para *E. coli* saíram de concentração inicial  $3 \times 10^6$  NMP/100 mL para  $1 \times 10^2$  NMP/100 mL.

## 4 Conclusões

- Os sistemas de wetlands construído fluxo vertical são essenciais para aumento da eficiência do SODIS, visto que, reduz a turbidez do efluente em 2 vezes (próximo a 8 UNT / CW-VF com helicônia) e em 8 vezes (próximo de 2 UNT / CW-VF com tomate cereja);
- Os CW-VF, apesar de não ter por função a remoção de coliformes totais e *Escherichia coli*, estes reduziram em 3 casas logarítmicas.
- O uso do concentrador solar permite reduzir o tempo de exposição ao sol de 6 horas para 4 horas, com remoção de 100% dos microrganismos analisados.
- O efluente tratado com CW-VF e SODIS CCS pode ser aplicado em todas as culturas: A, B e C (vegetais consumidos crus, campos de esportes, parques públicos.árvores, pastagens, cereais, industriais, sem exposição de pessoas). No entanto, ressalta-se que o objetivo da pesquisa foi remoção de coliformes fecais, todavia, para que este efluente seja efetivamente reutilizado na agricultura é necessário que o mesmo apresente concentração  $< 1,0$  nematodas intestinais (ovos/L) tanto paras as categorias A e B. Sendo assim, recomenda-se avaliar o sistema para a remoção deste microrganismos, para que então se enquadre na legislação e seja efetivamente aplicado.
- O sistema de SODIS mostrou-se eficiente para função que foi proposto, possibilitando aplicar essa tecnologia em áreas rurais, comunidades quilombolas, entre demais comunidades afastadas dos sistemas mais robustos de desinfecção.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## Referências

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 edition. Washington DC: American Public Health Association, 2012.

AZEVEDO NETO, J. M. **A desinfecção: princípios, agentes físicos e químicos, a ação de desinfetantes, fatores envolvidos, equações**. In: São Paulo. Secretaria dos Serviços e Obras Públicas. Desinfecção de águas. São Paulo, 1974.

BOTTO, M. P.; MOTA, F. S. B.; CEBALLOS, B. S. O. Efeito da oxigenação por agitação manual da água na eficiência de inativação de coliformes termotolerantes utilizando luz solar para desinfecção em batelada. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. 2009.

EAWAG/SANDEC (2002). **A guide for the application of SODIS**. SANDEC Report No. 06/02, 2002, AWAG/SANDEC, Switzerland, 2002

EAWAG/SANDEC. **Desinfección Solar del Agua - Guía de Aplicación**. Cochabamba, Bolívia. P.80. 2005.

KÖPPEN, W.; GEIGER, R. **Klimate der Erde**. Gotha: Verlag Justus Perthes. 1928.

LAPOLLI, F. et al. Desinfecção de efluentes sanitários através de dióxido de cloro. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, V. 10, n. 3, p. 200-208, jul./set. 2005.

OATES, P., SHANAHAN, P., POLZ, M., 2003. Solar disinfection (SODIS): Simulation of solar radiation for global assessment and application for point-of-use water treatment in Haiti. **Water Research**, 37(1), 47-54

PATERNIANI, J. E. S., SILVA, M. J. M. Desinfecção de Efluentes com Tratamento Terciário Energia Solar (SODIS): Avaliação do Uso do Dispositivo para Concentração dos Raios Solares. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol. 10 – Nº 1. Jan/mar 2005.

RICHTER, C. A., AZEVEDO NETO, J. M. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. São Paulo. Edgard Blucher, 2002. 332p.

RODRÍGUEZ MILÁN, K. A.; ROBLES DÁVILA, L., ORTIZ ARREDONDO, F.; MARTÍNEZ GARCÍA, L., 2006. Inactivación de coliformes totales em agua para consumo humano vía luz ultravioleta y calor mediante Hornos solares, em zonas urbanas y/o rurales de Querétaro. Universidad Autónoma de Querétaro Dirección de Investigación y Postgrado.

SÁNCHEZ-ROMÁN, R.M., SOARES, A.A., MATOS, A.T., SEDIYAMA, G.C., DeSOUZA, O., MOUNTEER, A.H., 2007. Domestic wastewater disinfection using solar radiation for agricultural reuse. **American Society of Agricultural and Biological Engineers**, 50(1), 1-7.

SILVA, M.J.M., 2005. Desinfecção de água utilizando energia solar (SODIS): Inativação e recrescimento bacteriano. Dissertação de Mestrado -UNICAMP, 68p

SOMMER, B., MARIÑO, A., SOLARTE, Y., SALAS, M.L., DIEROLF, C., VALIENTE, C., MORA, D., RECHSTEINER, R., SETTERS, P.; WIROJANAGUD, W., AJARMEH, H., AL-HASSAN, A., e

Apoio:



Parceiros:



Organização:





WEGELIN, M. SODIS - an emerging water treatment process. **Journal WSRT-Aqua**, 46, p. 127-137, 1997.

TANAKA, M. A. S. et al. Tratamento térmico solar da água para controle de fitopatógenos. **Fitopatologia Brasileira**. V. 28, n. 4. Jul/Ago. 2003.

TOMINAGA, M. Y., MIDIO, A. F. Exposição humana a trihalometanos presentes em água tratada. **Revista de Saúde Pública**, V. 33, n. 4, p. 413-421, ago. 1999.

UBOMBA-JASWA, E., NAVNTOFT, C., POLO-LÓPEZ, I. M., FERNANDEZ-IBÁÑEZ, P., MCGUIGAN, K. G., 2009. Solar disinfection of drinking water (SODIS): an investigation of the effect of UV-A dose on inactivation efficiency. **Photochemical & Photobiological Sciences**, 8(5), 569–740

USEPA - UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Guidelines for water reuse**. 2nd ed. Washington DC: USEPA, 2004.

WEGELIN, M., et al. Solar water disinfection: scope on process and analysis of radiation experiments. **Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua**, v. 43, n3, p. 154 – 169, 1994

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. Health guidelines for use of wastewater in agriculture and aquaculture. Geneva: WHO, 1989.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## REMOÇÃO DE NITROGÊNIO EM UM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL PARCIALMENTE SATURADO EMPREGADO NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DE UM RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO

**Orlando de Carvalho Junior\***

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina – PR. Brasil  
Departamento de Engenharia Ambiental  
[junior@utfpr.edu.br](mailto:junior@utfpr.edu.br)

**Marcos Vinicius Costa Rodrigues<sup>a</sup>, Fernanda Martins Nonaka<sup>b</sup>, Marcos Antônio Machioni Junior<sup>c</sup>,**

<sup>a</sup>Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina – PR. Brasil  
Departamento de Engenharia Ambiental [mvcr15@yahoo.com.br](mailto:mvcr15@yahoo.com.br)

<sup>b</sup>Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina – PR. Brasil  
Departamento de Engenharia Ambiental [fer\\_nonaka@hotmail.com](mailto:fer_nonaka@hotmail.com)

<sup>c</sup>Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina – PR. Brasil  
Departamento de Engenharia Ambiental [mamachioni@gmail.com](mailto:mamachioni@gmail.com)

### Resumo

O objetivo desta pesquisa foi avaliar a eficiência na remoção de nitrogênio de um wetland construído de fluxo vertical parcialmente saturado empregado no tratamento do efluente de um restaurante universitário. A pesquisa foi conduzida, no sul do Brasil (latitude -23,304218, longitude -51,172223), em um sistema com 1 m<sup>2</sup> de área superficial e uma camada de saturação no fundo de 0,25m. Os resultados desta pesquisa correspondem a seis meses de monitoramento deste wetland plantado com *Heliconia Rostrata*. As cargas médias aplicadas foram de 37.6 g/m<sup>2</sup>dia de DQO, 4.10 g/m<sup>2</sup>dia de NTK, 1.74 g/m<sup>2</sup>dia de N- amoniacal, e 4.28 g/m<sup>2</sup>dia de Nitrogênio total. As eficiências médias de remoção/conversão foram 95.34% para DQO, 96.95% para NTK, 93.99% para N- amoniacal e 69.39% para Nitrogênio Total. As cargas removidas foram de 35.9 g/m<sup>2</sup>dia de DQO, 3.98 g/m<sup>2</sup>dia de NTK, 1.68 g/m<sup>2</sup>dia de N- amoniacal, e 3.02 g/m<sup>2</sup>dia de Nitrogênio total. Os resultados evidenciaram estabilidade operacional do sistema e alta eficiência na remoção de matéria orgânica e nitrogênio total para este tipo de efluente.

**Palavras-chave:** Wetland Construído, Fluxo Vertical, Remoção de Nitrogênio.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 1 Introdução

Wetlands construídos (WCs) constituem biotecnologia viável para tratamento de esgotos diversos e utilizam processos naturais para remoção de poluentes potencialmente impactantes ao meio ambiente como o nitrogênio, por exemplo. Esses sistemas vêm sendo amplamente utilizados, pois apresentam baixo custo de implantação e simplicidade operacionais quando comparado a outras tecnologias convencionais, além de se integrarem a aspectos paisagísticos (Philippi, et al. 1999; Brix & Arias, 2005; Zurita, et al., 2009; Vymazal & Kröpfelová 2011; Cui et al. 2011). As configurações de WCs são basicamente definidas em dois tipos de sistemas: os de fluxo subsuperficial horizontal (WCFH) e os de fluxo subsuperficial vertical (WCFV). Esses sistemas se usados separadamente são eficientes na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. No entanto, a remoção de nitrogênio total fica condicionada a sistemas que utilizam ambas tecnologias simultaneamente, pois os WCFVs não promovem desnitrificação (Vymazal, 2013). Esse fato aumenta os custos de implantação em sistemas de tratamento projetados para remoção de nitrogênio. WCFVs parcialmente saturados tem sido considerados como alternativa viável para remoção de nitrogênio total de esgotos dispensando a associação com WCFHs (Pelissari et al., 2017; Silveira et al., 2015). Nesses sistemas a nitrificação ocorre na camada aeróbia do filtro enquanto que a zona parcialmente saturada promove ambiente anóxico capaz de favorecer desnitrificação. Alguns parâmetros como altura de saturação do leito e carga hidráulica aplicada necessitam de estudos adicionais, pois evidenciaram influência direta no desempenho desse tipo de WC. Nesse estudo um WCFV, em escala piloto, com profundidade de saturação de 25cm foi projetado visando remoção de matéria orgânica e nitrogênio total do esgoto de um restaurante universitário com elevada carga de nitrogênio orgânico.

## 2 Material e Métodos

A estação experimental foi construída em área adjacente ao Restaurante Universitário (R.U) da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – campus de

Apoio:



Parceiros:



Organização:







Londrina, (latitude -23,304218, longitude -51,172223). O WCFV foi dimensionado segundo critérios de Platzer (1999) e Sezerino (2006) para wetlands de fluxo vertical e maciço de fluxo livre, respectivamente, possuindo área superficial de 1m<sup>2</sup> e 0.70m de profundidade de maciço. Esse maciço era constituído por 0,1m de brita 2 ( $\Phi = 19-32\text{mm}$ ), 0.2m de brita 1 ( $\Phi = 9.5-19\text{mm}$ ), 0,2m de brita 0 ( $\Phi = 4.5-9,5\text{mm}$ ) e 0.2m de areia ( $d_{60} = 0.36\text{mm}$ ,  $d_{10} = 0.18\text{mm}$  e coeficiente de uniformidade 2). A carga orgânica máxima aplicada foi estabelecida em 40 gDQOm<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>. Na superfície foram plantadas 6 mudas de *Heliconia Rostrata* considerando sua rusticidade, características radiculares e ornamentação paisagística proporcionada por suas flores. O esgoto bruto era coletado em uma caixa de passagem que recebia esgoto da caixa retentora de gordura do Restaurante Universitário (cozinha e banheiros). Um anteparo na saída dessa caixa foi instalado a fim de acumular volume suficiente para captação por uma bomba centrífuga( ½ cv de potência e  $Q_{\text{nominal}} = 1500\text{L/h}$ ). Essa bomba conduzia o efluente a um reservatório de 300L devido às variações diárias de produção de esgoto típicas desse tipo de instalação. Outra bomba, com as mesmas características, alimentava o sistema com dois pulsos diários de 25L/min., com 12 horas de intervalo entre cada um, totalizando vazão diária de 50L/d ou 0.05m<sup>3</sup>/d (50mm/d). A operação do sistema compreendia 3 dias alimentação seguidos de 4 dias de descanso procedendo de forma contrária na semana subsequente. A profundidade de saturação (H) foi mantida em 0,25m durante o monitoramento efetuado de abril a outubro compreendendo as estações do outono, inverno e início da primavera, respectivamente. Entre os meses de junho e julho a alimentação do sistema foi interrompida, pois não havia produção de esgoto do restaurante universitário em função do recesso acadêmico. Nesse período o sistema foi irrigado com água limpa para manutenção das mudas plantadas. A rotina de análises físico-químicas foi conduzida segundo (APHA, 2005) por amostragem simples coletadas, uma vez na semana, na entrada e na saída do WCFV durante aplicação do pulso de alimentação. Os parâmetros considerados foram: Demanda Química de Oxigênio (DQO;5220D), Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK; 4500-N org B), Nitrogênio Amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>;4500-NH 3 C), Nitrato (N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>;4500-NO<sub>3</sub>-B), pH (4500-H + B),

Apoio:



Parceiros:



Organização:

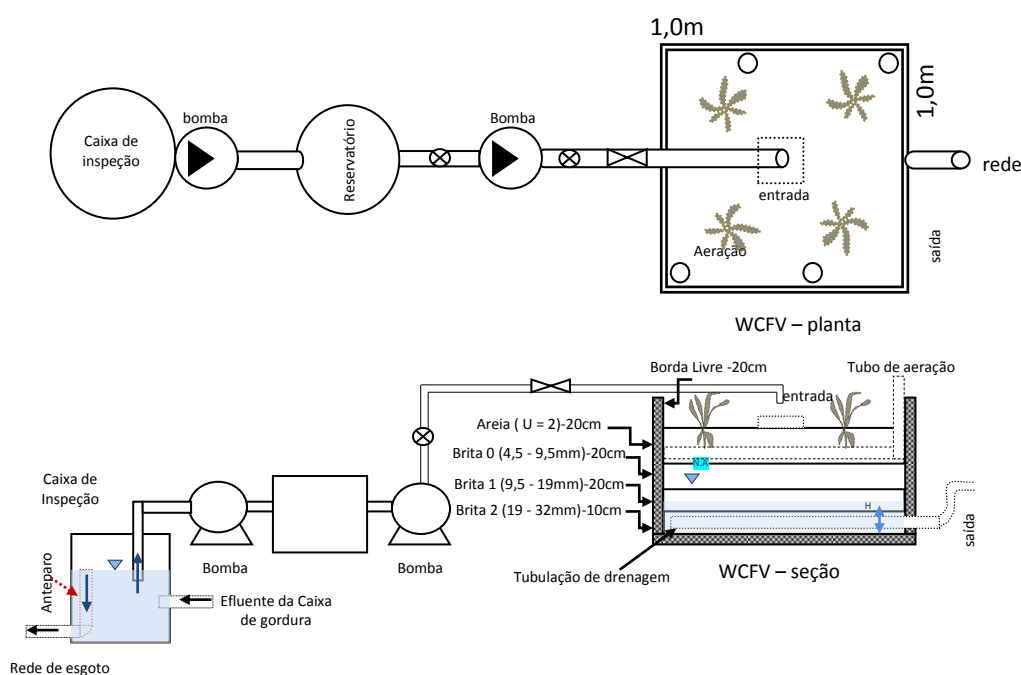




Alcalinidade Total (2320B), Sólidos Totais (ST; 2540D) e Sólidos Suspensos (SS; 2540B).

A distribuição do esgoto afluyente ao sistema era feita por uma tubulação (DN 25mm) em um ponto central da superfície. O efluente tratado era coletado por um dreno (DN 40mm) localizado no fundo do sistema e era encaminhado à rede coletora do campus. Na Figura 1 é possível visualizar o esquema de funcionamento e demais detalhes do sistema.

Figura 1- Esquema de funcionamento do sistema empregado.



Fonte: Autoria própria.

Durante o monitoramento a precipitação média observada foi de  $6.8 \pm 14.13$  mm e a temperatura ambiente média de  $18.2 \pm 3,6$  °C. Dois ensaios de infiltração foram realizados a fim de se avaliar as condições de drenagem do maciço filtrante, um no início e outro ao final do período de monitoramento. Estes ensaios foram realizados por meio

Apoio:



Parceiros:



Organização:

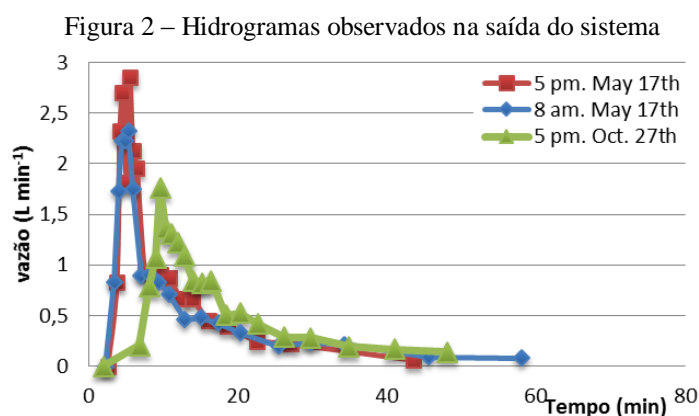




da observação do hidrograma de resposta na saída do sistema após aplicação de um pulso de 25L/min.

### 3 Resultados e Discussão.

As vazões de pico observadas nos hidrogramas (Figura 2) realizados no início da operação do sistema foram de 2.32 L/min em 5.36 min e 2.86 L/min em 5.46 min, correspondendo às taxas de infiltração de 0,14m/h e 0.17m/h, respectivamente. No fase final deste experimento a vazão de pico observada no hidrograma foi de 1.76 L/min em 9.6 min o que corresponde a taxa de infiltração de 0.11m/h. As cargas hidráulicas observadas neste ensaio estiveram abaixo do limite máximo considerado por Molle et al (2006). A diferença entre os tempos de picos observados no início e no final do experimento indicam processo de entupimento das camadas superiores do filtro provavelmente devido a gordura e ao material particulado presentes no afluente. Esse processo, no entanto, parece ainda não ter afetado a transferência de oxigênio para o maciço filtrante considerando as eficiências alcançadas na remoção de DQO e Nitrogênio total (NT).



Fonte: Autoria própria

Apoio:



Parceiros:



Organização:





A Tabela 1 descreve a média, o desvio padrão e as cargas aplicadas para os parâmetros monitorados durante a operação do WCFV.

Tabela 1 – Resultados obtidos durante o monitoramento do sistema.

Parametros	Taxa de Aplicação (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	Amostras	Entrada (mgL <sup>-1</sup> )	Saída (mgL <sup>-1</sup> )	Eficiência de Conversão/Remoção (%)
pH	-	18	7.06±1.18	8.72±0.53	-
Alcalinidade	-	18	145.07±87.83	112.84±28.69	-
DQO	37.60±10.05	18	752.92±201	34.83±3.72	95.34±4.68
NTK	4.10±1.36	13	82.19±27.21	2.5±2.14	96.95±3.82
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1.74±0.93	13	34.82±18.69	1.08±0.53	93.98±8.02
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-	13	3.51±1.96	22.67±9.21	-
NT	4.28±1.34	13	85.71±26.76	25.17±8.28	69.39±8.78
ST	34.90±18.05	10	697.90±361.02	508.66±351.83	25.73±29.64
STV	20.65±14.51	10	412.91±290.26	218.30±178.66	38.10±42.90
SST	8.22±7.67	10	164.41±153.47	6.88±6.44	92.9±5.13
SSV	7.26±7.65	10	145.11±153.08	4.07±4.13	87.47±27.93

Durante esta fase de operação a carga de aplicação superficial média em DQO foi de 37.60 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> estando abaixo do limite máximo recomendado por Sezerino (2006) de 40 g.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> revelando condições de estabilidade operacional do sistema. Para essa carga foi observada eficiência de remoção média de 95.34% de DQO. Esta eficiência está acima da esperada para wetlands de fluxo vertical configurados no sistema francês usados para tratamento de esgoto sanitário bruto (Molle et al, 2005). A concentração média de DQO do esgoto afluente foi de 752.92 mg L<sup>-1</sup>, a concentração máxima foi de 1025 mg L<sup>-1</sup> e a mínima de 380 mg L<sup>-1</sup>, enquanto que a efluente foi em média de 34.83 mg L<sup>-1</sup> para valores máximo e mínimo de 43.61mg L<sup>-1</sup> e 3.72mg L<sup>-1</sup>, respectivamente. As precipitações observadas nesse período provavelmente não influenciaram esses resultados (Figura 3). Silveira et al (2015) avaliariam a influencia da profundidade de

Apoio:



Parceiros:

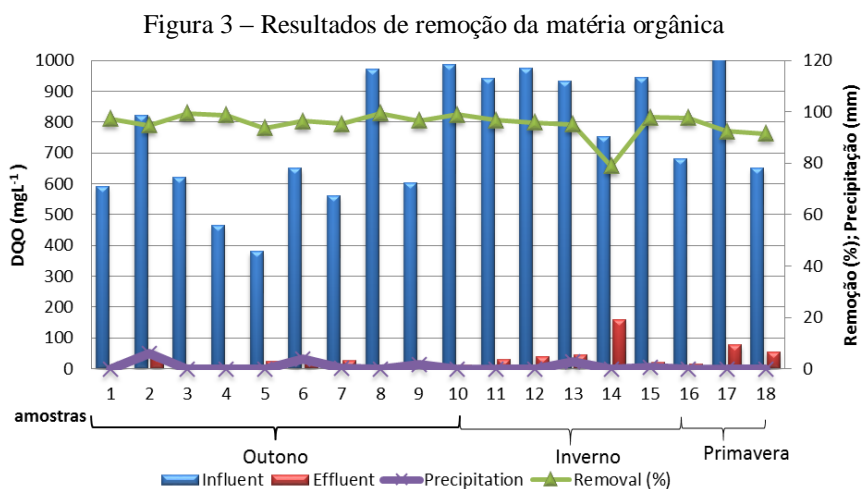


Organização:





saturação (H) em dois WCFVs, similares ao desta pesquisa, utilizado no tratamento de esgoto doméstico bruto. Estes autores relataram pouca interferência da profundidade saturação na eficiência da remoção da matéria orgânica encontrando 47% de eficiência global de remoção de DQO dissolvida para carga superficial aplicada de  $25 \text{ g.m}^{-2}\text{d}^{-1}$  e  $H=0.25\text{m}$ .



Fonte: Autoria própria.

O WCFV considerado foi capaz de atenuar as sobrecargas de material particulado afluente produzindo efluente bastante clarificado apresentando elevada eficiência de remoção de SST com média de 92.9% e concentração média efluente de  $6.88 \pm 6.44 \text{ mg SST/L}$ . Tal eficiência mostra que as condições operacionais adotadas na condução desta pesquisa eram adequadas para o correto funcionamento do sistema.

Considerando as concentrações afluentes de NTK,  $\text{N-NH}^{4+}$  e  $\text{N-NO}^{3-}$  para carga média aplicada em nitrogênio total (NT) de  $4.28 \pm 1.34 \text{ g.m}^{-2}\text{d}^{-1}$  a carga média removida foi de  $3.02 \pm 1.15 \text{ g.m}^{-2}\text{d}^{-1}$  evidenciando eficiência média de remoção de NT de  $69.39 \pm 8.78 \%$ . Essa eficiência de remoção pode ser atribuída a propriedades de adsorção do material filtrante bem como aos processos de nitrificação na zona aeróbia e desnitrificação na anóxica, respectivamente. As eficiências de conversão de  $\text{N-NH}^{4+}$  e NTK indicaram elevada eficiência de nitrificação e amonificação do nitrogênio orgânico

Apoio:



Parceiros:



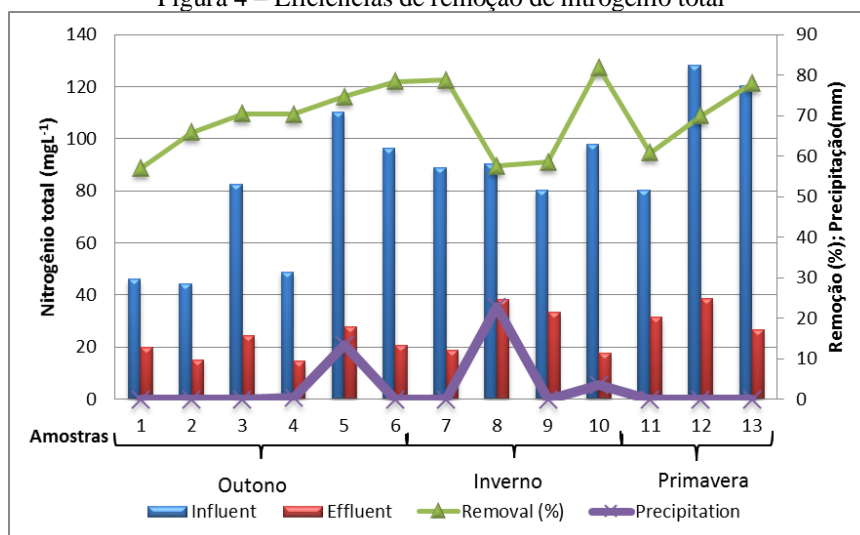
Organização:





afluente, enquanto que o nitrato efluente evidenciou desnitrificação. Como a areia e brita apresentam capacidade de adsorção mediana, o processo de conversão biológica do nitrogênio é possível de ser observado nas concentrações efluentes de NT (Figura.4).

Figura 4 – Eficiências de remoção de nitrogênio total



Fonte: Autoria própria.

A assimilação biológica de nitrogênio pelas plantas utilizadas no WCFV não foi considerada de significante relevância, pois as mudas foram transplantadas de outro local e ainda estavam em fase de adaptação durante esse período de monitoramento do sistema. Os valores da alcalinidade efluente também mostram que a desnitrificação ocorreu na camada anóxica, possivelmente suplementando a consumida na camada aeróbia pela nitrificação. Ainda considerando a pesquisa de Silveira et al (2015) eficiência de 56% foi alcançada na conversão de NTK para carga aplicada média de 13.8 g m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup> enquanto que neste trabalho foi de 97% para carga média de 4.1 g m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>. Essa diferença na eficiência de conversão de NTK pode ser atribuída ao fato do primeiro sistema ter utilizado carga hidráulica diária de 0.36m d<sup>-1</sup> enquanto que nesta pesquisa foi de 0.05m d<sup>-1</sup>. Platzer (1999) recomenda que as cargas hidráulicas e de aplicação de NTK, não sejam superiores a 0.25m d<sup>-1</sup> e 6.5 g m<sup>-2</sup>d<sup>-1</sup>, respectivamente, para que o balanço entre a demanda

Apoio:



Parceiros:



Organização:





e o consumo de oxigênio dissolvido seja positivo favorecendo a nitrificação em um WCFV.

## 4 Conclusões

Wetlands construídos de fluxo vertical parcialmente saturados podem constituir unidade descentralizada viável para tratamento de esgotos produzidos por restaurantes de grande porte em regiões não atendidas por sistemas de esgotamento sanitário. Embora, nesta pesquisa, ainda não tenha sido conduzido estudo com variações de profundidade de saturação, o valor  $H=0.25\text{m}$  pareceu ser adequado para promover nitrificação e desnitrificação, em um único sistema, dispensando unidades adicionais de tratamento para remoção de nitrogênio total. As eficiências de conversão e remoção de nitrogênio mostraram que o uso deste tipo de sistema pode atenuar impactos ambientais advindos do descarte de esgotos nitrogenados. Outros estudos ainda deverão ser conduzidos a fim de investigar o comportamento deste sistema para outras profundidades de saturação.

## Agradecimentos

Os autores desta pesquisa agradecem à Universidade Tecnológica Federal do Paraná – campus Londrina pelo suporte estrutural e financeiro oferecido durante o monitoramento do sistema.

## Referências

APHA, AWWA, WEF, (2005). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21st ed. Washington.

BRIX. H.; ARIAS. C. A. (2005). “The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines”. *Ecol.Eng.*,25(5), 491-500.

CUI. F.; YUAN. BO.; WANG. Y. (2011). “Constructed Wetland as an Alternative Solution to Maintain Urban Landscape Lake Water Quality: Trial of Xing-Qing Lake in Xi’an City”. *Proc. En. Sci.*, 10. (Part C. 2011), 2525-2532.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G.; IWEMA, A. (2005). “How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems”. *Water. Sci. Technol.*, 51 (9), 11-21.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; GRASMICK, A.; IWEMA, A. (2006) “Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads”. *Water Res.*,40, (3), 606-612.

PELLISSARI, C.; ÁVILA C.; TREIN, M. C.; GARCIA, J.; DE ARMAS, D. R.; SEZERINO, P. (2017). “Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater.” *Sci. Tot. Env.*, 574, 390-399.

PHILIPPI. L. S.; DA COSTA. R. H. R.; SEZERINO. P. H. (1999). “Domestic effluent treatment through integrated system of septic tank and root zone.” *Water. Sci. Technol.*, 40(3), 125-131.

PLATZER, C. (1999) “Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification”. *Water. Sci. Technol.*, 40 (3), 257-263.

SEZERINO, P. (2006). “Potentiality of planted filters with macrophytes (constructed wetland) in the post-treatment of stabilization ponds under subtropical climate conditions.” *Theses (PhD) –Environmental Engineering, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.* p.171

SILVEIRA, D.; BELLI FILHO, P.; PHILIPPI. L. S.; KIM, B; MOLLE, P. (2015). “Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater”. *Ecol. Eng.*, 77, 257-264.

VYMAZAL. J.; KRÖPFELOVÁ. L. (2011). “A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: First 2 years of operation”. *Ecol. Eng.*, 37(1), 90-98.

ZURITA. F.; DE ANDA. J.; BELMONT. M.A. (2009). “Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands.” *Ecol. Eng.*, 35.(5), 861-869.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







**PERDAS DE ÁGUA POR EVAPOTRANSPIRAÇÃO EM WETLAND  
CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL TRANSPLANTADO COM  
*Canna spp***

**Henrique Baldi Faccenda\***

Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[henrique.faccenda@gmail.com](mailto:henrique.faccenda@gmail.com)

**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)

**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)

**Ronaldo Kanopf de Araújo**

Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[ronaldo.kanopf@gmail.com](mailto:ronaldo.kanopf@gmail.com)

**Gabriel de Menezes Trevizan**

Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[gabryelmt@gmail.com](mailto:gabryelmt@gmail.com)

**Rolando José Manuel González Ramírez**

Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[rolando.ufsm@gmail.com](mailto:rolando.ufsm@gmail.com)

**Resumo**

*Wetlands* construídos estão sujeitos a interferências climáticas, como a precipitação, temperatura do ar, velocidade do vento, radiação solar, umidade do ar e pressão atmosférica. Os efeitos desses agentes externos são quantificáveis por meio do balanço hídrico do sistema, e as perdas de água ocorrem principalmente pela evapotranspiração, que por sua vez está relacionada com a espécie de planta adotada. Este trabalho apresenta

Apoio:



Parceiros:



Organização:





o estudo de um *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV) transplantado com *Canna* spp., em termos de evapotranspiração, comparando-a com a evapotranspiração de referência e a evaporação de um tanque classe A, durante o período de 21/10/2016 a 22/12/2016. A evapotranspiração média do WCFV foi de 10,98 mm.d<sup>-1</sup>, equivalente a 14% do volume de entrada, sendo considerada baixa e tornando atrativa a possibilidade de reúso do efluente doméstico tratado em WCFV. O coeficiente de cultura relativo à evapotranspiração potencial foi em média 1,23, enquanto o coeficiente de cultura relativo à evaporação do tanque classe A foi em média 5,58.

**Palavras-chave:** Tratamento de Efluentes. Balanço Hídrico. Tanque Classe A.

## 1 Introdução

Reduções significativas do volume de água dos efluentes, nos sistemas de tratamento biológico de esgoto tipo *wetlands* construídos, são resultantes dos processos de evapotranspiração. De acordo com os objetivos do tratamento, esse fato pode ser positivo, quando se deseja minimizar as descargas em corpos hídricos (GREGERSEN e BRIX, 2001). Por outro lado, em regiões de baixa disponibilidade hídrica, as perdas por evapotranspiração são indesejáveis (KADLEC, 2006). É importante mencionar também que, com a perda de água do efluente, as concentrações de poluentes diluídos aumentam, e podem vir a contrastar com a legislação vigente, e subestimar a real eficiência do tratamento (BIALOWIEC *et al.*, 2014).

A evapotranspiração de um *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV) depende de variáveis controláveis, como a entrada de esgoto, e principalmente variáveis incontroláveis, como as climatológicas, entre elas a precipitação, temperatura do ar, velocidade do vento, radiação solar, umidade do ar e pressão atmosférica. Por isso as eficiências de tratamento são dependentes do local de implantação das WC, pela grande influência das condições ambientais nos processos envolvidos, que devem ser estimadas e conhecidas para que sejam projetadas estações com melhor desempenho.

Diante disso, uma abordagem cada vez mais utilizada para estimar a evapotranspiração de WC é considerar a evapotranspiração potencial do local de estudo, ou a evaporação potencial e multiplicá-la por um coeficiente de cultura (K), a qual baseia-se na abordagem que é usada para manejo de irrigação na agricultura (KADLEC e

Apoio:



Parceiros:



Organização:





WALLACE, 2009). Historicamente, a evaporação de tanque classe A ( $E_{\text{tanque}}$ ) tem sido uma medida de evaporação amplamente disponível. Além disso, dados de evapotranspiração de cultura de referência ( $ET_0$ ), baseados em cálculos de balanço de energia, como a equação de Penman e Monteith, também são de fácil obtenção, devido ao grande número de estações meteorológicas automáticas instaladas no país.

Contudo, para calibração de coeficientes de cultura, se faz necessária a realização de balanço hídrico. Portanto, apesar desta abordagem de coeficiente de cultura ser de simples utilização, os coeficientes variam dependendo do local, estação do ano, vegetação, bem como das características do *wetland* (HEADLEY *et al.*, 2012). Diante disso, estudos sobre a magnitude das perdas de água por evapotranspiração de WC, operando sob condições operacionais e climáticas específicas se fazem importantes para melhor entendimento do desempenho e aplicabilidade destes sistemas, sobretudo, no âmbito do tratamento descentralizado de esgotos.

O objetivo deste trabalho é avaliar a evapotranspiração em um *wetland* construído de fluxo vertical com *Canna* spp. implantado em escala real para tratamento de esgoto doméstico, e relacioná-la com a evapotranspiração de referência e a evaporação de tanque classe A.

## 2 Metodologia

O WCFV de estudo possui 24,5 m<sup>2</sup> de área superficial, contém brita como material de recheio e é vegetado com *Canna x generalis* (50 mudas) e *Canna indica* (4 mudas), duas espécies de plantas ornamentais. Mudanças de *Canna* spp. foram transplantadas diretamente no material de recheio no mês de outubro de 2016, na razão de 2,29 mudas.m<sup>-2</sup> (cada muda com três hastes/indivíduos). Neste trabalho são apresentados os resultados de três meses de monitoramento da evapotranspiração do sistema, compreendendo os meses de outubro a dezembro de 2016, em condições de clima subtropical úmido.

Foram instalados medidores de vazão eletromagnéticos na passagem do efluente do tanque séptico para o WCFV, e outro na saída do sistema, ambos precedidos de

Apoio:



Parceiros:



Organização:

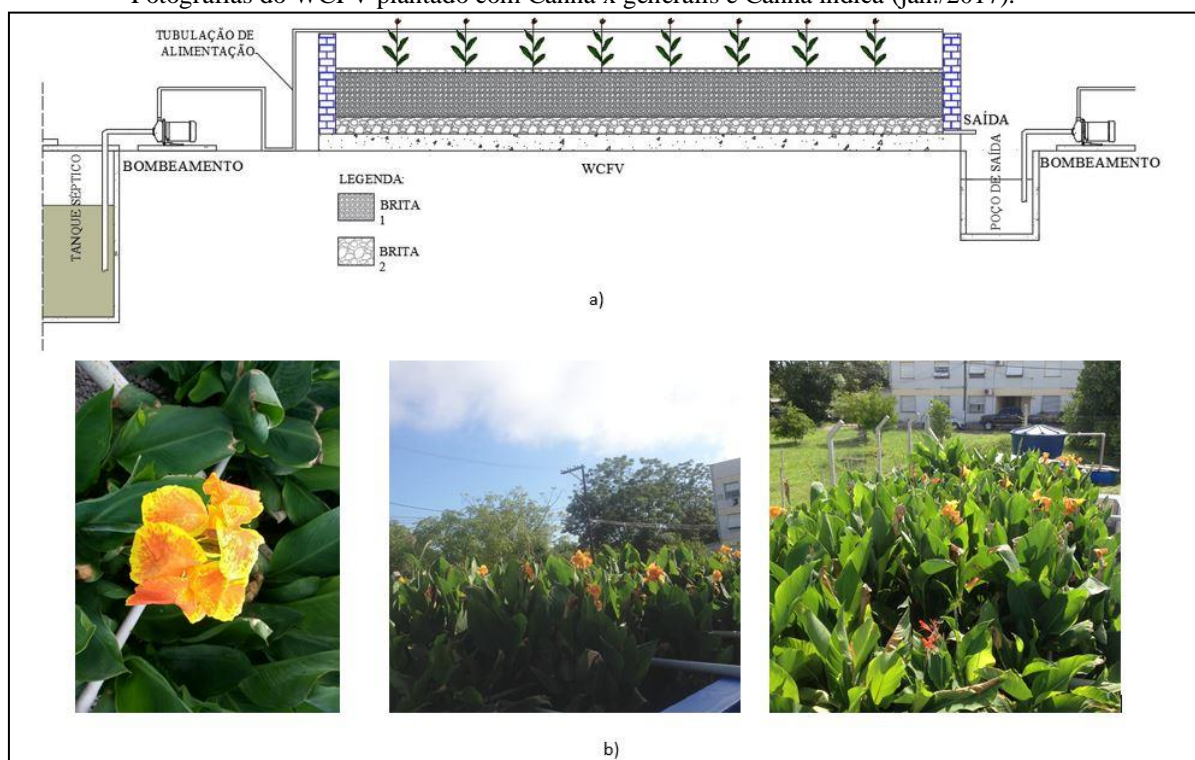




bombeamento, controlando assim, por meio de anotação do totalizado diariamente às 17:30, os volumes de entrada ( $Q_{\text{Entrada}}$ ) e saída ( $Q_{\text{Saída}}$ ). Juntamente ao sistema, foi instalado o conjunto pluviômetro e tanque classe A, para ter o conhecimento da precipitação ( $P$ ) e da evaporação local ( $E_{\text{tanque}}$ ). O balanço hídrico foi calculado utilizando a Equação 1, e o sistema é representado pela figura 1.

$$ET_{\text{WCFV}} = Q_{\text{Entrada}} - Q_{\text{Saída}} + P \quad (1)$$

Figura 1 - Vista geral do sistema estudado. a) Esquema representativo da ETE experimental; b) Fotografias do WCFV plantado com *Canna x generalis* e *Canna indica* (jan./2017).



Fonte: Autoria própria (2017).

Foram coletados para este mesmo período, os dados disponíveis pelo INMET (2017) para auxiliar no cálculo da evapotranspiração de referência, que segue a metodologia descrita pela FAO (Allen *et al.*, 1998), demonstrado pela Equação 2.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





$$ET_0 = \frac{0,408(R_n - G) + \gamma \frac{900}{T_a + 273} u_2 (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma(1 + 0,34u_2)} \quad (2)$$

Foram calculados para diferentes estágios de crescimento das plantas os coeficientes de cultura relativos à evapotranspiração de referência. Esses coeficientes foram determinados pela Equação 3, na qual para um dado período, o coeficiente da cultura é a razão entre a evapotranspiração do *wetland* em relação à evapotranspiração de referência.

$$K_{ET_0} = \frac{ET_{WCFV}}{ET_0} \quad (3)$$

Também foram calculados para diferentes estágios de crescimento das plantas no WCFV os coeficientes de cultura relativos à evaporação de tanque classe A. Esses coeficientes foram determinados pela Equação 4, na qual para um dado período, o coeficiente de cultura é a razão entre a evapotranspiração do *wetland* em relação à evaporação do tanque classe A.

$$K_{Tanque} = \frac{ET_{WCFV}}{E_{Tanque}} \quad (4)$$

### 3 Resultados e discussões

Durante o período avaliado (21/10/2016-22/12/2016), compreendido desde o transplante de *Canna* spp. no WCFV até o final da alongação das plantas e floração, a evapotranspiração média do WCFV foi de 10,98 mm.d<sup>-1</sup> (variando de 1,92 a 28,97 mm.d<sup>-1</sup>), como mostrado na Tabela 1. Esses valores são resultado das condições climáticas locais e do regime de alimentação adotado, no qual a alimentação com águas residuárias ocorreu 7 dias por semana, com fluxo intermitente, sendo 8 alimentações/pulsos por dia (7,85 mm cada). Considerando a taxa de aplicação hidráulica (TAH) média utilizada no período (62,80 mm.d<sup>-1</sup>), a perda de água no sistema por evapotranspiração foi de 14%. De forma semelhante, Meuleman *et al.* (2003) mediram a contribuição da

Apoio:



Parceiros:



Organização:





evapotranspiração no balanço hídrico de um WCFV implantado na Holanda, e plantado com *Phragmites australis*, e obtiveram 13% de perda de água por evapotranspiração.

Tabela 1 - Médias semanais dos parâmetros analisados

Semana	Período	TAH (mm.d <sup>-1</sup> )	E <sub>tanque</sub> (mm.d <sup>-1</sup> )	K <sub>tanque</sub>	ET <sub>WCFV</sub> (mm.d <sup>-1</sup> )	ET <sub>0</sub> (mm.d <sup>-1</sup> )	K <sub>ET0</sub>	P (mm)
1	21/10/2016 - 27/10/2016	60,69	2,82	3,35	8,51	5,60	1,52	31,9
2	28/10/2016 - 03/11/2016	63,20	5,33	3,12	11,93	6,96	1,71	0
3	04/11/2016 - 10/11/2016	63,25	6,20	1,79	9,37	11,70	0,80	0
4	11/11/2016 - 17/11/2016	59,97	5,20	3,98	10,14	9,67	1,05	0,80
5	18/11/2016 - 24/11/2016	63,65	5,57	2,83	10,02	9,03	1,11	0
6	25/11/2016 - 01/12/2016	63,57	6,74	2,26	15,57	8,92	1,75	35,95
7	02/12/2016 - 08/12/2016	63,77	4,97	3,91	10,34	11,07	0,93	0,90
8	09/12/2016 - 15/12/2016	62,87	7,00	1,67	11,72	12,34	0,95	0
9	16/12/2016 - 22/12/2016	64,26	6,40	1,80	11,18	9,02	1,24	2,20
	<b>Média</b>	<b>62,80</b>	<b>5,58</b>	<b>2,75</b>	<b>10,98</b>	<b>9,37</b>	<b>1,23</b>	

Fonte: Autoria própria (2017).

A perda de água por evapotranspiração obtida no presente trabalho pode ser considerada baixa e desta forma, pode viabilizar o reúso do efluente tratado. Segundo Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis (2014), os WCFV são a configuração de *wetland* preferida quando se deseja fazer o reúso do efluente tratado, pois operam com menores tempos de detenção hidráulica quando comparados aos WCFH e mantêm a condição não saturada no material filtrante. Na figura 2 ilustram-se as diferenças entre a evapotranspiração real, potencial e evaporação do tanque classe A, ao longo das semanas observadas sob diferentes temperaturas médias.

Apoio:



Parceiros:

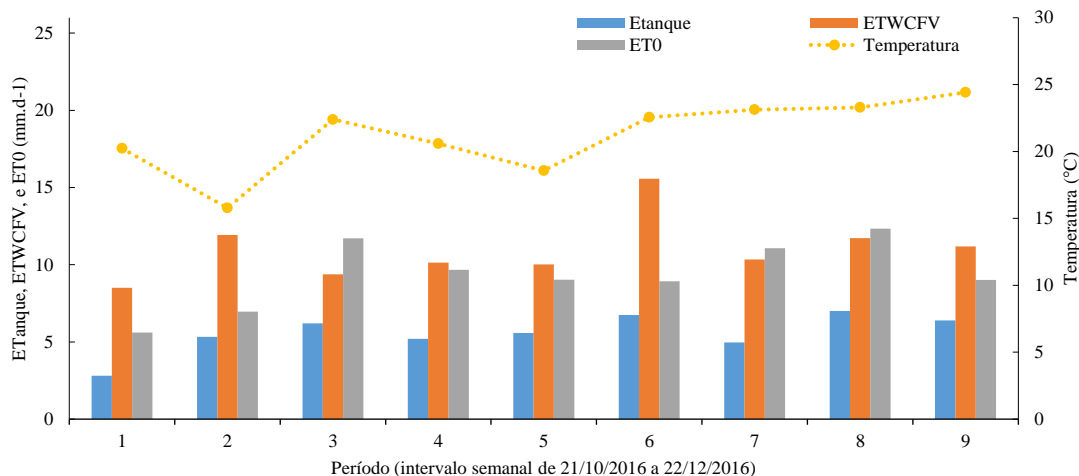


Organização:





Figura 2 - Médias de evapotranspiração real (ETWCFV), potencial (ET<sub>0</sub>) e evaporação do tanque classe A (ET<sub>tanque</sub>) para o período estudado, em intervalos semanais, expressando as temperaturas médias



Fonte: Autoria própria (2017).

As taxas de evapotranspiração em *wetlands* encontradas na literatura têm grande variação, podendo variar de 0-50 mm.d<sup>-1</sup> (KADLEC e KNIGHT, 1996). Essa variação ocorre porque a evapotranspiração nesses sistemas é fortemente influenciada pelas condições climáticas do local onde o sistema está implantado, bem como depende da configuração de *wetland* (fluxo superficial/subsuperficial horizontal ou vertical, etc.), das condições operacionais, da taxa hidráulica aplicada, do tipo de material de recheio e da espécie de planta. Pedescoll (2013), testando em escala de bancada diferentes variáveis (tipo de fluxo/material de recheio/planta), verificou que a vegetação é o principal parâmetro de projeto que afeta a perda de água por evapotranspiração em *wetlands* construídos.

Os coeficientes de cultura relativos à evapotranspiração de referência (K<sub>ET<sub>0</sub></sub>) variaram de 0,80 a 1,75 (Tabela 1), com média de 1,23, indicando que a evapotranspiração do WCFV com *Canna* spp. foi levemente superior à ET<sub>0</sub>. No entanto, Brix (2004) reporta que a perda de água anual em WCFV pode ser considerada 2,5 vezes maior que a ET<sub>0</sub> medida no local, segundo dados de estudos realizados na Dinamarca. Por outro lado, ao considerar os coeficientes de cultura relativos à evaporação do tanque classe A (K<sub>tanque</sub>),

Apoio:



Parceiros:



Organização:





se observou que a evapotranspiração do WCFV foi em média 5 vezes maior que a evaporação do tanque, ou seja, em média  $K_{\text{tanque}}=5,58$  (2,82-7,00).

## 4 Conclusão

Os resultados mostraram que a evapotranspiração do WCFV transplantado com *Canna* spp. (média de  $10,75 \text{ mm.d}^{-1}$ ) foi, na maior parte do período avaliado, superior tanto à evapotranspiração de referência quanto à evaporação do tanque classe A. Porém, considerando o período de monitoramento de dois meses, a perda de água (14%) pode ser considerada baixa, tornando atrativa a possibilidade de reúso do efluente doméstico tratado em WCFV. Há a necessidade de um maior período de monitoramento para observar as variações temporais, em diferentes estações do ano, nas condições climáticas locais.

## Agradecimentos

Os autores agradecem à FINEP pelo financiamento da pesquisa por meio da Chamada Pública MCT/FINEP/Ação Transversal Saneamento Ambiental e Habitação 06/2010 (Convênio 01.12.0112.00), à CAPES pelas bolsas de Doutorado e Mestrado concedidas, ao CNPq pela bolsa de iniciação científica concedida, à Pró-Reitoria de Infraestrutura da UFSM, às empresas Brita Pinhal e Schneider Motobombas/Franklin Electric pelo apoio à pesquisa.

## Referências

ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. **Crop evapotranspiration** – Guidelines for computing crop water requirements. Roma: FAO, 1998.

BIAŁOWIEC, A.; ALBUQUERQUE, A.; RANDERSON, P. F. **The influence of evapotranspiration on vertical flow subsurfaceconstructed wetland performance**. Ecological Engineering, v. 67, p. 89-94, 2014.

BRIX, H. **Danish guidelines for small-scale constructed wetland systems for onsite treatment of domestic sewage**. In: Proceedings of the 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Avignon, France, 2004.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







GREGERSEN, K., BRIX, H. **Zero-discharge of nutrients and water in a willow dominated constructed wetland.** *Water Science and Technology*, v. 44, 2001.

HEADLEY, T. R.; DAVISON, L.; HUETT, D. O.; MULLER, R. **Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with *Phragmites australis* in sub-tropical Australia.** *Water Research*, v. 46, p. 345-354, 2012.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET) **Dados de estações automáticas.** (Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesautomaticas>). Acesso em janeiro de 2017.

KADLEC, R.H., KNIGHT, R.L. **Treatments Wetlands.** Lewis-CRC Press, Boca Raton, FL, USA, 1996.

KADLEC, R. H. **Water temperature and evapotranspiration in surface flow wetlands in hot arid climate.** *Ecological Engineering*, v. 26, p. 328-340, 2006.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S. **Treatment Wetlands.** 2 ed. Boca Raton, Florida, EUA, 1016 p., 2009.

MEULEMAN, F.M.A., VAN LOGTESTIJN, R., RIJS, B.J.G., VERHOEVEN, T.A.J. **Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment.** *Ecological Engineering*, v. 20, p. 31-44, 2003.

PEDESCOLL, A., SIDRACH-CARDONAA, R., SÁNCHEZC, J.C., BÉCARES, E. **Evapotranspiration affecting redox conditions in horizontal constructed wetlands under Mediterranean climate: influence of plant species.** *Ecological Engineering*, v.58, p. 335-343, 2013.

STEFANAKIS, A., AKRATOS, C. S., TSIHRINTZIS, V.A. **Vertical flow constructed wetlands: Eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment.** Newnes, 2014.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **AVALIAÇÃO INICIAL DA COLMATAÇÃO EM UM SISTEMA HÍBRIDO DE WETLAND APÓS 15 ANOS DE OPERAÇÃO**

**Rafael Favretto\***

Universidade do Oeste de Santa Catarina, Videira – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[rafaelfjba@hotmail.com](mailto:rafaelfjba@hotmail.com)

**Cristiane Lisboa Giroletti**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[cristiane.lisboa01@gmail.com](mailto:cristiane.lisboa01@gmail.com)

**Crislaine Campos Maccari**

Universidade do Oeste de Santa Catarina, Videira – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Química  
[crislaine.maccari@gmail.com](mailto:crislaine.maccari@gmail.com)

**Carla Suntti**

Universidade do Oeste de Santa Catarina, Videira – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[carla.suntti@unoesc.edu.br](mailto:carla.suntti@unoesc.edu.br)

### **Resumo**

O objetivo deste trabalho foi avaliar as condições iniciais de colmatação e o funcionamento de um sistema híbrido de *wetland* que está em operação há 15 anos recebendo esgoto proveniente do Centro de treinamento de Videira – SC (CETREVI). O período de monitoramento foi de agosto até novembro de 2016, em que o monitoramento contemplou as atividades de limpeza do sistema, reintrodução das macrófitas, e programação da bomba de alimentação do *wetland* vertical. Para o efluente foram analisados os seguintes parâmetros: pH, DQO, SS, N-NH<sub>4</sub>, N-NO<sub>2</sub>, N-NO<sub>3</sub>, P-PO<sub>4</sub>. A análise de colmatação foi feita através de amostras retiradas do leito do *wetland* horizontal, estas foram encaminhadas para laboratório para secagem, peneiramento e posterior determinação dos sólidos finos e grosseiros. Embora o sistema apresentasse indícios de colmatação, as características físico-químicas do efluente estiveram dentro dos padrões estabelecidos pela legislação vigente, com exceção do N-NO<sub>2</sub> e N-NO<sub>3</sub>, acredita-se que o processo tardio da nitrificação esteja influenciando estes resultados. Quanto aos sólidos de colmatação, verificou-se que o primeiro terço do leito apresentou grandes quantidades de sólidos orgânicos, justificado pela entrada do efluente no sistema.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Esperava-se que a quantidade destes sólidos fosse menor ao longo do leito, fato que não aconteceu, acredita-se que as plantas daninhas que habitavam o sistema antes do período de monitoramento, deixaram no local grandes quantidades de detritos e matéria orgânica, observando-se assim indícios de colmatação no sistema estudado.

**Palavras-chave:** Tratamento de esgoto. Sistema híbrido de *wetland*. Colmatação.

## 1 Introdução

De acordo com as informações do relatório *Progress on Drinking Water and Sanitation* (UNICEF, 2014), em 2012 haviam 87% de instalações sanitárias (rede coletora de esgoto, ou apenas tanque séptico), na área urbana no Brasil, enquanto que na área rural esse percentual era apenas de 49%. Diante dos dados apresentados é nítida a proporção do descaso do governo brasileiro com as condições de saneamento básico da população.

O desenvolvimento e ampliação de outras formas de destinação adequada do esgoto doméstico em áreas rurais são de fundamental importância para mudança do quadro atual do saneamento brasileiro. Uma das formas de preencher esta lacuna é a utilização dos sistemas descentralizados para tratamento destas águas residuárias. Entre os sistemas existentes, tem-se os denominados de *wetlands* construídos, os quais são utilizados com sucesso no Brasil para tratamento de esgoto em regiões com baixa densidade populacional, conforme apontado por Machado e colaboradores (2016).

Os *wetlands* construídos são utilizados mundialmente para o tratamento de águas residuárias, os quais possibilitam a remoção de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos. Esse sistema permite ainda a obtenção de efluentes com parâmetros de qualidade superiores quando comparados a tratamentos primários. Além disso, apresenta baixo custo de implantação e manutenção, e também operação simplificada (SEZERINO, 2006), sendo um sistema de alta viabilidade econômica e ambiental para áreas rurais.

Como estes sistemas são considerados “filtros”, é possível perceber que uma de suas principais funções é reter a fração sólida presente no efluente. Somando-se aos fatores de retenção de partículas sólidas e de matéria orgânica com longos períodos sem manutenção e limpeza, podem ocorrer condições de “entupimento”, processo também

Apoio:



Parceiros:



Organização:





conhecido como colmatção, o que acaba por conferir ao efluente uma qualidade inferior quando comparado com um sistema em pleno funcionamento. Nestas condições a capacidade de filtração do *wetland* reduz e por consequência há um declínio do processo purificação-contaminante (FU; ZHANG; CHEN; CHEN, 2013).

Kadlec e Wallace (2009) apontam cinco fatores responsáveis pelo processo de colmatção em *wetlands*, sendo eles: a) deposição de sólidos suspensos inertes (mineral) na região de entrada do leito; b) acumulação de material orgânico refratário (resistente à degradação microbiana) na zona de entrada do leito; c) a deposição de precipitados químicos no leito do *wetland*; d) o carregamento de matéria orgânica (suspensa e dissolvida) que estimula o crescimento microbiano do biofilme do leito; e) desenvolvimento de redes de raízes das plantas que ocupam o volume dos poros dentro do leito.

No Centro de Treinamento de Videira no Estado de Santa Catarina – CETREVI, pertencente à EPAGRI – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina, foi implantado em 2001 a estação de tratamento de efluentes - ETE, constituída por um tanque séptico e um *wetland* horizontal de fluxo subsuperficial. Em 2010 a ETE foi aprimorada com a instalação de um *wetland* vertical após a saída do tanque séptico para melhorar a característica do efluente em relação a matéria nitrogenada (causadora de eutrofização dos corpos hídricos). No entanto, não foi dada continuidade a operação e monitoramento da ETE, o que fez com que o efluente ao invés de ser direcionado para o *wetland* vertical, seguia diretamente para o *wetland* horizontal, devido ao não acionamento da bomba que alimentava o *wetland* vertical. Essa alteração na sequência do tratamento proporcionou indícios de colmatção (obstrução da passagem do efluente pelo meio filtrante) no *wetland* horizontal, e a morte da grande maioria das macrófitas e o povoamento de espécies daninhas no *wetland* vertical,

Diante do exposto, este estudo tem como objetivo avaliar a colmatção do *wetland* horizontal, caracterizando o meio suporte do mesmo, bem como analisar física e

Apoio:



Parceiros:



Organização:





quimicamente o efluente gerado em todas as etapas do tratamento, com vistas a propor medidas para aumentar a eficiência da ETE.

## 2 Materiais e métodos

### 2.1 Descrição do local de estudo

Esta pesquisa foi desenvolvida no CETREVI da EPAGRI, localizada na cidade de Videira – SC (latitude 27°00'30", longitude 51°09'06" e altitude de 750 m acima do nível do mar).

O efluente produzido neste centro é destinado a ETE que está localizada nas proximidades do mesmo, sendo o efluente um somatório das águas negras provenientes dos banheiros sanitários, cozinha e refeitório e das águas cinzas da lavanderia, lavatórios e chuveiros.

A ETE está apresentada na Figura 1, esta é composta atualmente por um tanque séptico (TS), um reservatório de equalização (EQ), um *wetland* construído de fluxo vertical (WV), plantado com as espécies *Taboa* (*Typha spp.*) e *Junco* (*Juncos spp.*) e um *wetland* construído de fluxo horizontal (WH). O efluente final é infiltrado no solo.

Figura 1 – Estação de tratamento de efluentes do CETREVI.



Fonte: Adaptado de Suntti *et al.* (2013).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





As características de dimensionamento do sistema estão apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Principais dimensões do sistema de tratamento de esgoto.

Dimensões	Tanque séptico	Filtro vertical	Filtro horizontal
Comprimento (m)	3,30	9,60	10,00
Largura (m)	1,75	6,60	5,00
Altura (m)	2,25	1,05	0,70
Altura do leito (m)	-	0,60	0,70
Volume (m <sup>3</sup> )	13,00	-	-
Área superficial (m <sup>2</sup> )	-	63,00	50,00

Fonte: autoria própria (2016).

## 2.2 Amostragem e análise do efluente

As análises do efluente foram realizadas do período de agosto de 2016 até novembro do mesmo ano. O processo de monitoramento do efluente se torna indispensável nos estudos de colmatação destes filtros plantados, uma vez que o escoamento superficial causado pela colmatação altera a qualidade final do efluente, para isso foram avaliados os seguintes parâmetros: DQO (Demanda química de oxigênio) pelo método de digestão em refluxo fechado com leitura colorimétrica, nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub>), nitrogênio nitrito (N-NO<sub>2</sub>), nitrogênio nitrato (N-NO<sub>3</sub>), ortofosfato (P-PO<sub>4</sub>) pelo método da determinação colorimétrica, potencial hidrogeniônico (pH) pelo método potenciométrico e sólidos suspensos (SS) pelo método de filtração e secagem a 105° C. Todas as coletas e análises realizadas com o efluente foram feitas dentro do que determina a metodologia descrita em *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2006).

## 2.3 Estimativa da vazão

Para estimar a vazão do sistema de tratamento de esgoto foram solicitados relatórios mensais de visitas do centro (com e sem pernoite), juntamente com o

Apoio:



Parceiros:



Organização:





número de funcionários. Após isso, os dados foram trabalhados utilizando coeficientes da literatura de consumo per capita para a atividade em questão. Metcalf e Eddy (1991), apresentam como coeficientes de consumo de água um intervalo de 30 a 49 L.dia<sup>-1</sup>.hóspede<sup>-1</sup> para um hotel sem pernoite e 151 a 227 L.dia<sup>-1</sup>.hóspede<sup>-1</sup> para um hotel com pernoite. A estimativa da vazão do centro foi feita através da Equação 1 de Tsutiya e Sobrinho (2011).

$$Q = \frac{C \times p \times q}{86400} \quad \text{Equação (1)}$$

Onde:

Q = Vazão de esgoto (L.s<sup>-1</sup>)

C = Contribuição de esgoto

p = População (hab.)

q = Consumo de água efetivo *per capita* (L.hab<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>)

A contribuição de esgoto considerada para os visitantes seguiu a média dos valores de referência apresentados Metcalf e Eddy (1991) com pernoite (264,5 L.dia<sup>-1</sup>.hóspede<sup>-1</sup>) e sem pernoite (54,5 L.dia<sup>-1</sup>.hóspede<sup>-1</sup>), de acordo com as atividades dos visitantes, considerando para estes valores um coeficiente de retorno estabelecido pela NBR 9649/1986 igual a 0,80.

## 2.4 Caracterização do material filtrante

Para caracterização do grau de colmatção no sistema foram realizadas coletas do material do leito seguindo as orientações feitas por Matos e colaboradores (2015) e Bapstestini e colaboradores (2015). As amostras foram coletadas de 0 a 20 cm e de 20 a 35 cm de profundidade do leito, conforme a Figura 2.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Figura 2 – Representação do coletor cravado no leito (a) e após a retida do mesmo (b).



Fonte: autoria própria (2016).

Foram feitas duas coletas, uma no período inicial de monitoramento e outra no período final, com vistas a avaliar alterações no acúmulo de sólidos no leito. Em cada uma das coletas foram amostrados seis pontos, alocados no leito.

As amostras foram encaminhadas para análise em laboratório, sendo inicialmente secas sob temperatura ambiente, seguindo para o peneiramento, de acordo com a metodologia descrita na NBR 7181/1984. As malhas das peneiras utilizadas foram 9,50; 4,75; 2,36; 2,00; 1,00 e 0,212 mm. Após o peneiramento os materiais retidos nas peneiras 9,50; 4,75; 2,36; 2,00 e 1,00 mm foram lavados com aproximadamente 1,5 litros de água destilada, com o objetivo de remover os sólidos intersticiais retidos no material. O líquido resultante desta lavagem foi transferido para béqueres de dois litros e acondicionado sobre chapas de aquecimento a 65° C, até que o volume destes béqueres resultasse em um resíduo com aspecto de “lodo” e ou “lama”. Depois desta redução as amostras foram encaminhadas para uma estufa a 65°C por 24 horas para o término da secagem. O material resultante desta secagem foi destorroado e feito o peneiramento novamente pela peneira de malha 0,212 mm, após este peneiramento o material foi pesado e juntou-se com as amostras iniciais de mesma granulometria.

As amostras do material do leito do filtro foram coletadas 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 grosseiros e sólidos finos foram: sólidos totais (ST), pelo método gravimétrico com secagem a 105°C, sólidos

Apoio:



Parceiros:



Organização:







voláteis totais (SVT) e sólidos fixos totais (SFT), obtidos após a calcinação do material em mufla, sob temperatura de 550 °C, por duas horas (APHA, 2006).

### 3 Resultados e discussão

#### 3.1 Estimativa de vazão

A contagem do número de pessoas que frequentam o Centro foi considerada de extrema importância para este trabalho, uma vez que estes dados compõe a estimativa de vazão gerada pelo centro. Utilizando-se a Equação 1, obteve-se uma estimativa de vazão para o Centro igual a 9,5 m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup>, valor acima do encontrado por Suntti e colaboradores (2013), onde encontrara uma vazão de 2,9 m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup>. Esta variação na vazão reflete a grande oscilação no número de pessoas e atividades que são desenvolvidas no Centro de Treinamento.

#### 3.2 Desempenho do sistema de tratamento

A caracterização do efluente é apresentada na Tabela 2, os valores médios das concentrações dos parâmetros físico-químicos foram obtidos nos quatro pontos de amostragem do sistema de tratamento.

Tabela 2. Características físico-químicas do efluente em todas as etapas do tratamento.

Etapa do Tratamento	Efluente bruto Média ± DP	Tanque séptico Média ± DP	Wetland Vertical Média ± DP	Wetland Horizontal Média ± DP
Parâmetros (mg.L <sup>-1</sup> ) (n=4)				
pH	6,6	6,8	6,7	6,3
DQO	649,0 ± 271,8	518,5 ± 199,3	121,2 ± 38,5	65,6 ± 34,5
SS	225,9 ± 144,0	133,2 ± 103,0	3,1 ± 2,4	0,0 ± 0,0
N-NH <sub>4</sub>	19,1 ± 3,4	14,5 ± 6,7	10,4 ± 4,4	5,5 ± 1,2
N-NO <sub>3</sub>	0,3 ± 0,1	ND	ND	19,57 ± 5,8
N-NO <sub>2</sub>	0,09 ± 0,1	0,05 ± 0,1	0,01 ± 0,1	0,03 ± 0,1
P-PO <sub>4</sub>	33,9 ± 5,9	23,0 ± 11,6	14,1 ± 9,9	5,4 ± 5,6

Legenda: *n*: número de amostras; ND: Abaixo do limite de detecção.

Fonte: autoria própria (2016).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Conforme observado na Tabela 2, obteve-se uma remoção global do sistema (considerando o esgoto bruto até a saída no *wetland* horizontal) de 90%, 100%, 71%, 84% para DQO, SS, N-NH<sub>4</sub> e P-PO<sub>4</sub>, respectivamente. Suntti e colaboradores (2013) avaliando este sistema no ano de 2013 obtiveram remoções de: 89%, 79%, 92%, 89% para DQO, SS, N-NH<sub>4</sub> e P-PO<sub>4</sub>. Comparando os dados, a remoção de SS deste trabalho foi mais eficiente, enquanto que N-NH<sub>4</sub> e P-PO<sub>4</sub> apresentaram eficiência de remoção menor do que no monitoramento de 2013.

Quanto aos valores médios das concentrações de DQO e sólidos suspensos, pode-se constatar que o *wetland* de fluxo vertical está realizando sua função quanto à remoção de DQO e SS, atingindo uma remoção de 77 % e 98%, respectivamente. No entanto, verifica-se uma ligeira redução no processo de conversão de amônia e ortofosfato no *wetland* vertical, o que pode estar associado à vários fatores, como tempo de detenção, concentração de matéria orgânica elevada, fazendo com que os microrganismos responsáveis por esses processos tenham reduzido sua atividade.

### 3.3 Avaliação do grau de colmatação do *wetland* horizontal de fluxo subsuperficial

De acordo com IWA (2000) em *wetlands* de fluxo subsuperficial a acumulação e decomposição de partículas de matéria orgânica nos espaços vazios do leito é a principal forma de contribuição com a colmatação. A avaliação da colmatação do *wetland* em estudo foi feita através do método direto, que permite apresentar os teores de sólidos totais, voláteis e fixos nas amostras dos sólidos finos e grosseiros, que são responsáveis pela colmatação.

No estudo em questão foi possível perceber que as condições de colmatação encontradas foram originadas pelos sólidos de origem orgânica (originários pela decomposição das plantas do sistema) e pela deposição de SS do próprio efluente. Na Figura 3 é possível perceber que após a retirada do coletor houve uma estabilidade do material filtrante, indicando assim as grandes quantidades de sólidos colmatantes, este fato também é visto por Matos (2015) que relata a ocorrência de uma “cimentação” e

Apoio:



Parceiros:



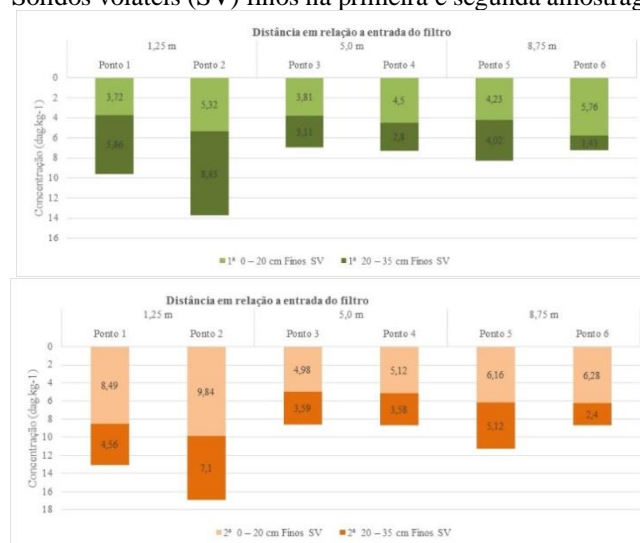
Organização:





Miranda (2014) que aponta como coesão do substrato. Conforme Bapstestini e colaboradores (2015), a colmatção do meio poroso está associada a fatores como quantidade de sólidos intersticiais, características destes sólidos e presença ou não de plantas e a interação complexa que ocorre entre estes fatores. Os sólidos de origem orgânica são representados pela fração de SV (sólidos voláteis) e estão apresentados na Figura 3. Paoli e Von Sperling (2013), Matos e colaboradores (2015), observaram que a quantidade de matéria orgânica diminuía conforme se aumentava o afastamento da distância de entrada do leito, neste trabalho este fato também é encontrado, no primeiro terço do leito é encontrada uma maior quantidade de matéria orgânica. No segundo e terceiro terço do leito esta quantidade diminui, mas não de forma acentuada, esta situação provém da grande quantidade de plantas que estavam em decomposição e deste modo contribuíam com a quantidade de materia organica do sistema.

Figura 3 – Sólidos voláteis (SV) finos na primeira e segunda amostragem do leito.



Legenda: SV Finos: sólidos voláteis finos.

Fonte: autoria própria (2016).

Conforme os resultados apresentados na Figura 3, pode-se verificar que houve diferença entre as variáveis analisadas, para o material fino. Os sólidos voláteis finos são evidenciados na Figura 3, pelo fato de serem caracterizados como sólidos de colmatção,

Apoio:



Parceiros:



Organização:





uma vez que apresentam um diâmetro de partícula menor que os grosseiros e que desta forma acabam por causar o entupimento dos poros do leito filtrante, fato que também é afirmado por Trein e colaboradores (2015). Miranda (2014) comparando os teores de sólidos de colmatação em *wetlands* plantados e não plantados, identifica que os sólidos voláteis finos são 2,6 a 3,1 vezes maiores nos *wetlands* plantados do que nos sistemas não plantados, e reforça que a contribuição dos depósitos de material orgânico produzidos pelas plantas são mais significativos que os sólidos da água residuária.

De forma geral percebe-se que os dados tiveram uma variação significativa por toda a extensão do leito e também nas duas alturas de coleta, o que fica apresentado de forma mais expressiva são os resultados do primeiro terço do leito (1,25 m), onde é possível visualizar as grandes quantidades de sólidos voláteis, que estão atuando na obstrução dos poros.

Para solucionar a origem da colmatação neste trabalho é aconselhável que seja feita a troca da areia empregada no meio filtrante, podendo ser substituído todo o leito, utilizando uma areia com granulometria maior e mais uniforme, ou até mesma a substituição parcial, removendo apenas a parte do primeiro terço do filtro, que conforme a segunda amostragem apresentada na Figura 3, é a camada com maior quantidade de sólidos voláteis finos.

## 4 Conclusões

Com os resultados obtidos nesta pesquisa pode-se concluir que mesmo o sistema apresentando indícios de colmatação, as características físico-químicas do efluente estiveram dentro dos padrões estabelecidos pela legislação vigente, com exceção do N-NO<sub>2</sub> e N-NO<sub>3</sub>, acredita-se que o processo tardio da nitrificação esteja influenciando estes resultados. Em relação a colmatação, a utilização do método direto de identificação é eficiente para a quantificação de sólidos voláteis, mas outras metodologias podem ser adotadas para efeitos de comparação dos resultados. A recolocação de plantas no sistema não interferiu de maneira positiva na redução da colmatação do sistema. Em sentido de

Apoio:



Parceiros:



Organização:





continuidade deste trabalho podem ser avaliados os teores de nitrogênio e fósforo, das amostras dos sólidos finos e grosseiros retirados do leito, fazendo com que o diagnóstico da colmatção seja mais preciso indicando assim a necessidade ou não de plantas neste sistema.

## Referências

APHA – American Public Health Association. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21th. Washington: APHA-AWWA-WEF, 2006.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181**: Solo: análise granulométrica: método de ensaio. Rio de Janeiro: ABNT, 1984. 13 p.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9649**: Projeto de redes coletoras de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: ABNT, 1986. 13 p.

BAPTESTINI, G. C. F. et al. Efeito da inversão no sentido do escoamento em sistemas alagados construídos na produtividade do *Cynodon spp.* e *Alternanthera philoxeroides*. In: 2º Simpósio Brasileiro Sobre Wetlands Construídos, 2015, Curitiba. **Anais eletrônicos...** Curitiba, 2015.

FIORI, S. et al. Avaliação qualitativa e quantitativa do reúso de águas cinzas em edificações. **Revista Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 6, n. 1, p. 19-30. jan/mar. 2006.

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.

GONÇALVES, R. F. et al (Coord.). **Uso Racional da Água em Edificações**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

IWA Special Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control (2000). *Constructed wetlands for pollutant control: Processes, Performance, design and operation*. **Scientific and Technology Report**, No. 8. IWA Publishing, London, England.

KADLEC, R.H.; WALLACE, R.D. **Treatment wetlands**. 2nd ed. Boca Raton: CRC Press, 2009. 1016p.

MACHADO, A.I., et al., *Overview of the state of the art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil*, **Journal of Environmental Management** (2016), <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.015>

MATOS, M. P. *et al.* Caracterização dos sólidos retidos para estudo da gênese da colmatção em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. In: 2º Simpósio Brasileiro Sobre Wetlands Construídos, 2015, Curitiba. **Anais eletrônicos...** Curitiba, 2015.

MATOS, M. P. **Colmatção em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial: principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas**. Tese de doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, 301p, 2015.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





METCALF e EDDY (1991). *Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse*. 3 ed. New York, USA: Metcalf & Eddy, Inc. 1334p.

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, Universidade Federal de Viçosa, 72p, 2014.

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.

SEZERINO, P.H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. Tese de doutorado em Engenharia Ambiental. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 171p, 2006.

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 eletrônicos...** Florianópolis, 2013.

TREIN, C. M.; PELISSARI, C.; HOFFMANN, H.; PLATZER, C. J.; SEZERINO, P. H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos *wetlands* construídos. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 15, n. 4, p. 351-367, 2015.

TSUTIYA, M. T., & SOBRINHO, P. A. *Coleta e Transporte de Esgoto Sanitário*. 3ª edição. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2011, 548 p.

UNICEF, *World Health Organization (WHO)*. **Progress on drinking water and sanitation: 2014 update**. Geneva: Unicef, WHO: 2014.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **AValiação DO DESEMPENHO DE TRATAMENTO POR ZONA DE RAÍZES FLUTUANTES EM UM SISTEMA HIDROPÔNICO PILOTO, COMO PÓS-TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS**

**Fernanda Amaral Gois\***

Universidade do Estado de Santa Catarina, Ibirama – SC, Brasil  
Acadêmica do curso de Engenharia Sanitária  
[fege\\_gois@hotmail.com](mailto:fege_gois@hotmail.com)

**Rebeca Schnitzer de Lima**

Universidade do Estado de Santa Catarina, Ibirama – SC, Brasil  
Acadêmica do curso de Engenharia Sanitária  
[rebeca.schnitzer@hotmail.com](mailto:rebeca.schnitzer@hotmail.com)

**Maria Pilar Serbent**

Universidade do Estado de Santa Catarina, Ibirama – SC, Brasil  
Professora do curso de Engenharia Sanitária  
[mariapilar.serbent@udesc.br](mailto:mariapilar.serbent@udesc.br)

**Eduardo Bello Rodrigues**

Universidade do Estado de Santa Catarina, Ibirama – SC, Brasil  
Professor do curso de Engenharia Sanitária  
[eduardo.rodrigues@udesc.br](mailto:eduardo.rodrigues@udesc.br)

**Daniele Damasceno Silveira**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Pós-Doutorado do curso de Engenharia Ambiental  
[daniid\\_bioeng@yahoo.com.br](mailto:daniid_bioeng@yahoo.com.br)

### **Resumo**

Novas tecnologias para tratamento de esgoto estão sendo desenvolvidas de maneira a amenizar os problemas relacionados a falta de saneamento básico. Alternativas ambientalmente sustentáveis e de baixo custo que vem se destacando atualmente nesta área são os sistema wetlands e os sistemas hidropônicos. Nesse sentido, a presente pesquisa buscou desenvolver um sistema hidropônico utilizando mudas de Inga-feijão (*Inga marginata*), Ipê-roxo (*Tabebuia heptaphylla*), Ipê-amarelo (*Tabebuia sp*) e Ipê-verde (*Cybistax antisyphilitica*) a fim de avaliar a eficiência no tratamento do efluente proveniente do tanque séptico da Universidade do Estado de Santa Catarina, Campus Ibirama e contribuir acerca da consideração de similaridade entre tratamento de esgotos em sistemas hidropônicos perante o tratamento em sistemas wetlands com plantas flutuantes. Para analisar o desempenho do sistema implantado, realizou-se análises físico-

Apoio:



Parceiros:



Organização:





químicas e biológicas do esgoto diluído implantado no sistema, e deste após 7 e 14 dias de tratamento. Após o término do tratamento, foi possível observar que houve remoção significativa de DQO, DBO, NTK e Turbidez, guardando eficiência e semelhança as experiências que utilizaram wetlands com macrófitas flutuantes.

**Palavras-chave:** Sistema hidropônico. Wetlands construídos. Plantas flutuantes.

## 1 Introdução

A falta de saneamento básico é um dos problemas mais alarmantes enfrentado pela população brasileira, deixando-a suscetível a doenças o que influencia diretamente nos índices de mortalidade infantil. Conforme levantamento realizado pelo Instituto Trata Brasil com base nos dados de 2014 do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), metade da população brasileira ainda não tem esgoto coletado em suas casas e cerca de 35 milhões de pessoas nem sequer têm acesso a água tratada no País.

Dados mostram que a coleta de esgoto está muito distante da meta estabelecida pelo Plano de Saneamento Básico, que é atingir 93% de coleta no País em 2033. Em 2013, no Brasil cerca de 42,4 milhões de habitantes ainda destinavam esgotos sanitários de forma inadequada e apenas 39% dos esgotos gerados no país recebiam algum tipo de tratamento (PLANSAB, 2013; SNIS, 2014).

Devido ao lançamento inadequado de afluentes, grande parte dos recursos hídricos no Brasil encontram-se com a sua qualidade comprometida. Diante desse panorama torna-se perceptível a necessidade de implementação de tecnologias para tratamento de esgoto que apresentem viabilidade técnica e econômica para o Brasil (OLIJNYK, 2008). Visto que, as tecnologias convencionais disponíveis são baseadas em métodos químicos e físicos que ainda são alternativas de custo elevado e ambientalmente insustentáveis.

Dentre as alternativas ambientalmente sustentáveis que vêm destacando-se continuamente, estão os sistemas naturais para tratamento de esgoto.

Os Wetlands Construídos são sistemas biológicos com o propósito de tratar e remediar águas superficiais assim como efluentes, projetados para remover nutrientes e compostos indesejáveis, recriando em ambiente controlado, processos que ocorrem em

Apoio:



Parceiros:



Organização:







pântanos naturais, utilizando uma combinação de plantas, micro-organismos e meio suporte (VYMAZAL, 2010).

Estes sistema mostraram-se adequar a diferentes situações e arranjos, apresentando bom desempenho no tratamento de efluentes, essencialmente, os de origem doméstica. No Brasil, as experiências com esses sistemas intensificaram-se a partir do ano 2000, aplicando-os para o tratamento de diferentes águas residuárias, distribuídas ao longo de todo o território nacional, sob diferentes formas e arranjos, com diferentes materiais filtrantes e macrófitas empregadas (SEZERINO *et al.*, 2015).

Em relação ao tratamento de efluentes domésticos, o papel dos Wetlands construídos de fluxo superficial pode ser associado a um sistema hidropônico, considerando que nos dois sistemas, as raízes das plantas atuam como meio suporte para crescimentos de bactérias diversas, que realizam não só a retirada de nutrientes através da difusão para o crescimento da biomassa vegetal, mas também, processos biológicos de degradação dos poluentes.

Dentre as configurações de Wetlands, o que mais se assemelha a um sistema hidropônico é o Wetland construídos de fluxo superficial com plantas flutuantes. Estes sistemas são utilizados em projetos com canais relativamente rasos, podendo conter uma ou várias espécies de plantas e sua ação depuradora é devida a adsorção de partículas pelo sistema radicular das plantas, adsorção de nutrientes e metais pelas plantas, ação de micro-organismos associados a rizosfera e transporte de oxigênio pela rizosfera (SALATI *et al.*, 2009).

Analisando os resultados positivos que um sistema de Wetlands proporciona, objetiva-se que um sistema hidropônico possa funcionar na mesma concepção de um Wetland construído com plantas flutuantes, como pós-tratamento de águas residuárias, necessitando apenas de uma projeção diferenciada, porém apresentando resultados equivalentes.

Neste contexto, a presente pesquisa buscou implantar um sistema hidropônico piloto utilizando culturas flutuantes a fim de avaliar a eficiência e o desempenho do

Apoio:



Parceiros:



Organização:





sistema, e contribuir na discussão acerca da consideração de similaridade entre o tratamento de águas residuárias em sistemas hidropônicos, frente ao tratamento de águas residuárias em sistemas de wetland construídos com plantas flutuantes.

Além disto, objetiva-se que ao abordar a similaridade entre estes sistemas, possamos colaborar para que se desenvolva pesquisas que tenham como princípio unir as metodologias buscando um aperfeiçoamento no tratamento, de modo que não haja necessidade de grande demanda de área superficial e que ocorra utilização de plantas como macrófitas flutuantes, que se adaptam facilmente a estes sistemas, e que apresentem possibilidade de reaproveitamento de sua biomassa colhida.

## 2 Materiais e Métodos

O modelo hidropônico piloto foi implantado na Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Campus Ibirama – Santa Catarina, em um ambiente onde ocorria a incidência de sol, e abrigado da chuva, de dimensões 1,22 x 2,84 x 2,40 metros, revestido com três folhas e meia de tela de ráfia de 0,9 m de largura e 2,40 m de altura. Neste espaço colocou-se um sistema hidropônico de dimensão 0,84 x 0,67 x 0,71 metros (Figura 1), que possuía um sistema hidráulico com reservatório de 15 L, bomba e fonte de rede elétrica. No ambiente também encontrava-se uma estante de metal de dimensões 0,82 x 0,32 x 1,88 metros que servia de apoio para os materiais utilizados no experimento.

Figura 1 – Modelo piloto



Fonte: Hidrogood, (2015)

Apoio:



Parceiros:



Organização:





O reservatório de 15 L foi alimentado com esgoto proveniente da fossa séptica do Campus após diluição (11 L de efluente e 4 L de água), que manteve-se em recirculação no sistema por um período de 14 dias, trabalhando em regime de sistema fechado.

As plantas utilizadas no sistema foram mudas nativas da região, objetivando-se que mantivessem sua produção vegetal ao absorver nutrientes do esgoto em recirculação e conseqüentemente eliminassem poluentes do esgoto diluído, através de suas zonas de raízes conforme seu desenvolvimento radicular.

As mudas utilizadas corresponderam a Inga-feijão (*Inga marginata*), Ipê-roxo (*Tabebuia heptaphylla*), Ipê-amarelo (*Tabebuia sp*) e Ipê-verde (*Cybistax antisiphilitica*) e foram distribuídas homogeneamente no piloto.

Para a caracterização do esgoto utilizado no sistema bem como para avaliação da eficiência do tratamento hidropônico, foram coletadas amostras do esgoto diluído implantado no sistema antes do início do tratamento e posteriormente no 7<sup>o</sup> e 14<sup>o</sup> dias de recirculação. Subseqüentemente realizou-se no Laboratório de Tratamento de Águas e Efluentes situado no Centro de Ciências Agroveterinárias – CAV, as seguintes análises físico-químicas do esgoto coletado: Nitrogênio, Fósforo, Série Nitrogenada, pH, Condutividade Elétrica, Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

### 3 Resultados e Discussões

Os resultados referentes as características físico-químicas e biológicas monitoradas no esgoto diluído do tanque séptico e no esgoto após 7 e 14 dias de recirculação no tratamento, estão apresentados na Tabela 1.

Há várias controvérsias com relação a melhor condutividade elétrica a ser adotada em hidroponia, ao modo que, a espécie a ser introduzida no sistema é um fator influente aos resultados. Porém, conforme Martinez *et al.* (1999) citado por Florêncio *et al.* (2006), a maioria das culturas necessitam de uma condutividade elétrica entre 2,0 e 4,0 mS.cm<sup>-1</sup>.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





A maior condutividade apresentada foi  $0,956 \text{ mS.cm}^{-1}$  no início do tratamento, e após 7 e 14 dias diminuiu ficando em um valor próximo a  $0,5 \text{ mS.cm}^{-1}$ . No tocante da condutividade da solução em recirculação, sabe-se que esta não afeta somente a absorção de água, mas também a absorção de nutrientes, deixando as plantas suscetíveis a distúrbios fisiológicos (HUETT, 1994; BELTRÃO *et al.*, 1997).

Tabela 1 – Análises físico-químicas e biológicas, do esgoto diluído e após 7 e 14 dias de recirculação

	Esgoto diluído	Esgoto diluído após 7 dias	Esgoto diluído após 14 dias	Eficiência (%)
Condutividade ( $\mu\text{S/cm}$ )	956	566	534	-
DQO ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	223,64	73,27	88,73	60,32
NKT ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	224	1,2	1,4	99,37
$\text{PO}_4$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	4,7	5,31	5,13	-
N- $\text{NO}_2$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	<1	124,7	131,06	-
N- $\text{NO}_3$ ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	<1	61,05	59,8	-
DBO ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	70	10	10	85,71
pH	6,92	6,73	6,12	-
Turbidez NTU	18	7	4	77,77

Fonte: Autoria própria (2017)

Durante o tratamento o pH manteve-se próximo ao neutro não ocasionando alterações bruscas, considerando que alterações podem afetar tanto a disponibilidade de nutrientes quanto a absorção. Em pH alcalino (acima de 7,5) há indisponibilidade de ferro manganês e zinco, já em pH ácido (abaixo de 5,5) elementos como nitrogênio, potássio, enxofre, cálcio, magnésio e molibdênio tornam-se indisponíveis (ABUJAMRA,2005).

Houve boa remoção de DQO, NTK, DBO e Turbidez, na faixa de 60,32%, 99,37%, 85,71% e 77,77%, respectivamente. Verificando-se desta maneira, eficiência no tratamento em relação a esses parâmetros.

A presença de material sólido em suspensão, como sílica, argila, matéria orgânica e outros micro-organismo confere turbidez no esgoto doméstico. No momento em que o efluente em recirculação entra em contato com a zona de raízes das plantas, ocorre

Apoio:



Parceiros:



Organização:





retenção de material particulado suspenso, transformações químicas, predação e redução natural de organismos patogênicos.

Devido a este contato do efluente com as raízes das plantas, a turbidez diminuiu consideravelmente com o decorrer do tratamento. No momento de alocação do esgoto diluído no sistema, este apresentava 18 uT, e após 14 dias de recirculação, a turbidez do efluente baixou para 4 uT.

De Castro Reis e colaboradores (2003), afirmaram que uma unidade de tratamento do tipo wetland para esgotos *in natura*, apresenta baixa eficiência em relação a remoção dos micro-organismos patogênicos, porém a eficiência referente a redução da matéria orgânica e dos sólidos suspensos pode ser superior a 70%, tornando, nestes casos, o wetland equivalente a uma unidade de tratamento primária.

Em relação ao valor de DBO na entrada do sistema, este foi de 70 mg L<sup>-1</sup>, já após 7 dias de recirculação a DBO apresentou um decréscimo ficando em 10 mg L<sup>-1</sup>. O sistema, portanto, atingiu eficiência de remoção de DBO de tratamento secundário, que varia entre 60 a 99% (VON SPERLING, 1996). Este fato está relacionado com a degradação da matéria orgânica presente no esgoto, considerando que neste efluente grande parte da matéria orgânica era biodegradável.

Sistemas wetlands com plantas flutuantes, da espécie *Eichornia crassipes*, conhecida no Brasil como aguapé, que integram o tratamento secundário e terciário, também realizam, além da remoção dos nutrientes, redução da DBO e da DQO, no qual ocorre degradação da matéria orgânica e transformações das formas nitrogenadas no canal de aguapé (SALATI, 1987 *apud* SALATI *et al*, 2009).

Em relação a série nitrogenada, notou-se uma redução considerável de NTK (N-amônia + N-orgânico), que pode ser evidenciado devido a primeira etapa do fenômeno de nitrificação, o qual aumenta conforme a recirculação. Porém, a redução de NTK devido a oxidação da amônia implicou na alta acumulação de nitrito e nitrato, que também aumentaram conforme recirculação e ocorrência do processo de nitrificação.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





O fósforo não apresentou índice de remoção durante o tratamento, chegando a produzir efluente com concentração de fósforo maior que a do afluente.

Em sistemas wetlands este fato pode se repetir facilmente, levando em consideração que a remoção de fósforo nesses sistemas ocorre pela precipitação química, pela adsorção, pela assimilação dos vegetais e biofilmes formados nos substratos e no sistema radicular da planta (SOUSA *et al.*, 2004). O fósforo solúvel é facilmente absorvido pelo sistema radicular da planta, porém a fração pouco solúvel associa-se ao ferro, alumínio e cálcio e torna-se pouco assimilável tanto para a planta quanto para micro-organismo, não sendo assim reduzido (SOUSA *et al.*, 2004).

A título de reafirmação dos resultados aqui apresentados, a Tabela 2 apresentará o percentual de remoção de parâmetros relevantes em pesquisas anteriores, comparando-os com os resultados desta pesquisa, corroborando assim para afirmativa de uma tendência de similaridade entre os métodos wetland e hidropônico.

É notória a proximidade dos resultados obtidos na presente pesquisa no sistema hidropônico com os de trabalhos desenvolvidos em wetland com macrófitas flutuantes, dando indícios de que a utilização da hidroponia como forma de tratamento de esgoto doméstico é promissora e pode trazer resultados positivos, diminuindo os poluentes de maneira similar como ocorre em wetlands com plantas flutuantes.

Tabela 2- Remoção de parâmetros em sistema hidropônico e em wetland com macrófitas flutuantes

	<b>Hidroponia</b>	<b>Wetland com macrófitas flutuantes (Aguapé)</b>	<b>Período de tratamento</b>	<b>Autor/Ano</b>
<b>Turbidez</b>	77,77%	83%	7 dias	(DIAS,2016)
<b>DBO</b>	85,71%	78%	14 dias	(DE AZEVEDO BARROS,2015)
<b>DQO</b>	60,32%	80,20%	14 dias	(DE AZEVEDO BARROS,2015)
<b>Fósforo total</b>	Negativa	Negativa	33 horas	(RIBEIRO,1986)

Fonte: Autoria própria (2017)

Em relação ao sistema hidropônico implantado, a planta que demonstrou maior adaptação foi o Ipê-Verde, considerando que algumas mudas de sua espécie apresentaram

Apoio:



Parceiros:



Organização:





menores alterações negativas em suas folhas. Foi evidente o surgimento de sintomas de deficiência de nutrientes em folhas, como o amarelecimento uniforme, encurvamento das folhas e não crescimento das mudas.

A deficiência de nutrientes está relacionada a capacidade de absorção nutricional de cada planta e evidentemente a disponibilidade destes no sistema. Quando a concentração de nutrientes é insuficiente para desenvolvimento de todas as mudas presentes no sistema, a absorção de elementos é influenciada, e conseqüentemente inicia-se um fenômeno de competitividade e assim somente algumas mudas absorverão o nutriente necessário, sendo prejudicial as demais plantas do sistema.

Devido a considerável concentração de sólidos suspensos no efluente, grande quantidade destes pode agregar-se ao sistema radicular da planta, interferindo em sua oxigenação e desencadeando um processo de anaerobiose que afetam de forma danosa as mudas.

## 4 Conclusão

O sistema hidropônico mostrou-se eficiente em relação ao tratamento de esgotos, visto que houve uma remoção considerável de alguns nutrientes, DQO e sólidos suspensos, demonstrando a capacidade das zonas de raízes flutuantes em eliminar poluente.

Os sistemas wetlands com plantas flutuantes e hidroponia, trabalham em uma concepção muito parecida, podendo ser associados, considerando-se que ambos podem trabalhar com nível de efluente baixo em seu canal, além de que não necessitam da presença de substratos, sendo realizado o tratatamento pela zona de raízes flutuantes.

Ao comparar resultados perante a eficiência de ambos os sistemas, concluiu-se que apresentaram desempenho similar perante remoção de DQO, DBO, Turbidez e Fósforo Total. Deste modo podemos considerá-los sistemas com alto grau de similaridade frente sua concepção e seu desempenho.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Para futuras pesquisas, sugere-se que seja implantado um sistema hidropônico com a utilização de macrófitas flutuantes, criando um sistema que apresente uma concepção ainda mais igualitária em relação a wetlands com plantas flutuantes e hidroponia, podendo relacionar ambos sistemas e assim tentar atingir uma eficiência ainda mais considerável em relação aos parâmetros de DQO, NTK, DBO e Turbidez para tratamento de águas residuárias, de modo a executar funções semelhantes a um tratamento convencional, onde ocorrerá remoção de poluentes através do rizoma das macrófitas, além de que devido à rápida produção vegetal destas plantas poderá ocorrer um aproveitamento posterior de sua biomassa.

## Referências

ABUJAMRA, R.C., Neto, C.O.A, Melo, H.N.S. and Campelo, G.P. **Produção hidropônica de flores de zínia com esgoto tratado**. Rio Grande do Norte. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2005.

BELTRÃO, J.; TRINDADE, D.; CORREIA, P.J. **Lettuce yield response to salinity of. sprinkle irrigation water**. Acta Horticulturae, v.449, p.623-627, 1997.

BRASIL. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. **Plano Nacional de Saneamento Básico – Plansab**. Brasília, 2013.

BRASIL. Ministério das Cidades. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento**. Brasília, 2014.

DE AZEVEDO BARROS, João Pedro Alves et al. **Tratamento de esgoto doméstico com wetland povoada com eichhornia crassipes**. 2015.

DE CASTRO REIS, Maria das Graças et al. **O emprego de “wetland” para o tratamento de esgotos domésticos bruto**. 2003.

DIAS, Fernando Silva; DO NASCIMENTO, João Paulo Alves; DE MENESES, Janaína Moreira. Aplicação de macrófitas aquáticas para tratamento de efluente doméstico. **Revista Ambiental**, v. 2, n. 1, p. 106-115, 2016.

FLORÊNCIO, L.; Bastos, R. K. X. and Aisse, M. M. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, 426p, 2006.

HUETT, D.O. **Growth, nutrient uptake and tipburn severity of hidroponic lettuce in response to electrical conductivity and K:Ca ratio in solutiSOUon**. Australian Journal of Agricultural Research, v.45, p.251-267, 1994.

OLIJNYK, Débora Parcias et al. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal: sistemas híbridos**. 2008.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







RIBEIRO, Márcio Duarte et al. **Experimento-piloto da lagoa de aguapé para tratamento de esgoto bruto**. Revista DAE, v. 46, n. 144, p. 82-86, 1986.

SALATI, Eneas; FILHO, Eneas S.; SALATI, Eeida F. **Utilização de sistemas de Wetlands construídas para tratamento de águas**. 23 f. Piracicaba, 2009.

SEZERINO, Pablo Heleno et al. EXPERIÊNCIAS BRASILEIRAS COM WETLANDS CONSTRUÍDOS APLICADOS AO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS–PARTE 1: PARÂMETROS DE PROJETO PARA SISTEMAS HORIZONTAIS. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 1, 2015.

SOUSA, José Tavares de et al. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Eng. sanit. ambient**, p. 285-290, 2004.

VON SPERLING, M. **Princípios de Tratamento Biológico de Águas Residuárias**: Princípios básicos do tratamento de esgotos, 1 Edição. Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VYMAZAL, Jan. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Water, 2010, 2, 530-549.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





**OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO DE SISTEMAS WETLANDS  
CONSTRUÍDOS DE FLUXO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL:  
EXPERIÊNCIAS DESENVOLVIDAS NUMA COMUNIDADE  
RURAL**

**Lucas Silva Lourenço\***

Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages SC, Brasil  
Departamento de Pós-graduação em Ciência do Solo  
[lucas22louren@hotmail.com](mailto:lucas22louren@hotmail.com)

**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)

**Daniani Alves Colombo**

Uniasselvi, Campos Novos – SC, Brasil  
Pós-graduação em Educação Ambiental  
[danianielvescolombo@gmail.com](mailto:danianielvescolombo@gmail.com)

**Daniele Damasceno Silveira**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária  
[danid\\_bioeng@yahoo.com.br](mailto:danid_bioeng@yahoo.com.br)

**Flávio Rubens Lapolli**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária  
[f.lapolli@ufsc.br](mailto:f.lapolli@ufsc.br)

**Resumo**

Os wetlands construídos de fluxo horizontal estão entre as tecnologias promissoras capazes de efetuar o pós-tratamento de esgotos de pequenas comunidades, porém, exigem certos cuidados, principalmente após um certo período de funcionamento, que é o processo de colmatção. Diante disso, o objetivo deste trabalho é apresentar uma metodologia de operação e manutenção desenvolvida em um sistema wetland construído de fluxo horizontal subsuperficial em uma comunidade rural da cidade de Campos Novos, SC. Esse sistema está em operação há 6 anos e 3 meses, no qual foram desenvolvidos dois procedimentos técnicos preventivos capaz de manter as mínimas condições

Apoio:



Parceiros:



Organização:





hidráulicas do escoamento e evitar o escoamento superficial indesejado. Tais procedimentos consistem basicamente no corte perpendicular ao fluxo no escoamento do leito e o revolvimento do leito filtrante. Como resultado, evitou-se o escoamento superficial decorrente do processo crítico de colmatação e, conseqüentemente, manteve-se uma boa eficiência na remoção de matéria orgânica, nitrogênio e Fósforo.

**Palavras-chave:** Operação e Manutenção. Colmatação. Wetlands construídos horizontais.

## 1 Introdução

Os sistemas wetlands construídos estão entre as promissoras tecnologias para o pós-tratamento de águas residuárias anaerobiamente pré-tratadas. Esses sistemas apresentam por características a sua construção, operação e manutenção simplificadas. Diante disso, esse sistema têm um grande potencial para aplicação em pequenas comunidades, entre elas, às rurais (KIVAISI, 2001). No entanto, esses sistemas precisam de uma manutenção periódica, afim de contornar os efeitos que ao longo de seu funcionamento ocorrem, sendo, o principal deles o fenômeno conhecido como colmatação.

Nos wetlands construídos a remoção de poluentes acontece por meio de princípios físicos, químicos e biológicos (PHILIPPI & SEZERINO, 2004). A baixa velocidade de escoamento nos poros favorece a sedimentação e a filtração de sólidos suspensos e a sua adsorção ao substrato poroso. Assim, ocorrem o acúmulo de sólidos dentro dos espaços porosos presentes no substrato, o que leva ao bloqueio interno, com diminuição da porosidade, conseqüentemente tornando o meio mais restritivo à passagem de substâncias (KARATHANASIS *et al.*, 2003; SULIMAN *et al.*, 2006; XU *et al.*, 2013). Portanto, essa restrição com o passar do tempo faz com que o esgoto busque caminhos menos restritivos dentro do leito, formando assim caminhos preferenciais, aumentando conseqüentemente a perda de carga e a elevação do nível dentro do leito, fazendo com que o escoamento, antes subsuperficial, passa a ser superficial. Esse processo, por sua vez, gera um menor tempo de detenção hidráulica ao esgoto que proporciona uma menor remoção física, química e bioquímica dos poluentes, contribuindo para o decréscimo da eficiência do

Apoio:



Parceiros:



Organização:





sistema (ROUSSEAU *et al.*, 2005; NIVALA; ROUSSEAU, 2009; BABATUNDE, 2010).

Portanto, a colmatação é uma consequência da retenção de sólidos suspensos que fica retido no filtro plantado reduzindo a condutividade hidráulica inerente ao material (KADLEC & WALLACE, 2009). Esse fenômeno é o grande responsável pelo grave problema operacional dos wetlands construídos horizontais, sendo, por essa razão, merecedor de estudos para que técnicas que visem a atenuação e/ou remediação do problema, possam ser disponibilizadas proporcionando maior tempo de vida útil ao sistema.

Diante do exposto estabeleceu-se como principal objetivo deste trabalho avaliar um sistema de tratamento de efluentes sanitários do tipo wetlands construídos de fluxo horizontal subsuperficial (WHFSS), quanto a operação e manutenção, na escolarural do município de Campos Novos/SC.

## 2 Material e métodos

O sistema wetland foi implantado pelo Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto (SAMAEE) no final do ano de 2010 na Escola Municipal André Rebouças, localizada no distrito de Barra do Leão, na zona rural do município de Campos Novos/SC. O sistema foi dividido em duas unidades medindo 7 m x 11 m, perfazendo uma área de 77 m<sup>2</sup> para cada filtro plantado (Figura 1). Como material filtrante foi utilizado areia grossa com diâmetro efetivo ( $d_{10}$ ) e coeficiente de uniformidade ( $C_u$ ) de 0,2 mm e 4,75 mm, respectivamente. A macrófita utilizada foi a *Thypha sp.*, popularmente conhecida como a Taboa (RODRIGUES *et al.*, 2015).

Apoio:



Parceiros:

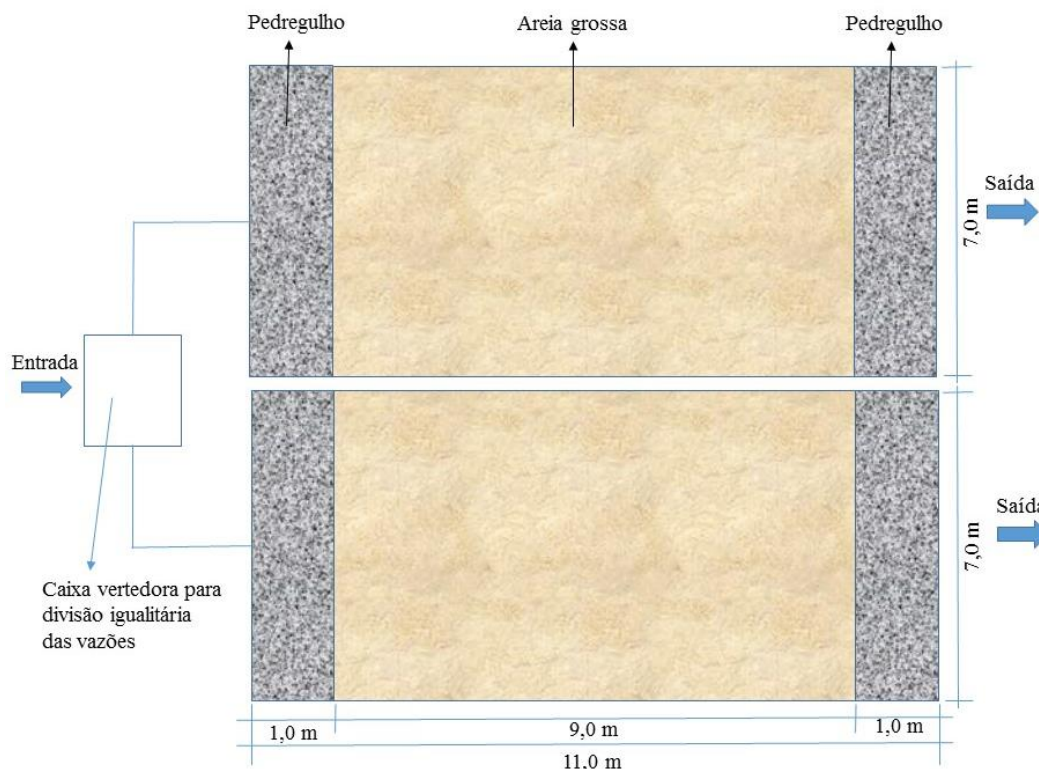


Organização:





Figura 1 – Vista geral das duas unidades de wetlands construídos de fluxo subsuperficial



Fonte: Autor (2017)

Os procedimentos operacionais padrão utilizados na operação e manutenção do sistema foram nomeadamente o corte transversal e o revolvimento.

Tanto o corte transversal quanto o revolvimento ocorreram sempre baseados em algumas evidências. A principal evidência que indicava a necessidade de uma intervenção, seja ela o corte ou o revolvimento, era a perda de carga no sistema. Quando a perda de carga atingisse o valor de 50 cm, ou seja, o nível do esgoto a 10 cm da superfície, considerando a altura total do leito de 60 cm, este era considerado o nível crítico. A aferição era feita diariamente sempre no mesmo horário, as 14 horas, para evitar a variação da vazão.

Uma vez atingido o nível crítico de perda de carga, o fluxo era direcionado para a unidade adjacente para que houvesse o total esgotamento desta unidade em questão.

Apoio:



Parceiros:



Organização:

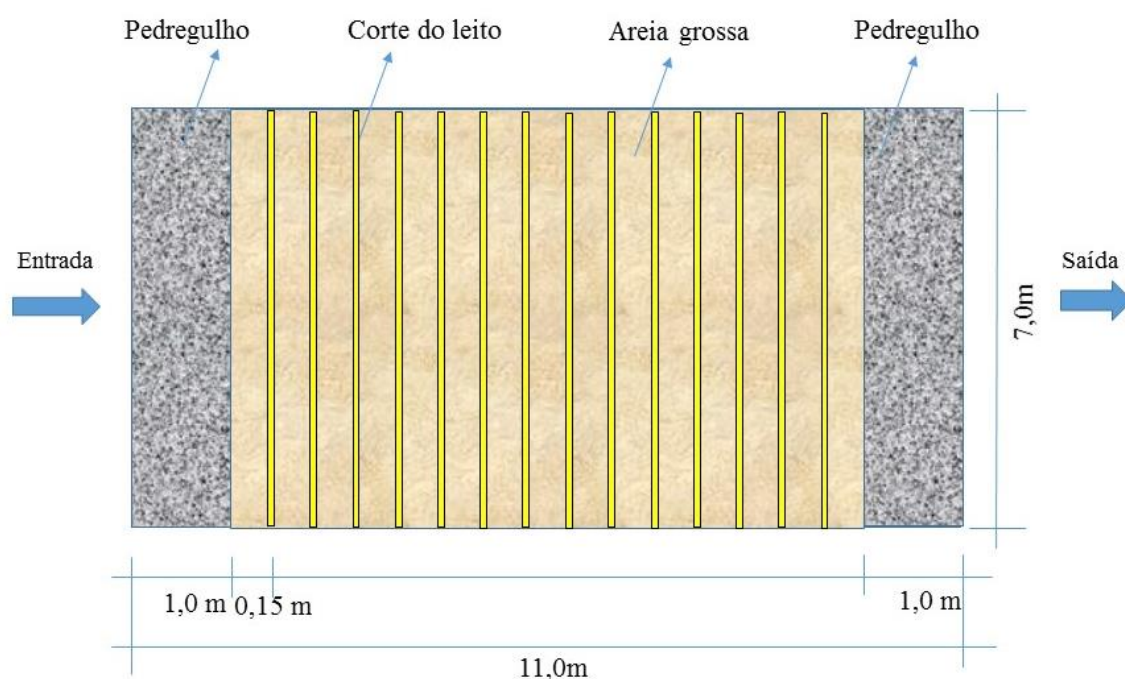




Geralmente após 4 horas, tempo médio para o esgotamento desejado, iniciava-se o processo de intervenção.

O corte transversal é uma intervenção mais simples, cujo objetivo era diminuir os caminhos preferenciais do fluxo, ou seja, cortar o leito filtrante com pá de corte em linhas paralelas de 15 cm de distância entre cada corte. Esses cortes foram realizados da superfície em direção ao fundo em uma profundidade de aproximadamente 30 cm, sempre realizado no sentido perpendicular ao fluxo como demonstrado na Figura 2. A Figura 3 a seguir mostra a execução do corte perpendicular ao fluxo no escoamento do leito filtrante.

Figura 2 – Corte perpendicular ao fluxo no escoamento do leito filtrante



3

Apoio:

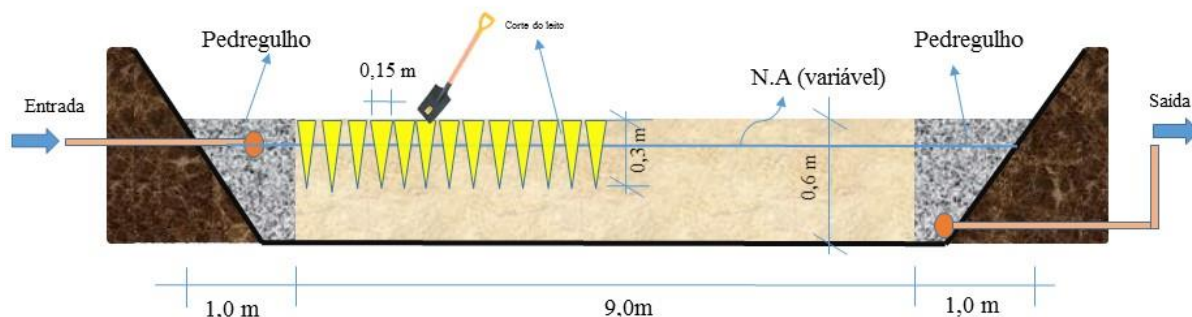


Parceiros:



Organização:





Fonte: Autor (2017)

Figura 3 – As Figuras A e B mostram a execução do corte perpendicular ao fluxo no escoamento do leito filtrante com pá de corte



Fonte: Autor (2017)

A principal função desses cortes é desfragmentar os densos blocos de matéria orgânica que promovem a obstrução no escoamento, principalmente na parte inicial do escoamento.

A outra intervenção é o revolvimento, cuja principal função é a mistura de todo o material filtrante que consiste no processo de homogeneização deste material, ou seja, fazer com que as concentrações pontuais de sólidos orgânicos sejam distribuídas por todo o meio filtrante, evitando, assim, os caminhos preferenciais e consequentemente o comprometimento da performance hidráulica do escoamento no material filtrante. Os procedimentos do revolvimento ocorreram da seguinte forma: como na intervenção do corte, o fluxo era desviado para a segunda unidade. Após o esgotamento total da unidade era realizado o corte de todas as plantas bem na base, deixando apenas 10 cm do caule

Apoio:



Parceiros:



Organização:

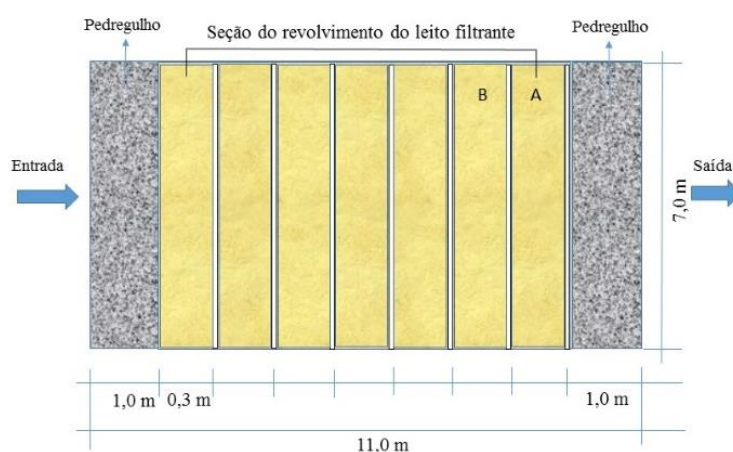




para cima da superfície. Após o corte e retirada do material cortado iniciava-se o procedimento. A área do leito filtrante era dividida em seções de 30 cm no sentido do fluxo, e em cada seção era procedida a mistura do leito (Figura 4). A mistura era feita da seguinte maneira: na seção A, abria-se uma trincheira na profundidade do leito, 0,6 m (Figura 5). A areia da parte superior da seção B foi colocada na parte inferior da seção A e a areia da parte inferior da seção B foi realocada na parte superior da seção A (Figura 5). Esse revolvimento foi realizado em todas as seções do leito filtrante no sentido da entrada para a saída do fluxo, cujo o objetivo era realocar a areia da parte final do filtro para o início, pois esta é teoricamente menos sobrecarregada com sólidos orgânicos. Com a homogeneização do filtro, não há necessidade do plantio novamente das macrófitas, pois elas germinam com a própria semente que ficou no leito.

O procedimento do revolvimento era muito mais trabalhoso do que os cortes transversais, demandando um dia inteiro de trabalho, aproximadamente oito horas de serviço. A necessidade do revolvimento estava vinculada ao intervalo de tempo necessário entre 2 intervenções de corte, ou seja, sempre que após a intervenção do corte transversal e o atingimento do nível crítico da perda de carga ocorresse num intervalo menor que 2 (dois) meses, aproximadamente.

Figura 4 – Divisão do leito filtrante em seções para o revolvimento do leito



Fonte: Autor (2017)

Apoio:



Parceiros:



Organização:







Figura 5 – Trincheira aberta na seção A para o revolvimento do leito



Fonte: Autor (2017)

### 3 Resultados e discussão

O sistema wetland construído entrou em operação em novembro de 2010. A partir disso, o tratamento funcionou sem manutenção por 2 anos e 2 meses, ou seja, até janeiro de 2013, quando foi necessário a primeira intervenção, devido ao processo natural de colmatação.

A primeira intervenção realizada foi o processo de reviramento, conforme detalhado na metodologia. Antes de iniciar o procedimento, o fluxo do esgoto foi desviado para a unidade ao lado (Figura 1), até que houvesse uma drenagem total na unidade em questão, o que levou aproximadamente quatro horas para isso ocorrer. Após o reviramento total do material filtrante, realizado de forma manual através de um único funcionário e aproximadamente 4 horas de serviço, o fluxo foi redirecionado para a unidade inicial. Neste momento, houve um reestabelecimento da condutividade hidráulica muito próximo das condições iniciais de funcionamento do wetland. As condições hidráulicas se mantiveram satisfatórias (escoamento subsuperficial) durante um período de aproximadamente 18 meses (Tabela 1).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Tabela 1 – Datas da manutenção, valores de entrada e saída do efluente e eficiência de remoção na unidade de wetland construído. Em que: E = Entrada, S = Saída e Ef= eficiência %

Data	Revo l*	Cort e	NTK (mg/L)			PTotal (mg/L)			DBO (mg/L)			DQO (mg/L)		
			E	S	Ef	E	S	Ef	E	S	Ef	E	S	Ef
Jan/13	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Jul/14	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Out/14	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nov/14	-	-	18,4	<1	95	34, 7	3,8	8 9	674,8	17, 3	97	1406	36	97
Jan/15	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Jun/15	-	X	163, 3	7,6	95	5,6 2	1,6	7 1	256,0	12, 3	95	4,58	30	-
Jul/15	-	-	203, 3	<1	10 0	47, 2	0,5	9 9	258,0	7,5	97	453	0,6	10 0
Set/15	X	-	69,4	<1	99	13, 9	0,6	9 5	1978, 0	5,5	10 0	4552	11	10 0
Nov/15	-	X	173, 9	33,3 9	81	17, 9	2,2	8 7	139,0	47	66	233	12 1	48
Jan/16	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Abr/16	-	X	102, 5	6,82	93	<0, 5	<0, 5	0	678,0	36	95	1166	88	92
Jun/16	-	-	261	0,1	10 0	6,3	2,3	6 3	264,4	5,3	98	483	17	96
Jul/16	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Ago/16	-	-	89,4	8,3	91	8,8	0,7	9 2	38,8	10, 8	72	161	68	58
Set/16	-	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Out/16	-	-	359, 6	0,1	10 0	3,8	<0, 5	8 7	5415	10	10 0	1867 9	17	10 0
Nov/16	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Jan/17	X	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

\* Revolvimento. Fonte: Autor (2017)

Em relação aos sólidos sedimentáveis o sistema apresentou eficiência média de remoção de 86%, ou seja, de 3,49 mL/L na entrada passou para 0,47 mL/L de sólidos sedimentáveis na saída. Para a análise microbiológica de coliformes totais os valores médios de entrada e saída foram  $1,84E+06$  e  $2,42E+04$  NMP/100 mL, respectivamente. Com uma eficiência média de remoção de 99%.

A partir de julho de 2014, quando se detectou que seria necessária uma nova intervenção, foi decidido entre o setor de engenharia do SAMAE e o operador responsável pela ETE, o procedimento do corte, conforme detalhado na metodologia. Este

Apoio:



Parceiros:



Organização:





procedimento visou uma intervenção menos trabalhosa do que o reviramento e que proporcionasse um bom resultado nas condições hidráulicas e na eficiência no tratamento.

Desde 2014 até 2017 foram realizadas algumas intervenções intercaladas entre o corte e o reviramento. Como pode ser observado na Tabela 1 desde janeiro de 2013 até dezembro de 2014 não foi realizado nenhum reviramento no material filtrante. Já em 2015 e 2016 foram necessários dois procedimentos de reviramento em cada ano. O principal critério utilizado para a realização deste procedimento, foi basicamente o intervalo decorrente entre dois cortes, estabelecido pelo aumento da perda de carga no material filtrante que estava relacionado a iminência do escoamento superficial.

Como pode ser observado na Tabela 1 o processo de colmatção é intensificando com o passar dos anos. Esse fenômeno ocorre principalmente pelo fato do aumento da concentração de sólidos fixos no meio filtrante que são transportados pela própria rede, principalmente pela lavagem do pátio da escola e pelos escoamentos superficiais decorrentes das enxurradas. Esses sólidos, provavelmente de granulometria variada, são fortes indícios para a interferência na condutividade hidráulica do material filtrante (CASELLES-OSORIO *et al.*, 2007; NIVALA; ROUSSEAU, 2009; BABATUNDE, 2010).

Considerando que a manutenção do sistema foi sempre realizada pelo mesmo funcionário, facilitou o processo de discussão com o setor de engenharia do SAMAE, devido ao histórico de evidências observados desde o início da operação até a data em questão.

Após algumas discussões definiu-se realizar o processo de revolvimento do material filtrante, conforme relatado na metodologia, visando uma melhor eficiência no processo de retomada da condutividade hidráulica do sistema e consequentemente na longevidade operacional.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 4 Conclusão

Após 6 anos e 3 meses de funcionamento e 4 anos de operação e manutenção das unidades do wetland construído de fluxo horizontal subsuperficial, pode-se concluir que:

As intervenções no sistema foram eficientes para a manutenção da condutividade hidráulica do sistema, principalmente pela desfragmentação dos sólidos orgânicos mais densos, predominantemente no início do leito filtrante, mantendo a eficiência do sistema e evitando o escoamento superficial, indesejável em WHFSS.

A operação e manutenção do sistema foram realizadas através de mão de obra simples sem a necessidade de consumo de energia e utilização de equipamentos e máquinas sofisticadas.

A operação e manutenção de sistemas WHFSS devem ser analisadas caso a caso levando em consideração indicadores hidrodinâmicos e variações dos níveis de eficiência, sempre evitando chegar ao colapso, o que pode demandar um custeio mais elevado para o processo de reestabelecimento.

## Referencias

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: APHA, 1998. 937p.

BABATUNDE, A.O. Engineered wetlands: Concept, design and development of an alum sludge based constructed wetland system. **VDM Verlag Dr. Müller publishing**, 212 p., 2010.

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.

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.

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

Apoio:



Parceiros:



Organização:





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.

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

RODRIGUES, E.B.; LAPOLLI, F.R.; SANTOS, M.A.A; Tratamento de esgoto por zona de raízes: experiência vivenciada numa escola rural do município de Campos Novos/SC. **Revista brasileira de Agropecuária Sustentável (RBAS)**, v.5, n.2., p.47-55, Dezembro, 2015.

ROUSSEAU, D.P.L; HORTON, D.; VANROLLEGHEM, P.A.; de PAUW, N. Impact of operational maintenance on the asset life of storm reed beds. **Water Science and Technology**, v.51, v.9., p.243–50, 2005.

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

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, n.4, p.56-63, 2013.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **FITORREMEDIÇÃO: UMA ESTRATÉGIA DA PAISAGEM URBANA PARA MELHORIA DA QUALIDADE AMBIENTAL**

**Maria Estela Ribeiro Mendes\***

Mestranda em Arquitetura Tecnologia e Cidade, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP) Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Cidade Universitária “Zeferino Vaz”, Distrito de Barão Geraldo, Campinas, SP. Endereço de e-mail: [me.ribeiromendes@gmail.com](mailto:me.ribeiromendes@gmail.com)

**Silvia Mikami G. Pina**

Professora PhD Livre Docente, Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP). Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. Endereço de e-mail: [smikami@fec.unicamp.br](mailto:smikami@fec.unicamp.br)

**Cristiane Dias Poças**

Engenheira de Materiais pela Universidade Mackenzie, Especialista em Tecnologias Ambientais pela FATEC, Mestre em Ambiente, Saúde e Sustentabilidade pela Faculdade de Saúde Pública da USP, São Paulo. Docente do curso de Engenharia Ambiental da Faculdade Piaget, *câmpus* Suzano –SP. Endereço de e-mail: [cristiane.pocas@yahoo.com.br](mailto:cristiane.pocas@yahoo.com.br)

### **Resumo**

Fitorremediação. A técnica que explora a propriedade natural de interação entre as bactérias localizadas nos rizomas das plantas e os diferentes tipos de poluentes (orgânicos e inorgânicos), consiste basicamente no uso de plantas para remover, reduzir ou imobilizar contaminantes presentes na água e no solo, promovendo transformações físico-químicas nas moléculas que resultam em formas não tóxicas ao meio. Os processos naturais atuam na depuração de forma espontânea e influenciam diretamente na manutenção da qualidade ambiental, o favorecimento desse fenômeno no espaço urbano é uma das chaves para o desenvolvimento sustentável. As cidades brasileiras enfrentam severos problemas relacionados à poluição da água, solo e ar, comprometendo a saúde de seus habitantes e do meio ambiente, dessa forma, a integração da técnica de fitorremediação à paisagem urbana é uma estratégia para o desenvolvimento de uma rede multifuncional de infraestruturas verdes capaz de mitigar problemas relacionados a gestão da água urbana e combater a poluição.

**Palavras-chave:** Fitorremediação. Infraestruturas Verdes. *Wetlands* Construídos. Cidades Sustentáveis. Manejo das águas urbanas.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 1 Introdução

As cidades brasileiras enfrentaram um processo de urbanização muito intenso, a mudança da dinâmica socioeconômica imposta pela migração do campo para a cidade resultou em um desenvolvimento desigual, marcado pela segregação social e pelo modelo de ocupação espreado do solo. A expansão para as periferias ocorreu sem controle, uma vez que o planejamento urbano não acompanhou o ritmo acelerado do crescimento da cidade, rapidamente problemáticas como degradação dos recursos naturais e carência em infraestrutura, somadas com as intensas atividades industriais fez crescer exponencialmente o índice de poluição urbana.

Em nível mundial, diversas cidades enfrentam problemas relacionados à contaminação dos recursos naturais – água, solo e ar. Os habitantes urbanos estão diariamente expostos à diferentes tipos de poluição nocivas à saúde, um estudo realizado pelo Núcleo de Estudos para o Meio Ambiente da USP<sup>1</sup>, a poluição urbana mata indiretamente oito pessoas por dia só em São Paulo. Em âmbito global são pelo menos três bilhões de pessoas fazendo uso de água contaminada; sendo que, conforme a Organização Mundial da Saúde (OMS)<sup>2</sup>, mais de cinco milhões de pessoas morrem anualmente devido a doenças de veiculação hídrica.

Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em parceria com o Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento (SNIS) do Ministério das Cidades, aproximadamente metade dos brasileiros vivem sem acesso ao saneamento básico (44,8%), revelando não apenas uma injustiça social, mas também um grave descontrole na gestão dos recursos naturais. Os problemas se agravam à medida que as cidades e seus habitantes crescem, a grande concentração populacional aumenta as demandas, e os problemas decorrentes da superexploração, poluição e ocupação do solo podem multiplicar e complicar cada vez mais a dinâmica da vida na cidade. Um dos setores mais

<sup>1</sup> Pesquisa desenvolvida em 2005, no Laboratório de Poluição Atmosférica Experimental da Faculdade de Medicina da USP, comandado pelo Professor Doutor Paulo Saldiva.

<sup>2</sup> Relatório Mundial de Saúde 2008: Cuidados de Saúde Primários - Agora mais que nunca.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





prejudicados devido a carência em infraestrutura urbana, é o setor hídrico. Em diversas cidades do país, efluentes domésticos e industriais são lançados em rios, lagos e córregos sem nenhum tipo de tratamento; essa é a principal forma de contaminação da água superficial na atualidade. Porém a degradação dos recursos hídricos também ocorre de forma indireta devido a poluição do ar, solo e resíduos, os eventos chuvosos funcionam como grandes “lavagens” da superfície da bacia e do ar atmosférico, dessa forma os escoamentos superficiais ficam carregados de poluentes (TUCCI, 2008).

Em um primeiro momento, acreditou-se que a causa da degradação dos corpos hídricos urbanos era atrelada apenas ao lançamento pontual de efluentes domésticos não tratados e despejos agrícolas e industriais. No entanto, o escoamento superficial dos eventos chuvosos tem grande contribuição no transporte de cargas poluidoras até os corpos d'água receptores, estima-se que 25% da poluição das águas urbanas provêm da poluição difusa (SCHIVARTCHE, 2005).

Nesse contexto, os projetos de drenagem se tornam fundamentais para o equilíbrio entre a convivência da população urbana e a água. Diferentes abordagens já foram concebidas, sendo que historicamente é possível traçar uma linha evolutiva do manejo das águas urbanas, desde a Revolução Industrial e os preceitos higienistas tradicionais até as práticas de vanguarda sustentáveis, considerando o desenho das cidades sensíveis à água (ANDRADE; BLUMENSCHHEIN, 2014). Essa visão mais integrada do sistema de drenagem com o desenho das cidades revela uma preocupação que vai além da abordagem local, considerando a bacia hidrográfica como um todo e trazendo a água para o centro das discussões urbanas.

São cada vez mais expressivos os exemplos de cidades que entram na vanguarda da sustentabilidade ao aplicar soluções alternativas para as diversas problemáticas urbanas. Nesse contexto, a área de biotecnologia vem se desenvolvendo com o objetivo de aquecer a corrente ecológica e o movimento urbanismo sustentável (FARR, 2013), que valoriza o meio ambiente em integração com o desenho urbano e sistemas naturais. Novas tipologias de estruturas verdes são construídas para mimetizar a capacidade natural de

Apoio:



Parceiros:



Organização:







absorção e infiltração do solo, colaborando para estabilidade hidráulica. A adoção de intervenções com técnicas atreladas ao paisagismo, são capazes de prevenir, tratar e armazenar o escoamento e os poluentes associados, atuando não apenas na qualidade e no manejo das águas, mas também como um mecanismo de resiliência na relação homem-natureza.

Os processos naturais atuam na depuração das águas de forma espontânea, influenciado diretamente na manutenção de sua qualidade. A técnica que explora a propriedade de interação entre as bactérias localizadas nos rizomas das plantas e os diferentes tipos de contaminantes (orgânicos e inorgânicos) é chamada de fitorremediação. Consiste basicamente no uso de plantas para remover, reduzir ou imobilizar contaminantes presentes na água, no solo e no ar. Essa interação promove transformações químicas nas moléculas que resultam em formas não tóxicas, ou seja, inofensivas ao ecossistema. A integração da técnica de fitorremediação ao paisagismo urbano é uma estratégia para o desenvolvimento de uma rede multifuncional de infraestrutura verde capaz de mitigar problemas relacionados a gestão da água urbana e combater a poluição (YOUNG et al, 2014).

Na área da engenharia ambiental, o tratamento através da zona de raízes (rizosfera) já é conhecido e difundido, no entanto o mecanismo de fitorremediação é visto de forma isolada dos projetos de paisagismo urbano (TODD et al, 2016). É usual que os profissionais da área de engenharia, química e biologia estejam envolvidos na implementação de soluções através de fitorremediação, utilizando esse importante mecanismo apenas para o processo de remediação, sem considerar que os agentes principais de todo processo são as plantas. Quando falamos de áreas verdes é comum envolver profissionais da área de arquitetura, então por que a fitorremediação não pode ser vista além das habilidade depurativas e integrar-se ao paisagismo urbano em uma rede multifuncional de infraestruturas verdes?

Este artigo tem os seguintes objetivos: (a) introduzir a técnica de fitorremediação como uma estratégia do paisagismo urbano para promover a melhoria da qualidade

Apoio:



Parceiros:



Organização:





ambiental através de infraestruturas verdes e *wetlands* construídos; (b) descrever tipologias de infraestruturas verdes destinadas ao manejo e melhoria da qualidade das águas urbanas e benefícios associados.

## 2 Materiais e Métodos

O método de pesquisa utilizado para o desenvolvimento deste artigo foi a revisão de literatura exploratória através da técnica de mapeamento sistemático (*Systematic Mapping Study – SMS*), para: (1) Ampliar o conhecimento científico; (2) Analisar as publicações mais relevantes e atuais disponíveis nas bases de dados conveniadas à UNICAMP; (3) Identificar os gaps na literatura, demonstrando a importância dessa pesquisa e validando seu objetivo.

## 3 Fitorremediação: Plantas que despoluem?

A fitorremediação é um fenômeno espontâneo que vem sendo induzido em estruturas projetadas com a finalidade de potencializar a capacidade natural de controlar a poluição, ou seja, as interações físicas, químicas e biológicas presentes entre solo, plantas e microrganismos são otimizadas à um nível “ótimo”, suficiente para promover a redução de substâncias indicadoras de poluição. Em nível mundial, as aplicações da técnica de fitorremediação em sistemas projetados são conhecidas como “*constructed wetlands*”, que podem ser traduzidos como “alagados construídos” (VYMAZAL, 2008).

A presença das plantas estimula a atividade e o desenvolvimento microbiano abaixo do solo por meio dos exsudatos provenientes das raízes, que fornecem nutrientes aos microrganismos; por meio de matéria vegetal em decomposição, que enriquece o solo com carbono e mais nutrientes; e por meio de condições ambientais favoráveis, como sombreamento e aumento da umidade do solo. A degradação dos compostos orgânicos por meio de atividade microbiana é considerada de ação indireta, mas também pode ocorrer de forma direta através de metabolização interna da planta ou através de enzimas radiculares (produto da exsudação) capazes de degradar o composto. As espécies resilientes a esse meio são conhecidas como macrófitas e englobam todas as plantas cujas

Apoio:



Parceiros:



Organização:





partes fotossinteticamente ativas estão o tempo todo, ou por algum período de tempo, submersas em água ou flutuantes em sua superfície (FRISCHENBRUDER & PELLEGRINO, 2004).

"Os microrganismos favorecidos passam então a consumir e a digerir contaminantes orgânicos para sua nutrição e produção de energia, promovendo a degradação de vários compostos e substâncias complexas em componentes mais simples, reduzindo com isso o grau de toxicidade e possibilitando a absorção pelas plantas" (MAHLER, 2007, pg. 22).

Dessa forma, a técnica de fitorremediação tem a capacidade de reduzir ou remover de forma efetiva altos níveis de poluentes em águas contaminadas, incluindo matéria orgânica e inorgânica, solúvel e particulada, nitrogênio, fósforo, patógenos e metais pesados. A redução dessas concentrações ocorre através de diferentes mecanismos de tratamento favorecidos pelo conjunto atuante entre meio suporte e/ou solo, plantas e microrganismos simbiotes nas raízes, o que inclui sedimentação, filtração, precipitação, adsorção, interações microbianas e absorção pela vegetação (MENDONÇA, 2016).

Tabela 1 – Mecanismos de remoção dos poluentes tradicionalmente encontrados em águas contaminadas através de wetlands construídos.

<b>Poluentes</b>	<b>Mecanismos de remoção</b>
Sólidos suspensos	Sedimentação, Filtração
Matéria orgânica solúvel	Degradação biológica aeróbia e anaeróbia
Nitrogênio	Metabolização pela planta, Amonificação, Nitrificação e desnitrificação biológicas
Fósforo	Adsorção, Metabolização pela planta, Adsorção e troca de cátions
Patógenos	Predação, Morte natural, Irradiação UV

Fonte: Adaptado de MENDONÇA, 2016, pg. 42.

#### **4 Infraestruturas Verdes: agregando multifuncionalidade ao paisagismo**

Ao redor do mundo, o paisagismo urbano vem sendo cada vez mais visto além da função estética. Em cidades como Seattle e Portland, por exemplo, ele é projetado como parte integrante de uma rede de espaços abertos associados a tecnologias destinadas a solucionar problemas urbanos relacionados à água, clima e ecologia. O paisagismo

Apoio:



Parceiros:



Organização:





multifuncional recria ambientes naturais de forma otimizada para melhor suportar eventos chuvosos, recuperação de corpos hídricos poluídos, variações climáticas e demandas ambientais (CORMIER & PELLEGRINO, 2008).

O desenvolvimento de um paisagismo com funções hidrológicas integradas ao mecanismo de fitorremediação caracterizam *wetlands* construídos de escala urbana, e representa a oportunidade de criar um novo desenho urbano, voltado à ecologia, a valorização da biodiversidade local, além de possibilitar a recuperação de áreas abandonadas ou degradadas (HERZOG, 2016). Na visão do urbanismo ecológico existe uma preocupação em introduzir e manter os elementos naturais na cidade, fazendo das infraestruturas verdes um mecanismo de resiliência na relação homem-natureza. Nessa visão, a concepção dos sistemas de drenagem é voltada à retenção da água para retardar sua liberação à jusante, favorecendo a infiltração e o reuso. As águas pluviais devem ser consideradas poluídas, pois concentram produtos contaminantes atmosféricos (gases) precipitados junto com a chuva ou lixiviados pelo solo urbano — hidrocarburetos e matérias em suspensão (MELO et al, 2014).

A principal contribuição de poluição desses escoamentos superficiais vem dos primeiros momentos da chuva (first flush), quando é atingida uma lâmina d'água ( $\approx 0,013\text{m}$ ) com capacidade de arraste dos sedimentos e poluentes associados às diferentes superfícies urbanas, como telhados, ruas, estacionamentos e áreas livres. Através dessa visão, é possível classificar a poluição urbana em dois grupos: (1) poluição pontual e (2) poluição difusa. A primeira está associada ao lançamento pontual de efluentes, caracterizando uma contribuição concentrada e local, o que facilita o controle e monitoramento das cargas poluidoras. Já a segunda é caracterizada por diversas fontes de contribuição (Fontes de contribuição da poluição difusa: deposição atmosférica seca (poeira, pólen, micropartículas de construções), erosão de solo desprovido de vegetação e de áreas em construção, depósito de poluição industrial, fertilizantes e pesticidas, emissões veiculares, vazamento de óleos (NOVOTNY et al, 2010)). Que são arrastadas

Apoio:



Parceiros:



Organização:





pele escoamento superficial nos eventos chuvosos, atuando de forma esparsa e imprevisível (SCHUELER, 1987).

Tabela 2 – Poluentes difusos: fontes, impactos e indicadores de qualidade para corpos hídricos de água doce (classes 2; 3, respectivamente).

Poluentes	Fontes	Impactos	Indicadores (357/05 CONAMA)
Materiais com demanda de oxigênio	Vegetação, fezes e matéria orgânica em geral	Diminuição do oxigênio dissolvido e consequente morte da fauna e flora em resultado do desequilíbrio ecossistêmicos. Produção de odores e gases tóxicos em condições anaeróbias.	DBO (3;10 mg/l) DQO COT (ou TOC)
Nutrientes e compostos orgânicos e inorgânicos (N e P)	Fertilizantes, detergentes, vegetação, urina, esgoto	N e P são os nutrientes essenciais ao sistema aquático, mas o excesso pode ser tóxico. Altas concentração desencadeiam o processo de eutrofização.	N-NO <sub>3</sub> (Nitrato) (10 mg/l) N-NO <sub>2</sub> (Nitrito) (1 mg/l) N-NH <sub>4</sub> (Amoniacal) Fósforo Total (0,1;0,15 mg/l)
Óleos, graxas e gasolinas	Vias, postos de gasolina, estacionamento, garagens, indústrias	Comprometimento dos recursos hídricos inviabilizando o abastecimento de água e limitação do uso recreativo. Redução da transferência de oxigênio na superfície da água e probabilidade de tumores em peixes	O&G (Óleos e Graxas Totais) (ausentes)
Variáveis inorgânicas	Variam com as características geológicas e condições geográficas, com possibilidade de aumento por contribuição humana	Cloretos, fluoretos e sulfetos indicam contaminação por esgotos domésticos e indústrias. Outros compostos como cálcio e magnésio ocorrem naturalmente na água em decorrência da composição do solo e estão associados a dureza da água	Cloretos (250 mg/l), Fluoretos (1,4 mg/l), Sulfetos (0,002;0,3 mg/l), Cálcio, Magnésio Dureza Condutividade (1.000 µS/cm)
Sedimentos, sólidos dissolvidos em suspensão	Erosão de áreas em construção, descampados, escoamentos de ruas e bancos de areia nas margens	As partículas de sedimentos transportam poluentes que estão fixados às suas superfícies. Interferem na fotossíntese, respiração, crescimento e reprodução, além de reduzir a transferência de oxigênio nas superfícies de recursos hídricos	SST – Sólidos Suspensos Totais SDT – Sólidos Dissolvidos Totais (500 mg/l)
Coliformes termotolerantes	Indica contaminação por material de origem fecal, mas não necessariamente a presença de patógenos	Representam grande variedade de organismos que habitam o intestino de animais de sangue quente. Sua presença na água indica contaminação por material de origem fecal	Coliformes termotolerantes (200;4.000/200 ml)
pH	Indicam a presença de efluentes industriais e eutrofização	A variação do pH na água depende de fatores naturais como clima, geologia, vegetação. Quando ocorre variações bruscas por fontes antrópicas ocorre o aumento da solubilidade de metais, redução da disponibilidade de nutrientes e alteração de processos biológicos	pH (6,0 a 9,0)

Fonte: Adaptado de MOURA, 2013, p.47

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 4.1 Biovalas

Estrutura projetada em escavação com seção trapezoidal ou parabólica, para transporte do escoamento superficial em baixa velocidade devido as pequenas inclinações. Essa infraestrutura promove o aumento do tempo de concentração e redução da velocidade de escoamento da água, redução da descarga de pico e da vazão, aumento da infiltração no solo e melhoria qualitativa da água.

## 4.2 Jardim de Chuva

Estrutura projetada em escavação com preenchimento em material granular de alta permeabilidade e vegetação arbustiva para biorretenção, armazenamento, tratamento, evapotranspiração e infiltração da água de chuva, além do diferencial paisagístico e valorização do ambiente ao redor. A implementação desse tipo de infraestrutura promove a redução de volume, ação e escoamento superficial, armazenamento e tratamento da água, aumento da infiltração, recarga do lençol e devolução da água ao ciclo natural.

Figura 1 – Perspectiva ilustrativa de uma biovala

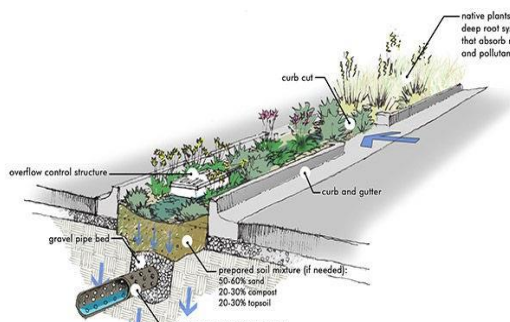
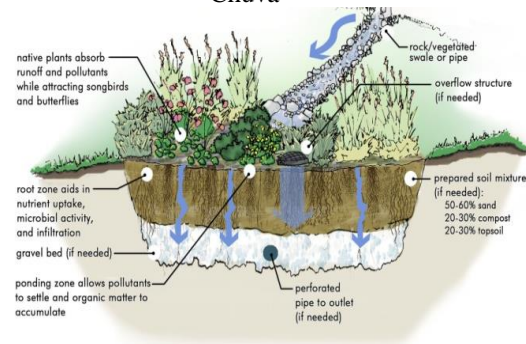


Figura 2 – Perspectiva ilustrativa de um Jardim de Chuva



Fonte: Eagle Creek Watershed Alliance USA.

## 5 Conclusão

O objetivo primário deste artigo foi introduzir a técnica de fitorremediação como uma estratégia do paisagismo urbano para promover a melhoria da qualidade ambiental

Apoio:



Parceiros:



Organização:





através de infraestruturas verdes, de fato, além da eficiência técnica remediadora a fitorremediação tem potencial para ser vista além, integrando-se à arquitetura paisagística na composição de infraestruturas verdes. Os benefícios de espaços verdes são inúmeros, dentre eles está a (1) aproximação das pessoas, que passam a interagir mais à medida que usam um espaço comum; (2) a valorização imobiliária, devido ao conforto térmico e visual; e (3) a melhoria dos parâmetros de poluição no meio ambiente local.

As variações tipológicas de infraestruturas verdes permitem flexibilidade de projeto, adaptando-se às demandas de região. São diversos os benefícios, pois alia a funcionalidade depurativa com a valorização da arquitetura e da paisagem urbana, transformando-os em espaços de convívio acessíveis ao público. Além disso, cumpre um importante papel ecológico com a criação de áreas que estimulam o crescimento da fauna e da flora, enriquecendo o ecossistema local. Essa técnica está em consonância com o desenvolvimento econômico sustentável, pois sua eficiência se estende à construção com materiais e mão-de-obra local, operação de baixo custo e amplia-se ao reuso dos subprodutos. Por fim, ainda é operacionalmente sustentável devido ao ciclo de manutenção independente de insumos químicos, é um processo natural e de baixo impacto ambiental.

As cidades sustentáveis precisam de alternativas no planejamento inteligente da paisagem urbana, a integração entre os aspectos ambientais, sociais e econômicos são fundamentais para conquistar a harmonia entre uma vida próspera sem sobrecarregar os recursos naturais. É através dessa visão holística, que a fitorremediação está sendo proposta como uma estratégia da arquitetura paisagística, pois é capaz de promover a melhoria da qualidade ambiental de forma economicamente eficiência e socialmente inclusiva, ao mesmo tempo em que promove o aumento de áreas verdes na cidade.

## Referências

ANDRADE, L. M. S.; BLUMENSCHHEIN, R. N. A nova Ecologia da Cidade: uma conexão importante para a ciência do Desenho Urbano. A dimensão ambiental da cidade. Anais... , 2014. Belém.

FARR, D. Sustainable Urbanism: Urban Design with Nature. John Wiley & Sons, 2013.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





HERZOG, C. P. A multifunctional green infrastructure design to protect and improve native biodiversity in Rio de Janeiro. *Landscape and Ecological Engineering*, v. 12, n. 1, p. 141–150, 2016.

MAHLER, J. C. Fitorremediação: O uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental. Oficina de Textos, 2007.

MENDONÇA, A. A. J. DE. Avaliação de um sistema descentralizado de tratamento de esgotos domésticos em escala real composto por tanque séptico e wetland construída híbrida, 2016. Dissertação de Mestrado, São Paulo: Universidade de São Paulo.

MOURA, N. C. B. Biorretenção: tecnologia ambiental urbana para manejo das águas de chuva, 2014. São Paulo: Universidade de São Paulo.

NOVOTNY, V.; OLEM, H. *Water Quality: Prevention, identification, and management of diffusion pollution*. New York, USA: Van Nostrand Reinhold, 1994.

SCHIVARTCHE, F. *Poluição urbana: as grandes cidades morrem: você pode salvá-las*. São Paulo: Editora Terceiro Nome & Mostarda Editora, 2005.

SCHUELER, T. R. *Controlling Urban Runoff: A Practical Manual for Planning and Designing Urban Best Management Practices*. Washington, D.C.: MWWCOG, 1987.

TODD, L. F.; LANDMAN, K.; KELLY, S. *Phytoremediation: An interim landscape architecture strategy to improve accessibility of contaminated vacant lands in Canadian municipalities*. *Urban Forestry & Urban Greening*, v. 18, p. 242–256, 2016.

TUCCI, C. E. Águas Urbanas. *Estudos Avançados*, v. 63, n. 22, p. 97–112, 2008.

VYMAZAL, J. *Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow*. New York: Springer, 2008.

CORMIER, N. S.; PELLEGRINO, P. R. M. INFRA-ESTRUTURA VERDE: UMA ESTRATÉGIA PAISAGÍSTICA PARA A ÁGUA URBANA. *Paisagem Ambiente: ensaios*, v. 25, p. 125, 2008.

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, 2006.

MELO, T. DOS A. T.; COUTINHO, A. P.; CABRAL, J. J. DA S. P.; ANTONINO, A. C. D.; CIRILO, J. A. Jardim de chuva: sistema de biorretenção para o manejo das águas pluviais urbanas. *Ambiente Construído*, v. 14, n. 4, p. 147–165, 2014.

YOUNG, R.; ZANDERS, J.; LIEBERKNECHT, K.; FASSMAN-BECK, E. A comprehensive typology for mainstreaming urban green infrastructure. *Journal of Hydrology*, v. 519, p. 2571–2583, 2014.

#### Apoio:



#### Parceiros:



#### Organização:







## DESEMPENHO DE UM SISTEMA DE FILTRO ANAERÓBIO (FAn) ASSOCIADO A UM WETLAND VERTICAL (WV) NO TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA PARA REÚSO PREDIAL

**Solange Aparecida Alho Sarnaglia Merlo**

Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória – ES, Brasil  
Departamento de Engenharia Ambiental  
[solange-soli@hotmail.com](mailto:solange-soli@hotmail.com)

**Ricardo Franci Gonçalves**

Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória – ES, Brasil  
Departamento de Engenharia Ambiental  
[franci@npd.ufes.br](mailto:franci@npd.ufes.br)

### Resumo

Este estudo teve como objetivo avaliar a influência das cargas hidráulica e orgânica na remoção de matéria orgânica, turbidez e de coliformes termotolerantes (CT) num *Wetland* Vertical (WV) utilizado como pós-tratamento de um filtro anaeróbio tratando água cinza clara. Foram avaliados cinco períodos de testes no WV, estes caracterizados pelos tempos de detenção hidráulica (TDH) de 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia. Os parâmetros avaliados foram: turbidez com variação de 4,8 UT a 15 UT, SST variando entre 7,0 mg.L<sup>-1</sup> e 14,5 mg.L<sup>-1</sup>, DQO com variação de 12 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e 27 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>, DBO entre 11 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e 23 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e a densidade média de CT obtida no efluente do WV foi de 2,7x10<sup>4</sup> NMP.100mL<sup>-1</sup> e de *E. coli* foi de 6,9x10<sup>2</sup> NMP.100mL<sup>-1</sup>. Por fim, a análise foliar da macrófita utilizada neste estudo teve como resultado, uma produtividade média de 0,3 kg de matéria seca/m<sup>2</sup>, com uma estimativa de produtividade da parte aérea de 1,9 kg.m<sup>-2</sup>, avaliou-se também os teores de macro e micronutrientes das mesmas. Concluiu-se que o WV apresentou melhor desempenho para o TDH de 3 dias ao longo dos períodos analisados, mostrando-se viável quando utilizado como pós-tratamento de um filtro anaeróbio.

**Palavras-chave:** Água cinza. Reúso. Macrófita. *Wetland*. Nutrientes.

### 1 Introdução

No Brasil tem-se aumentado o interesse relacionado a tecnologias alternativas para o tratamento de águas residuárias visando o seu reúso devido a 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

Apoio:



Parceiros:



Organização:





pode ser uma vantagem para os tratamentos de esgoto que utilizam processos naturais de depuração. A água cinza vem sendo utilizada como fonte de água para o reúso não potável em edificações em diversos países. Esse tipo de água residuária provém de lavatórios, chuveiros, banheiras, máquinas de lavar roupa, máquinas de lavar louça e pia de cozinha das edificações, sem se misturar à descarga das bacias sanitárias (ERIKSSON et al., 2002). A quantidade de água cinza gerada em uma habitação representa cerca de 50-80% do consumo total de água, e se reutilizada (descarga de sanitários, rega de jardim, lavagem de veículos, agricultura etc.), pode reduzir em até 30% a demanda de água potável em uma edificação residencial (PERTEL; 2009; AGUIAR, 2011). Dessa forma, o reúso de água cinza reduz o consumo de água e energia, além de promover a preservação dos corpos d'água, tornando-se também, uma parte integrante da gestão de recursos hídricos. As tecnologias utilizadas no tratamento de água cinza que viabilizam o seu reúso englobam processos físicos, químicos e biológicos. A via biológica é a mais empregada, utilizando de diversas tecnologias no tratamento de águas residuárias como: reatores sequenciais em batelada (SBRs), biorreatores de membrana (MBR), filtros biológicos aerados e *Wetlands* (GONÇALVES, 2006). O emprego de wetlands com esta finalidade tem como principais vantagens a eficiência de tratamento, a simplicidade operacional e a harmonia paisagística passível de se obter. Entretanto, muitos são os relatos de colmatação do meio suporte de wetlands que tratam águas cinzas, o que resulta em problemas complexos na escala das edificações. O objetivo desse trabalho foi estudar o tratamento de água cinza utilizando *Wetland* como pós-tratamento de um filtro anaeróbio. Estima-se que aplicação de um filtro anaeróbio a montante do *Wetland* pode resultar em maior compacidade do conjunto, maior estabilidade operacional e menos problemas de colmatação do meio suporte, quando comparado ao tratamento de águas cinzas em um *Wetland* em etapa única.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 2 Metodologia

A água cinza clara utilizada nesta pesquisa era proveniente de uma máquina de lavar roupas situada em um dos banheiros da ETAC, dois chuveiros e seis lavatórios localizados nos banheiros de um edifício universitário, sendo dois banheiros individuais e dois de uso coletivo (feminino e masculino). A água cinza era enviada por bombeamento para a entrada de um filtro anaeróbio ascendente de fluxo ascendente (FAn), sendo o efluente do FAn encaminhado para um Wetland Vertical. As características construtivas da ETAC estudada são apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Aspectos construtivos da ETAC

Aspectos construtivos	Sistemas	
	FAn	WV
Área (m <sup>2</sup> )	1,2	2,5
Volume útil (m <sup>3</sup> )	0,6	0,8
Meio suporte	Mídia sintética (plástico)	brita # 0 e brita # 1
Porosidade (%)	-(a)	35
Altura do meio suporte (m)	1,8	0,6

Não avaliado Fonte: Autoria própria (2017).

Cinco condições operacionais foram testadas, tendo como variável balizadora do estudo o tempo de detenção hidráulica aparente (TDH) no *Wetland* (Tabela 2).

Tabela 2 – Condições de operação hidráulica do *Wetland*

Variáveis	Unidade	Período de Testes				
		1 <sup>o</sup>	2 <sup>o</sup>	3 <sup>o</sup>	4 <sup>o</sup>	5 <sup>o</sup>
TDH	dia	3	2	1	0,7	0,5
Vazão	m <sup>3</sup> .dia <sup>-1</sup>	0,5	0,7	1,5	2,0	3,0
Taxa de Aplicação Superficial	m <sup>3</sup> .m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup>	0,2	0,28	0,6	0,8	1,2

Em relação à planta utilizada no WV optou-se pela *Equisetum hyemale*, popularmente conhecida como cavalinha, pelo fato de sua melhor adaptação às condições de ambiente saturado e ao clima onde o trabalho foi desenvolvido. A ETAC foi operada e monitorada por um período de 12 meses. Para o monitoramento do sistema, foram coletadas amostras simples na entrada e saída das etapas de tratamento, com periodicidade

Apoio:



Parceiros:



Organização:





de no mínimo duas vezes por semana. Os parâmetros de qualidade analisados foram: pH, temperatura, condutividade, oxigênio dissolvido (OD), alcalinidade, turbidez, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), sólidos suspensos totais (SST), fósforo total (Ptot), nitrogênio total de *Kjeldahl* (NTK), amônia (NH<sub>3</sub>), sulfato (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), sulfeto (S<sup>2-</sup>), cloretos (Cl<sup>-</sup>), coliforme total (CT) e *Escherichia Coli* (*E. coli*). Os parâmetros foram analisados de acordo o *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005), os quais foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental (LABSAN) da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). A análise estatística dos dados obtidos foi realizada utilizando o software Excel®.

### 3 Resultados e Discussão

A análise dos resultados foi realizada considerando-se os principais parâmetros citados nas diversas normas que estabelecem valores limites para caracterização físico-química e microbiológica de água para reúso não potável em edificações. O valor do pH médio encontrado na água cinza bruta (ACB) do sistema de tratamento estudado foi de 8,8 enquanto que o FAn produziu um efluente com um pH médio de 7,5. Os valores médios de pH obtidos no efluente do WV, variaram entre 6,1 e 6,9, ou seja, estão de acordo com os padrões de reúso estabelecidos pela USEPA (2004), pH entre 6 e 9. A concentração média de SST na ACB foi 28,1 mg.L<sup>-1</sup> e no efluente do FAn 15,5 mg.L<sup>-1</sup> (eficiência de remoção média de 37%). No efluente do WV, as concentrações médias de SST variaram de 7,0 mg.L<sup>-1</sup> a 14,5 mg.L<sup>-1</sup>. A eficiência média de remoção de SST foi, respectivamente, de 74%, 54%, 40%, 27% e 49% no WV, fato que indica uma maior remoção de sólidos nos testes realizados com TDH de 3 e 2 dias. Gross et al. (2007) utilizando as espécies *Cyperus haspan* e *Hydrocotyle leucocephala* num WV, em Israel, tratando água cinza com TDH variando de 0,3 a 0,5 dia, alcançaram uma remoção média de 98% de SST.

Quanto à matéria orgânica, foram encontrados nesta pesquisa valores de 170 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> de DQO e 35 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> de DBO<sub>5</sub> na água cinza bruta. No efluente do WV as

Apoio:



Parceiros:



Organização:





concentrações médias de DQO variaram de 12 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> a 27 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>. As eficiências de remoção de DQO equivalentes aos TDH, respectivamente foram: 92%, 79%, 62%, 38% e 35%. A ETAC desta pesquisa apresentou uma eficiência remoção média total de DQO de 77% para o período de monitoramento avaliado. Paulo et al. (2012) obtiveram uma remoção de 84%, com uma concentração de 73 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> para uma faixa de TDH de 1,7 a 3,4 dias. A maior parte dos valores de DBO<sub>5</sub> encontrados no efluente do WV não estão de acordo com os padrões de reúso estabelecidos pela USEPA (2004), que é de 10 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup>. E em relação aos TDH de 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia, as porcentagens de atendimento a essa norma foram de: 34%, 0%, 40%, 0% e 60%, respectivamente, indicando uma média de porcentagem final de 45%. As concentrações e remoções médias obtidas para os TDH variaram entre 11 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> e 23 mgO<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> com 72%, 39%, 11%, 15% e 20% de eficiência entre os 5 TDH avaliados respectivamente.

A densidade média de coliformes totais presente na água cinza clara desta pesquisa foi de 6,3x10<sup>4</sup> NMP.100mL<sup>-1</sup>, sendo condizente ao encontrado em outros estudos (BAZZARELLA, 2005; BEGOSSO, 2009). No FAn desta pesquisa esta densidade aumentou um log (1,3x10<sup>5</sup> NMP.100mL<sup>-1</sup>). No efluente do WV, as densidades de CT variaram de 5,2x10<sup>3</sup> NMP.100mL<sup>-1</sup> (TDH = 0,75 dia) a 7,5x10<sup>4</sup> NMP.100mL<sup>-1</sup> (TDH = 3 dias), sendo que a eficiência de remoção média de CT no efluente do WV reduziu de 81% para 13%, com a mudança do TDH 3 dias para 0,5 dia. No estudo de Gross et al. (2007) a remoção de coliformes termotolerantes foi de 3 a 4 ordens de magnitude, com concentração final de 2,0x10<sup>5</sup> NMP/100mL<sup>-1</sup>, após 8 horas de detenção.

Apoio:



Parceiros:



Organização:



# 3º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE WETLANDS CONSTRUÍDOS



Tabela 1 – Estatística descritiva dos parâmetros monitorados na ETAC

Parâmetro	Unidade	n <sup>a</sup>	ACB	FAn	WV									
					Concentração					Remoção (%)				
					TDH 3 dias	TDH 2 dias	TDH 1 dia	TDH 0,75 dia	TDH 0,5 dia	TDH 3 dias	TDH 2 dias	TDH 1 dia	TDH 0,75 dia	TDH 0,5 dia
pH	-	159	8,8 ± 1,4	7,5 ± 0,8	6,9 ± 0,2	6,8 ± 0,3	6,8 ± 0,3	6,6 ± 0,4	6,1 ± 0,4	..(b)	..(b)	..(b)	..(b)	..(b)
Temperatura	°C	154	24,1 ± 1,6	24,1 ± 1,8	24,4 ± 1,2	23,9 ± 0,7	24,3 ± 1,3	25,6 ± 2,8	23,1 ± 2,2	..(b)	..(b)	..(b)	..(b)	..(b)
Condutividade	µS.cm <sup>-1</sup>	148	292,3 ± 258	226 ± 154,8	286,9 ± 61,2	260,1 ± 80,9	142,4 ± 50,1	135,9 ± 53,5	99,2 ± 24,4	..(b)	..(b)	..(b)	..(b)	..(b)
OD	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	152	1,34 ± 1,29	0,25 ± 0,47	1,3 ± 0,9	0,3 ± 0,4	0,5 ± 0,3	0,6 ± 0,4	0,7 ± 0,4	..(b)	..(b)	..(b)	..(b)	..(b)
Alcalinidade	mgCaCO <sub>3</sub> . L <sup>-1</sup>	80	43,4 ± 41,0	38,3 ± 32,8	71,7 ± 17,7	66,3 ± 19,6	36,6 ± 16,9	39,3 ± 10,7	13,8 ± 13,5	..(b)	..(b)	..(b)	..(b)	..(b)
Cor	UC	67	58,3 ± 54,1	31,5 ± 35,7	36,5 ± 12,5	51,3 ± 44,9	10,2 ± 5,5	19,4 ± 22,9	7,8 ± 3,2	58 ± 28	33 ± 22	39 ± 39	33 ± 48	58 ± 38
Turbidez	UT <sup>(c)</sup>	130	48,5 ± 25,2	28,7 ± 23,4	15,0 ± 5,8	10,3 ± 4,7	5,3 ± 2,6	7,0 ± 1,0	4,8 ± 4,0	71 ± 12	79 ± 21	66 ± 33	62 ± 16	52 ± 31
SST	mg.L <sup>-1</sup>	53	28,1 ± 26,4	15,5 ± 11,8	7,2 ± 4,4	7,1 ± 10,0	7,0 ± 4,1	8,0 ± 7,5	14,5 ± 13,8	74 ± 26	54 ± 29	40 ± 25	27 ± 25	49 ± 34
DQO	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	66	170 ± 137	60 ± 57	12 ± 9	27 ± 17	14 ± 9	27 ± 17	25 ± 30	92 ± 6	79 ± 16	62 ± 51	38 ± 49	35 ± 83
DBO <sub>5</sub>	mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup>	29	35 ± 25	25 ± 25	17 ± 10	22 ± 14	14 ± 7	23 ± 4	11 ± 5	72 ± 31	39 ± 27	11 ± 43	15 ± 23	20 ± 15
NTK	mg.L <sup>-1</sup>	68	1,4 ± 1,22	1,2 ± 1,05	1,1 ± 0,7	0,7 ± 0,2	0,9 ± 0,5	1,0 ± 0,3	0,2 ± 0,3	55 ± 9	39 ± 42	27 ± 24	37 ± 25	14 ± 42
N-NH <sub>3</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	73	1,47 ± 1,23	1,10 ± 0,80	1,0 ± 0,5	0,7 ± 0,2	0,8 ± 0,4	0,6 ± 0,3	0,3 ± 0,9	44 ± 33	35 ± 42	37 ± 32	35 ± 35	18 ± 42
P <sub>tot</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	71	0,5 ± 0,7	0,2 ± 0,2	0,06 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,07 ± 0,1	0,1 ± 0,2	0,1 ± 0,8	72 ± 38	53 ± 30	39 ± 43	42 ± 33	27 ± 56
S <sub>2</sub>	mg.L <sup>-1</sup>	68	2,5 ± 1,9	3,5 ± 2,8	3,8 ± 2,2	2,3 ± 0,8	1,3 ± 0,8	1,0 ± 0,7	3,5 ± 2,7	27 ± 43	25 ± 43	7 ± 29	15 ± 43	13 ± 21
Cl <sup>-</sup>	mg.L <sup>-1</sup>	75	34,7 ± 69,4	13,9 ± 12,4	14,2 ± 3,8	13,3 ± 5,9	13,4 ± 9,5	27,6 ± 17,9	23,3 ± 30,7	30 ± 86	7 ± 48	62 ± 51	53 ± 21	51 ± 37
Coliforme Total <sup>(d)</sup>	NMP <sup>(e)</sup> . 100mL <sup>-1</sup>	51	6,32x10 <sup>4</sup> ± 1,40x10 <sup>5</sup>	1,34x10 <sup>5</sup> ± 3,81x10 <sup>5</sup>	7,5x10 <sup>4</sup> ± 9,4x10 <sup>4</sup>	1,6x10 <sup>4</sup> ± 1,1x10 <sup>4</sup>	6,8x10 <sup>3</sup> ± 9,1x10 <sup>3</sup>	5,2x10 <sup>3</sup> ± 4,5x10 <sup>3</sup>	2,2x10 <sup>4</sup> ± 3,3x10 <sup>4</sup>	81 ± 20	73 ± 31	68 ± 50	78 ± 39	13 ± 57
<i>E. coli</i> <sup>(d)</sup>	NMP . 100mL <sup>-1</sup>	40	5,86x10 <sup>3</sup> ± 1,69x10 <sup>4</sup>	5,62x10 <sup>3</sup> ± 2,18x10 <sup>4</sup>	1,8x10 <sup>2</sup> ± 2,0x10 <sup>2</sup>	1,7x10 <sup>2</sup> ± 1,6x10 <sup>2</sup>	1,1x10 <sup>2</sup> ± 2,9x10 <sup>1</sup>	2,1x10 <sup>3</sup> ± 6,4x10 <sup>1</sup>	7,0x10 <sup>2</sup> ± 5,2x10 <sup>2</sup>	66 ± 43	59 ± 19	31 ± 38	17 ± 33	27 ± 48

(<sup>a</sup>) Número de amostras; (<sup>b</sup>) Não avaliado; (<sup>c</sup>) Unidade de turbidez; (<sup>d</sup>) Média geométrica; (<sup>e</sup>) Número mais provável.

Apoio:



Parceiros:

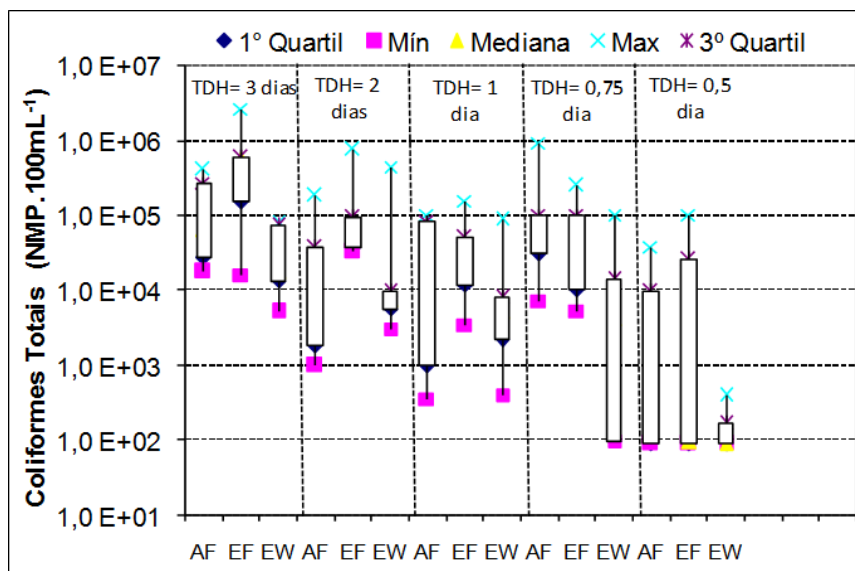


Organização:





Figura 1 – Box-plot da variação da densidade de CTnos períodos analisados



Nota: AF= Afluentes ao FAN; SF= Efluentes ao FAN e EW= Efluentes ao WV

No que diz respeito às densidades de *Escherichia coli*, o efluente do WV apresentou médias de  $1,8 \times 10^2$  NMP.100mL<sup>-1</sup>,  $1,7 \times 10^2$  NMP.100mL<sup>-1</sup>,  $1,1 \times 10^2$  NMP.100mL<sup>-1</sup>,  $2,1 \times 10^3$  NMP.100mL<sup>-1</sup> e  $7,0 \times 10^2$  NMP.100mL<sup>-1</sup> nos períodos com TDH de 3; 2; 1; 0,75 e 0,5 dia, respectivamente.

A eficiência média de remoção de *E. coli* no WV reduziu de 66% para 0%, com a mudança do TDH 3 dias para 0,5 dia. Pansonato (2010) obteve uma concentração de  $1,7 \times 10^3$  NMP.100mL<sup>-1</sup>, alcançando uma remoção de 93% de *E. coli* utilizando o sistema de WV tratando água cinza. O limite estabelecido pela OMS para irrigação irrestrita - culturas ingeridas cruas, campos esportivos e parques públicos (WHO, 2006) é de até 1000 NMP.100mL<sup>-1</sup>.

Apoio:



Parceiros:

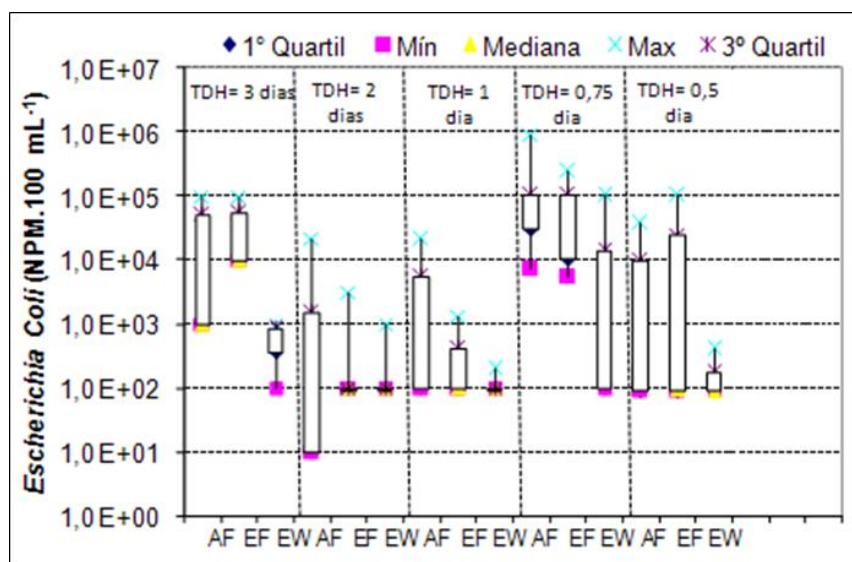


Organização:





Figura 2 – Box-plot da variação da densidade de *E. coli* nos períodos analisados



- Nota: AF= Afluente ao FAn; SF= Efluente ao FAn e EW= Efluente ao WV

De uma maneira geral, o sistema FAn+WV mostrou-se capaz de produzir uma água de reúso com qualidade compatível com a classe 3 (Reúso nas descargas dos vasos sanitários) da NBR 13.969/2007, com turbidez < 10 U.T. e coliformes termotolerantes < 500 NMP/100 mL. As demais classes possuem qualidade mais exigente e dificilmente poderão ser asseguradas de forma consistente com este tipo de tratamento, exigindo como etapas complementares uma filtração terciária (para turbidez < 5 UT) e uma desinfecção com cloro no caso da Classe 1 (Coliformes termotolerantes < 200 NMP/100 mL e Cloro residual > 0,5 mg/L).

A produtividade média da cavalinha ao longo da pesquisa no sistema de tratamento FAn + WV foi de 0,3 kg de matéria seca/m<sup>2</sup>, com uma estimativa de produtividade da parte aérea de 1,9 kg/m<sup>2</sup> (Figura 1).

Apoio:



Parceiros:



Organização:







Figura 3 – Desenvolvimento da *Equisetum hyemale* L. do plantio até aos 12 meses de idade



A cavalinha mostrou-se pouco exigente na demanda de N e P, indicando ser uma boa opção no tratamento de água cinza, além de exigir uma menor manutenção no sistema, visto que sua produtividade é baixa. Houve também uma boa absorção de micronutrientes, embora estes sejam exigidos em menores quantidades pelas mesmas. De forma geral, as plantas demonstraram boa adaptabilidade, rusticidade e vigor, demonstrando eficiência na absorção de nutrientes, além de possibilitar sua aplicação paisagística no reúso predial.

## 4 Conclusão

De uma maneira geral, o sistema FAn+WV mostrou-se capaz de produzir uma água de reúso com qualidade compatível com a classe 3 (Reúso nas descargas dos vasos sanitários) da NBR 13.969/2007, com turbidez < 10 U.T. e coliformes termotolerantes < 500 NMP/100 mL. Observou-se que a utilização de um TDH de 3 dias mostrou um melhor desempenho do WV, gerando um efluente de melhor qualidade. Sendo assim, o WV pode ser considerado como opção viável para a produção de água de reúso não potável nas edificações, sem exigir uma etapa de desinfecção à luz da NBR 13969. Entretanto, levando-se em consideração algumas normas estabelecidas em vários países, conclui-se que as densidades de coliformes na água de reúso aqui apresentadas só poderão ser alcançadas mediante o emprego de uma etapa de desinfecção.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## Referências

APHA, Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 21 ed. Washigton - DC. 2005.

AGUIAR, K. C. Comparação dos potenciais de conservação de água com a prática do reúso de águas cinza e com a coleta segregada da urina humana em uma edificação residencial multifamiliar. 2011. 130 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2011.

BAZZARELLA, B. B. **Caracterização e aproveitamento da água cinza para uso não potável em edificações.** 2005. 148 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2005.

BEGOSSO, L. Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídas para tratamento de água cinza. 2009. 53 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

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.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores Anaeróbios.** 2ª. ed. Belo Horizonte: UFMG, 380 p. 2007.

CRITES, R. W. Design Criteria and Practice for Constructed Wetlands. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 4, p. 1-6, 1994.

ELMITWALLI, T. A.; OTTERPOHL, R. Anaerobic biodegradability and treatment of grey water in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Water Research**, v. 41, p. 1379-1387, 2007.

ERIKSSON, E.; AUFFARTH, K.; HENZE, M.; LEDIN, A. **Characteristics of grey wastewater.** Urban Water, v. 4, p. 85-104, 2002.

GONÇALVES, R. F. Uso racional da água em edificações. **Projeto PROSAB.** Rio de Janeiro: ABES. 352 p. 2006.

GROSS, A.; SHMUELI, O.; RONEN, Z.; RAVEH, E. **Recycled Vertical Flow Constructed Wetland (RVFCW) - A Novel Method Of Recycling Greywater For Irrigation In Small Communities And Households.** Chemosphere, v. 66, p. 916-923, 2007.

LEAL, L.H; TEMMINK, H.; ZEEMAN, G.; BUISMAN, C. J. N. Characterization and anaerobic biodegradability of grey water. **Desalination**, v. 270, p. 111-115, 2011.

MASI, F. **Water reuse and resources recovery:** The role of constructed wetlands in the Ecosan approach. **Desalination**, v. 246, p. 27-34, 2009.

PANSONATO, N. **Tratamento e reúso de água cinza utilizando Wetlands construídos e desinfecção solar.** 2010. 86 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais). Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, 2010.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





PAULO, P. L.; AZEVEDO, C.; BEGOSSO, L.; GALBIATI, A. F.; BONCZ, M. A. **Natural systems treating greywater and blackwater on-site:** Integrating treatment, reuse and landscaping. *Ecological Engineering*, v. 50, p. 95-100, Jan. 2012.

PAULO, P. L.; BEGOSSO, L.; PANSONATO, N.; SHRESTHA, R. R.; BONCZ, M. A. Design and configuration criteria for wetland systems treating greywater. **Water Science and Technology**, v. 60, p. 2001-2007, 2009.

PERTEL, M. Caracterização do uso da água e da energia associada à água de uma edificação residencial convencional e uma dotada de sistema de reuso de água cinza. 2009. 104 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Espírito Santo, Vitória, 2009.

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.

USEPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. EPA/625/R-04/108 – **Manual guidelines for water reuse.** 2004. Disponível em: <<http://www.epa.gov/ORD/NRMRL/>>. Acesso em: 05 mar. 2017.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater.** Volume 2: Wastewater use in agriculture. Geneva: WHO. 2006. 213 p.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO POR ZONA DE RAÍZES: UM ESTUDO DE DIMENSIONAMENTO E PROPOSIÇÃO PARA UMA INSTITUIÇÃO PÚBLICA FEDERAL**

**Lucas Matheus dos Santos Nascimento\***

Instituto Federal do Paraná, Paranaguá – PR, Brasil

[lucasmatheus568@gmail.com](mailto:lucasmatheus568@gmail.com)

**Joana Rupprecht Zablonky**

Instituto Federal do Paraná, Paranaguá – PR, Brasil

Eixo de Recursos Naturais

[joana.zablonky@ifpr.edu.br](mailto:joana.zablonky@ifpr.edu.br)

### **Resumo**

As questões ligadas à saneamento básico no Brasil vêm à tona em um momento de melhoria da qualidade de vida da população brasileira e da conquista de direitos tão básicos à saúde humana. Tenta-se, de maneira simplória, construir grandes estações de tratamento de esgoto em grandes centros, mas são veladas as questões de condição básica nas periferias e locais mais afastados. Dessa forma, sistemas descentralizados de tratamento de esgoto para regiões periféricas surgem como uma alternativa ambiental em prol do direito a qualidade de vida. Esses sistemas configuram-se como adequados para locais como o Litoral do Paraná, visto que a região possui grande parte da sua área composta por unidades de conservação ambiental. O objetivo desse trabalho é o dimensionamento e a proposição de um sistema de tratamento de esgoto por Zona de Raízes de escoamento vertical em uma instituição federal de ensino, que tem como objetivo a mudança da realidade local, para que a mesma seja vista como referência a ser disseminada no local a qual está inserida. A estação está dimensionada para um dos blocos, sendo que os outros dois não possuem nem fossa séptica, evidenciando assim que a realidade não só da instituição, como também do bairro que está localizada, sendo a maioria dos efluentes lançadas na rede de coleta pluvial.

**Palavras-chave:** Saneamento. Zona de Raízes. Dimensionamento.

### **1 Introdução**

O acesso ao saneamento básico no Brasil ainda é um dos grandes agravantes socioambientais presentes na atual sociedade. Apesar de os investimentos em saneamento serem diretamente revertidos em economia na saúde, sendo que a proporção pode chegar até de R\$ 4,00 para a saúde a cada R\$1,00 destinado a saneamento básico (TRATA

Apoio:



Parceiros:



Organização:





BRASIL, 2015). Devido ao fator histórico e ao rápido desenvolvimento que pairou sobre o país no século passado, viu-se questões ligadas a saneamento como “peças de descarte”, sem prever ou medir quaisquer impactos, e dessa forma, além do pensamento que idealiza os recursos naturais como infinitos e sem responsabilidade de uso, criou-se um grande problema a ser resolvido acerca de efluentes sanitários. No Litoral do Paraná a urbanização se deu de forma diferente, pois possui grande parte da sua área compreendida por áreas de conservação ambiental, além disso, carrega consigo uma biodiversidade endêmica e única. Uma série de conflitos devido ao crescimento desregulado e ocupações irregulares, responsáveis por danos ambientais e, principalmente, sociais foram desencadeados com as relações de urbanização e conservação dos recursos naturais.

A pesquisa consiste na busca e na proposição de uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) alternativo para o Instituto Federal do Paraná (IFPR), campus Paranaguá, devido à falta de tratamento de esgoto dentro da instituição. Apenas um dos prédios da instituição possui tratamento primário, fossa séptica, que é o chamado Bloco Tecnológico, inaugurado mais recentemente, diferente dos outros dois que apenas encaminham seus efluentes para a rede de coleta pluvial, sem qualquer tratamento prévio.

Os sistemas de tratamento por Zona de Raízes vêm sendo estudados e analisados há décadas, visto suas inúmeras vantagens ambientais e o custo benefício das mesmas. Os resultados das análises bioquímicas e físicas dos efluentes tratados por estes sistemas têm revelado ótimos índices de redução de matéria orgânica, associado a plantas com fisiologia específica e uma zona de filtro físico. A planta que, geralmente, é associada às ETE's por Zona de Raízes possui características como a boa adaptação ao meio inserido e fisiologia bem desenvolvida em relação a seus aerênquimas, que são responsáveis pelo transporte de oxigênio até as raízes, para assim contribuir para as associações que auxiliaram na redução de matéria orgânica, ou seja, o próprio tratamento do esgoto (KAICK, 2002).

O objetivo do trabalho consiste no estudo, no dimensionamento e na construção de um sistema de tratamento de esgoto por um método alternativo, o Zona de Raízes, no

Apoio:



Parceiros:



Organização:





qual a matéria orgânica diminui drasticamente através do trabalho de microrganismos e plantas, associadas entre si. O estudo e o dimensionamento se deram através de referenciais bibliográficos, além disso, como a instalação de uma estação-piloto desse porte requer auxílio de uma equipe de engenharia da instituição, o projeto passou por aprovação da direção-geral do campus e aguarda efetivação.

## 2 Revisão de literatura

Em face às atuais condições socioeconômicas do país, a demanda por tecnologias alternativas que possam se constituir enquanto um caminho eficiente, barato e ambientalmente correto, é capaz de mobilizar estudos de dimensionamento e adaptação para os diferentes lugares. É notável que o desenvolvimento dessas tecnologias alternativas deve se basear, principalmente, nas necessidades locais e na utilização de materiais de fácil acesso. São inúmeras as tecnologias alternativas que se propõem ao tratamento de efluentes, principalmente os domésticos, mas entre eles uns possuem maiores vantagens e menores custos. Um dos fatores mais importantes para a escolha de ETE alternativa é a produção de lodo, visto que o mesmo é um resíduo sólido e deve ser encaminhado para um aterro sanitário, após o devido tratamento (PHILIPPI JUNIOR e MALHEIROS, 2005).

É nesse contexto que surge os alagados construídos, sistema de zona de raízes, ou até mesmo, *Wetlands* Construídos, que se baseiam em sistemas naturais de depuração da matéria orgânica, efetivando assim o tratamento. Os sistemas alagados por zona de raízes dividem-se em dois tipos em relação a direção do escoamento, o de fluxo subsuperficial e o de fluxo superficial, sendo este último não abordado neste trabalho.

Nos sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial não há água na superfície da ETE. O efluente esco horizontalmente e é alimentado de forma contínua. O esgoto flui e passa por rizomas das plantas e pelas raízes, desenvolvendo um biofilme bacteriano (VON SPERLING, 2014).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Os sistemas alagados construídos que possuem escoamento vertical, proposto nesse trabalho, são, basicamente, filtros com areia ou cascalho, associados a uma plantação específica de redução de matéria orgânica. Nessa vertente de ETE por Zona de Raízes, o esgoto é aplicado na região plantada e por ação gravitacional, escoo no sentido das raízes e da área de cascalho e areia. Dessa forma, com dutos no fundo da ETE, o esgoto é recolhido, já tratado. Apesar de parecer um processo rápido e simples, o tempo de detenção hidráulica dura em média 2 dias. Em decorrência do escoamento vertical que as atividades microbianas aeróbias são facilitadas, pois com a passagem do esgoto, há penetração de ar nos poros do meio filtrante e a atividade microbiológica passa a ser intensificada com a presença de O<sub>2</sub> (VON SPERLING, 2014).

As ETE's, já instaladas em outras localidades do Litoral do Paraná e no em todo o Brasil, têm se mostrado como soluções de baixo custo e alto benefício. Em experimentos feitos por Kaick (2002), mostram o sistema de tratamento de esgoto por Zona de Raízes como excelentes redutores de matéria orgânica, além de possuírem facilidade na operação, no tratamento e pelo trabalho de Educação Ambiental desenvolvido. Além disso, a autora citada anteriormente garante que a não geração de lodo viabiliza o sistema em comunidades mais afastadas dos grandes centros, comunidades presentes e espalhadas por todo Litoral do Paraná, as comunidades tradicionais.

A planta estudada e escolhida para a futura instalação da ETE no IFPR é a *Zantedeschia aethiopica* (Copo-de-Leite), devido aos estudos que garantem sua eficiência na remoção de poluentes e patógenos. Para serem utilizadas em ETE's por Zona de Raízes, são necessárias características básicas fisiológicas da planta, como possuírem raízes fasciculadas e aerênquimas bem desenvolvidos no tronco da planta. A raiz fasciculada, também chamada de raiz cabeleira, é necessária para que as associações bacterianas ocorram em maior número e possam se desenvolver recebendo oxigênio e nitrogênio em troca de decomposição da matéria orgânica.

Apoio:



Parceiros:



Organização:

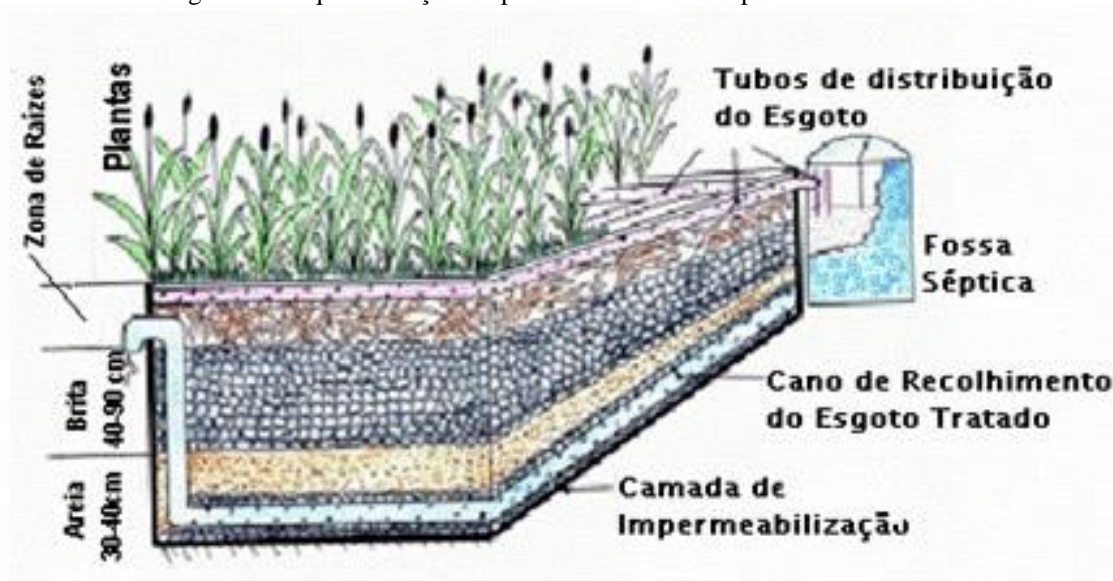




Além disso, os índices de redução da Demanda Química de Oxigênio (DQO) igualam-se aos de sistemas convencionais, chegando a remoção de 70%-80% de matéria orgânica, em pesquisas realizadas por Schirmer et al. (2009). A ETE por Zona de Raízes é considerada como tratador secundário, no entanto, em alguns casos, sua alta eficiência é capaz de ultrapassar os limites do tratamento secundário.

O sistema de tratamento em questão pode também ser utilizado como jardim decorativo, inclusive quando são associadas a plantas como o copo-de-leite, que é amplamente utilizado no mercado como planta decorativa. Ademais, sua estrutura é simplificada em um sistema de biofiltros de tratamento, como mostra a Figura 1.

Figura 1 – Esquemática simplificada de uma ETE por Zona de Raízes



Fonte: Van Kaick, 2002

Apoio:



Parceiros:



Organização:







## 3 Caracterização do esgoto doméstico

Os esgotos domésticos são compostos por apenas 0,1% de sólidos orgânicos, inorgânicos suspensos e dissolvidos, além de microrganismos presentes, no entanto é devido a essa pequena porcentagem que há a necessidade de tratamento de esgoto, pois os outros 99,9% é água (VON SPERLING, 2014). A caracterização física de esgotos domésticos consiste em parâmetros como os de temperatura, cor, odor e turbidez. Os parâmetros químicos consistem na quantificação de sólidos totais em suspensão, dissolvidos e sedimentáveis, a quantificação da matéria orgânica, com determinações indiretas através de análises de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO), e determinações indiretas como a determinação de Carbono Total (COT). Além disso, parâmetros em relação ao Nitrogênio (N), Fósforo (P), pH, cloretos, óleos e graxos. Ademais, esgotos domésticos possuem microrganismos que podem ser extremamente danosos aos seres humanos e, ainda hoje, causam inúmeros casos de epidemias em populações de vulnerabilidade sanitária.

## 4 Metodologia

O estudo baseou-se, inicialmente, em um intenso estudo bibliográfico acerca de ETE's descentralizadas e de formas alternativas de tratamento de efluentes, buscando analisar o material que se vem produzindo em relação ao tema. Além disso, o estudo também se baseou nas características e se havia condições do próprio IFPR, campus Paranaguá, possuir uma estação nesse modelo. Como foi comentado, dos 3 blocos em funcionamento da instituição, apenas um deles possui tratamento primário, fossa séptica. O prédio em estudo para a implantação de uma ETE por Zona de Raízes, é o Bloco Tecnológico (BT), inaugurado mais recentemente e por ser o único a possuir fossa séptica, que remove apenas sólidos grosseiros não tratando o efluente segundo a legislação. Além disso, o funcionamento da fossa séptica no BT depende de energia elétrica, devido a declividade do terreno e a localização do tratador primário.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Para o estudo do dimensionamento, baseou-se na literatura e em trabalhos que desenvolveram unidades parecidas. Para compreender a quantidade de esgoto produzido em um local, é necessário analisar o coeficiente de retorno, que é de 0,8, constante essa calculada a partir da razão entre a vazão da água consumida e a vazão da água despejada como esgoto (VON SPERLING, 2014). Sabendo que o dimensionamento da ETE depende da vazão que será escoada pelo sistema, o cálculo de vazão da ETE depende também do número de pessoas que contribuem para geração de esgoto. Além disso, há uma norma brasileira, NBR 7229 (BRASIL, 1993), que estabelece uma média de utilização em diversos espaços de concentração temporária de pessoas, conforme o Quadro 1.

Quadro 1 – Valores médios de contribuição de esgoto em L/dia

Ocupantes Temporários	Unidade	Contribuição de Esgoto (L)
Fábrica em Geral	Pessoa	70
Escritório	Pessoa	50
Edifícios Públicos ou comerciais	Pessoa	50
<b>Escolas (externatos) e locais de longa permanência</b>	<b>Pessoa</b>	<b>50</b>
Bares	Pessoa	6
Restaurantes e Similares	Refeição	25
Cinema, Teatro e locais de pouca permanência	Lugar	2
Sanitários públicos	Bacia sanitária	480

Fonte: Adaptado NBR 7229, 1993

O cálculo de vazão média diária da ETE, em m<sup>3</sup>/dia, é necessário para posteriormente determinar do tempo de detenção hidráulica e é dado pela Equação 1.

$$Q = \frac{P \times q \times R}{1000} \text{ (m}^3\text{/dia) (1)}$$

Onde:

Q – Vazão Média

P – Número de pessoas que o utilizam

q – Contribuição de esgoto (L/hab. dia)

R – Coeficiente de Retorno esgoto/água

Apoio:



Parceiros:



Organização:





O cálculo de vazão é utilizado para determinação do tempo de detenção hidráulica, que consiste no tempo de tratamento do efluente ou quanto tempo o efluente demora para sair da ETE de escoamento vertical. Além disso, o cálculo de detenção hidráulica desenvolvida por Metcalf e Edy (1991 apud WEBER; PRADO; VAN KAICK, 2015) pode ser moldada matematicamente para chegar às dimensões da ETE. Outra constante surge em questão para fundamentar os cálculos de dimensionamento, a porosidade do meio filtrante. Os meios estudados são a pedra brita e a areia que, respectivamente, correspondem a 0,4 e 0,25, utilizando-se a média aritmética para continuação dos cálculos nas equações 2 e 3.

$$V = \frac{T \times Q}{\alpha} \text{ (m}^3\text{)} \quad (2)$$

Onde:

V - Volume

T - Tempo de Detenção Hidráulica (dia)

$\alpha$  - coeficiente médio de porosidade do meio suporte

$$V = L \times C \times H \text{ (m}^3\text{)}$$

(3)

Onde:

L - Largura

C - Comprimento

H - Altura

Dessa forma, atribuindo valores e analisando o espaço disponível, o dimensionamento deve respeitar apenas o espaço mínimo em altura, que é recomendado de 1 m. Além disso, outro fator a ser destacado é a localização, em virtude de economizar em encanamento e energia elétrica.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 5 Resultados preliminares e discussão

Em resultados preliminares, a estação foi dimensionada de acordo com a utilização do bloco e com sua funcionalidade dentro da instituição. Além disso, foi construído e apresentado um protótipo em escala bancada, utilizando materiais disponíveis no campus, representando o funcionamento da estação, como mostra a Figura 2.

Figura 2 – Representação em escala bancada apresentada no III FEIRA DE INOVAÇÃO TECNOLÓGICA DO IFPR (IFTECH)



Fonte: Autoria própria (2016)

O BT possui laboratórios na área de mecânica, como o Laboratório de Usinagem, o Laboratório de Soldagem, o Laboratório de Conformação, o Laboratório de Elétrica, além disso conta com o Laboratório Tecnológico de Meio Ambiente. A utilização desses laboratórios se dá em diversas disciplinas, tendo algumas aulas ministradas integralmente no próprio BT, que é composto por 4 banheiros, dois masculinos e dois femininos. Com isso, a utilização do BT é considerada inferior à utilização do Bloco Didático ou do Bloco Administrativo. Dessa forma, consideramos que o BT é utilizado por 40 pessoas diariamente, chegando a uma média, devido sua irregularidade no uso diário. O Tempo

Apoio:



Parceiros:



Organização:





de Detenção Hidráulica estabelecido foi de 2 dias para o tratamento devido no esgoto gerado. Assim, a vazão média diária será de 1,6 m<sup>3</sup>/dia e o volume da estação referida sendo de 10 m<sup>3</sup>. Dessa forma, respeitando aspectos como altura mínima de 1 m, a ETE, pode ser dimensionada em 3,3 m de comprimento, 3 m de largura e 1 m de altura, caso a mesma for retangular ou pode ser instalada em uma caixa d'água de 10 mil litros.

## 6 Considerações finais

Portanto, considerando as vantagens da ETE por Zona de Raízes, são notáveis os ganhos que a instituição poderá obter com o sistema apresentado acima, devido a sua eficiência ambiental e tendo em vista as necessidades locais da instituição de ensino, além de a ETE por si só é autossuficiente e necessita de poucas manutenções. Além disso, a instalação de um sistema de tratamento de esgoto alternativo, como o proposto, em uma instituição pública de ensino, como o IFPR, que possui caráter tecnológico e tem como missão a descentralização das instituições de ensino público brasileiro, torna-se referência como polo de conscientização ambiental e multiplicador de ideias, visto a vulnerabilidade socioambiental da região na qual a instituição está inserida. Com isso, a instituição lança-se como pioneira em serviços autossustentáveis e que contribuem para o desenvolvimento pautado na sustentabilidade e na inovação.

## Referências

Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229**: Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos. Rio de Janeiro, 1992.

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. Curitiba, 2002. Dissertação de Mestrado em Tecnologia –Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná (CEFET-PR), Curitiba, 2002.

PHILIPPI JUNIOR, A.; MALHEIROS, T. F. **Águas Residuárias: Visão de Saúde Pública e Ambiental**. In: PHILIPPI JUNIOR, A. (Editor). Saneamento, Saúde e Ambiente. Fundamentos para um desenvolvimento sustentável, 2005. p. 202. Cap. 6.

SCHIRMER, W. N., MACHADO, G. O., STUMPF, G., LEMES, J. L. V. B., AGASSI, J. D.; KAICK, T. S. V. **Tratamento de esgoto por zona de raízes em comunidade rural**. Revista Acadêmica de Ciências Agrárias e Ambiental, v.7, n.2, p. 165-173, abr./jun. 2009.

Apoio:



Parceiros:



Organização:



# 3º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS



SPERLIN, M. V. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2010.

TRATA BRASIL. **Situação saneamento no Brasil**. Disponível em: <<http://www.tratabrasil.org.br/saneamento-no-brasil/>>. Acesso em: 12 de jan. 2017.

WEBER, C.F.; PRADO, M. R.; VAN KAICK, T.S. **Dimensionamento de Wetlands Construídas em Sistemas Individuais de Tratamento de Esgoto Sanitário**. 2º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos, Curitiba. 2015.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## REPRESENTANDO A VEGETAÇÃO NA MODELAGEM COMPUTACIONAL DE WETLANDS

**Taís Natsumi Yamasaki\***

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil  
Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia  
Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais  
[taisnatsumi@gmail.com](mailto:taisnatsumi@gmail.com)

**Johannes Gérson Janzen; Paulo Henrique Silva De Lima**

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil  
Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia  
Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais

### Resumo

A compreensão do escoamento em um sistema do tipo *wetland* é crucial para prever a sua eficiência de tratamento. Uma das formas de obter essa compreensão é através da formulação numérica usando CFD (*Computational Fluid Dynamics*). No método CFD, diferentes abordagens simplificadoras podem ser utilizadas para representar a vegetação presente em *wetlands*. Neste artigo, apresentamos duas formas de representação, discutindo as suas vantagens e desvantagens em termos do desenho da geometria da vegetação, complexidade do equacionamento, simplificação nos resultados e tempo computacional.

**Palavras-chave:** CFD. Vegetação emergente. Meio poroso. Cilindros.

### 1 Introdução

*Computational Fluid Dynamics* (CFD) vem sendo gradualmente utilizado em estudos na área de lagoas de tratamento (OLUKANNI e DUCOSTE, 2011; PASSOS *et al.*, 2014;) e canais vegetados (KONDZIOLKA e NEPF, 2014; DE LIMA *et al.*, 2015), mas sua aplicação em *wetlands* construídos ainda é recente. Não obstante, o CFD pode se mostrar uma importante técnica para simular modelos de *wetlands* construídos, pois é capaz de solucionar numericamente as equações discretizadas da conservação da quantidade de movimento, de massa e energia, nas três dimensões do espaço. O CFD permite obter resultados com detalhamento quase ilimitado, de forma não intrusiva,

Apoio:



Parceiros:



Organização:





reduzindo substancialmente o tempo e os custos quando comparados com métodos convencionais (laboratório e de campo). O estudo de Rengers *et al.* (2016), por exemplo, aplica o CFD na simulação de um *wetland* construído de escoamento horizontal subsuperficial.

No caso de *wetlands* construídos do tipo subsuperficial e de superfície livre, é extremamente comum a presença de vegetação aquática emergente (WU *et al.*, 2015). Diversos modelos têm sido desenvolvidos para simular computacionalmente esse tipo de vegetação (GOLZAR, 2015), tais como o modelo de meio poroso e o de arranjo de cilindros. O objetivo deste trabalho é comparar essas duas formas de representação da vegetação em meio computacional, apontando suas vantagens e desvantagens.

## 2 A vegetação como meio poroso

### 2.1 Geometria

A primeira forma de representar a vegetação em *wetlands* é como meio poroso. Neste caso, toda a morfologia da vegetação (raízes, caules e folhas) não é levada em consideração, isto é, a forma geométrica da vegetação é interpretada como sendo a forma da fronteira da vegetação que se deseja simular. Para fins de ilustração, é apresentada na Fig. 1a uma mancha de vegetação circular cilíndrica com diâmetro  $D$  que é substituída por um cilindro de meio poroso. Dessa forma, o tempo de preparação da geometria é reduzido consideravelmente, pois não se exige a representação de cada detalhe estrutural real da composição da vegetação. Estudos de Lowe *et al.* (2008) e Kondziolka e Nepf (2014), por exemplo, utilizaram o modelo poroso para simular a presença de vegetação em meio aquático.

Apoio:



Parceiros:



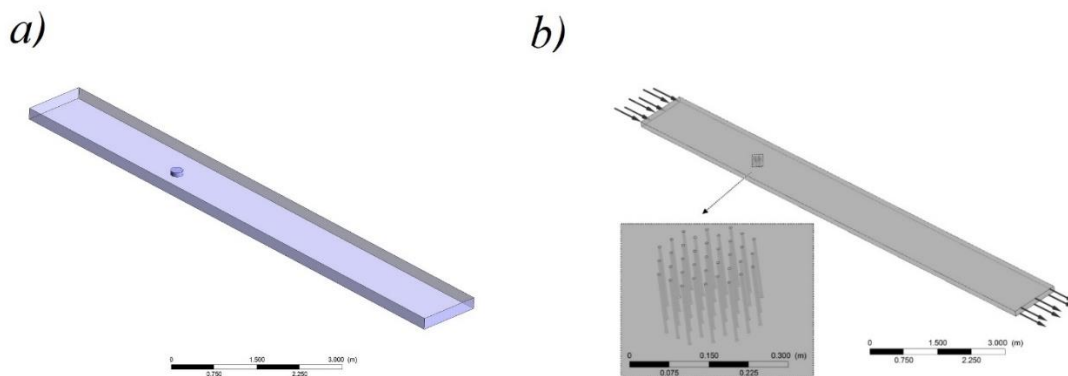
Organização:







Figura 1 – exemplos de geometria de uma vegetação emergente. Em (a), ela é representada como meio poroso, onde o termo “*sink*” contabiliza o efeito da porosidade; em (b), a vegetação é representada como um arranjo de cilindros.



## 2.2 Malha

A discretização do domínio de escoamento deve ser realizada afim de que as equações de escoamento sejam resolvidas de forma algébrica. Para isso uma malha de pequenos volumes de controle é construída a partir da geometria. No caso da representação do meio poroso, a simplicidade da geometria possibilita que o processo de geração de malha seja realizado de forma mais simples, facilitando inclusive o uso de geradores automáticos de malhas. Isso é vantajoso em dois pontos: (1) na praticidade, pois o usuário não precisa criar a malha manualmente, e (2) na economia de tempo, visto que o gerador automático consegue produzir rapidamente uma malha com elementos de boa qualidade. A Fig. 2 apresenta uma malha hexaédrica típica de uma modelagem CFD de um canal com a presença de uma mancha circular de vegetação sendo representada pelo meio poroso. Os volumes de controle são menores nas regiões de alto gradiente de velocidade, como na interface entre a vegetação e a água.

Apoio:



Parceiros:

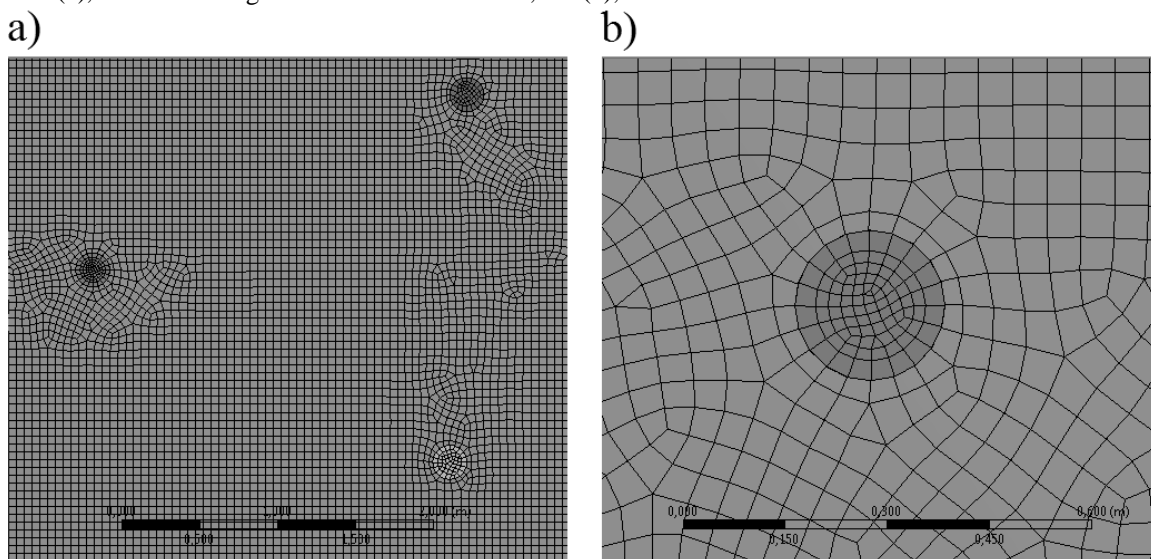


Organização:





Figura 2 – Malha computacional de manchas de vegetação que foram representadas como meio poroso. Em (a), detalhes da região ao redor das manchas; em (b), detalhes da malha no interior de uma mancha.



### 2.3 Equações de Escoamento - Permeabilidade

No caso da representação da vegetação como meio poroso, a resistência ao fluxo imposta pela vegetação é substituída por um termo de sumidouro de quantidade de movimento nas equações que descrevem o escoamento. Um possível equacionamento para o termo de sumidouro é apresentado na Equação 1:

$$S_i = -\frac{1}{\alpha} \mu v_i \quad (1)$$

onde  $\mu$  é a viscosidade dinâmica, e  $\alpha$  é a permeabilidade da vegetação. A resistência do meio poroso age como um termo de perda viscosa. Quando a permeabilidade da vegetação não é conhecida *a priori*, então é necessário obtê-la através de calibração, isto é, através do ajuste dos resultados CFD com dados experimentais.

Por exemplo, na Fig. 3 é apresentado o resultado de um processo de calibração para o caso de um escoamento ao redor de uma mancha de vegetação emergente em um canal. Para calibrar a permeabilidade  $\alpha$  foram utilizados dados experimentais de Zong e

Apoio:



Parceiros:



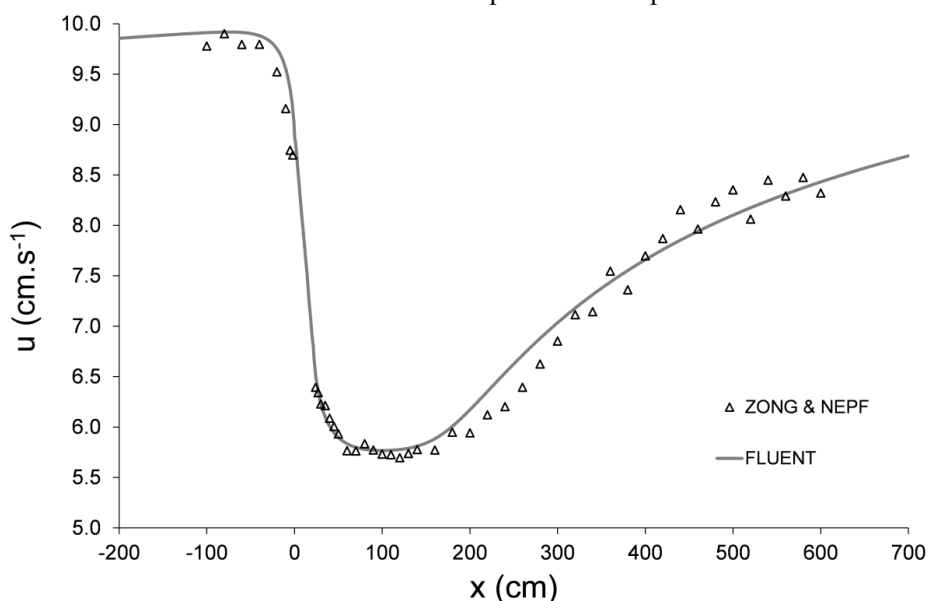
Organização:





Nepf (2011). O processo de ajuste foi de tentativa e erro, obtendo-se o melhor ajuste para  $\alpha = 1/70000 \text{ m}^2$ .

Figura 3 – Comparação da velocidade média longitudinal simulada ( $u$ ) ao longo da linha de centro da mancha (linha sólida) apresentada na Fig. 1, com dados experimentais de Zong e Nepf (2011) (triângulos). A diferença máxima entre os resultados numéricos e experimentais foi de 6%. O diâmetro da mancha foi de  $D = 22 \text{ cm}$ . Após ajuste entre resultados experimentais e computacionais, obteve-se um valor de  $\alpha = 1/700000 \text{ m}^2$  para a mancha porosa.



## 3 A vegetação como arranjo de cilindros

### 3.1 Geometria

Na representação como arranjo de cilindros, a vegetação é representada como caules cilíndricos. Na Fig. 1b é apresentada como arranjo de cilindros a mesma mancha de vegetação representada como meio poroso na Fig. 1a. Os cilindros são dispostos de forma circular com um espaçamento tal que crie um “parâmetro de resistência ao escoamento” similar ao da vegetação real.

Por um lado, quanto mais detalhada for a geometria computacional, mais próxima ela ficará do modelo físico, e isso levará a melhores aproximações nos resultados. Boothroyd *et al.* (2016), por exemplo, argumentam que o delineamento de galhos e folhas

Apoio:



Parceiros:



Organização:





deve ser considerado na geometria da vegetação, pois o efeito deles é significativo no escoamento. Por outro lado, a geometria torna-se trabalhosa quanto mais for detalhada. No caso de Boothroyd *et al.* (2016), que simularam apenas um ramo de vegetação, representar uma mancha completa de vegetação com o nível de detalhamento proposto seria dispendioso em termos de tempo e complexidade.

A simplificação é uma prática estabelecida no CFD, pois, dependendo dos objetivos do estudo, certas informações do modelo não são necessárias. Além disso, a simplificação da geometria economiza o custo computacional do *solver*, de forma que a solução converge mais rapidamente. Supondo modelos em escalas maiores, onde a área ocupada pela vegetação é bem maior que a área de cada cilindro, não se torna prático ou até viável utilizar o método do arranjo de cilindros.

## 3.2 Malha

Para a vegetação representada por cilindros, a malha também é hexaédrica. Devido a complexidade de tentar representar os caules da vegetação através de cilindros circulares rígidos e com a intenção de conseguir capturar com detalhamento do escoamento ao redor destes caules (interior da mancha de vegetação) uma estrutura do tipo O-grid é realizada no entorno de cada caule. Essa estrutura possibilita obter uma quantidade maior de volumes de controle na região da vegetação e consequente maior detalhamento do escoamento.

Para construir a estrutura O-grid utiliza-se geradores semiautomáticos que trabalhem a estruturação em blocos. Esses geradores de malha, quando comparados com os automáticos, consomem muito mais tempo para se conseguir a malha ideal. No entanto nos permite um maior controle sobre o número, a forma e qualidade dos volumes de controle da malha. A recompensa é a maior estabilidade de convergência nas soluções.

Muito embora seja esperado que a distribuição dos cilindros que compõe a vegetação seja aleatória, testes preliminares mostraram que não existe diferença

Apoio:



Parceiros:



Organização:

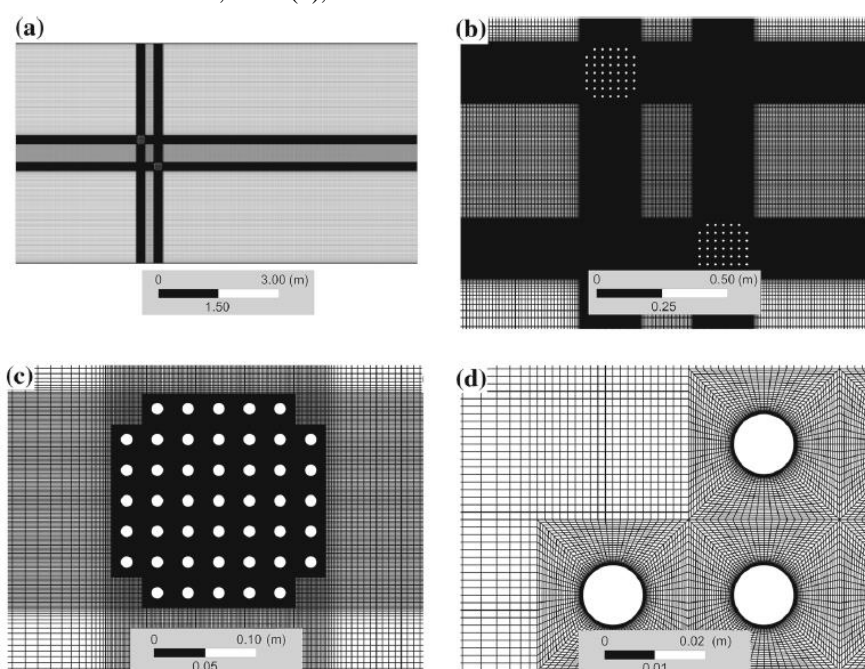




significativa entre utilizar um arranjo regular de cilindros (Fig 4c) ou distribuí-los de forma aleatória.

Testes de convergência da malha e verificação da estabilidade foram realizados de maneira análoga a malha para meio poroso.

Figura 4 – Malha computacional de uma vegetação que foi gerada com cilindros. O domínio inteiro do modelo é mostrado (a); em (b), visão aproximada de duas manchas de vegetação; em (c), visão detalhada em uma mancha; e em (d), visão detalhada da malha ao redor dos cilindros.



O modelo baseou-se nos experimentos de Zong e Nepf (2011), que utilizaram o conceito de “*flow blockage*” para determinar vegetações esparsas e densas. Tendo a mancha de vegetação o diâmetro  $D = 22$  cm, foram necessários 45 cilindros no total, gerados manualmente.

No estudo de De Lima *et al.* (2015), por exemplo, para representar uma mancha de vegetação emergente de diâmetro  $D = 22$  cm e obter o mesmo “parâmetro de resistência ao escoamento” real foram necessários 45 cilindros de diâmetro de  $d = 1,2$  cm com espaçamento da mesma ordem de grandeza dos cilindros.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 4 Conclusão

O modelo de meio poroso e o de arranjo de cilindros são duas formas de se representar manchas de vegetação, e ambos possuem vantagens e desvantagens. Recomenda-se que elas sejam consideradas antecipadamente, para que o modelo escolhido tenha o melhor custo-benefício e adequação aos propósitos do estudo. O modelo de meio poroso é mais simples e prático, e demanda menos capacidade de processamento do computador, podendo ser escalado para manchas de vegetação mais extensas. Porém, Tsavdaris (2013) argumenta que o modelo de meio poroso prediz com menor acurácia a turbulência no interior da vegetação. O modelo de arranjo de cilindros é, por sua vez, mais detalhado, o que o torna mais complexo e com maior consumo computacional, mas não necessita de calibrações. Os dois modelos podem ser aplicados em futuros estudos de simulações computacionais de *wetlands* construídos. Rengers *et al.* (2016), por exemplo, sugere que incluir a vegetação na simulação de *wetlands* poderá auxiliar na remoção de poluentes e alterar o campo de escoamento.

## Referências

- BOOTHROYD, R. J., Hardy, R. J., Warburton, J., Marjoribanks, T. I. The importance of accurately representing submerged vegetation morphology in the numerical prediction of complex river flow. **Earth Surface Processes and Landforms**, v.41, p. 567-576, 2016.
- DE LIMA, P. H. S., Janzen, J. G., Nepf, H. M. Flow patterns around two neighboring patches of emergent vegetation and possible implications for deposition and vegetation growth. **Environmental Fluid Mechanics**, v.15, p. 881-898, 2015.
- GOLZAR, M. A brief review of pond residence time studies. **The Annual Postgraduate Research Student Conference**. Sheffield, UK: 2015, p. 32-37.
- KONDZIOLKA, J. M., Nepf, H. M. Vegetation wakes and wake interaction shaping aquatic landscape evolution. **Limnology and Oceanography: Fluids and Environments**, v.4, p. 106-119, 2014.
- LOWE, R. J., Shavit, U., Falter, J. L., Koseff, J. R., Monismith, S. G. Modeling flow in coral communities with and without waves: A synthesis of porous media and canopy flow approaches. **Limnology and Oceanography**, v.53, p. 2668-2689, 2008.
- OLUKANNI, D. O., Ducoste, J. J. Optimization of waste stabilization pond design for developing nations using computational fluid dynamics. **Ecological Engineering**, v.37, p. 1878-1888, 2011.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





PASSOS, R. G., von Sperling, M., Ribeiro, T. B. Hydrodynamic evaluation of a full-scale facultative pond by computational fluid dynamics (CFD) and field measurements. **Water Science & Technology**, v.70, p. 569-575, 2014.

RENGERS, E. E., da Silva, J. B., Paulo, P. L., Janzen, J. G. Hydraulic performance of a modified constructed wetland system through a CFD-based approach. **Journal of Hydro-Environment Research**, v.12, p. 91-104, 2016.

TSAVDARIS, A., Mitchell, S., Williams, B. J., Use of CFD to model emergent vegetation in detention ponds. **ARNP J. Eng. Appl. Sci.**, v.8, p. 495-503, 2013.

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**, v.175, p. 594-601, 2015.

ZONG, L., Nepf, H. M. Vortex development behind a finite porous obstruction in a channel. **Journal of Fluid Mechanics**, v.691, p. 368-391, 2011.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **PANORAMA DAS MACRÓFITAS E SUBSTRATOS APLICADOS NOS JARDINS FILTRANTES NO BRASIL**

### **Cristiane Dias Poças\***

Engenheira de Materiais pela Universidade Mackenzie, Especialista em Tecnologias Ambientais pela FATEC, Mestre em Ambiente, Saúde e Sustentabilidade pela Faculdade de Saúde Pública da USP, São Paulo. Docente do curso de Engenharia Ambiental da Faculdade Piaget, *campus* Suzano-SP, BR.

[cristiane.pocas@yahoo.com.br](mailto:cristiane.pocas@yahoo.com.br)

### **Danilo de Castro Silva**

Engenheiro Sanitarista e Ambiental pela Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC. Florianópolis-SC, Brasil.

[danilosilva010@gmail.com](mailto:danilosilva010@gmail.com)

### **Maria Estela Ribeiro Mendes**

Arquiteta e Urbanista pela Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP. Mestranda em Arquitetura, Tecnologia e Cidade, programa de pós-graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, *campus* Barão Geraldo

[me.ribeiromendes@gmail.com](mailto:me.ribeiromendes@gmail.com)

### **Plínio Oliveira Silva**

Arquiteto Urbanista pela Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP.

[plinio.oliveira88@gmail.com](mailto:plinio.oliveira88@gmail.com)

### **Resumo**

O tratamento de águas residuárias por jardins filtrantes vem despertando o interesse da comunidade científica e do setor de saneamento por apresentar vantagens como o baixo custo de instalação, operação e manutenção resultantes da simplicidade de suas instalações, pouco ou nenhum consumo de energia e não utilizar produtos químicos, além de possuir alta eficiência de remoção de poluentes. A presente pesquisa fez uma análise dos artigos publicados sobre jardins filtrantes no Brasil para identificar as macrófitas e substratos mais utilizados, bem como suas eficiências de remoção de DQO, DBO, nitrogênio e fósforo. De acordo com os resultados obtidos, as gramíneas e a taboa são as macrófitas mais pesquisadas, o substrato mais investigado é a composição de areia e brita.

**Palavras-chave:** Jardins filtrantes. Wetlands construídos. Zona de raízes. Macrófitas.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







## 1 Introdução

Os jardins filtrantes são reproduções planejadas de ecossistemas que recriam de forma otimizada as condições ideais para ocorrência de processos depuradores naturais, nos quais se baseiam os *wetlands* construídos, jardins filtrantes, zonas de raízes ou leitos de cultivo. De acordo com Vymazal (2008) são classificados como *wetlands* de (1) fluxo superficial e (2) fluxo sub-superficial (horizontal, vertical e híbridos). Cada filtro plantado configura especificidades em sua formulação, mas no geral, a estrutura se resume a escavações no solo com preenchimento de substratos - também denominado meio suporte - e macrófitas aquáticas, cuja diversidade genética e adaptabilidade funcional auxiliam na degradação de substâncias diversas, promovendo, assim, seu crescimento através da absorção dos compostos resultantes.

A versatilidade e vantagens da aplicação dos jardins filtrantes são flagrantes. Esse tipo de sistema tem baixo custo de implantação, operação e manutenção quando comparado aos sistemas convencionais. Por seu posicionamento no globo, o Brasil é um dos países que oferecem excelentes condições climáticas e ambientais para a implantação deste tipo de sistema, além de apresentar uma enorme carência de tratamento de águas residuárias, especialmente nos pequenos e médios municípios (VALENTIM, 2003).

Dentro deste contexto, o objetivo deste trabalho é apresentar o estado da arte da implantação dos jardins filtrantes no Brasil, identificando dentro dos projetos existentes os tipos, espécies vegetais e substratos mais aplicados e pesquisados, a fim de propor uma discussão sobre os melhores usos e avanços da tecnologia.

## 2 A função da macrófita do jardim filtrante

De acordo com Brix (1997), a influência mais importante das macrófitas no tratamento de efluentes se deve às interferências físicas causadas por elas no jardim filtrante (suporte aos microrganismos, controle de erosão e colmatação, sombreamento, entre outros). A influência do metabolismo da planta na eficiência de tratamento pode ser representativa em diferentes níveis, dependendo do sistema (BRIX, 1997). A Tabela

Apoio:



Parceiros:



Organização:





apresenta um resumo das principais funções exercidas pelas macrófitas nos jardins filtrantes.

Complementando as funções listadas na Tabela , a vegetação depuradora também apresenta vantagens não relacionadas ao tratamento de efluente, tais quais: contribuição para o equilíbrio do ecossistema, atraindo fauna local, e valorização ambiental e estética do terreno (BRIX, 1997). Shelef et al. (2013) ainda sugerem duas outras funções para as macrófitas: dessalinização de águas (no caso de macrófitas halófitas) e atuação como bioindicadores de qualidade da água.

Tabela 1- Resumo das principais funções das macrófitas no jardim filtrante

<b>Propriedades das Macrófitas</b>	<b>Papel no processo de tratamento</b>
Parte aérea (tecido)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Sombreamento - redução do crescimento do fitoplâncton</li> <li>- Influência no microclima – isolamento durante o inverno</li> <li>- Barreira contra o vento - diminui risco de ressuspensão de sólidos</li> <li>- Potencial estético com aparência agradável</li> <li>- Armazenamento de nutrientes</li> </ul>
Tecido vegetal em contato com a água (ou esgoto)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Promoção da filtração</li> <li>- Diminuição da velocidade de fluxo - diminui risco de ressuspensão de sólidos</li> <li>- Disponibilidade de grande área para aderência de micro-organismos</li> <li>- Liberação de oxigênio na fotossíntese – aumento da degradação aeróbia na matéria orgânica</li> <li>- Absorção de nutrientes</li> </ul>
Raízes e rizomas	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Prevenção de erosão</li> <li>- Previne a colmatação em filtros verticais</li> <li>- Liberação de oxigênio – auxílio na degradação aeróbia da matéria orgânica e na nitrificação</li> <li>- Absorção de nutrientes.</li> <li>- Liberação de exsudatos, que auxiliam no tratamento</li> <li>- Fornecimento de superfície ativa e alimento para o crescimento bacteriano</li> </ul>

Fonte: Adaptado de Brix (1997) e Celis (2016)

Durante o plantio é essencial para uma aclimação satisfatória, que se mantenha a umidade necessária, seja ela por precipitação natural, por irrigação artificial, ou até mesmo pela disposição controlada de esgoto de forma a garantir condições de umidade somente para a germinação e manutenção da vegetação em boas condições. O início da

Apoio:



Parceiros:



Organização:





operação deve acontecer quando a vegetação atingir a fase adulta, ou após o primeiro corte (PAGANINI, 1997).

A utilização de diferentes macrófitas no mesmo sistema promove uma distribuição mais efetiva das raízes, proporcionando um ambiente mais propício para o desenvolvimento de diversas comunidades microbianas. Além de dificultar a passagem do efluente pelas raízes aumentando o tempo de detenção hidráulica e conseqüentemente a eficiência de retenção, também possibilita uma eficiência mais constante durante as diferentes estações do ano (ZURITA et al., 2009).

A poda e a remoção das folhas influencia diretamente a eficiência de remoção de nutrientes de um sistema. Cada espécie possui um ciclo de desenvolvimento específico, o que faz com que a poda seja diferenciada para cada espécie. De acordo com VALENTIM (2003), para as condições brasileiras ainda não se sabe como deve ser escolhida a macrófita e seu manejo, qual o seu desempenho de tratamento e potencial para a remoção de diferentes tipos de poluentes.

### 3 Metodologia

Para composição deste trabalho, foram mapeados e referenciados os estudos e projetos que realizaram experimentos com jardins filtrantes no Brasil nos últimos dez anos, no âmbito acadêmico, excluindo-se as experiências sem controle e avaliação científica de seus parâmetros de implantação. O levantamento de dados secundários foi feito por meio da internet pelos sites *Scientific Electronic Online-SciELO* ([www.scielo.org/](http://www.scielo.org/)) e Google Acadêmico (<https://scholar.google.com.br/>), utilizando as seguintes palavras-chaves: jardins filtrantes, wetlands construídos, zona de raízes e leitos cultivados.

Em relação à morfologia dos sistemas, foi possível mapear 39 conformações distintas de jardins filtrantes, que englobam tipologias de tratamento já existentes em literatura - wetlands de fluxo vertical, horizontal, superficial, híbridos - e filtros mistos, frutos de experimentações autorais.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Os resultados da busca foram compilados em uma tabela indicando os seguintes itens: referência (autor/ano/revista); tipo de efluente; tipo de pré-tratamento; macrófita; substrato; e eficiência apresentada para DQO, DBO, Nitrogênio Total e Fósforo.

As macrófitas foram classificadas de acordo com sua espécie e todas espécies pertencentes a família das gramíneas foram agrupadas em conjunto.

## 4 Resultados e discussões

### 4.1 Levantamento de espécies de macrófitas utilizadas

A Tabela 2 representa o compilado de informações obtidas a partir do levantamento realizado com 39 sistemas de tratamento de efluente por jardins filtrantes. Os dados reunidos nesta tabela foram utilizados como base para análise do cenário atual das espécies de macrófitas utilizadas e dos tipos de sistema em que estão inseridas.

Tabela 2 – Levantamento bibliográfico de 39 sistemas de jardins filtrantes, com ênfase nas espécies de macrófitas utilizadas.

Sistema	Macrófita	Substrato	Remoção (%)			
			DQO	DBO	NTK	P
I	<i>Cyperus papiros nano</i>	brita+areia	75%	88%	-	-
II	<i>Cyperus papiros nano</i>	brita+areia	93%	97%	-	-
III	<i>Hemerocallis flava</i>	brita	72.10%	-	-	-
IV	<i>Hemerocallis flava</i>	brita	63.70%	-	-	-
V	<i>Hemerocallis flava</i>	brita	72.20%	-	-	-
VI	<i>Hemerocallis flava</i>	brita	70%	-	-	-
VII	<i>Typha latifolia</i> (Taboa)	brita	79%	83%	37%	74%
VIII	<i>Oryza sativa L.</i>	solo+ areia	-	98%	-	-
IX	<i>Typha angustifolia</i> (Taboa)	rachão+ solo natura	41%	57%	-	-
X	Gramíneas	argila+rachão	86%	-	-	-
XI	<i>Typha latifolia</i> (Taboa)	escória	-	-		
XII	<i>Lolium multiflorum</i> Lam (azevém)-Gramíneas	brita	-	-	34.30%	57.60%
XIII	<i>Avena strigosa</i> Schreb (aveia-preta)-Gramíneas	brita	-	-	26.20%	505
XIV	<i>Juncus sp</i> (Juncu)	cascalho e areia	76%	-	86%	100%
XV	<i>Typha dominguensis</i> (Taboa)	brita e areia	-	90.40%	-	-

Apoio:



Parceiros:



Organização:





XVI	<i>Hedychium coronarium</i>	brita e areia	-	89.40%	-	-
XVII	<i>Mentha aquatica</i>	brita	-	-	13.55%	6.345
XVIII	<i>Vetiveria ziznioides</i> L.Nash	brita e areia	-	-	-	90.5%
XIX	<i>Hemerocallis flava</i>	brita	72.20%	90.8%	52.40%	42.3%
XX	<i>Costus spp. + Heliconia spp.</i>	brita e areia	89%	96%	33%	86%
XXI	<i>Eleocharis sp</i> (Juncu)	-	70%	-	-	100%
XXII	<i>Eleocharis sp</i> (Juncu)	-	50%	-	-	100%
XXIII	lemmas	-	-	-	92%	90%
XXIV	<i>Canna indica</i> (Beri)	brita	-	-	-	54%
XXV	<i>Vetiveria ziznioides</i> L.Nash	brita	-	-	-	61%
XXVI	<i>Typha spp.</i> (Taboa)	-	-	-	-	-
XXVII	<i>Cyperus isocladius</i> (mini-papiro)	-	-	-	-	-
XXVIII	<i>Typha latifolia</i> (Taboa)	escória	77%	76%	17%	38%
XXIX	<i>Typha latifolia</i> (Taboa)	escória	-	-	-	-
XXX	<i>Canna indica</i> (Beri)	brita	-	-	-	-
XXXI	<i>Cynodon spp.</i> (capim tifton 85)	brita	-	-	15%	-
XXXII	<i>Alternanthera phithera philoxeroides</i> (alternathera)	brita	-	-	15%	-
XXXIII	<i>Cyperus alternifolius</i> (papiro chinês)+ <i>Vetiver</i>	brita e areia	99%	99%		-
XXXIV	<i>Hymenachne grumosa</i> Gramíneas	brita e areia	81,6%	89%	29,6%	51,6%
XXXV	<i>Myriophyllum aquaticum</i>	-	85,5%	89%	32,4%	51,6%
XXXVI	<i>Eichhornia crassipes</i>	-	55%	51%	64%	57%
XXXVII	<i>Zantedeschia aethiopica</i>	brita e areia	-	-	-	-
XXVIII	<i>Canna sp.</i> (Beri)	pedrisco e terra	-	-	-	-
XXXIX	<i>Typha dominguensis</i> (Taboa)	areia grossa	70%	52%	73%	16%

Fonte: Autoria Própria (2017)

Os dados apresentados na Figura 1 permitem observar que a taboa e as gramíneas são as macrófitas mais pesquisadas no Brasil, sendo que entre as gramíneas destaca-se o uso do Capim Vetiver. Outro aspecto a ser observado é a ausência de estudos que usem mais de uma espécie no mesmo sistema, o que demonstra que as pesquisas brasileiras ainda são tímidas e precisam avançar neste sentido.

Apoio:



Parceiros:

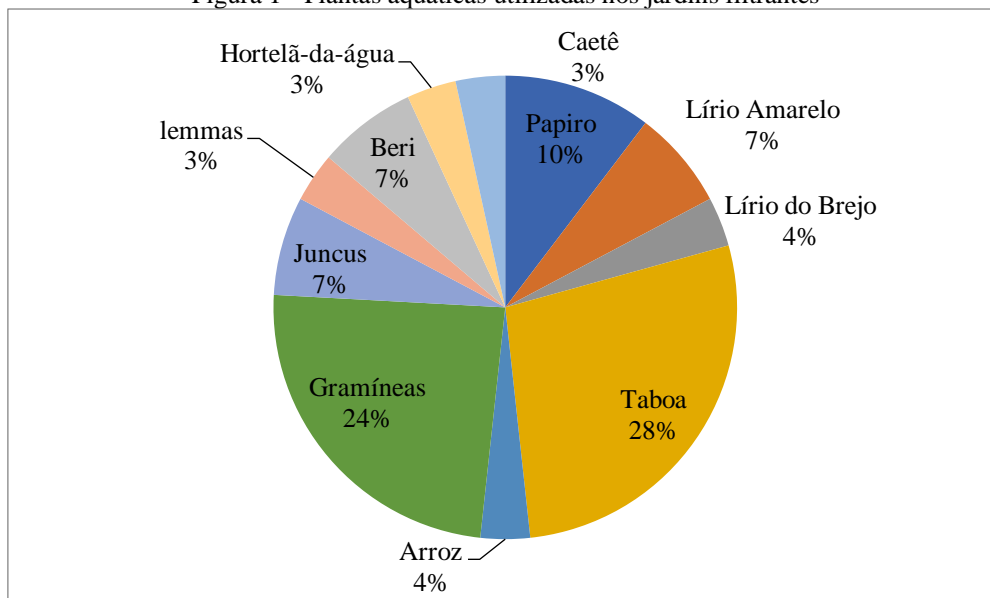


Organização:





Figura 1 - Plantas aquáticas utilizadas nos jardins filtrantes



Fonte: Autoria Própria (2017)

## 4.2 Capim Vetiver

O capim Vetiver (*Vetiveria zizanoídes L. Nash*) é uma gramínea utilizada há mais de três mil anos na Índia. Possui um sistema radicular grande e profundo, resiste a secas e inundações, reforça a infiltração de água no solo, resiste a amplas faixas de pH (entre 3,0 e 10,5), tolera altos níveis de metais, como Al, Cd, Hg e Pd, tem alta eficiência na remoção de N e P em águas poluídas, tolera altos níveis de herbicidas e pesticidas. Reproduz-se exclusivamente por mudas, sendo assim uma espécie não invasora. Gera uma biomassa que pode ter vários usos, peças para construção civil, perfumes, usos medicinais, ração para animais, etc (OROZCO, 2009).

## 4.3 Taboa

A taboa é uma macrófita do gênero *Typha* que possui várias espécies. Esta macrófita é uma das mais utilizadas para depuração de águas, perene e ereta, seu tamanho pode variar de dois a quatro metros de altura. Floresce de julho a agosto. É uma planta daninha aquática encontrada frequentemente em margens de lagos, lagoas ou represas.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Originária da América do Sul. Absorvem metais pesados, inclusive cobre (BORDIM, 2010).

Comum em todas as sub-regiões do Pantanal, em lagoas, brejos, solos arenosos ou argilosos ácidos e alcalinos. Presente desde o Canadá e Estados Unidos, até a Patagônia (inclua-se todo o Brasil). Também é encontrada na Europa, na Ásia, na Austrália e na Nova Zelândia.

A taboa, quando jovem, é uma planta inteiramente comestível. A espiga pode ser cozida ou assada, como um milho verde, usada para fazer sopas, purês e até chocolate. O broto pode ser comparado a um palmito e até o pólen serve para doces. As sementes contêm 88% de óleo, comparável às de girassol e de canola. Na natureza, a taboa funciona como um abrigo para muitas espécies de roedores e aves. As aplicações desta planta datam de 1906, quando já era explorada no delta do Rio Danúbio (para celulose e produção de papel pardo, mais resistente). Utilizada como matéria-prima para papel, pastas, cestas e outros itens para artesanato.

Sua fibra é excelente, podendo ser utilizada como estofados, para a vedação contra água – pois incha – e como isolante térmico. É conhecida também como paineira-debrejo, capim-de-esteira, paina, paina-de-flecha, paineira-de-flecha, pau-de-lagoa, taboinha, tabu, entre outros.

#### **4.4 Meio filtrante**

Observou-se um preferenciada pela brita e areia nas pesquisadas em andamento no Brasil, o substrato também pode ser referenciado como meio filtrante ou meio suporte, sua função está relacionada com os processos de filtração, adsorção e degradação microbológica que acontecem dentro do filtro e a seleção do material é baseada, principalmente, nos custos desse material, configuração de fluxo, disponibilidade na região, vegetação empregada e nas necessidades de tratamento. Desta forma, é fundamental o conhecimento das características dos materiais filtrantes, sendo a

Apoio:



Parceiros:



Organização:





condutividade hidráulica e o potencial reativo, as principais características a serem consideradas (SEZERINO, 2006).

Estudos mostram que, em média, após 10 anos de operação ocorre a colmatação do substrato, havendo a necessidade de troca do mesmo (COOPER et al, 2016). Esse fenômeno ocorre devido a deposição de minerais e matéria orgânica no trecho inicial do *wetland* e o desenvolvimento das raízes das macrófitas que ocupam os poros. Esses resíduos (ou sólidos) totais se referem a matéria que permanece após a evaporação, secagem ou calcinação da amostra de água/efluente durante um determinado tempo e temperatura.

#### 4.5 Eficiência de tratamento

A seguir são apresentadas as eficiências de remoção de DBO, DQO, Nitrogênio e Fósforo encontradas pelos autores dos trabalhos levantados. Foram atingidas reduções de 51-99%, 55-99%, 13-92% e 6-100%, respectivamente. Considerando-se as informações avaliadas no levantamento bibliográfico os diferentes resultados encontrados podem ser justificados pelo período de tempo de funcionamento, pela vazão, pelo tempo de detenção hidráulica, fluxo, vegetais e substrato utilizados pelos mesmos.

A Figura 2 representa as remoções mínima, média e máxima dos poluentes DBO, DQO, Nitrogênio e Fósforo para os sistemas levantados que utilizam taboa, a Figura 3 dos que utilizam gramíneas.

Apoio:



Parceiros:



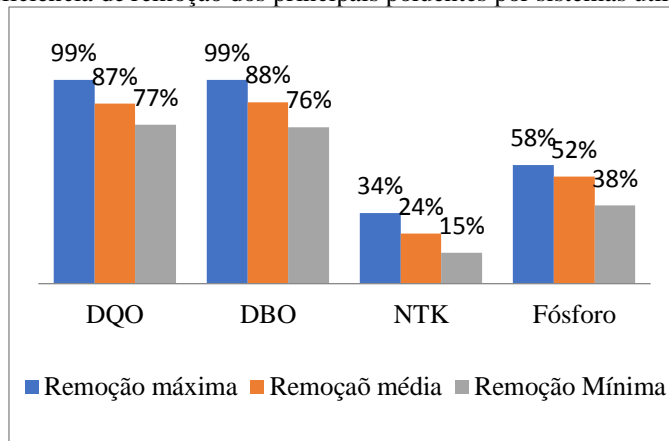
Organização:





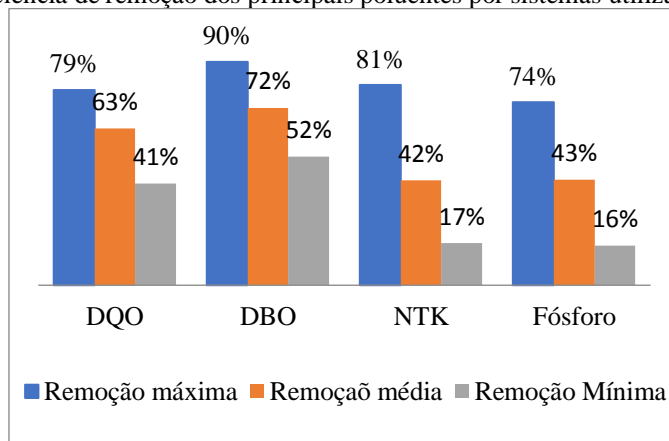


Figura 2 Eficiência de remoção dos principais poluentes por sistemas utilizando taboa



Fonte: Autoria própria (2017)

Figura 3 Eficiência de remoção dos principais poluentes por sistemas utilizando gramíneas



Fonte: Autoria própria (2017)

## 5 Conclusões

Os jardins filtrantes são de fato sistemas que melhoram a qualidade de águas residuárias, e a quantidade de trabalhos publicados mostram um crescente número de adeptos na sua escolha quanto ao tratamento de efluentes diversos. Além de reduzirem os nutrientes e a matéria orgânica.

No cenário brasileiro não existe um consenso quanto às combinações entre macrófita, substrato e tipo de fluxo, sabe-se que essa configuração deve ser feita de acordo

Apoio:



Parceiros:



Organização:





com o efluente a ser tratado. Ficou evidente que os sistemas mais estudados utilizam taboa e areia e brita como substrato.

Para Brix (1994 e 1997), Reed et al (1995), U.S. EPA (2000b) e Tanner (2001) *apud* BRASIL et al, 2007, as macrófitas aquáticas devem desempenhar as seguintes funções: (1) facilitar a transferência de gases como O<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, N<sub>2</sub>O e H<sub>2</sub>S; (2) estabilizar a superfície do leito através do desenvolvimento de um denso sistema radicular; (3) absorver os macronutrientes e micronutrientes que permitem o processo de fotossíntese da planta, (4) suprir a demanda de carbono biodegradável através dos exudatos e subprodutos da decomposição das plantas, viabilizando o processo de desnitrificação; (5) propiciar habitat para vida selvagem e (6) promover a melhoria dos aspectos estéticos da paisagem.

Muitas vezes os jardins filtrantes são projetados apenas com premissas relacionadas à eficiência na remoção da poluição, negligenciando as funções ecológicas e paisagísticas, como indicam os altos números de sistemas aplicados com base em monocultura. Além da eficiência técnica no que diz respeito a tratamento, os projetos devem ser pensados em conjunto à arquitetura paisagística, recriando zonas de aspecto natural.

## Referências

BORDIN, F. **Estudo da remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrogênio amoniacal e fósforo em lixiviado pré-tratado de aterro sanitário empregando *Typha* em wetlands.** Dissertação de Mestrado – Universidade Rio dos Sinos. São Leopoldo. RS, 2010.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. **Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Typha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído.** Eng. Sanit. Ambient. [online]. 2007, vol.12, n.3

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v.35, n.5, p.11-17, 1997.

CELIS, G. S. **Participação da macrófitas *Typha domingensis* na remoção de nutrientes de esgoto sanitário em wetlands construídos.** Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, Santa Catarina, 2016.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





COOPER, B.; CRASE, L.; MAYBERY, D. Pushing the Governance Boundaries: Making Transparent the Role of Water Utilities in Managing Urban Waterways. **Water Resources Management**, 2016.

OROZCO, M.M.D. **Caracterização da gramínea Vetiver na aplicação na recuperação de área degradadas por erosão**. Dissertação de Mestrado. Belo Horizonte, Universidade Federal de Minas Gerais. 2009. 96p.

PAGANINI, W. S. **Disposição de Esgotos no Solo**. Fundo Editorial da AESABESP. 1<sup>o</sup> Ed. São Paulo. 232 p. 1997.

PAOLI, A.C. **Análise de desempenho e comportamento de Wetlands horizontais de fluxo superficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos**. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, 2010.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, UFSC. Florianópolis, 2006. 171 f.

SHELEF, O. *et al.* Role of plants in a constructed wetland: Current and new perspectives. **MDPI Water**, v. 5, p. 405-419, 2013.

SILVA, S. C. DA. **“Wetlands Construídos” de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos**, 2007. Tese de Doutorado, Brasília: Universidade de Brasília.

VALENTIM, M.A.A. **Desempenho de leitos cultivados para tratamento de esgoto: contribuição para concepção e operação**. Tese de doutorado. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, 208p. 2003.

VYMAZAL, J. **Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow**. New York: Springer, 2008.

ZURITA,F.; DE ANDA, J. E.; BELMONT, M.A. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering** 35. pg 861– 869. 2009.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **COMPORTAMENTO DA BIOMASSA EM PRÉ-TRATAMENTO ANAERÓBIO PARA WETLANDS CONSTRUÍDOS**

**Vanessa Lopes Raimundo**

Pref. Munic. de Ribas do Rio Pardo – MS, Brasil  
[vana.lr2@gmail.com](mailto:vana.lr2@gmail.com)

**Edinéia Lazarotto Formagini**

Universidade Anhanguera Uniderp, Campo Grande – MS, Brasil  
Departamento de Engenharia Ambiental  
[edineiabio@gmail.com](mailto:edineiabio@gmail.com)

**Fernando Jorge Correa Magalhães Filho**

Universidade Católica Dom Bosco, Campo Grande – MS, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[fernando@ucdb.br](mailto:fernando@ucdb.br)

**Paula Loureiro Paulo<sup>4</sup>**

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil  
Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografias.  
[paula.paulo@ufms.br](mailto:paula.paulo@ufms.br)

### **Resumo**

O objetivo deste trabalho foi avaliar a biomassa formada na Câmara de Digestão Anaeróbia, instalada na parte interna da Câmara de Evapotranspiração (Cevap), tecnologia utilizada como pré-tratamento ao *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial. Foram realizados experimentos para verificar o potencial bioquímico de metano, utilizando substratos sintéticos como fonte de matéria orgânica, e teste de biodegradabilidade anaeróbia. Os resultados indicaram uma inatividade inicial das arqueas metanogênicas, especialmente as conversoras de acetato, sendo necessário um tempo para adaptação destes organismos. A taxa de biodegradabilidade foi de 22% para a DQO remanescente (da biomassa) na fase líquida, e apenas 12% quando considerada a DQO total disponível. Estes resultados implicam em maiores manutenções, visto que isto favorece o acúmulo de lodo, comprometendo a eficiência do sistema.

**Palavras-chave:** Água cinza, saneamento ecológico, digestão anaeróbia, biodegradabilidade.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 1 Introdução

O uso de sistemas anaeróbios como tanques sépticos, tanques Imhoff, tanques de sedimentação, reatores ou digestores anaeróbios, entre outros, são comumente utilizados para evitar que a carga de sólidos do efluente bruto acelere o processo de colmatção de tecnologias com meio suporte, ou meio filtrante, como filtros anaeróbios, filtros de areia, filtros percoladores e *wetlands* construídos (Álvarez & Soto, 2008). Além disso, a matéria orgânica sem tratamento adequado irá poluir o solo e a água, como também causar problemas de odor e a presença de mosquitos (Christova-Boal *et al.*, 1995; Eriksson *et al.*, 2002).

Neste sentido, o Tanque de Evapotranspiração (TEvap) se apresenta como uma ecotecnologia descrita por Paulo *et al.* (2013), comparável aos sistemas de descarga zero de efluente. O TEvap consiste em um tanque impermeável, com diferentes camadas de substratos (entulho, brita, solo) e plantas que utilizam da água e os nutrientes. Dentro do TEvap, existe a Câmara de Digestão Anaeróbia (CDig), por onde entra o efluente domiciliar que permite os sólidos sedimentarem, e digerir anaerobiamente as águas negras (fezes, urina e água, proveniente da bacia sanitária) para evitar a colmatção do sistema. Essa configuração permite que o sistema seja considerado 2 em 1 (dois em um), onde existe um meio anaeróbio, semelhante à um tanque séptico e um meio filtrante, como um filtro anaeróbio onde permite a formação de biofilme para melhorar o tratamento.

Essa tecnologia é semelhante aos sistemas de *wetlands* construídos, que são alternativas ecológicas para o tratamento de esgoto em nível domiciliar (Paulo *et al.*, 2008), pois são sistemas de baixo custo, fácil operação e manutenção, possuem capacidade de remoção da matéria orgânica, além de propiciar o reuso da água e o reaproveitamento de nutrientes.

A combinação de sistemas de evapotranspiração e *wetlands* pode ser utilizada como um sistema de tratamento de água cinza, em que se tem o pré-tratamento e o tratamento primário, denominada por Magalhães Filho *et al.* (2013) de Câmara de Evapotranspiração (CEvap), sistema baseado no TEvap, só que não se tem a descarga zero de efluente. Com

Apoio:



Parceiros:



Organização:





intuito de ser utilizado como pré-tratamento de um *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial tratando água cinza clara (esgoto proveniente sem a contribuição da bacia sanitária – fezes e urina – e efluente da pia da cozinha).

Esse sistema foi estudado também por Rengers *et al* (2016), avaliando a hidrodinâmica computacionalmente, para compreender o efeito da CDig no comportamento hidráulico em escala de bancada. Bernardes *et al* (2016) estudou o meio filtrante, para avaliar diferentes substratos em um sistema com foco em evapotranspiração da água cinza. Embora existam muitos projetos pilotos e pesquisas científicas utilizando água cinza para reuso domiciliar com tratamento por *wetlands* construídos, ainda não existem estudos avaliando o comportamento da digestão anaeróbia utilizando um sistema combinado entre anaeróbio-evapotranspiração com *wetlands* construídos para tratar água cinza com o intuito de reuso domiciliar.

Para o monitoramento da eficiência deste sistema são necessários conhecimentos de funcionamento e comportamento do processo. Um fator importante é em relação ao acúmulo e degradação do lodo formado na câmara de digestão em sistemas tratando água cinza, onde estudos de potencial bioquímico de metano e biodegradabilidade do lodo são importantes para estimar o aumento na capacidade de digestão anaeróbia e necessidade de descarte do lodo, de acordo com a carga orgânica aplicada no sistema.

O objetivo do presente trabalho foi avaliar o comportamento da biomassa formada no interior da câmara de digestão em relação à biodegradabilidade e o potencial bioquímico de geração de metano.

## 2 Material e Métodos

O estudo foi realizado utilizando a biomassa formada na Câmara de Digestão Anaeróbia (CDig), de um sistema construído em escala real em uma residência unifamiliar, operado por aproximadamente um mês e meio. A biomassa coletada apresentou as seguintes características: pH = 6,58; 56 gDQO.L<sup>-1</sup> e; 44,7 gSVT.L<sup>-1</sup>.

Apoio:



Parceiros:



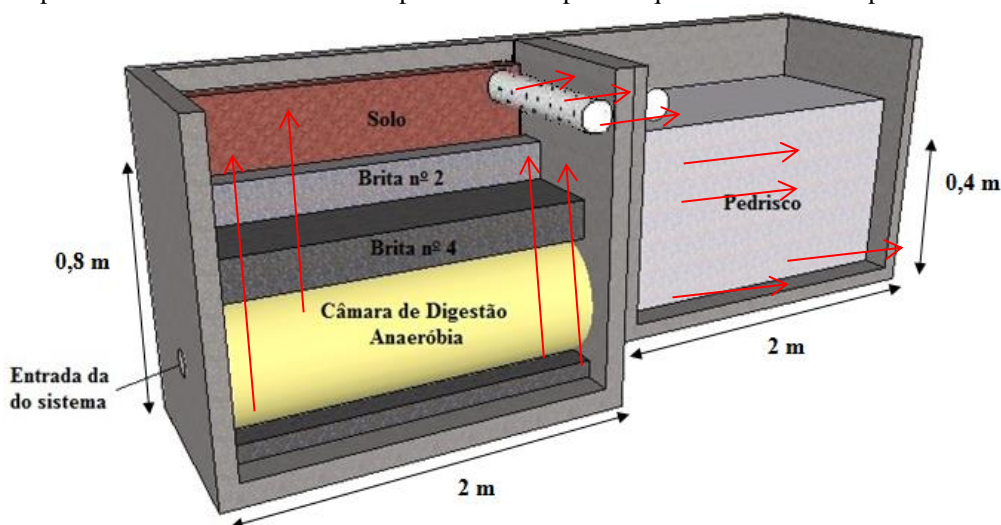
Organização:





A Câmara de Digestão Anaeróbia foi instalada na parte interna inferior da Câmara de Evapotranspiração (Cevap), tecnologia que é utilizada como pré-tratamento ao *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial (CW-FHS) (Figura 1).

Figura 1 – Dimensões do sistema em escala real. As setas indicam o fluxo do escoamento no sistema. Foram plantadas 30 mudas de *Heliconia psittacorum* dispostas equidistantes na Cevap e no CW-FHS.



O sistema continha as seguintes dimensões e composições: CEvap e CW-FHS com 2,00 m de comprimento e 1,00 m de largura; altura útil da CEvap de 80 cm, com 60 cm de diâmetro a CDig (565 L); Brita nº4 (diâmetro de 32 mm à 150 mm) ao redor e 10 cm acima da CDig; Brita nº2 (10 cm) na camada intermediária e solo na camada do topo do sistema (30 cm). O CW-FHS possuía altura útil de 40 cm, com uma camada única de pedrisco (50 cm). As características granulométricas da Brita nº2 na CEvap eram:  $k=0.46$ ;  $d_{10}=20$  mm;  $d_{30}=17$  mm;  $d_{60}=12$  mm, e do pedrisco no CW-FHS:  $k=0.48$ ;  $d_{10}=13$  mm;  $d_{30}=11$  mm;  $d_{60}=10$  mm.

## 2.1 Potencial bioquímico de metano (BMP)

A capacidade de degradação da matéria orgânica presente no substrato com consequente produção de metano pelo microrganismos presentes na biomassa foi avaliada utilizando dois frascos tipo âmbar com capacidade 500 mL, para medição do biogás e um frasco de vidro para aspiração para o monitoramento físico-químico (coleta de amostras),

Apoio:



Parceiros:



Organização:





com capacidade de 4,15 L, para cada condição testada. Em todos os frascos utilizou-se 20% de *headspace*.

Foram avaliados dois substratos sintéticos como fonte de matéria orgânica (DQO), ambos contendo 2 gDQO.L<sup>-1</sup>. O primeiro (BMP I) foi composto por uma mistura de 80% de sacarose e 20% de acetato de sódio, a fim de verificar o crescimento dos microrganismos envolvidos em todas as fases da digestão anaeróbia, e bicarbonato de sódio (0,6 g NaHCO<sub>3</sub>.gDQO<sup>-1</sup>) como agente tamponante. No segundo substrato (BMP II) foi utilizado somente o acetato de sódio como fonte de matéria orgânica no substrato, a fim de observar somente a fase da metanogênese. Ambos os substratos continham solução de micro e maconutrientes (Chernicharo, 1997).

A biomassa foi adicionada utilizando uma concentração inicial de sólidos voláteis totais foi de 0,05 gSVT.L<sup>-1</sup>.

## 2.2 Biodegradabilidade anaeróbia

O teste de biodegradabilidade foi realizado utilizando somente a biomassa avaliada e água (sem fonte de matéria orgânica), sendo 10% do todo o volume líquido composto de biomassa. Assim como no teste de potencial bioquímico de metano, também foram utilizados dois frascos tipo âmbar, com capacidade 500 mL, para medição do biogás formado e um frasco de vidro para aspiração com capacidade de 4,15 L para o monitoramento físico-químico. Em todos os frascos utilizou-se 20% de *headspace*.

Para calcular a biodegradabilidade anaeróbia utilizou-se a equação 1, descrita por Leitão (2003):

$$Bio = (DQO^{30}_{CH_4} / DQO_{inicial}) \times 100 \quad (\text{Eq.1})$$

Onde: Bio é a Biodegradabilidade do lodo (%); DQO<sup>30</sup><sub>CH<sub>4</sub></sub> é o total de metano produzido ao final de 30 dias em termos de DQO (g.L<sup>-1</sup>) e; DQO<sub>inicial</sub> é a massa inicial adicionada nos frascos (g.L<sup>-1</sup>). A DQO<sup>30</sup><sub>CH<sub>4</sub></sub> foi calculada baseada na Lei de Henry e DQO<sub>inicial</sub> foi calculada baseada nos sólidos voláteis do lodo.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







Em todos os testes (Potencial bioquímico de metano e Biodegradabilidade), após os frascos serem lacrados, foi realizada a purga do oxigênio no *headspace* com uma mistura gasosa de 70% N<sub>2</sub> e 20% CO<sub>2</sub> para os que continham NaHCO<sub>3</sub> como agente tamponante e 100% de N<sub>2</sub> para os demais. Os frascos foram acondicionados e aclimatados à temperatura de aproximadamente 28 °C, sob agitação manual diária.

O monitoramento foi realizado semanalmente. Para a medição do gás metano presente no biogás utilizou-se o método de deslocamento de líquido, descrito em Aquino *et al.* (2007), no qual o biogás é lavado com solução de NaOH 18% para que ocorra absorção do CO<sub>2</sub>. Como complemento, foram analisados o pH, a Demanda Química de Oxigênio (DQO), Ácidos Graxos Voláteis (AGV) e Turbidez. Os métodos de amostragem e analíticos foram realizados de acordo com o *Standard Methods for the Examination of and Wastewater* (APHA, 2008).

## 3 Resultados e Discussão

### 3.1 Potencial bioquímico de metano

Os resultados obtidos de pH, DQO, AGV e CH<sub>4</sub>DQO no teste com substrato composto por 80% de açúcares e 20% de acetato (BMP I) são visualizados na figura 2.

Nos primeiros dias de experimento houve uma leve produção metano (CH<sub>4</sub>DQO), entretanto, devido a queda acentuada no pH (5,3) no 5º dia, esta produção cessou, ocasionado aumento de ácidos (AGV) no sistema. Este fato pode ser associado ao tipo de substrato utilizado, visto que a velocidade de degradação de carboidratos pelas bactérias acidogênicas é maior que a velocidade de conversão de ácidos em metano pelas arqueas metanogênicas (Temudo *et al.*, 2007). Para elevar o pH foi adicionado novamente 0,6 g NaHCO<sub>3</sub>.gDQO<sup>-1</sup>.

Mesmo com a neutralização do pH, o conversão dos ácidos formados em metano só foi reestabelecida após 21 dias do início do experimento. Neste período, aproximadamente 20% da DQO foi removida, com somente 50% desta remoção transformada em gás metano. Entre o 37º e 50º dias foi removido 62% da DQO inicial,

Apoio:



Parceiros:



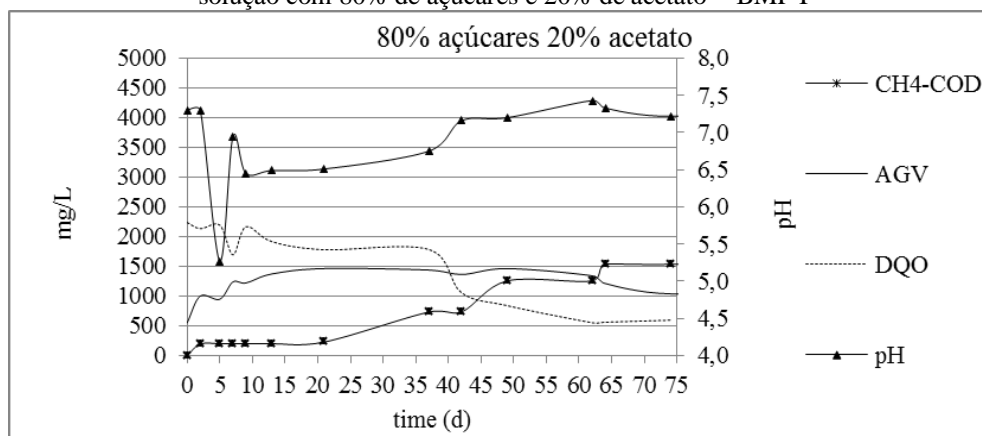
Organização:





da qual aproximadamente 89% foi transformada em gás metano. Devido ao longo período em que não houve produção de metano, podemos considerar que ocorreu uma adaptação e crescimento das arqueas metanogênicas.

Figura 2 – Resultados de pH, DQO (mg.L-1); AGV (mg.L-1) e CH4DQO (mg.L-1); obtidos para a solução com 80% de açúcares e 20% de acetato - BMP I



Nessa condição foi observada a formação de grânulos nos frascos. Os mecanismos que controlam a seleção e formação de grânulos estão relacionados a fatores físicos, químicos e biológicos incluindo as características do substrato (composição e concentração) (Wiegant & Lettinga, 1985). Os grânulos anaeróbios são agregados compactos de microrganismos apresenta diversas vantagens, como elevação no tempo de retenção de sólidos sistema devido à sua excelente propriedade de sedimentação, além de proporcionar a máxima razão entre microrganismos e espaço, o que permite a aplicação de cargas orgânicas mais elevadas (Guiot *et al*, 1992; Ghangrekar *et al.*, 2005).

No teste em que foi utilizado somente acetato como fonte de matéria orgânica (BMP II), o pH também apresentou uma leve queda após 2 dias de experimento, com isso, foi adicionado tampão de bicarbonato ( $0,6 \text{ gNaHCO}_3 \cdot \text{gDQO}^{-1}$ ) para estabilização do mesmo (Figura 3). Mesmo com a queda do pH, este não foi responsável pela não formação de metano no início do experimento, visto que o valor mínimo obtido foi de 6,7. Este fato pode ser explicado pela ausência de arqueas acetotróficas (arqueas que utilizam o acetato como fonte de carbono) na biomassa coletada.

Apoio:



Parceiros:

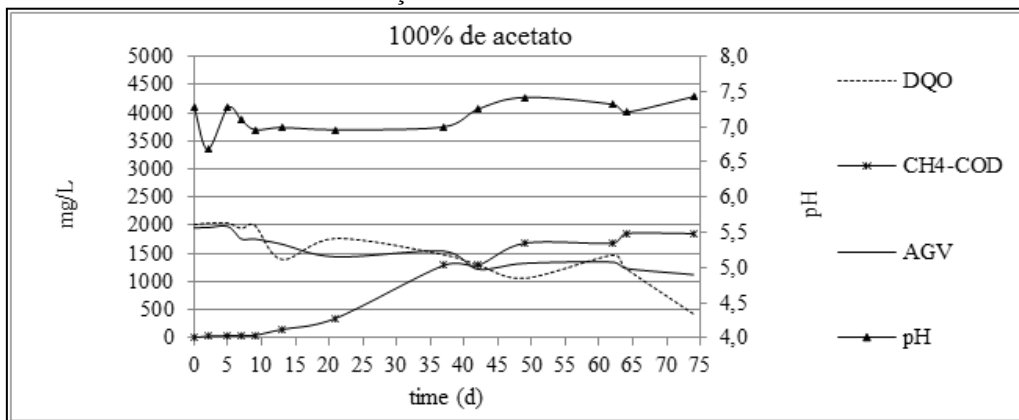


Organização:





Figura 3 - Resultados de pH, DQO (mg.L<sup>-1</sup>); AGV (mg.L<sup>-1</sup>) e CH<sub>4</sub>DQO (mg.L<sup>-1</sup>); obtidos para a solução com acetato - BMP II.



Após 10 dias de experimento o substrato utilizado começa a ser transformado em metano, ocasionado na queda da DQO e conseqüentemente dos AGVs. A remoção de DQO presente no sistema 74 dias após o início do experimento foi de 79% da qual 92% foi convertida em gás metano (figura 3).

Neste teste não foi verificada a formação de grânulos, visto que a condição experimental apenas favoreceu o crescimento de arqueas, e não bactérias. Este fato influenciou diretamente nos resultados de turbidez e sólidos presentes em cada condição. A concentração de sólidos finais no teste BMP II foi de 0,274 gSVT.L<sup>-1</sup>, cerca de 36% menor que a concentração de sólidos no teste BMP I (0,430 gSVT.L<sup>-1</sup>). A turbidez média na segunda condição foi de 78,0 NTU, cerca de 52% menor que na primeira condição (163,44 NTU).

### 3.3 Teste de biodegradabilidade anaeróbia

Na figura 4 estão apresentados os resultados obtidos no teste de biodegradabilidade. Devido à ausência de substrato como fonte de matéria orgânica, bem como a necessidade de adaptação e crescimento de arqueas metanogênicas na biomassa (resultados observados no experimento anterior) não houve produção de metano no início do experimento.

Apoio:



Parceiros:



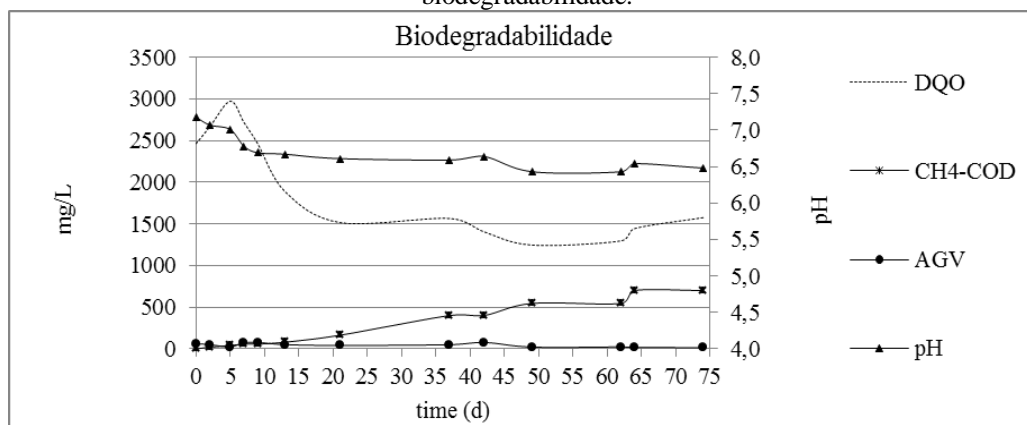
Organização:





Foi contabilizada uma DQO total de 5,6 gDQO.L<sup>-1</sup> (oriunda da biomassa) com o sistema totalmente homogeneizado. Após um tempo de 10 minutos de decantação, a DQO remanescente na fase líquida foi de 2,4 gDQO.L<sup>-1</sup>. Inicialmente, foi observado um aumento na DQO presente na fase líquida, este fato pode estar associado a dissociação da biomassa presente pela hidrólise. Aproximadamente após 74 dias de experimento foi removido do sistema 63% da DQO da fase líquida, 79% dessa DQO removida foi transformada em metano. Observa-se que 21% pode ter sido perdida em forma de vazamento ou houve uma demanda de energia alta para o processo.

Figura 4 - Resultados de pH, DQO (mg.L<sup>-1</sup>); AGV (mg.L<sup>-1</sup>) e CH<sub>4</sub>DQO (mg.L<sup>-1</sup>) obtidos no teste de biodegradabilidade.



Realizando o cálculo de biodegradabilidade, obteve-se 22% aos 37 dias. Se consideramos toda DQO presente no sistema (5,6 gDQO.L<sup>-1</sup>) este valor cai para apenas 12,5%. Valores baixos de biodegradabilidade podem acarretar em maior acúmulo de lodo no sistema, necessitando de maior periodicidade para limpeza (Labatut *et al.*, 2011).

#### 4 Conclusões

O acúmulo de ácidos, com ausência inicial de formação de metano, nos testes de potencial bioquímico de metano indicam a inatividade ou até mesmo ausência de arqueas acetotróficas na biomassa formada no sistema. Este resultado é evidenciado especialmente quando utilizado somente acetado como substrato. Na condição em que foi utilizado 80% de açúcares no substrato houve crescimento da biomassa, com a formação

Apoio:



Parceiros:



Organização:





de grânulos. Isto indica a necessidade de um tempo maior de operação do sistema em escala real para a formação de uma biomassa com a presença de todos os organismos responsáveis pela conversão anaeróbia.

A biodegradabilidade da biomassa foi considerada baixa, com valores de 22% quando considerado somente a DQO remanescente na fase líquida e apenas 12% quando considerada a DQO total presente. Isto comprova a ausência de uma biomassa mais ativa, e pode resultar na necessidade de manutenções mais periódicas para o bom funcionamento do sistema.

## Referências

APHA; AWWA; WPCF. (2005). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21th ed, Washington D.C: American Public Health Association, 953p.

Aquino S. F., Chernicharo C. A., Foresti E., Santos M. D. & Monteggia, L. O. (2007). Metodologias para determinação da atividade metanogênica específica (AME) em lodos anaeróbios. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 12(2), 192-201.

Bernardes, F. S.; DINIZ, R. C. ; ARAUJO, J. C. ; PAULO, P. L. (2016). Studies of filter media for zero-discharge systems collecting light greywater. **Environmental Technology**, p. 1-12, 2016.

Christova-Boal, D., Eden, R., McFarlane, S., 1995. An investigation into grey water reuse for urban residential properties. **Desalination** 106 (1-3), 391-397.

Chernicharo, C. A. de L. (1997). **Reatores Anaeróbios. Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**; 2. Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG.

Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., Ledin, A., 2002. Characteristics of grey water. **Urban Water** 4 (1), 85-104.

Ghangrekar, M.M., Asolekar, S.R., Joshi, S.G. (2005). Characteristics of sludge developed under different loading conditions during UASB reactor start-up and granulation. **Water research** 39, 1123-33.

Guiot, S. R.; Paus, A. & Costerton, J., W. (1992). A structured model of the anaerobic granule consortium. **Water Science and Technology**, 25, 7, 1-10.

Labatut, R.A., Angenent, L.T., Scott, N.R. (2011). Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates. **Bioresource technology** 102, 2255-64.

Leitão, R. C. (2003). **Robustness of UASB reactors treating sewage under tropical conditions**. Thesis Wageningen University.

Lettinga G., Hulshof P. L. W. & Zeeman G. (1996). **Biological Wastewater treatment**. Part I: anaerobic wastewater treatment. Wageningen Agricultural University.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Magalhães Filho, F. J. C.; Silva, J. B. ; Paulo, P. L. Hidrodinâmica de um wetland construído combinado com um sistema por evapotranspiração como pré-tratamento. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, p. 276-285, 2013.

Paulo, P. L.; Azevedo, C.; Begosso, L; Galbiati, A. F.; Boncz, M. A. (2013). Natural systems treating greywater and blackwater on-site: Integrating treatment, reuse and landscaping. **Ecological Engineering**. v. 50, p. 95-100.

Paulo, P. L.; Pansonato, N.; Begosso, L.; Boncz, M. A.; Shrestha, R. R. (2008). **Design and configuration criteria for wetland systems treating greywater**. In: 11th international conference on wetland systems for water pollution control, Indore. v. 1. 491-498 pp.

Rengers, E. E.; Da Silva, J.B.; Paulo, P. L. ; Janzen, J. G. (2016). Hydraulic performance of a modified constructed wetland system through a CFD-based approach. **Journal of Hydro-Environment Research**, v. 12, p. 91-104.

Temudo, M.F., Kleerebezem, R., Loosdrecht, M. Van (2007). Influence of the pH on ( Open ) Mixed Culture Fermentation of Glucose : A Chemostat Study. **Biotechnology and bioengineering** 98, 69–79. 2007.

Van Haandel, A. C., Lettinga, G. (1994). **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Campina Grande- PB, 240 p. Epgraf.

Wiegant, W. M. & Lettinga, G. (1985). Thermofilic Anaerobic difestion of sugar wate in upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactor. **Biotechnology and Bioengineiner**, 27, 1605.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





**ASSIMILAÇÃO DE NUTRIENTES POR *Canna x generalis* E *Canna indica* EM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL**

**Rolando José Manuel González Ramírez\***

Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[rolando.ufsm@gmail.com](mailto:rolando.ufsm@gmail.com)

**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)

**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)

**Ronaldo Kanopf de Araújo**

Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[ronaldo.kanopf@gmail.com](mailto:ronaldo.kanopf@gmail.com)

**Janaina Goerck**

Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[janainagoerck@gmail.com](mailto:janainagoerck@gmail.com)

**Henrique Baldi Faccenda**

Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[henrique.faccenda@gmail.com](mailto:henrique.faccenda@gmail.com)

**Resumo**

O presente estudo foi realizado numa estação de tratamento de esgoto doméstico composta por tanque séptico seguido de *wetland* construído de fluxo subsuperficial vertical (WCFV), transplantado com as macrófitas ornamentais *Canna x generalis* e *Canna indica*. O objetivo deste trabalho foi avaliar a assimilação de nutrientes pela vegetação no WCFV aplicado ao tratamento de efluente doméstico, a partir da poda das plantas. No WCFV foi realizado o monitoramento da vegetação e o monitoramento de

Apoio:



Parceiros:



Organização:





esgoto afluyente e efluente. O monitoramento da vegetação foi realizado pela determinação da produção de biomassa vegetal seca, altura das plantas e assimilação de nutrientes. Após o crescimento máximo das plantas foi realizada a poda para a determinação da exportação de nutrientes, com a pesagem da biomassa seca e análise do tecido vegetal, medindo as concentrações em gramas de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) por grama de biomassa seca. Os teores de fósforo e nitrogênio encontrados para a *Canna x generalis* (flor, folha e raiz) foram de 0,57% e 2,81%, respectivamente. No caso da *Canna indica* valores de 0,37% e 3,09% foram encontrados, para fósforo e nitrogênio, respectivamente. A partir do monitoramento do afluyente e do efluente do WCFV, por meio do balanço de massa, foi verificado que a vegetação contribuiu no tratamento do esgoto, sendo responsável por 4,00% e 3,04% de remoção de fósforo e nitrogênio, respectivamente.

**Palavras-chave:** *Wetlands* construídos. Esgoto doméstico. Plantas ornamentais. Nitrogênio. Fósforo.

## 1 Introdução

As estações de tratamento de esgoto geralmente apresentam-se de forma centralizada, ou seja, encarregam-se por tratar as águas residuárias dos grandes centros urbanos, sem contemplar muitas vezes as áreas rurais, periferias e pequenos aglomerados populacionais. Nestes locais, é comum a utilização de unidades de tratamento de esgoto que proporcionam baixas eficiências de remoção de poluentes, principalmente em relação aos nutrientes; ou, no pior dos casos, a uma disposição ambientalmente inadequada dos seus efluentes, podendo levar a diversos problemas, tais como a eutrofização dos corpos de água receptores.

Os *wetlands* construídos (WC) apresentam-se como uma alternativa de tratamento descentralizado de esgotos, podendo contribuir para a universalização do saneamento. Esses sistemas podem ser utilizados em locais desprovidos dos serviços de coleta e tratamento de esgotos, com uma interação mais próxima entre o usuário e o tratamento dos seus esgotos (SANTOS et al., 2015). Os WC trazem diversos benefícios, tais como baixo custo de operação e implantação, fácil operacionalidade, índices mínimos de mecanização e possibilitam o reuso da água (SILVA; ROSTON, 2014). Dentre as diversas configurações que estes sistemas podem adquirir, os *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) destacam-se pela sua capacidade de remoção da matéria orgânica

Apoio:



Parceiros:



Organização:







carbonácea e de sólidos dos esgotos, assim como permitem boa nitrificação (SAEED; SUN, 2012).

Além disso, os WC de podem aportar um efeito paisagístico atraente e inovador com a utilização de plantas, principalmente no que diz respeito à utilização de plantas ornamentais. Neste contexto, uma das espécies ornamentais que vem ganhando destaque é a *Canna* spp. Esta planta é reconhecida pela beleza das suas flores e sua adaptabilidade a diversas condições climáticas. No entanto, a eficiência desta planta como fator funcional no tratamento de águas residuárias é uma questão carente de estudos. Diante disso, estudos sobre sua produtividade e capacidade de extração de nutrientes se fazem necessários para melhor entendimento do papel das mesmas no tratamento de águas residuárias nos sistemas WCFV. O objetivo deste trabalho é avaliar a assimilação de nutrientes por *Canna x generalis* e *Canna indica* em um *wetland* construído de fluxo vertical aplicado ao tratamento de efluente doméstico.

## 2 Metodologia

### 2.1 Descrição da unidade experimental de tratamento de esgotos

O seguinte trabalho foi desenvolvido numa Estação de Tratamento de Efluentes (ETE), instalada no município de Santa Maria, Rio Grande do Sul. A ETE destina-se para o tratamento de esgotos domésticos ( $1.500\text{Ld}^{-1}$ ) e compreende duas unidades específicas para o tratamento das águas residuárias: Tanque Séptico – TS ( $V_{\text{útil}}= 3,39\text{ m}^3$ ), destinado ao tratamento primário e; *Wetland* Construído de Fluxo Vertical – WCFV ( $A=24,5\text{m}^2$ ), destinado ao tratamento a nível secundário/avançado.

O material de recheio utilizado no WCFV é brita. A camada superior e a camada de fundo do WCFV foram preenchidas com brita nº 2 (25 mm). Na camada intermediária foi utilizada brita nº 1 ( $d_{10}=9,5$ ;  $d_{60}=15$  mm; coeficiente de uniformidade= 1,58). As plantas que estão sendo utilizadas no sistema são a *Canna x generalis* e a *Canna indica*, por serem plantas ornamentais e aportar um aspecto paisagístico bonito e atrativo. Além disso, Ormonde (2012) relata sobre a boa adaptação e boa eficiência em WC. O

Apoio:



Parceiros:



Organização:





transplântio de *Canna* spp. no WCFV foi feito em outubro/2016, resultando numa densidade de 2,29 mudas.m<sup>-2</sup> (cada muda apresentando 3 hastes/indivíduos).

## 2.2 Monitoramento da vegetação

O monitoramento do desenvolvimento das plantas foi realizado a partir do transplântio das plantas no WCFV, no mês de outubro de 2016. Os parâmetros de principal interesse para este trabalho foram: altura das plantas, produção de biomassa vegetal, e assimilação de nutrientes.

Foi determinada a altura das plantas e a produção de biomassa vegetal (massa seca) durante o período do transplântio até a poda. A poda foi realizada no final de janeiro de 2017, com corte das plantas aproximadamente 30 cm acima da superfície do material de recheio (brita).

A medição da altura das plantas foi realizada com auxílio de fita métrica, desde o colo até a inserção da última folha completamente expandida. As plantas monitoradas foram escolhidas randomicamente no período inicial de desenvolvimento das mesmas. As medições foram realizadas com periodicidade semanal, durante o período de out./2016 a jan./2017.

Os teores de nutrientes presentes no tecido vegetal de *Canna* spp. foram analisados a partir do material proveniente da poda de acordo com Tedesco (1995), conforme Tabela 1. As análises foram feitas separadamente para as diferentes partes da planta (folhas, flores e raiz) visando a obtenção dos teores de nutrientes nas mesmas. Os resultados foram expressos em %, medindo as concentrações em gramas de nitrogênio total (NT) e fósforo (P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) por grama de biomassa seca. Com os resultados dos teores de nutrientes nas partes das plantas e os dados de produção de biomassa vegetal no WCFV foi possível estimar a quantidade de nutrientes removidos pela planta durante o período de transplântio até a floração.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Tabela 1: Parâmetros monitorados e os respectivos métodos utilizados nas análises laboratoriais da planta

Parâmetro	Método	Fonte
Nitrogênio Total	Digestão, destilação e titulometria	Tedesco, 1995
Fósforo	Digestão e espectrofotometria	Tedesco, 1995

Fonte: A autoria própria (2017)

### 2.3 Monitoramento do esgoto afluente e efluente ao WCFV

Foram realizadas medições de vazão diariamente, utilizando medidores eletromagnéticos instalados na entrada e na saída do WCFV. Além disso, semanalmente (out./2016 a jan./2017), foram determinadas as concentrações ( $\text{mgL}^{-1}$ ) dos macronutrientes essenciais para o crescimento das plantas: nitrogênio e fósforo, presentes no afluente e no efluente do WCFV. As diferentes formas de nitrogênio ( $\text{N-NH}_4^+$ , N-org,  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$ ) e fósforo ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ ) foram determinadas com base no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012), conforme tabela 2.

Esse monitoramento quali-quantitativo do esgoto afluente e efluente ao WCFV, juntamente com a quantificação dos nutrientes removidos pelas plantas durante o período avaliado, possibilitaram a realização de balanços de massa de N e P no WCFV, revelando o papel da *Canna spp.* na remoção de N e P em WCFV.

Tabela 2: Parâmetros monitorados e os respectivos métodos utilizados nas análises da série nitrogenada e o fósforo

Parâmetro	Método	Código (APHA, 2012)
Nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ )	Destilação e titulometria	4500-NH <sub>3</sub> B.; 4500-NH <sub>3</sub> C.
Nitrogênio nitrito ( $\text{N-NO}_2^-$ )	Cromatografia iônica	4110
Nitrogênio nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ )	Cromatografia iônica	4110
Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)	Macro Kjeldahl	4500-N <sub>org</sub> B.; 4500-NH <sub>3</sub> C.
Fósforo – ortofosfato ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ )	Cromatografia iônica	4110

Fonte: A autoria própria (2017)

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 3 Resultados e discussões

A *Canna* spp. mostrou boa adaptação no WCFV, com desenvolvimento rápido e satisfatório, como mostra a Figura 1. A seguir serão apresentados os resultados referentes ao crescimento e produção de biomassa vegetal, à assimilação de nutrientes e sobre o balanço de massa realizado no sistema.

Figura 1: Desenvolvimento de *Canna* spp. no WCFV.



Fonte: Pesquisa de campo (2016-2017)

### 3.1 Crescimento das plantas

Durante o período compreendido entre 28/10/2016 e 27/12/2016, foi avaliado o crescimento das duas espécies de *Canna*. Nas figuras 2 é apresentado o crescimento médio semanal da *Canna x generalis* e da *Canna indica*, onde foi registrada uma taxa de crescimento médio de 5,31 cm por semana para a *Canna x generalis* e de 6,77 cm por semana para *Canna indica*. Esses valores são resultado das condições climáticas locais e do regime de alimentação adotado, no qual a alimentação com águas residuárias ocorreu 7 dias por semana, com fluxo intermitente, sendo 8 alimentações/pulsos por dia.

Apoio:



Parceiros:

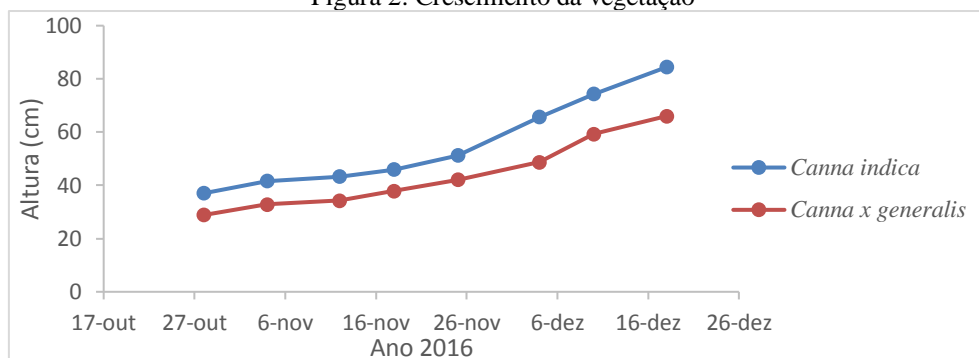


Organização:





Figura 2: Crescimento da vegetação



Fonte: A autoria própria (2017)

No dia 27/01/2017 foi realizada a poda das plantas, que apresentavam altura média final de 1,39 m e altura máxima de 2,08 m para a *Canna x generalis*. Para *Canna indica*, a altura média final foi de 1,37 m, com altura máxima de 1,65 m.

### 3.2 Produção de biomassa

A biomassa vegetal seca foi avaliada em três partes: flor, folha e raiz. Os valores médios encontrados por haste de *Canna x generalis* foram 0,99 g de flor, 8,30 g de folha e 0,75 g de raiz. No caso da *Canna indica* foram obtidos 0,82 g de flor, 10,87 g de folha e 0,68 g de raiz.

### 3.3 Assimilação de nutrientes: fósforo e nitrogênio

Na tabela 3 e na tabela 4 são apresentados os teores de fósforo total (%) e nitrogênio total (%) para cada uma das partes da *Canna x generalis* e da *Canna indica*, respectivamente.

Os teores de nutrientes encontrados na *Canna x generalis* (flor, folha e raiz) foram de 0,57% para o fósforo e 2,81% para o nitrogênio. No caso da *Canna indica*, valores de 0,37% e 3,09% foram encontrados, para fósforo e nitrogênio, respectivamente.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Tabela 3: Teor de fósforo e nitrogênio na *Canna x generalis*

Parte	Massa seca (g/haste)	PT (%)	PT (g/haste)	NT (%)	NT (g/haste)
Flor	0,99	0,72	0,007	2,79	0,028
Folha	8,30	0,57	0,047	2,69	0,223
Raiz	1,49	0,45	0,007	3,47	0,052
<b>Total</b>	<b>10,78</b>	-	<b>0,061</b>	-	<b>0,303</b>

Fonte: Autoria própria (2017)

Tabela 4: Teor de fósforo e nitrogênio na *Canna indica*

Parte	Massa seca (g/haste)	PT (%)	PT (g/haste)	NT (%)	NT (g/haste)
Flor	0,82	0,57	0,005	3,2	0,026
Folha	10,87	0,36	0,039	2,96	0,322
Raiz	0,68	0,36	0,002	4,94	0,034
<b>Total</b>	<b>12,37</b>	-	<b>0,046</b>	-	<b>0,382</b>

Fonte: Autoria própria (2017)

Considerando que o WCFV possuía quarenta e oito mudas (1 muda = três hastes/indivíduos) de *Canna x generalis* numa área de 21,07 m<sup>2</sup>, no período avaliado de aproximadamente 13 semanas (28/10/2016 - 27/01/2017), a remoção total de nutrientes pelas plantas correspondeu a 0,032 g P m<sup>-2</sup>.semana<sup>-1</sup> e 0,16 g N m<sup>-2</sup>.semana<sup>-1</sup>. Quanto à *Canna indica*, o WCFV possuía oito mudas (1 muda = três hastes/indivíduos) numa área de 3,43 m<sup>2</sup>, portanto, as remoções de nutrientes no mesmo período, foram de 0,025 g P m<sup>-2</sup>.semana<sup>-1</sup> e 0,21 g N m<sup>-2</sup>.semana<sup>-1</sup>.

### 3.4 Balanço de massa de fósforo e nitrogênio

No monitoramento do afluente ao WCFV durante o período avaliado (28/10/2016-27/01/2017), constatou-se uma concentração média de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> de 6,88 mg/L e 78,55 mg/L de NT. Quanto ao efluente, foi determinada uma concentração média de 5,50 mg/L de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e 73,64 mg/L de NT. Também, no período avaliado, foi encontrado um volume total afluente de 114,90 m<sup>3</sup> e efluente de 98,81 m<sup>3</sup>. A diferença no volume afluente e efluente deve-se a uma perda de 14% por evapotranspiração. Na tabela 5 são

Apoio:



Parceiros:



Organização:





apresentadas as quantidades de fósforo e nitrogênio afluentes e efluentes do WCFV. Na tabela 6 são apresentadas as quantidades de nitrogênio e fósforo assimiladas na biomassa da vegetação. Constatou-se que a vegetação assimila 4,00% e 3,04% do fósforo e nitrogênio afluentes ao WCFV, respectivamente.

Tabela 5: Quantidade de nitrogênio (N) e fósforo (P) na entrada e saída do WCFV no período (28/10/2016- 27/01/2017)

	Volume (m <sup>3</sup> )	Concentração de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (g/m <sup>3</sup> )	Quantidade de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (g)	Concentração de NT (g/m <sup>3</sup> )	Massa de NT (g)
Afluente	114,90	6,88	790,51	78,55	9025,40
Efluente	98,81	5,50	543,48	73,64	7276,66
<b>Retido</b>	-	-	<b>247,04</b>	-	<b>1748,73</b>

Fonte: Autoria própria (2017)

Tabela 6: Quantidade de nitrogênio (N) e fósforo (P) assimilada pela vegetação (28/10/2016- 27/01/2017)

Nutriente	Planta	Carga assimilada (g m <sup>-2</sup> .semana <sup>-1</sup> )	Tempo avaliado (semanas)	Área do WCFV (m <sup>2</sup> )	Quantidade assimilada (g)
<b>P</b>	<i>Canna x generalis</i>	0,032	13	21,07	8,77
	<i>Canna indica</i>	0,025	13	3,43	1,11
	<b>Total</b>			24,50	<b>9,88</b>
<b>N</b>	<i>Canna x generalis</i>	0,16	13	21,07	43,83
	<i>Canna indica</i>	0,21	13	3,43	9,36
	<b>Total</b>			24,50	<b>53,19</b>

Fonte: Autoria própria (2017)

#### 4 Discussão

Segundo Tedesco (1995), a quantidade de fósforo no tecido vegetal varia de 0,08% a 1,5% em relação à massa seca. Esta informação foi verificada neste estudo, com a obtenção de 0,57% para a *Canna x generalis* e 0,37% para *Canna indica*. Quanto a plantas ornamentais, a *Heliconia spp.* teve uma remoção de fósforo entre 0,48 a 2 g m<sup>-2</sup>.semana<sup>-1</sup> em *wetland* construído de fluxo superficial (SOHSALAM et al., 2008), e a *Canna* obteve uma remoção de 0,67 g m<sup>-2</sup>.semana<sup>-1</sup> num período de 12 meses em WCFV (ABOU-ELELA e HELLAL, 2012), o que indica uma eficiência de remoção

Apoio:



Parceiros:



Organização:





relativamente maior quando comparado com o presente estudo. Comparando com a *Heliconia* spp. (SOHSALAM et al., 2008), as condições climáticas locais e o regime de alimentação são caso de estudo para um melhor entendimento dessa diferença. Por outro lado, em relação ao trabalho de Abou-elela e Hellal (2012), um maior tempo de desenvolvimento permitido das plantas no presente estudo poderia propiciar o aumento do número de indivíduos/hastes por metro quadrado, aumentando assim a quantidade de fósforo assimilada.

Quanto ao nitrogênio, segundo Brix (1997), quando realizada a poda da plantas, a remoção pode ser de aproximadamente de 0,35 a 4,76 g m<sup>-2</sup>.semana<sup>-1</sup>, superiores ao encontrados no presente estudo para a *Canna* spp., sendo 0,16-0,21 g m<sup>-2</sup>.semana<sup>-1</sup>. Contudo os valores encontrados por Brix (1997) não discriminam a quantidade de mudas ou número de plantas transplantadas por metro quadrado, o que seria um fator importante na comparação de resultados. Abou-Elela e Hellal (2012) obtiveram uma remoção de 1,32 g N m<sup>-2</sup>.semana<sup>-1</sup> num período de 12 meses para a *Canna* em WCFV, permitindo uma maior remoção quando comparado à *Canna x generalis* e *Canna indica*. Ainda, Pelissari (2013) trabalhando com a macrófita *Typha domingensis* relata uma remoção de 0,18 g N m<sup>-2</sup>.semana<sup>-1</sup> em um WCFV, contendo baixa densidade de plantas, sendo um valor próximo ao encontrado pelo presente estudo.

## 5 Conclusão

Os resultados mostraram a capacidade de assimilação de fósforo e nitrogênio que as plantas *Canna x generalis* e *Canna indica* possuem. Neste aspecto, a *Canna x generalis* mostrou-se mais eficiente na remoção de fósforo que a *Canna indica*, porém menos eficiente na remoção de nitrogênio.

A contribuição destas macrófitas no que diz respeito à assimilação de nutrientes para seu desenvolvimento pode ser considerada baixa (4,00% para fósforo e 3,04% para nitrogênio). Contudo, é importante destacar que a capacidade de assimilação de nutrientes pelas plantas depende de aspectos que afetam seu crescimento, tais como as condições

Apoio:



Parceiros:



Organização:







climáticas, regime de alimentação e material suporte, como também do número de plantas por metro quadrado de WCFV. Além disso, deve-se considerar o fato de que a assimilação de nutrientes é apenas uma, dentre tantas outras funções que estas plantas podem ter em WCFV, dentre elas, o fornecimento de área para aderência de micro-organismos nas raízes, transferência de oxigênio para o material filtrante e embelezamento paisagístico.

## Agradecimentos

Os autores agradecem à FINEP pelo financiamento da pesquisa por meio da Chamada Pública MCT/FINEP/Ação Transversal Saneamento Ambiental e Habitação 06/2010 (Convênio 01.12.0112.00), à CAPES pelas bolsas de Doutorado e Mestrado concedidas, ao CNPq pela bolsa de iniciação científica concedida, à Pró-Reitoria de Infraestrutura da UFSM, às empresas Brita Pinhal e Schneider Motobombas/Franklin Electric pelo apoio à pesquisa.

## Referências

ABOU-ELELA, S. I; HELLAL, M. S. Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed *wetlands* planted with *Canna*, Phragmites and Cyprus. **Ecological Engineering**, v. 47, p. 209-213, 2012. Disponível em: <: www.elsevier.com/locate/ecoleng> Acesso em: 12 nov. 2016.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 2012.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment *wetlands*?. **Water Sci. Technol.**, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/6037316>. Acesso em: 10 nov. 2016.

ORMONDE, V. S. S. **Avaliação de “wetlands” construídos no póstratamento de efluente de lagoa de maturação**. 2012. 96 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

PELLISSARI, C. **Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, Santa Maria, 2013.

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 média. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 429-448, 2012.

Apoio:



Parceiros:



Organização:



# 3º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS



SANTOS et al. Águas e várzeas urbanas: preservação e proteção de recursos naturais renováveis. In: Seminário Internacional Arquitetura, Urbanismo e Design: produtos e mensagens para ambientes sustentáveis, 8, 2010, São Paulo, SP. **Anais...** Universidade de São Paulo – USP. São Paulo, 2010. 10 p.

SILVA, E. M.; ROSTON, D. M. *Wetland* construído de fluxo subsuperficial para tratamento de resíduos líquidos de bovinocultura de leite. In: Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola – CONBEA, 53, 2014. Campo Grande, MS. **Anais...** Centro de convenções “Arquiteto Rubens Gil de Camilo”. [s.n], jul. 2014. 9 p.

SOHSALAM, P.; ENGANDE, A. J.; SIRIANUNTAPIBOON, S. Seafood wastewater treatment in constructed *wetland*: Tropical case. **Science Direct: Bioresource Technology**, v. 99, p. 1218-1224, 2008. Disponível em: < <http://www.sciencedirect.com/>>. Acesso em 13 nov. 2016.

TEDESCO et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. rev. e ampl. Porto Alegre: Departamento de Solos. UFRS, 1995. 174 p.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





**WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO HORIZONTAL  
SUBSUPERFICIAL PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES EM  
LOTEAMENTOS NA CIDADE DE CAMPOS NOVOS – SC –  
ESTUDO DE CASO**

**Arieleen Reis da Silva\***

Universidade do Estado de Santa Catarina, Ibirama – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária  
[arieleen18@hotmail.com](mailto:arieleen18@hotmail.com)

**Maria Pilar Serbent**

Universidade do Estado de Santa Catarina, Ibirama – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária  
[mariapilar.serbent@udesc.br](mailto:mariapilar.serbent@udesc.br)

**Eduardo Bello Rodrigues**

Universidade do Estado de Santa Catarina, Ibirama – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária  
[eduardo.rodrigues@udesc.br](mailto:eduardo.rodrigues@udesc.br)

**Daniele Damasceno Silveira**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária  
[danid\\_bioeng@yahoo.com.br](mailto:danid_bioeng@yahoo.com.br)

**Flávio Rubens Lapolli**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária  
[f.lapolli@ufsc.br](mailto:f.lapolli@ufsc.br)

**Resumo**

Considerando que o tratamento de efluentes domésticos é de extrema importância para a preservação do meio ambiente e da saúde da população, a criação de normativas específicas nas esferas federal, estadual e municipal são cada vez mais necessárias. Nesse contexto, a cidade de Campos Novos em Santa Catarina, optou por padronizar o tratamento de efluentes domésticos em loteamentos, com a criação de uma legislação municipal. Levando em consideração as características físicas, econômicas, sociais e ambientais da região ficou estabelecido que o sistema de Wetlands Construídos, precedido de tratamento biológico anaeróbico, seria a opção mais sustentável, a partir de padrões de dimensionamento pré-estabelecidos a ser seguidos pelos loteadores.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





**Palavras-chave:** Wetlands Construídos. Tratamento de efluentes domésticos. Loteamentos.

## 1 Introdução

O saneamento básico é um conjunto de medidas que tem como objetivo melhorar a qualidade de vida, promovendo saúde e bem-estar à população. No Brasil, o saneamento ainda apresenta muitas dificuldades, entre elas, destacam-se a coleta e o tratamento de efluentes. Os números apresentados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento revelam que, dos municípios catarinenses que apresentam abastecimento de água, 83% não dispunham de rede coletora de esgotos, e baseando-se na quantidade de água consumida, define-se que cerca de 78% não apresentam tratamento de esgoto (SNIS, 2014).

Tendo em vista a precariedade do serviço de coleta e tratamento de efluentes e sabendo das obrigações legais dos municípios perante a lei, para com a prestação deste serviço, o SAMAE (Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto) da cidade de Campos Novos em Santa Catarina, autarquia responsável pelo tratamento de esgotos do município, planejou efetivar o seu atendimento, estabelecendo, a partir da Lei N° 3.941/2013, uma série de normas de saneamento básico, na área do tratamento de efluentes, para a implementação de loteamentos no município, afim de buscar a universalização do acesso a rede coletora e ao tratamento (CAMPOS NOVOS, 2013).

Os loteamentos são considerados como atividades potencialmente poluidoras e causadoras de degradação ambiental (SANTA CATARINA, 2013), de modo que os mesmos estão sujeitos à realização do Licenciamento Ambiental. O Licenciamento Ambiental é considerado um dos instrumentos mais importantes com a finalidade de conduzir a sociedade ao desenvolvimento sustentável de acordo com a Lei 6.938 que estabelece a Política Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 1981).

De acordo com dados do IBGE (2010), 83,90% da população do município de Campos Novos é abastecida com a rede pública de distribuição de água, enquanto que em

Apoio:



Parceiros:



Organização:





relação ao sistema de esgotamento sanitário, apenas 59,3% dos domicílios estão ligados a rede coletora de esgoto, conforme pode-se observar na Tabela 01.

Tabela 05: Indicadores Municipais de Saneamento Básico em Campos Novos

Indicadores de Saneamento Básico	Número de Domicílios	Relativo %
Ligados a rede de esgoto ou pluvial	6.247	59,3
Fossa Séptica	1.329	12,6
Fossa Rudimentar	2.710	25,7
Vala	129	1,2
Rio, lago ou mar	28	0,3
Outro escoadouro	36	0,3
Sem banheiro ou sanitário	47	0,4
<b>Total de domicílios</b>	<b>10.526</b>	<b>100</b>

Fonte: IBGE, 2010.

Apesar do Município de Campos Novos apresentar um percentual de rede coletora em 59,3% dos domicílios, tal valor pode ainda ser considerado satisfatório, sobretudo quando comparado à realidade observada nos demais municípios catarinenses. Aliado ao cenário de baixos índices de coleta e tratamento de esgoto, observa-se em Santa Catarina uma expansão urbana acelerada, com destaque para implantação de novos loteamentos. Esses, em sua grande maioria, são implantados em áreas periféricas, onde não há serviço de coleta de esgotos oferecido pelo sistema público, o que remete a necessidade para a busca de soluções de tratamento desses efluentes de forma descentralizada.

Diante desse contexto, o SAMAE de Campos Novos vem exigindo a implantação da ecotecnologia de Wetlands Construídos de fluxo horizontal subsuperficial como uma alternativa padrão exigida aos loteadores como tratamento complementar proveniente de reator anaeróbio.

Em 2013 foi promulgada uma Lei complementar Municipal, onde diz que todos os loteamentos urbanos que não são atendidos pelo serviço de coleta e tratamento de esgotos, deverão implantar toda a estrutura, incluindo a rede coletora e o sistema de

Apoio:



Parceiros:



Organização:





tratamento de esgotos que atendam os padrões construtivos do SAMAE (CAMPOS NOVOS, 2013).

Dentro do padrão construtivo, no que se refere o parágrafo anterior, os Wetlands horizontais de fluxo subsuperficial, são exigidos em áreas urbanas do Município de Campos Novos. A principal função tecnológica deste sistema consiste na remoção complementar da matéria orgânica na massa filtrante com uma remoção de nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo, através dos processos de adsorção no material filtrante, transformação biológica e absorção na biomassa vegetal (REDDY e DEBUSK, 1987; MATOS *et al.*, 2009; KADLEC e WALLACE, 2009).

Considerando as particularidades supracitadas, este trabalho tem como objetivo avaliar a concepção e a viabilização da implantação de Wetlands Horizontais de Fluxo Subsuperficial em loteamentos urbanos no município de Campos Novos-SC.

## 2 Materiais e métodos

### 2.1. Concepção do sistema

Para a concepção do sistema de Wetlands Construídos a ser adotado pelos loteadores do município, foram levantados diversos aspectos entre eles a questão econômica, ambiental e social da região. Este levantamento visou a formulação de uma proposta que fosse viável economicamente para os loteadores e para o SAMAE, haja vista que o empreendimento é doado para a autarquia quando se inicia a manutenção e operação do sistema. Uma das premissas básicas para o arranjo conceitual destas unidades é que o processo de tratamento ocorresse de forma predominantemente hidráulica, ou seja, sem a utilização de equipamentos eletromecânicos para bombeamento e/ou aeração dos esgotos.

Dessa forma a utilização de um sistema anaeróbio, com biofilme aderido em fibras de bambu, seguido do sistema Wetland de fluxo horizontal, apresentou-se como uma condição promissora nos quesitos técnicos pré-estabelecidos.

O sistema trabalha com fluxo horizontal subsuperficial, metodologia amplamente aplicada no tratamento secundário de esgotos domésticos, pois apresenta boa adaptação

Apoio:



Parceiros:



Organização:





em diferentes situações, além de conseguir um alto desempenho no tratamento de efluentes líquidos (LIÉNARD, 2005; HALVERSON, 2004).

Além do dimensionamento visando o decaimento da matéria orgânica, como pode ser visto com maiores detalhes no item 2.2, as unidades seguem alguns padrões construtivos visando um melhor desempenho das condições hidráulicas e hidrodinâmicas, que estão intimamente ligadas aos custos operacionais e manutenção da condutividade hidráulica do sistema.

O Wetland Construído é compreendido pelas seguintes partes, de acordo com o projeto estipulado pelo SAMAE (Figura 1):

- Leito de distribuição do afluente (zona de entrada);
- Tubulação de distribuição afluente;
- Leito filtrante;
- Leito de drenagem do efluente (zona de saída).

Como pode ser observado na Figura 1 foi adotado duas faixas granulométricas do material filtrante (brita 1 e pedrisco), além das chicanas. O intuito principal desse arranjo é melhor distribuir os sólidos ao longo do escoamento, evitando a colmatção precoce, e os caminhos preferenciais respectivamente.

Independente da dimensão do sistema e conseqüentemente do número de lotes do loteamento, foi adotado sempre 4 (quatro) unidades funcionando em paralelo (Figura 2).

Apoio:



Parceiros:

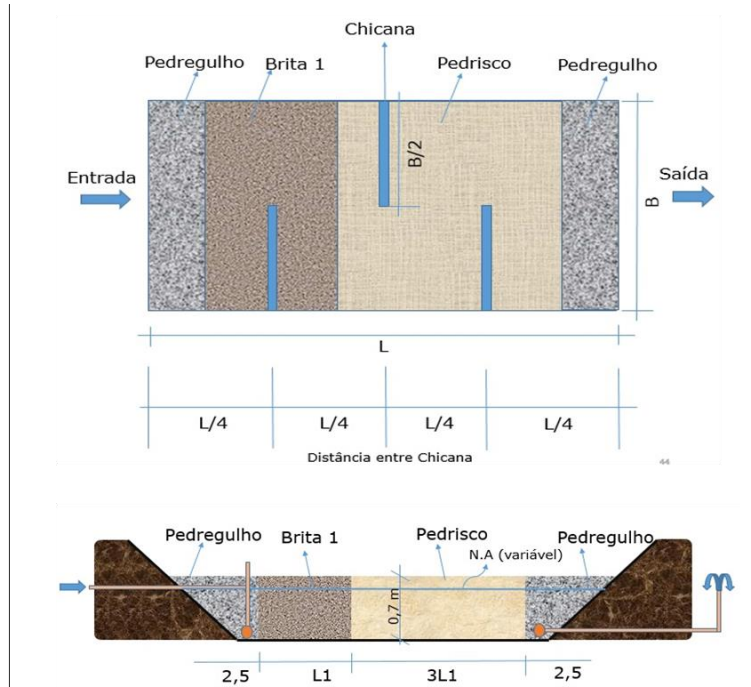


Organização:



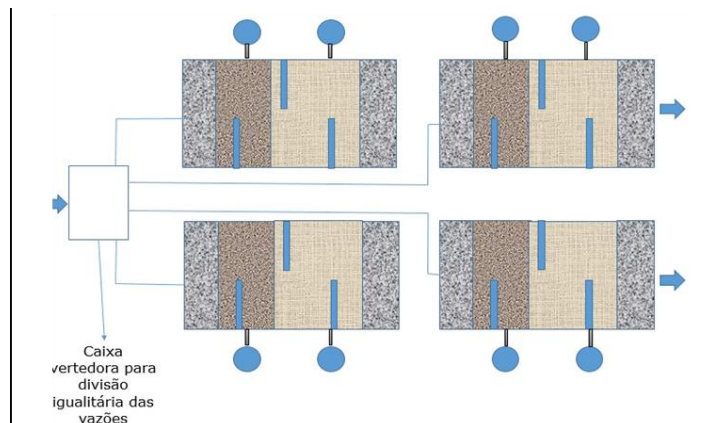


Figura 1 – Vista em planta e em corte do sistema de Wetlands Construídos



Fonte: Autor (2017)

Figura 2 - Distribuição do esgoto para as quatro unidades em paralelo



Fonte: Autor (2017)

Na distribuição do afluente é disposto um vertedor para que cada unidade receba a mesma vazão (Figura 3).

Apoio:



Parceiros:



Organização:







Figura 3 – Sistema de distribuição do afluente para as unidades



Fonte: Autor (2017)

## 2.2. Critérios de dimensionamento

Considerando que ainda não existem normas técnicas brasileiras definindo uma uniformização dos parâmetros e critérios de dimensionamento para filtros horizontais, o mesmo pode ser feito de acordo com o tipo de efluente, a quantidade de efluente que será tratado (vazão) e a eficiência desejada na remoção de poluentes, entretanto, deve-se sempre projetar a estação de tratamento a fim de manter a facilidade de operação e manutenção do sistema (BEGOSSO, 2009; SALATI, 2011).

O cálculo da vazão de projeto para a cidade de Campos Novos foi baseado de acordo com a Equação 1:

$$Q = N . C \quad (1)$$

Onde:

$Q$  = vazão de projeto

$N$  = número de habitantes do loteamento

$C$  = contribuição de esgoto (L.hab<sup>-1</sup>) de acordo com a NBR 7.229

Primeiramente levou-se em conta uma eficiência de 80% em termos de matéria orgânica no sistema anaeróbio. Portanto foi estimado uma concentração afluente em termos de DBO<sub>5</sub> (Demanda Bioquímica de Oxigênio) de 350 mg.L<sup>-1</sup> na entrada do Filtro

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Anaeróbico, e na saída do Filtro Anaeróbico (afluente ao Wetland) uma concentração estimada de 70 mg.L<sup>-1</sup>.

Os cálculos para determinação da área superficial do sistema de Zona de Raízes foram determinados conforme a Equação 2:

$$A_s = \frac{Q * \left( \ln \frac{C_a}{C_e} \right)}{K * H_{liq} * n} \quad (2)$$

Onde:

$A_s$  = área Superficial (m<sup>2</sup>)

$Q$  = vazão de projeto (m<sup>3</sup>.dia<sup>-1</sup>)

$C_a$  = concentração de DBO<sub>5</sub> afluente (mg.L<sup>-1</sup>)

$C_e$  = concentração de DBO<sub>5</sub> efluente desejada (mg.L<sup>-1</sup>) adotou-se o valor de 30 mg DBO.L<sup>-1</sup>

$H_{liq}$  = altura do líquido no interior do leito filtrante (m)

$n$  = porosidade do substrato (m<sup>3</sup> vazios por m<sup>3</sup> material) adotou-se 0,35 m<sup>3</sup>

$K$  = coeficiente de remoção de DBO<sub>5</sub> (d<sup>-1</sup>) a certa temperatura do líquido (°C), conforme a Equação 3 de Van't Hoff-Arrhenius. Segundo Natural Systems (1990),

$$K = K_{20} * 1,06^{(T-20)} \quad (3)$$

Onde:

$K_{20}$  = Coeficiente de remoção de DBO<sub>5</sub> a 20 °C (d<sup>-1</sup>) valor adotado de 1,1 d<sup>-1</sup>

### 3 Resultados e discussão

Os resultados preliminares são basicamente relativos às tratativas que ocorreram durante o período de implantação das quatro unidades de Wetlands nos respectivos loteamentos desde a homologação da Lei 3941/2013. Além das quatro unidades foi

Apoio:



Parceiros:



Organização:





implantado uma quinta para atender uma comunidade de baixa renda, num total de 3400 habitantes, sendo este implantado com recursos próprios do SAMAE.

### 3.1. Implantação dos Wetlands Construídos

Conforme o protocolo institucional, a implantação de loteamentos na área territorial do Município de Campos Novos requer uma consulta prévia na prefeitura, para fins de adequação ao plano diretor, e a consulta prévia no SAMAE, onde é emitido um parecer técnico com relação a infraestrutura de água e esgoto existente e a aquela necessária para viabilização do empreendimento.

De acordo com a localização do loteamento, caso não haja disponibilidade do serviço de água e esgoto oferecido pelo SAMAE ou que este seja insuficiente para atender a demanda do empreendimento, fica o interessado obrigado a implantar, sob seu custeio, toda a infraestrutura necessária de acordo com os padrões construtivos da autarquia.

Especificamente na área de esgotamento sanitário, é necessário que o interessado execute toda a infraestrutura de rede coletora e estação de tratamento, segundo a concepção relatada anteriormente.

O projeto da rede coletora de esgoto é de responsabilidade do loteador, já a estação de tratamento de esgoto, o projeto é fornecido pelo próprio setor de engenharia do SAMAE.

#### 3.1.2 Unidades implantadas

Como citado anteriormente, as unidades implantadas somam-se quatro em loteamentos particulares e uma implantada em bairros de baixa renda do próprio Município. Vale lembrar que a área necessária para construção da ETE e a própria implantação é de total responsabilidade e custeio do loteador em questão, devendo, após a finalização das obras, fazer a doação de toda a infraestrutura para o SAMAE, sendo o responsável pela operação e manutenção de todo o sistema. As Figuras 4, 5, 6, 7 e 8 mostram resumidamente as cinco unidades já implantadas no Município.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Figura 4 - Loteamento 1



Fonte: Autor (2017)

Figura 6 - Loteamento 3



Fonte: Autor (2017)

Figura 5 - Loteamento 2



Fonte: Autor (2017)

Figura 7 - Loteamento 4



Fonte: Autor (2017)

Figura 8 - Sistema público



Fonte Autor (2017)

Com exceção do sistema público da Figura 8, os demais foram executados na forma relatada sob custeio do loteador. O quadro 1 abaixo mostra em síntese o equivalente populacional e a área dimensional de cada unidade.

Como pode ser observado no quadro 1 o Loteamento 2 apresenta uma área muito pequena em relação ao equivalente populacional. Isso se deve à indisponibilidade de um terreno adequado que pudesse coletar o esgoto todo por gravidade. Nesse caso optou-se por viabilizar um sistema totalmente hidráulico (sem utilização de sistemas eletromecânicos para bombeamento), porém com a implantação da unidade num terreno

Apoio:



Parceiros:



Organização:





muito pequeno sem condições de executar um Wetland com maior dimensão. Nesse caso o sistema anaeróbio foi otimizado afim de suprir a eficiência no tratamento.

Quadro 1 - Unidades Wetlands implantadas

Unidade	Número de lotes	Equivalente populacional (hab)	Área total (m <sup>2</sup> )
<b>Loteamento 1</b>	400	1600	392
<b>Loteamento 2</b>	150	600	21
<b>Loteamento 3</b>	200	800	128
<b>Loteamento 4</b>	560	2240	800
<b>Sistema público</b>	-	3400	1352

Fonte: Autor (2017)

Todas as unidades dos loteamentos estão funcionando com muita folga devido ao lento processo de urbanização dos lotes em questão. Cada unidade fora prevista uma área maior do que aquela ocupada efetivamente pelo sistema Wetlands, visando a possibilidade de ampliação futura. O requisito de área adicional fora estipulado sempre em 50% a mais em relação a área real dos Wetlands.

#### 4 Conclusões

A elaboração de leis específicas que tratam das questões do saneamento para loteamentos e condomínios são fundamentais para a efetiva adequação desses empreendimentos às diretrizes dos planos municipais de saneamento, garantindo a universalização sustentável do saneamento básico.

Os sistemas Wetlands, como alternativa de tratamento de esgotos em loteamentos no município de Campos Novos, vem se enquadrando muito bem como uma tecnologia social, devido a utilização de materiais de aquisição local, inexistência de equipamentos eletromecânicos e um viés paisagístico estratégico para harmonização do ambiente.

A elaboração do projeto da ETE, fornecido pelo setor de engenharia do SAMAE, possibilitou uma maior garantia na qualidade da obra e facilidades nos serviços de manutenção e operação.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## Referências

BEDA, J. N. Determinação do Coeficiente de Decaimento em Wetland (Alagado Construído). 2011. 40 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Sanitária, Universidade Federal de Rio Grande do Norte, Natal, 2011. Disponível em: <<http://www.natal.rn.gov.br/bvn/publicacoes/JulianaNB DISSERT.pdf>>. Acesso em: 09 fev. 2016.

BEGOSSO, L. Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de Wetlands Construídos para o tratamento de água cinza. Campo Grande: Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, 2009. (Dissertação de mestrado em Tecnologias Ambientais).

BRASIL. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. Institui a Política Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, 1981.

CAMPOS NOVOS (Município). Lei nº 3.941, de 26 de setembro de 2013. Estabelece normas de saneamento básico para a implantação de loteamentos no município de Campos Novos e dá outras providências. Campos Novos, SC, 2013.

HALVERSON, N.V. Review of Constructed Subsurface Flow vs. Surface Flow Wetlands. U.S. Department of Energy Under. USA. 42p. 2004.

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.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. Treatment Wetland. p.1016. 2009.

LIÉNARD, A. Wetlands systems for water pollution control IX: Preface. Water Science Technology. v.51, n.9, 2005.

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. Ambi-Água, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009.

NATURAL SYSTEM FOR WASTEWATER TREATMENT. Manual of Practice, FD-16. Alexandria, Va.: Water pollution Control Federation, 1990.

REDDY, K. R.; DE BUSK, T. A. State of the art utilization of aquatic plants in water pollution control. Water Science and Technology, v.19, n. 10, p. 61-79, 1987.

SALATI, E. Controle de qualidade da água através de sistemas de Wetlands contruídos. 2011.

SAMAE, Serviço Autônomo Municipal de Água e Esgoto. Sistema modelo de Wetlands Construídos para tratamento de esgoto. Joel Francisco Fagundes, <[direcao@samaecn.com.br](mailto:direcao@samaecn.com.br)> conversa em: 16 mar. 2016.

SANTA CATARINA. Fundação do Meio Ambiente. Conselho Estadual do Meio Ambiente. Resolução nº 001 de 2006. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=249911>>. Acesso em: 25 fev. 2016.

Apoio:



Parceiros:



Organização:



# 3º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS



SNIS, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto. MCidades. 2014. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2014>. Acesso em: 05 julho 2016.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





**ESTUDO COMPARATIVO DA COMPOSIÇÃO  
MICROBIOLÓGICA E ALTERAÇÃO DE NITRITO E NITRATO  
EM UM SISTEMA DE FITOTRATAMENTO AO 3º SIMPÓSIO  
BRASILEIRO SOBRE WETLANDS CONSTRUÍDOS**

**Jonar Johannes Roth\***

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento de Ambiental  
[jonar.roth@outlook.com](mailto:jonar.roth@outlook.com)

**Julia Vicente Rodrigues**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento de Ambiental  
[juliavicente.12@hotmail.com](mailto:juliavicente.12@hotmail.com)

**Sérgio Paulo Dutra Lima Emerich**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento de Ambiental  
[sergiopauloemerich@gmail.com](mailto:sergiopauloemerich@gmail.com)

**Débora Cristina de Souza**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento de Biodiversidade e Conservação da Natureza  
[dcsouza@utfpr.edu.br](mailto:dcsouza@utfpr.edu.br)

**Sônia Barbosa de Lima**

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão – PR, Brasil  
Departamento de Biodiversidade e Conservação da Natureza  
[sblima@utfpr.edu.br](mailto:sblima@utfpr.edu.br)

**Resumo**

Este estudo apresenta uma associação entre a alteração na composição dos microrganismos existentes no efluente orgânico e alterações nas concentrações de nitrito e nitrato nas etapas de fitotratamento. O efluente de esgoto utilizado é proveniente da caixa de passagem do esgotamento sanitário dos blocos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Campo Mourão. Foram realizadas análises microbiológicas e químicas em diferentes pontos na estação de fitotratamento. Como resultado, foram

Apoio:



Parceiros:



Organização:







observados a total eliminação de coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* nas primeiras 24 horas de detenção hidráulico. Já os coliformes totais não apresentaram redução mesmo após 48 horas no sistema. O tratamento da água ocorre como resultado das interações entre os componentes do sistema. Esté é capaz de promover a oxigenação do substrato estimulando o crescimento de bactérias nitrificantes. Foram observadas a redução de 73,86% de nitrito e de 47,8% de nitrato, analisados após 24 horas de detenção hidráulico.

**Palavras-chave:** Coliformes. Nitrogênio. Esgoto.

## 1 Introdução

Pode-se considerar os critérios de definição de águas em poluídas ou não, relativa, uma vez que essa classificação pode ser alterada de acordo com o tipo de uso que lhe será dada. No entanto, sabe-se que a relação entre o crescimento populacional e a falta de saneamento básico acarreta problemas ambientais e de saúde pública, uma vez que aumenta-se a captação de água em corpos hídricos (afluente) e posteriormente a geração de efluentes com potencial poluidor, podendo ser veículo de transmissão de doenças como zoonoses (TUNDISI, 2005).

O termo Fitorremediação (fito= planta, remediação= correção, dar remédio) vem sendo empregado desde 1991, e tem sido amplamente utilizado para definir uma tecnologia vegetal baseada em plantas utilizadas para limpar locais contaminados. O termo é proveniente de uma variedade de áreas de pesquisas incluindo sistemas de *wetlands* construídos, áreas com derrame de petróleo e acumulação de metais pesados em plantas agrícolas (USEPA, 2000). A busca por tecnologias viáveis e econômicas no tratamento de esgotos sanitários estimulou estudos empregando macrófitas aquáticas.

O sistema de *wetland* construído é composto basicamente por macrófitas aquáticas, substrato e biofilmes de bactérias, sendo este último responsável, de forma direta ou indireta, pelo mecanismo de remoção de poluentes. No sistema, as macrófitas possuem função de detenção de determinados constituintes da água residuária, podendo

Apoio:



Parceiros:



Organização:





promover a transferência de oxigênio do ar atmosférico para o substrato através de interações de naturezas químicas, físicas e biológicas, promovendo um ambiente aeróbio, influenciando no ciclo do Nitrogênio e eliminação de certos microrganismos. Sua folhagem promove sombra que inibe o crescimento de algas sobre a superfície, e seus rizomas, raízes e serrapilheira servem de suporte para o desenvolvimento do biofilme bacteriano (PROSAB, 1999; BRIX, 1994).

Este estudo apresenta uma associação entre a alteração na composição dos microrganismos existentes no efluente orgânico e alterações nas concentrações de nitrito e nitrato nas etapas de fitotratamento.

## 2 Material e Métodos

O experimento de *wetland* construído em escala piloto foi instalado na Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Campo Mourão (UTFPR\_CM), a céu aberto, portanto sobre as influências das variações climáticas. O município apresenta como clima predominante o Cfa e Cfb (ITCG, 2008), que caracterizam-se por temperaturas média no mês mais frio abaixo de 18 °C, e no mês mais quente acima de 22 °C e até 22 °C no Cfb, apresentando concentração das chuvas nos meses de verão, mas sem estação seca definida. (IAPAR, 2017).

Para o fitotratamento utilizou-se *Pontederia parviflora* Alexander, macrófita aquática emergente de grande ocorrência na região e que se mostrou eficiente em estudos anteriores (MELLO, 2015; PATRÍCIO, 2015). O sistema *wetland* construído no experimento foi elaborado em escala piloto para sistema de tratamento em batela. Consiste de um tanque de fibra de vidro de 150L de capacidade com uma abertura na base onde instalou-se um cano de saída do efluente tratado, o cano percorre todo fundo do sistema para captar o efluente de diferentes partes do sistema.

O sistema possui como recheio do fundo para cima: uma primeira camada de 15 cm de areia e uma segunda de cascalho de 30 cm de brita, onde fica plantada a macrófita

Apoio:



Parceiros:



Organização:





aquática. O plantio permite que as raízes se desenvolvam em contato direto com o efluente.

Para a realização das análises microbiológicas, foram coletadas 5 amostras das quais:

- a) Amostra 1 (A1): Água proveniente da lavagem das raízes das macrófitas, após sua coleta. Esta amostra tinha o objetivo de determinar qual a composição microbiológica que existiam nas plantas antes do tratamento;
- b) Amostra 2 (A2): Esgoto bruto proveniente do canal de passagem de esgoto dos blocos da UTFPR- CM;
- c) Amostras 3 e 4 (A3 e A4): coleta em dois pontos distintos dentro da estação de fitotratamento,;
- d) Amosta 5 (P5): coletada na saída do cano na base da estação de fitotratamento.

Nas 5 amostras foram realizados: teste presuntivo de coliformes em caldo Lauril Sulfato Tripotose (LST) em concentração simples; teste confirmativo de coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* em meio de cultura EC; teste confirmativo de coliformes totais em meio de cultura Verde Bili Brilhante (VBB). Todos realizados em triplicatas com diluição seriada até  $10^{-3}$  conforme a metodologia de APHA - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (EATON, 2005).

Realizou-se as análises das amostras A1 e A2 simultaneamente. A mesma coleta da qual retirou-se A2, o esgoto bruto, inseriu-se 30 litros no interior do sistema *wetland* construído, constituindo o sistema de tratamento em regime de batelada. As amostras A3 e A4 foram coletadas com 24 horas de detenção hidráulica do efluente no sistema de tratamento. E A5 foi coletada após 48 horas de detenção.

Amostras do esgoto bruto também foram retiradas para análises de nitrito e nitrato. E após 24 horas de detenção hidráulico, afim de verificar as alterações dos parâmetros, realizou-se a coleta de amostra pelo cano de saída do tanque. Para as análises foram utilizados: o kit de teste para nitrito HANNA ® - HI 3873; Kit de teste para nitrato HANNA - HI 3874. Ambos medidos por colorimetria, de acordo com a metodologia de

Apoio:



Parceiros:



Organização:





APHA - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (EATON, 2005).

### 3 Resultados e discussão

As amostras das raízes das plantas (A1) não apresentaram coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* (Tabela 1). Mas, havia alto valor de bactérias totais. Portanto, constata-se a presença de bactérias associadas as raízes das plantas, e a inexistência de termotolerantes. A presença de bactérias associadas às raízes das plantas é muito importante, pois o sistema de fitotratamento depende desta associação, sendo as bactérias responsáveis pelas reduções químicas da matéria orgânica. As macrófitas aquáticas também controlam a ocorrência de outros organismos na região próxima a suas raízes por liberarem na água substâncias alelopáticas (Ridger; Pillinger, 1996). Estudos mostram a capacidade de algumas espécies em inibir o crescimento de *Mycrosistis aeruginosa* (Nakai, et al. 1996).

Tabela 1 – Tabela de resultados das análises microbiológicas

Amostras	<i>Escherichia coli</i> NMP/100 ml	Coliformes totais NMP/ 100 ml
A1	0	$\geq 24 \times 10^3$
A2	$\geq 24 \times 10^3$	$\geq 24 \times 10^3$
A3	0	$\geq 24 \times 10^3$
A4	0	$\geq 24 \times 10^3$
A5	0	$\geq 24 \times 10^3$

Fonte – Autoria própria (2017).

As amostras A2 (esgoto bruto) apresentaram altos índices de coliformes totais e coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*, ambos apresentando NMP  $\geq 24 \times 10^3$  (Tabela 1). Os dados obtidos das amostras A3 e A4 (após 24 horas de detenção), indicaram a remoção total dos coliformes termotolerantes e *Escherichia coli*, quando comparado ao esgoto bruto.

A amostra A5 (tratado, após 48h), apresentaram valores semelhantes ao das amostras A3 e A4, não havendo reduções para os valores de coliformes totais presentes, e

Apoio:



Parceiros:



Organização:



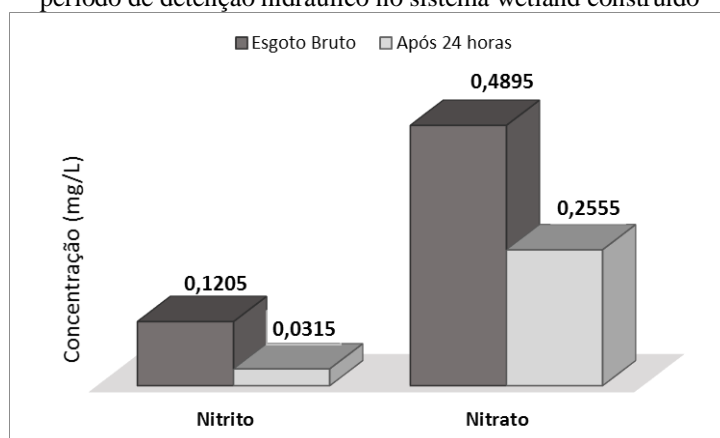


como a população de coliformes termotolerantes e *Eschichia coli* já havia sido eliminada após 24 horas de detenção hidráulico, manteve-se a mesma (Tabela 1).

As plantas aquáticas liberam oxigênio para os microrganismos na região de sua rizosfera e estes agem na degradação da matéria orgânica (VALENTIM, 2003). O escape de oxigênio das raízes cria condições de oxidação, que estimulam a decomposição aeróbia do material orgânico, o crescimento das bactérias nitrificantes e a inativação de compostos que seriam tóxicos as raízes das plantas (BRIX, 1994).

Na análise do nitrito o esgoto bruto apresentou 0,1205 mg/L, e após 24 horas de detenção hidráulico 0,0315 mg/L, 73,86 % de redução. O nitrato no esgoto bruto estava em 0,4895 mg/L, após o mesmo tempo de detenção caiu para 0,2555mg/L, redução de 47,8% (Figura 1).

Figura 1 – Gráfico comparativo da diferença de concentração (mg/L) para nitrito e nitrato antes e pós período de detenção hidráulico no sistema wetland construído



Fonte: Autoria própria (2017).

Outros trabalhos também mostram que há diferença na redução destes nutrientes no sistema de fitotratamento. Mello (2013) apontou redução de 100% de nitrito e sem alterações nas concentrações de nitrato no seu sistema de fitotratamento. Lima (1998) aponta redução de nitrato em 33,37%.

As macrófitas aquáticas incorporam o nitrogênio na sua biomassa e utilizam amônia e nitrato, por isso a redução de nitrato é geralmente menor, já que o metabolismo

Apoio:



Parceiros:



Organização:





das plantas é muito mais lento que dos microrganismos. Além do fato das bactérias que ocorrem nas raízes utilizarem o oxigênio liberado e oxidarem a amônia em nitrito e este em seguida é oxidado formando nitrato (RICKLEFS, 1996; PHILIPPI & SEZERINO, 2004).

## 4 Conclusão

Nas análises microbiológicas pôde-se constatar que há uma influência da planta na composição dos microrganismos do sistema de fitotratamento com a eliminação dos coliformes termotolerantes e *Escherichia coli* nas primeiras 24 horas. E a presença de coliformes totais ressalta a importância destes nas etapas de nitrificação com a redução de 73,86 % de nitrito e de 47,8% de nitrato.

## Referências

BRIX, Hans. Function of macrophytes in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 29, n.4, nov.(1994)

IAPAR – INSTITUTO AGRÔNOMO DO PARANÁ - 2008. Disponível em: <[http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/Produtos\\_DGEO/Mapas\\_ITCG/PDF/Mapa\\_Climas\\_A3.pdf](http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/Produtos_DGEO/Mapas_ITCG/PDF/Mapa_Climas_A3.pdf)>. Acesso em: 30 mar. 2017.

ITCG – INSTITUTO DE TERRAS CARTOGRAFIA E GEOCIÊNCIAS. 2010/2006. Disponível em <<http://www.itcg.pr.gov.br/>>. Acesso em: 30 mar. 2017.

LIMA, André. S. **Análise de desempenho de reator anaeróbio (UASB) associado a leito cultivado de fluxo subsuperficial para tratamento de esgoto doméstico**. 1998. 93 p. Tese (Mestrado em Tecnologia e Recursos hídricos)-Universidade de Brasília, Faculdade de Tecnologia, Brasília, DF, 1998. MACEDO, Jorge. A. B. **Águas e Águas**. São Paulo: Varela Editora e Livraria Ltda, 1043 p. 2000.

MELLO, Débora de. **COMPARATIVO DA EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO bruto e PÓS- REATOR UASB, EM SISTEMA piloto de wetland construído COM PONTERIA PARVIFLORA**. 2013. 52p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2013. Disponível em: < [http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/2077/1/CM\\_COEAM\\_2012\\_2\\_07.pdf](http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/2077/1/CM_COEAM_2012_2_07.pdf)>. Acesso em 2 abr. 2017.

MELLO, Débora de. **AVALIAÇÃO DE WETLAND CONSTRUÍDA COM PONTERIA PARVIFLORA ALEXANDER NO PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO DE REATOR UASB**. 2015. **2º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos**, 2015, Curitiba – PR. Disponível em: <[http://2sw.ct.utfpr.edu.br/anais/MELLO\\_DEBORA.pdf](http://2sw.ct.utfpr.edu.br/anais/MELLO_DEBORA.pdf)>. Acesso em 2.abr. 2017.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





PATRÍCIO, Matheus B. EFICÁCIA DA *Pontederia parviflora* NO PÓS- TRATAMENTO DE EFLUENTE ORIUNDO DE UM FRIGORIFICO EM CAMPO MOURÃO- PR. 2015. **2º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos**, 2015, Curitiba – PR. Disponível em: <2sw.ct.utfpr.edu.br/anais/PATRICIO\_MATHEUS\_BUENO.pdf>. Acesso em 2 abr. 2017.

PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. **TRATAMENTO DE ESGOTOS SANITÁRIOS POR PROCESSO ANAERÓBIO DE DISPOSIÇÃO CONTROLADA NO SOLO**, 1999. Disponível em: <https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosabcamposfinal.pdf>. Acesso em 14 abr. 2017.

NAKAI, S.; HOSOMI, M.; OKADA, M.; MURAKAMI, A. Control of algal growth by macrophytes and macrophyte-extracted bioactive compounds. *Wat. Sci. Tech.*, v. 34 n. 7-8 : 227-235. 1996.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis: Editora do autor, 2004.

RIDGER, I.; PILLINGER, J.M. Towards understanding the nature of algal inhibitors from barley straw. *Hydrobiologia*, v. 340: 301-305. 1996.

RICKLEFS, Robert. E. **A economia da natureza**. 3ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 1996. 470 p.

VALENTIM, Marcelus. A. A. **Desempenho de leitos cultivados (“Constructed Wetland”) para tratamento de esgoto**. 2003. 210 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola / Água e Solo)-Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade de Campinas, Campinas, 2003.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **COMPORTAMENTO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL COM CULTIVO DE TOMATE CEREJA (*SOLANUM LYCOPERSICUM VAR. CERASIFORME*)**

**Beatriz Santos Machado\*, Denilson de Oliveira Guilherme**

UCDB, Campo Grande – MS, Brasil

Centro de Tecnologia e Estudo do Agronegócio

beatriz\_santos1415@hotmail.com, [denilsond@gmail.com](mailto:denilsond@gmail.com)

**Isadora Godoy Brandão, Priscila Sabioni Cavalheri, Fernando Jorge Correa Magalhães Filho**

UCDB, Campo Grande – MS, Brasil

Departamento de Engenharia Sanitária e ambiental

[iisadoragodoy@hotmail.com](mailto:iisadoragodoy@hotmail.com), [priscilasabioni@hotmail.com](mailto:priscilasabioni@hotmail.com), [fernando@ucdb.br](mailto:fernando@ucdb.br)

### **Resumo**

O uso de tecnologias descentralizadas e simplificadas em operação e manutenção, vem sendo empregadas como proposta para solução dos problemas relacionados ao tratamento de esgoto sanitário. Levando em consideração que os sistemas convencionais utilizados atualmente se apresentam com maior custo, manutenção e operação. Nesse sentido, os *wetlands* construídos se apresentam como alternativa viável, pois são sistemas de construção simplificada e fácil operação e manutenção. O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência de dois *wetlands* construídos de fluxo vertical (CW-VF) no tratamento de esgoto doméstico proveniente de tanque séptico, com diferentes meios filtrantes (areia e areia+solo), como também o cultivo do tomate cereja, verificando a possibilidade de produzir uma cultura enquanto o esgoto é tratado. Verificou-se que os CW-VF com meio filtrante areia, irrigados com efluente pós tanque séptico se apresentaram mais eficientes no tratamento, atingindo as seguintes remoções: 97,33% de Turbidez, 67,70% de DQO, 91,93% de Fósforo, 90,56% de NTK, 48,55% de Sólidos Totais, 99,90% de Coliformes Totais e *E.coli*. Quanto ao crescimento do tomate cereja, o CW-VF com meio filtrante areia+solo atingiu maiores resultados, considerando que o solo utilizado possui mais nutrientes que a areia além da carga extra de matéria orgânicas e nutrientes disponíveis no efluente.

**Palavras-chave:** Efluente. Tecnologias descentralizadas. Matéria orgânica.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







## 1 Introdução

No âmbito das tecnologias para tratamento de esgoto, existem várias tecnologias a serem empregadas, condicionando sua escolha através do local, recursos financeiros disponíveis e lançamento do efluente tratado de acordo com a legislação (TREIN *et al.*, 2015).

Para que haja uma eficiência satisfatória em qualquer sistema de tratamento de esgoto, é fundamental que os mecanismos responsáveis pela remoção dos contaminantes sejam escolhidos e dispostos de maneira adequada. Os *Wetlands* Construídos (CW) são sistemas que imitam as condições ótimas de tratamento que ocorrem nos *wetlands* naturais, além de possuírem a flexibilidade de serem construídos em diversas localidades (IWA, 2000).

De acordo com Relvão (1999), os leitos com materiais mais grosseiros, mais permeáveis não são tão eficazes no desenvolvimento das plantas como também na remoção, entretanto suportam cargas hidráulicas maiores oferecendo menores riscos de colmatação. Já os leitos com material mais fino possibilitam maior eliminação de poluentes e micro-organismos, no entanto, exigem áreas mais extensas.

Quanto a vegetação, os referidos sistemas atuam como extratora de macro e micronutrientes necessários ao seu crescimento, como também na transferência de oxigênio para o substrato, o que permite a formação de sítios aeróbios em torno de rizomas e raízes. As plantas favorecem também o desenvolvimento dos filmes biologicamente ativos que torna propícia a degradação dos compostos orgânicos, depurando o meio (MATOS *et al.*, 2009).

A proposta é usar plantas alimentícias que possam aproveitar os nutrientes presentes no esgoto e produzir alimento, se mostrando como alternativa interessante. Porém é importante o cuidado com o modo operação e monitoramento do sistema, uma vez que há risco deste promover uma contaminação cruzada se o mesmo não for feito de maneira adequada.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Diante do exposto, o objetivo desse trabalho foi avaliar o sistema de *wetlands* construídos de fluxo vertical no cultivo de tomate cereja com dois substratos distintos (areia e areia+solo), irrigados com efluente pós tratamento de tanque séptico (descentralizado e domiciliar). Com a finalidade de concluir se os sistemas propostos possuem capacidade para tratar os efluentes, melhorando a qualidade desses e avaliando o desenvolvimento da vegetação inserida no sistema e a possibilidade desta de produzir uma cultura que poderá ser utilizada para produção de alimento, com intuito de reúso da água e aproveitamento dos nutrientes.

## 2 Materiais e Métodos

### 2.1 Concepção do Sistema

Os sistemas de *wetlands* construídos de fluxo vertical (CW-VF) foram plantados com tomate cereja (*Solanum lycopersicum* var. *Cerasiforme*), totalizando 6 unidades que funcionaram como repetições para avaliar o crescimento da planta, enquanto que somente 2 foram utilizadas para avaliar a eficiência dos *wetlands* construídos. Todas as unidades receberam efluente de tanque séptico. O sistema contou também com três recipientes plásticos compostos de solo de cultivo que serviram como parâmetro do crescimento convencional do tomate, possibilitando a comparação do mesmo com o crescimento ocorrido nos CW-VF.

### 2.2 Desenvolvimento e operação

O dimensionamento dos sistemas *wetlands* de fluxo vertical foi feito de acordo com as recomendações de Hoffmann; Platzer (2011) e Sezerino (2006) para águas residuais seguindo critérios como clima, carga hidráulica, carga orgânica (DBO, DQO) e TDH e área dos respectivos sistemas, demonstrado na Quadro 1.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Quadro 1: Recomendações de parâmetros de projeto para Wetlands vertical.

Critérios de Projeto Em Regiões de Clima Quente	Unidade	Wetlands de Fluxo Vertical	
		Recomendação	Utilizado
Profundidade do meio filtrante	cm	≥50	60
Declividade	%	0,5 – 1	0,5 – 1
Carga Hidráulica	mm.dia	200	170
DQO	gDQO.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup>	70	68
DBO	gDBO.m <sup>-2</sup> .dia <sup>-1</sup>	35	34

Fonte: adaptado de Hoffmann; Platzer (2011) e Sezerino (2006).

Os CW-VF receberam diariamente esgoto doméstico com uma taxa de aplicação de 170 L.m<sup>-2</sup> dia<sup>-1</sup>, equivalente a 12 litros diários. Estes foram desenvolvidos com material de PVC Ocre e vedados com fibra de vidro. As camadas de meio filtrante são, quando apenas areia (A): 60 cm; e para areia+solo (A/S): com 40 cm de areia e 20 cm de solo. Na Figura 1 é apresentado a etapa sequencial da montagem dos CW-VF.

Figura 1 – Detalhamento do sistema de wetlands vertical.



Fonte: Elaboração própria

Os CW-VF possuem 80 cm de altura total, com 60 cm de meio filtrante. A camada superficial livre é utilizada para aplicar o efluente e evitar transbordamento, o pedrisco utilizado na superfície evita que ocorra erosão do meio filtrante no sistema que operou em fluxo descendente.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





### 2.3 Alimentação do sistema

O efluente coletado foi encaminhado manualmente até o completo abastecimento do reservatório com capacidade de 50 L que foi responsável pela alimentação dos sistemas através de uma bomba de aquário de volume de 500L, 127V.

Para uma melhor compreensão do crescimento do tomate, foram usadas repetições dos *wetlands* conforme ilustrado na Figura 2. Os recipientes plásticos (c), serviram de controle pois representam as condições convencionais do plantio do tomate cereja, em que foi utilizado solo de cultivo. A Figura 2 dispõe do detalhamento do sistema geral.

Figura 2 – Detalhamento do sistema.



Fonte: Elaboração própria

### 2.4 Monitoramento do sistema em relação ao tomate cereja

As mudas de tomate cereja foram produzidas em sementeiras de isopor com substrato próprio, em uma estufa apropriada para seu desenvolvimento, recebendo irrigação. Foram aplicadas doses semanais de nitrato de cálcio, na proporção de 5g do reagente para 1L de água, que contribuíram para estrutura da planta até o estágio de transplântio.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Após o transplântio das mudas para os sistemas de *wetlands* e recipientes plásticos, foi realizado o monitoramento do crescimento das 9 unidades dos sistemas, por meio do parâmetro de desenvolvimento: altura da planta, que é determinada a partir da distância vertical entre a superfície do solo (CUNHA *et al.*, 2014).

## 2.5 Avaliação dos meios filtrantes

A fim de caracterizar o solo e areia utilizados, foram realizadas análises de granulometria e avaliações das características físico-químicas de acordo EMBRAPA (2011), adaptado por Mangelo (2014). Os parâmetros analisados foram: Matéria Orgânica (Método da Dakota do Sul Modificado), Acidez Potencial (Hidrogênio + Alumínio), Cálcio, Magnésio e Alumínio, Fósforo, Potássio, pH (H<sub>2</sub>O e CaCl<sub>2</sub>) como demonstrado no Quadro 2.

Quadro 2 – Características físico-químicas do solo e areia utilizados no experimento.

Identificação	Ph		MO	P	K	Ca	Mg	Al	H + Al	T	V
	H <sub>2</sub> O	CaCl <sub>2</sub>	g/kg	mg/dm <sup>3</sup>			cmolc/dm <sup>3</sup>				%
Solo	6,38	7,01	130,0	38,85	0,36	8,9	6,8	0	3,65	19,65	81,6
Areia	7,59	7,35	2,0	1,50	0,03	0,15	0,45	0	0	0,6	100,0

Fonte: Elaboração própria

Como foi utilizado solo de cultivo previamente adubado, este apresentou maior quantidade de nutrientes em relação a areia, o que faz com que as concentrações de nutrientes sejam maiores.

## 2.6 Análise granulométrica dos meios filtrantes

A metodologia empregada na análise granulométrica foi baseada de acordo com a NBR 7181 e as recomendações quanto a granulometria para filtros plantados com macrófitas quando aplicados ao tratamento de esgoto tanto em nível secundário quanto terciário foram de acordo com Sezerino (2006): (i) diâmetro efetivo (d<sub>10</sub>) superior ou igual a 0,20mm; (ii) coeficiente de uniformidade (CU) menor ou igual a 5 unidades; (iii)

Apoio:



Parceiros:



Organização:





coeficiente de permeabilidade, ou condutividade hidráulica saturada (Ks), maior ou igual a 10-4m/s ( $\geq 10^{-2}$ cm/s ou  $\geq 0,36$ m/h).

Os valores obtidos através da análise para areia e solo foram respectivamente: coeficiente de uniformidade (CU) de 2,19 e 9,4; coeficiente de permeabilidade (Ks) 7,3  $10^{-2}$  m s<sup>-1</sup> e 2,5  $10^{-3}$  m s<sup>-1</sup>; diâmetro efetivo (d10) de 0,27 mm e 0,05 mm.

A areia utilizada como meio filtrante apresentou uma granulometria uniforme e dentro dos padrões recomendados por Sezerino (2006). No entanto, o solo apesar de apresentar um Ks adequado, apresentou uniformidade média (CU entre 5 e 15 unidades) e d10 incompatíveis com o que a literatura recomenda. Verificou-se ainda que 34,66% da composição do solo é de argila e silte, diante disso o constatou-se que o solo é suscetível a colmatção nos CW-VF.

## 2.7 Monitoramento das unidades de wetlands

Para avaliar a eficiência do sistema quanto à remoção dos poluentes foram realizadas análises do efluente de entrada e saída dos sistemas, sendo analisados os seguintes parâmetros: *E.coli* (*Escherichia coli*), Coliformes Totais (CT), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrogênio Kjeldahl (NTK), Sólidos (Totais, Dissolvidos, Suspensos), Cor, pH e Turbidez preconizados de acordo com *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2005). A análise de *Salmonella* foi realizada, de acordo com as recomendações da ANVISA (2004).

## 3 Resultados e Discussões

### 3.1 Avaliação dos wetlands construídos

Para avaliar a eficiência dos CW-VF foram realizadas campanhas de análises físico-químicas e microbiológicas. A Tabela 1 dispõe dos resultados obtidos nas análises, como também os resultados das eficiências dos *wetlands* verticais.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Tabela 1 – Resultados do efluente pós-tanque séptico e dos tratamentos utilizados.

Parâmetros	TS- CW	TS- CW (A)	TS-CW (A/S)	Eficiência (%)	
				TS- CW (A)	TS-CW (A/S)
Temperatura (°C)	27 (10)	25 (13)	26 (13)		
Ph	7,11 (10)	6,6 (13)	6,6 (13)		
Cor	65,00 (7)	5,00 (7)	> 70 (7)		
Turbidez (NTU)	75,6 (5)	2,02 (11)	3,51 (11)	97,33	95,36
DQO (mgO <sub>2</sub> .L <sup>-1</sup> )	231,05 (8)	74,62 (9)	110,5 (9)	67,70	52,17
Fósforo (mgL <sup>-1</sup> )	3,22 (5)	0,26 (8)	12,72 (8)	91,93	
NTK (mgL <sup>-1</sup> )	16,84 (5)	1,59 (8)	2,62 (8)	90,56	84,44
ST (mgL <sup>-1</sup> )	276 (4)	142 (6)	416 (6)	48,55	
SDT (mgL <sup>-1</sup> )	244 (1)	134 (1)	342 (1)	45,08	
SST (mgL <sup>-1</sup> )	16 (1)	8 (1)	12 (1)	50,00	25,0
CT (NMP/100ml)	1,40E+07 (5)	1,40E+04 (8)	3,40E+04 (8)	99,90	99,76
<i>E. coli</i> (NMP/100ml)	1,35E+07 (5)	1,40E+04 (8)	1,70E+04 (8)	99,90	99,87
Salmonella	+ (1)	- (1)	- (1)		

TS-CW (efluente pós-tanque séptico); TS-CW (A) (*wetlands* vertical como tratamento pós tanque séptico e com camada filtrante apenas de areia); TS-CW (A/S) (*wetlands* como tratamento pós tanque séptico e com camada filtrante de areia + solo); (\*) número de análises; (+) presença; (-) ausência.

De acordo com os resultados obtidos na avaliação dos sistemas, verificou-se que o sistema composto de meio filtrante apenas areia, apresentou um maior percentual de remoção de patógenos, nutrientes e matéria orgânica. A eficiência obtida foi de 97,33% na turbidez, 67,70% de DQO, 91,93 % de fósforo total, 90,56 % de NTK, 48,55 % de sólidos totais, 45,08 % de sólidos dissolvidos totais, 50,0 % de sólidos suspensos totais e 99,90% para o grupo coliformes.

O potencial hidrogeniônico não apresentaram tendência de acidificação, ocorreu a estabilização do mesmo, possibilitando um efluente com condições adequadas para lançamento. Quanto aos valores de temperatura, estes não apresentaram variações bruscas. Os valores obtidos no teste de cor, indicaram que os efluentes tratados nos CW-VF com meio filtrante de areia + solo, apresentaram valores mais elevados, o que se relaciona com a quantidade de sólidos dissolvidos no mesmo, assim como também com os resultados da caracterização do solo (Quadro 2) em que verificou-se que o solo

Apoio:



Parceiros:



Organização:





utilizado contém mais Cálcio, Potássio, Fósforo, Matéria Orgânica e Magnésio que é mais solúvel e sujeito, então, às perdas por lixiviação.

Os valores de turbidez na saída, indicam a possibilidade desses sistemas serem usados como pré-tratamento para posterior desinfecção solar, considerando que o valor ideal para promover a desinfecção solar é de 30 NTU (SODIS, 2003; SOMMER *et al.*, 1997; WEGELIN *et al.*, 1994). Verificou-se também que um aumento dos sólidos totais nos CW-VF (A/S) em relação ao efluente de entrada dos sistemas, por meio de análises, verificou-se que a quantidade de sólidos dissolvidos totais presentes nesses sistemas também forem maiores.

Para a redução da Demanda Química de Oxigênio (DQO), obteve-se 67,70% no tratamento pós tanque séptico com meio filtrante de areia. Lana *et al.*, (2013) obtiveram 81% para as unidades plantadas e não plantadas, em sistemas de *wetlands* verticais que receberam parte do esgoto de Estação de Tratamento de Esgoto após sua passagem por tratamento preliminar.

Quanto aos resultados obtidos nas análise de NTK, observa-se a ocorrência do processo de nitrificação nos tratamentos. De acordo com Pelissari *et al.*, (2013) um dos principais fatores que contribuem para que ocorra a nitrificação, além da boa adaptação da microbiota nitrificante, é a efetiva transferência de oxigênio no maciço filtrante, devido à alimentação intermitente. Através dos resultados obtidos na análise de coliformes, foi possível verificar que o efluente do tanque séptico possui um resultado final em 7 casas logarítmicas. Após o efluente passar pelo tratamento nos *wetlands* construídos, ocorreu uma redução entre 2 a 3 casas logarítmicas. De acordo com Jungles (2007), para alcançar a eficiência na remoção de coliformes em sistemas de lagoas de estabilização, deve-se obter valores entre 5 e 6 casas logarítmicas ( $E > 99,9$  ou 99,99%).

Apoio:



Parceiros:



Organização:



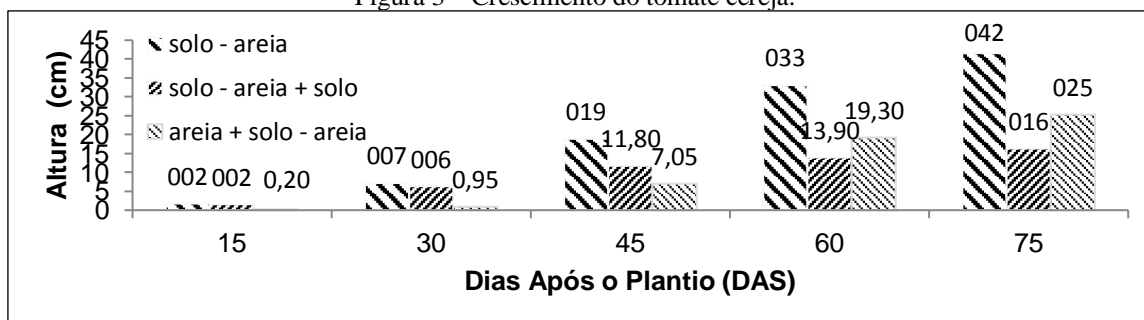




### 3.2 Crescimento do tomate cereja

O desenvolvimento da cultura utilizada foi avaliado a fim de verificar qual sistema proporcionou o melhor crescimento para o tomate cereja. Na Figura 3 pode-se observar o desenvolvimento das plantas em relação ao meio filtrante utilizado.

Figura 3 – Crescimento do tomate cereja.



Com base nos dados coletados do crescimento do tomate cereja, verificou-se que os recipientes plásticos com solo proporcionaram um maior desenvolvimento para a planta. Os CW-VF compostos de areia e solo apresentaram crescimento menor que os recipientes plásticos e maior que os CW-VF compostos de meio filtrante areia.

De acordo com a Figura 3, foi possível avaliar uma variação significativa entre os meios filtrantes a partir de 45 dias após o plantio. O solo de cultivo adubado utilizado nos recipientes plásticos, serviu como padrão (testemunha) para o crescimento dos tomates por ser o método utilizado normalmente para o plantio.

Com base na caracterização dos meios filtrantes (Tabela 3), o solo possui mais nutrientes que a areia, dessa forma, os tomates que se desenvolveram em contato no solo de cultivo, obtiveram maior crescimento. Por outro lado, verificou-se que embora o solo proporcione um crescimento mais elevado, os tomates plantados no meio filtrante areia, também apresentarem crescimento.

Augusto *et al.*, (2003), Hussar *et al.*, (2005) e Sanches *et al.*, (2007), em seus trabalhos observaram que a utilização de água residuária como alternativa de água e

Apoio:



Parceiros:



Organização:





nutrientes apresentaram resultados semelhantes com bom crescimento das plantas estudadas.

## 4 Conclusões

- O *wetlands* vertical com meio filtrante apenas areia, se apresentou maior eficiência no tratamento do efluente.
- Conclui-se também que o meio filtrante areia, atende as recomendações de Sezerino (2006), no entanto, o meio filtrante solo não atende aos padrões recomendados em todos os parâmetros, o que o torna mais suscetível à colmatação.
- O *wetlands* construídos com cultivo de tomate cereja apresentou uma eficiência que mostra que o mesmo pode atuar no cenário domiciliar em que tem-se o tratamento descentralizado, atuando como pós-tratamento de tanque séptico.
- Dentre os CW-VF, os sistemas com meio filtrante areia+solo, proporcionaram melhor crescimento para o tomate cereja, considerando que o solo de cultivo apresenta nutrientes ausentes na areia, além da carga extra recebida de matéria orgânica e nutrientes encontrados no efluente pós tanque séptico que promove um maior desenvolvimento da planta. Se tratando especificamente dos *wetlands* com camada filtrante de areia, os mesmos não proporcionaram o melhor crescimento para o tomate cereja, mas pelo fato de também serem irrigados com efluente dotado de nutrientes, forneceram condições para o desenvolvimento da planta.

## Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS NBR 7181: Solo: análise granulométrica. Rio de Janeiro, 1984. 13.p

ANVISA. AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. **Descrição dos meios de cultura empregados nos exames microbiológicos**. Módulo IV. Acesso em: 07/12/2016.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 edition. Washington DC: American Public Health Association, 2005.

AUGUSTO, D. C. C.; GUERRINI, I. A.; ENGEL, V. L.; ROUSSEAU, G. X. Utilização de esgotos domésticos tratados através de um sistema biológico na produção de mudas de *Croton floribundus* spreng (Capixigui) e *Capaifera lagndorffi* desf (Capoíba). *Revista Árvore*, Viçosa, v.27, n.3, p.335-342, 2003.

CUNHA, A. E. C.; CUNHA, M. E. C., CUNHA, M. T.; CUNHA, R. S.; CUNHA, M. F. **Avaliação do desenvolvimento do tomate cereja a partir da incorporação da matéria orgânica**. Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia. CONTECC 2014.

EMBRAPA, Centro Nacional de Pesquisa de solos. **Manual de métodos de análise de solos**. E. E. ver. E atual. Rio de Janeiro: EMBRAPA, 2009.627P.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C. Technology review of constructed *wetlands* subsurface flow. Constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment in developing countries. Deutsche Gesells chaffür Technische Zusammenarbeit GmbH (GTZ). Saneamento Sustentável - Programa da Ecosan. 2011.36p.

HUSSAR, G. J.; PARADELA, A. L.; BASTOS, M. C.; REIS, T. K. B.; JONAS, T. C.; SERRA, W.; GOMES, J. P. Efeitos do uso do efluente de reator anaeróbio compartimentado na fertirrigação da beterraba. *Revista Engenharia Ambiental*, v.2, n.1, p.35-45, 2005.

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. 156 p.

JUNGLES, M. K. Tratamento de esgoto sanitário em lagoa de maturação com biofilme. Florianópolis, 2007.

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

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 sinocultura. *Revista Ambiente & Água*, v.4, n2, p.31-45, 2009.

PELLISSARI, C. *et al.* **Wetlands construídos de fluxo vertical empregado no tratamento de efluente de bovinocultura leiteira**. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, v. 1, n. 2, p. 223-233, 2013

RELVÃO, A. M. 1999. **Sistemas de tratamento de efluentes em aglomerados urbanos por leitos de macrófitas emergentes**. 1aEd, Comissão de Coordenação da Região Centro, Ministério do Equipamento, do Planeamento e da Administração do Território. Coimbra.

SEZERINO, P. H. Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed *wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. Florianópolis, 2006.171 f. Tese

Apoio:



Parceiros:



Organização:



# 3º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS



(Doutorado em Engenharia Ambiental) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2006.

SANCHES, A.; MONTEGGIA, L. O.; GONÇALVES, H. R.; PADILHA, R. dos S. Utilização de efluente de reator UASB e lagoas de estabilização na fertirrigação do milho como alternativa de uso. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Belo Horizonte, Anais... Belo Horizonte, 2007.

SODIS; **Climatic conditions: Seasonal effects and weather changes**, Technical Note #6, <http://www.sodis.ch>, março de 2003.

SOMMER, B., MARIÑO, A., SOLARTE, Y., SALAS, M.L., DIEROLF, C., VALIENTE, C., MORA, D., RECHSTEINER, R., SETTERS, P.; WIROJANAGUD, W., AJARMEH, H., AL-HASSAN, A., e WEGELIN, M. **SODIS - an emerging water treatment process**. Journal WSRT-Aqua, 46, p. 127-137, 1997.

TREIN, C. M.; PELISSARI, C; HOFFMANN, H; PLATZER, C. J.; SEZERINO, P. H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos *wetlands* construídos. Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 15, n. 4, p. 351-367, out./dez. 2015.

WEGELIN, M., CANONICA, S., MECHSNER, K., FLEISHMANN, T., PESARO, F., METZLER, A., **Solar Water Disinfection: Scope on Process and Analysis of Radiation Experiments**, Journal of Water Supply: Research and Technology - Aqua, v. 43, n3, p. 154 – 169, 1994

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **AVALIAÇÃO TÉCNICA E FINANCEIRA DE WETLAND CONSTRUÍDO COM ENTULHO RECICLADO PARA O TRATAMENTO DE EFLUENTES**

**João Jorge Fukuchima Santos\***

Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia – GO, Brasil  
Escola de Engenharia  
[joajorgef@gmail.com](mailto:joajorgef@gmail.com)

**Maria Clara Prado Salomão Gouvêa**

Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia – GO, Brasil  
Escola de Engenharia  
[mariaclara-gouvea@hotmail.com](mailto:mariaclara-gouvea@hotmail.com)

**Thiago Augusto Mendes**

Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia – GO, Brasil  
Escola de Engenharia  
[engenhoaugusto@gmail.com](mailto:engenhoaugusto@gmail.com)

### **Resumo**

Um dos desafios a serem enfrentados no Brasil é a promoção do tratamento sanitário com baixo custo e eficiência comprovada. Uma possível solução para este desafio está no investimento em soluções sustentáveis, como a aplicação de materiais reutilizáveis e/ou reciclados para os sistemas de tratamento de esgoto. O presente trabalho objetivou avaliar diferentes parâmetros de projeto no dimensionamento do sistema *wetland* construído com entulho reciclado (ER), instalado em uma indústria no município de Aparecida de Goiânia – GO, além de, apresentar todas as etapas construtivas e avaliação de custos de execução. Para dimensionar o sistema, baseou-se nas metodologias sugeridas pela Norma Brasileira 7.229 e Kickuth (1984). O resultado foi um sistema *wetland* construído com dimensões de 2,5 × 2,0 × 1,2 m (comprimento, largura e profundidade, respectivamente), vegetada com lírio do brejo (*Hedychium coronarium*). O dimensionamento e execução do sistema tipo *wetland* construído com ER demonstrou-se prático e viável financeiramente, socialmente e ambientalmente em prol do saneamento a ser difundida no Brasil.

**Palavras-chave:** Saneamento básico. Sistemas alagados. Zona de raízes.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 1 Introdução

O saneamento básico no Brasil ainda é uma questão deficiente e preocupante. Menos de 50% da população brasileira conta com o serviço de coleta de esgoto (SNIS, 2014). Como efeito, mais de 100 milhões de pessoas estão sujeitas a doenças provenientes da falta do tratamento de efluente conseqüentemente, o país ainda perde na melhora do Índice de Desenvolvimento Humano (IDH) e deixa de cumprir uma das metas socioeconômicas impostas pela Organização das Nações Unidas (ONU), que deveriam ter sido cumpridas até o ano de 2015.

Tratamentos alternativos para a problemática da falta de saneamento são uma solução que há tempos vem sendo estudada, mas falta sua inserção em escala pública excedendo a fronteira acadêmica, como é o caso das wetland construídos, também conhecida como sistema de zona de raízes ou sistema de alagados.

O sistema wetland construído é uma alternativa de tratamento sustentável de esgoto que há tempos vem sendo estudada no Brasil, sendo uma das alternativas mais antigas. A função principal das plantas consiste no fornecimento de oxigênio ao solo através de caules subterrâneos, que possibilitam o desenvolvimento de uma população de microrganismos que irão nutrir-se com o efluente, diminuindo sua carga poluidora.

Segundo UN – HABITAT (2008) as vantagens das wetland construídos são a utilização de processos naturais para o tratamento do efluente, construção, operação e manutenção simples, custo efetivo e estabilidade do processo, porém, é um sistema com limitações, sendo algumas delas a disponibilidade de local, necessitando de uma área moderada para implantação, dependendo da vazão de entrada. O tratamento por wetland construído pode ser viável apenas em relação a outros tratamentos disponíveis, e ainda não foram desenvolvidos critérios de concepção para diferentes tipos de águas residuais e climas.

Para Brasil e Matos (2008), o tratamento em wetland construído é indicado como um sistema de baixo custo e de simples operação e manutenção e caracterizam-se como sistemas robustos e de baixos custos e simplicidade de operação e manutenção. Tais

Apoio:



Parceiros:



Organização:





aspectos os tornam ideais para aplicação em regiões carentes de saneamento básico, adequando-se perfeitamente às condições de países de clima tropical, porém, em sua maioria, ainda há o descarte de efluentes.

Desta forma, a proposta deste trabalho é avaliar diferentes parâmetros de projeto no dimensionamento do sistema wetland construído com entulho reciclado (ER), instalado na empresa RNV Resíduos Ltda, localizada no município de Aparecida de Goiânia – GO, além de, apresentar todas as etapas construtivas e avaliação de custos de execução.

## 2 Metodologia

Para a avaliação do sistema wetland construído preenchida com entulho reciclado (ER), realizou-se primeiramente a escolha do local de implantação. Em seguida, utilizou-se a estrutura metodológica apresentada por Cruz e Schroder (2014) e Silva (2007), iniciando-se com o dimensionamento e a elaboração do projeto da wetland construído com ER, que utilizaram os métodos propostos de Mendes e Nagamati (2013), Weber, Prado e Kaick (2015) e UN-HABITAT (2008) seguindo, posteriormente, com a execução e monitoramento. Por fim, foi possível elaborar o orçamento do sistema com base no Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil – SINAPI (CAIXA, 2016).

A *wetland* construído com ER foi executada na empresa RNV Resíduos Ltda, localizada no município de Aparecida de Goiânia – GO. A empresa atua na área de gestão de resíduos, reciclagem de resíduos da construção, transporte de resíduos perigosos, blendagem e coprocessamento, tratamento e descaracterização e consultoria, assessoria e serviços. A escolha do local deu-se pela disponibilidade de área (cerca de 5,0 m<sup>2</sup>), e o fato do ER (brita reciclada e rachão reciclado) estarem disponíveis no local de execução do sistema e em quantidade suficiente.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





O ER foi utilizado no preenchimento da wetland construído por ser uma alternativa sustentável e economicamente mais viável que a brita, que é a matéria-prima geralmente utilizada neste tipo de obra.

## **2.1 Dimensionamento e projeto do wetland construído com ER**

Para o dimensionamento e a elaboração do projeto do sistema de wetland construído com ER levou-se em consideração o local e a área disponível para futura execução. A escolha do tipo de sistema de wetland construído deu-se por meio de Silva (2007) que recomenda o sistema de wetland construído com fluxo vertical por utilizar uma área superficial menor. O sentido do fluxo adotado foi descendente, pois, segundo Silva (2007) o desenvolvimento das plantas ocorre nas primeiras camadas, apresentando maior efetividade por entrar em contato direto com as raízes.

O dimensionamento do sistema de tratamento por wetland construído baseou-se nas propostas de Weber, Prado e Kaick (2015), Mendes e Nagamati (2013), Silva (2007) e UN-HABITAT (2008) que utilizou a equação proposta por Kickuth (1984). A partir das equações de dimensionamento utilizadas pelos autores foram realizadas diferentes projeções de dimensionamento da wetland construído, variando o tempo de detenção hidráulico (TDH), a fim de se analisar as diferentes dimensões para se obter um melhor aproveitamento da área e tratamento do efluente.

Todo o procedimento e equações utilizadas para o dimensionamento da wetland construído estão apresentados no fluxograma da Figura 1, tendo como exigência a NBR 7.229 (ABNT, 1993) para obtenção dos valores de coeficiente de retorno e contribuição per capita de esgoto, para contribuições de fábricas em geral e profundidade mínima do sistema.

Apoio:



Parceiros:



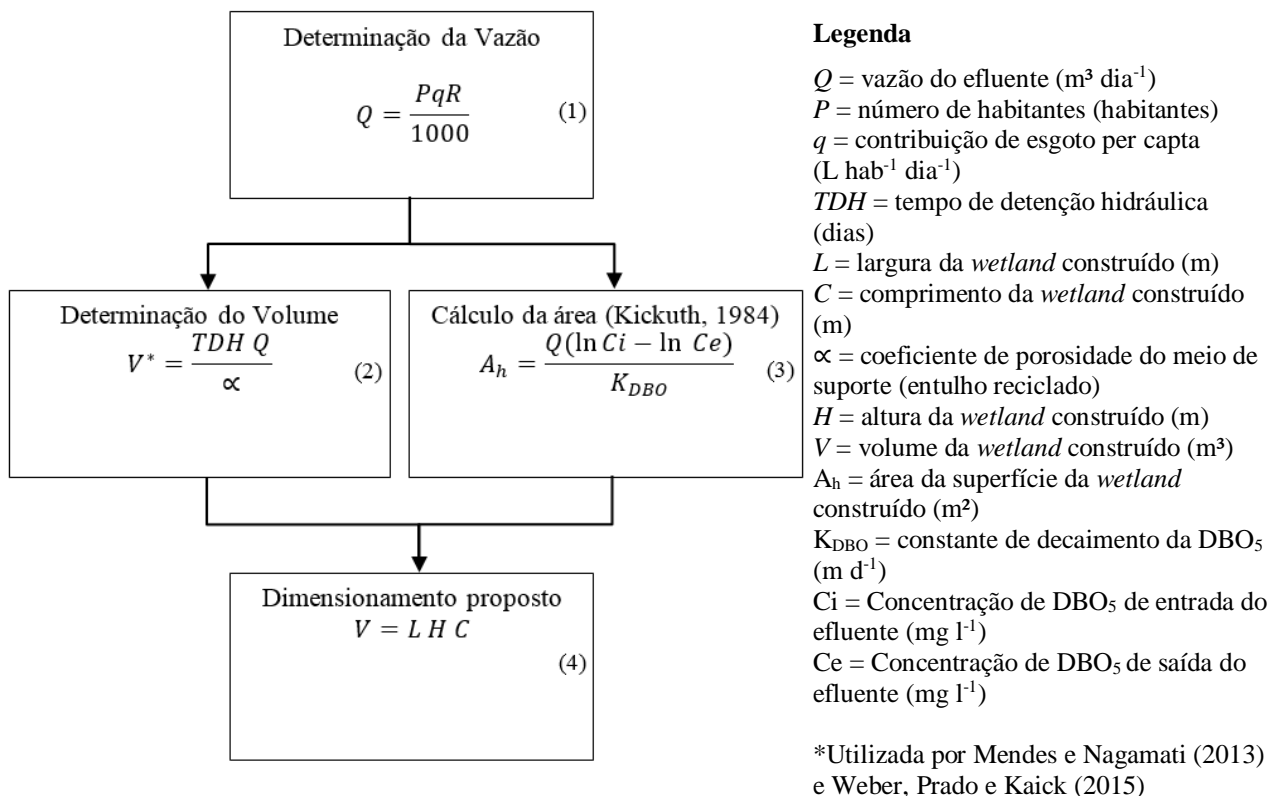
Organização:







Figura 1 – Metodologia de dimensionamento da wetland construído



## 2.2 Execução da wetland construído com ER

Para a correta execução da wetland construído com ER seguiu-se os passos apresentados no fluxograma da Figura 2. A escavação do perímetro foi realizada de modo que a altura do tubo de entrada do efluente fosse igual a 1,2 m (mínima sugerida pela NBR 7.229) para tanques sépticos (ABNT, 1993). A colocação do ER foi acomodada de modo a haver uma inclinação para o ponto de saída do efluente tratado. Para captação do efluente tratado no fundo do sistema foram utilizadas tubulações com 100 mm de diâmetro perfuradas na parte superior com furos de 8 mm de diâmetro e uma redução na extremidade de uma das tubulações. As tubulações de recebimento foram recortadas com dimensões de aproximadamente  $5,0 \times 1,5 \text{ cm}$  para a saída do esgoto.

Apoio:



Parceiros:

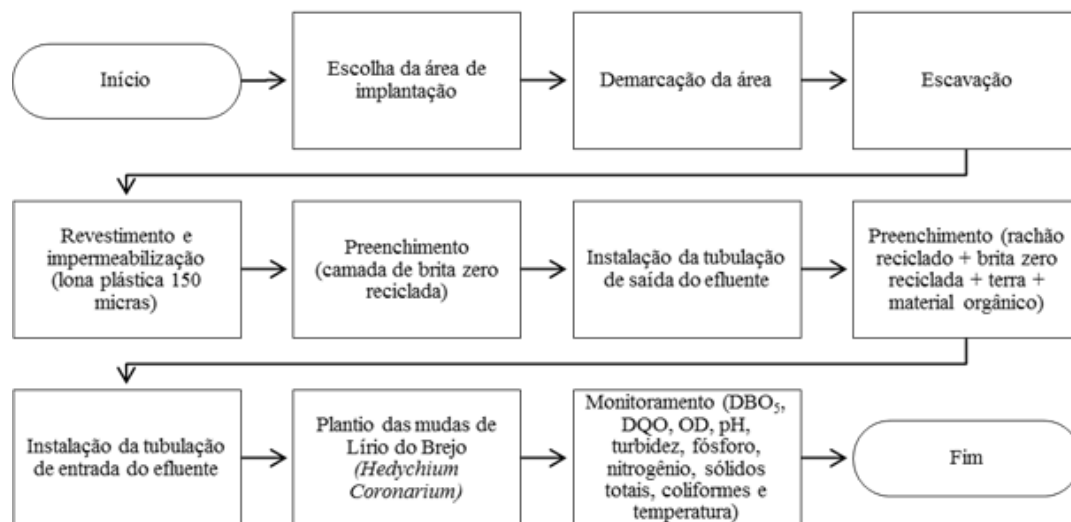


Organização:





Figura 2 – Fluxograma de execução da wetland construído



### 2.3 Escolha da vegetação para a wetland construído com ER

A seleção da vegetação seguiu a proposta de Almeida e Almeida (2005), Poças (2015) e Sarmiento (2010). Sarmiento (2010) utilizou o lírio do brejo (*Hedychium coronarium*) a fim de se obter um visual mais agradável ao sistema, além de apresentar uma eficiência de cerca de 34 % na remoção de nitrogênio amoniacal, 44 % na remoção de fósforo e 22 % na remoção de potássio. Almeida e Almeida (2005) obtiveram uma redução superior a 99 % na remoção de coliformes totais e fecais e Poças (2015) definiu o lírio do brejo (*Hedychium coronarium*) como a macrófita com a maior média na remoção de nitrogênio amoniacal dentre as espécies estudadas e uma das melhores na retenção média de DQO. Diante das propostas adotou-se a utilização do lírio do brejo (*Hedychium coronarium*) para execução do projeto (detalhes de plantio estão apresentados na figura 4).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





### 3 Resultados

A Tabela 1 apresenta os parâmetros de projeto adotados para a determinação da vazão de entrada (Equação 1) e dimensionamento (Equação 2, 3 e 4) da wetland construído com ER, ambas apresentadas no fluxograma da Figura 1. Inicialmente, determinou-se a vazão de projeto ( $0,96 \text{ L hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ).

Tabela 1 – Dados de entrada (parâmetros de projeto) para o dimensionamento da wetland construído com ER

Parâmetros	P (habitantes)	q ( $\text{L hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ )	R (%)	$\alpha$ (%)	k ( $\text{m d}^{-1}$ )	H <sub>min</sub> (m)
Valores Adotados	12	100	0,8	0,4	0,2	1,2
Fonte/Referência	Projeto	NBR7.229/1993	Weber (2015)	Weber (2015)	UN-Habitat (2008)	NBR7.229/1993

Para o dimensionamento da wetland construído com ER foram utilizadas as Equação 2 e 3, onde para a Equação 2 o dimensionamento é função de TDH e porosidade, e para Equação 3, o dimensionamento está em função das concentrações iniciais ( $C_i$ ) e finais ( $C_e$ ) de  $\text{DBO}_5$  do efluente e constante de decaimento da  $K_{\text{DBO}}$ . A Tabela 2 apresenta os parâmetros de entrada, obtidos de Mendes e Nagamati (2013), necessários para o dimensionamento da wetland construído com ER utilizando a Equação 3. Considerou-se para este dimensionamento, sistema inoperante e a  $\text{DBO}_5$  média de entrada e saída do efluente.

Tabela 2 – Valores de  $\text{DBO}_5$  a  $20^\circ\text{C}$  das análises do efluente da wetland construído executada por Mendes e Nagamati (2013) para efluentes domésticos

Parâmetro	Pontos de coleta do esgoto na wetland construído	17/04/13	01/05/13	Média*
$\text{DBO}_5$ ( $\text{mg l}^{-1}$ )	Bruto (Entrada)	460	300	380
	Tratado (Saída)	170	60	115

Com a vazão calculada ( $Q = 0,96 \text{ L hab}^{-1} \text{ dia}^{-1}$ ), o dimensionamento do sistema de tratamento wetland construído foi realizado para diferentes tempos de detenção hidráulica (TDH). Weber, Prado e Kaick (2015) encontraram um TDH de 2,5 dias para um total de

Apoio:



Parceiros:



Organização:





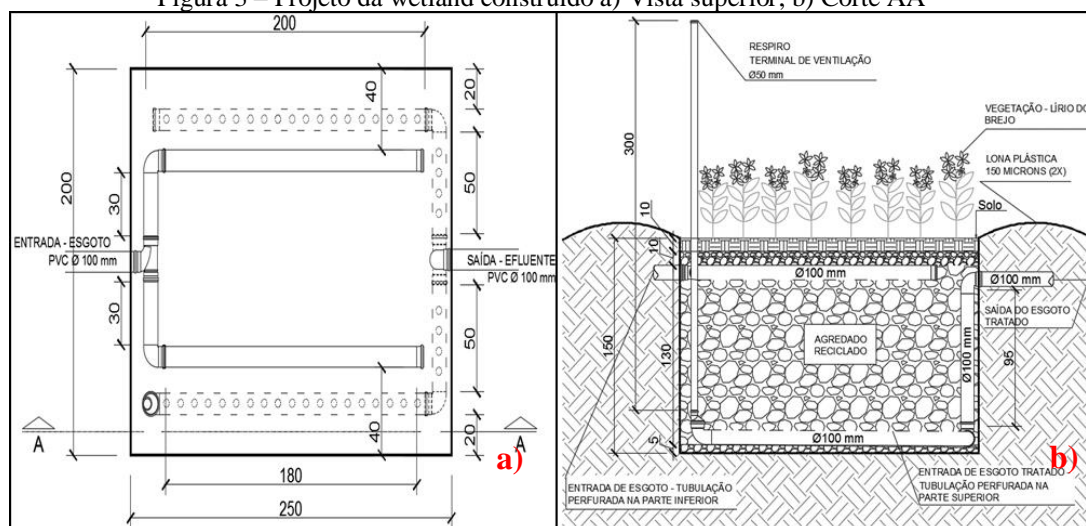
25 funcionários. A partir deste valor, variou-se o TDH entre 2,5 e 4 dias, conforme a Tabela 3. A Equação 3 de Kickuth (1984) também foi utilizada para avaliar e validar os volumes e o TDH obtidos com a equação utilizada por Weber, Prado e Kaick (2015).

Tabela 3 – Variações na geometria da *wetland* construído

Dimensionamento proposto			Equações utilizadas por Mendes e Nagamati (2103) e Weber, Prado e Kaick (2015)		Equação de Kickuth (1984)		
L (m)	C (m)	H (m)	TDH (dias)	Vol (m <sup>3</sup> )	Área (m <sup>2</sup> )	Vol (m <sup>3</sup> )	TDH (dias)
2,0	2,5	1,2	2,5	6,0	4,8	5,7	2,4
2,0	3,0	1,2	3,0	7,2	5,7	6,9	2,9
2,5	3,2	1,2	4,0	9,6	7,7	9,3	3,9

Assim a melhor opção de dimensionamento, levando-se em consideração o espaço disponibilizado para implantação do sistema e TDH foi de 2,0 × 2,5 × 1,2 m (L × C × H). A vista superior do sistema *wetland* construído e o corte estão demonstrados na Figura 3, salientando que a altura mínima utilizada é a altura de saída do efluente.

Figura 3 – Projeto da *wetland* construído a) Vista superior; b) Corte AA



Com o sistema projetado, sua execução foi realizada de forma manual, como mostra a Figura 7, apresentando as etapas de execução da *wetland* construído.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Figura 4 – Etapas de execução da wetland: a) Demarcação da área; b) Escavação; c) Preenchimento com brita zero reciclada e instalação da tubulação de saída; d) Preenchimento com rachão reciclado e instalação da tubulação de entrada; e) Preenchimento (terra + material orgânico) e plantio das mudas; f) Monitoramento



Após a execução do sistema *wetland* construído com ER, foi possível elaborar o orçamento do sistema utilizando-se das composições de custos do SINAPI, regional Goiás, data base abril de 2016, desonerado (Tabela 4) e o orçamento real de implantação do sistema (Tabela 5).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Tabela 4 – Orçamento da wetland construído com base de dados SINAPI/Desonerado (data base: abril/2016)

Código	Descrição	Unidade	Quantidade	Custo Unitário (R\$)	Custo Total (R\$)
<b>1 - Vala</b>					
79517/1	Escavação wetland construído - útil	m³	7,50	21,63	151,41
<b>2 - Enchimento</b>					
73883/002	Execução de dreno francês com brita nº 2	m³	6,50	73,89	480,29
68053	Fornecimento/instalação lona plástica preta, para impermeabilização, espessura 150 micras.	m²	128,00	4,02	514,56
85178	Plantio de arbusto com altura 50 a 100cm, em cava de 60x60x60cm	unid.	35,00	44,61	1.561,35
<b>3 – Tubulações/Respiro</b>					
89584	Joelho 90 graus, PVC, serie R, água pluvial, DN 100mm	unid.	7,00	25,38	177,66
20043	Redução excêntrica PVC p/ esg. predial DN 100 x 50mm	unid.	1,00	1,69	1,69
89833	Te, PVC, série normal, esgoto predial, DN 100 x 100 mm	unid.	2,00	23,48	23,48
89800	Tubo PVC, série normal, esgoto predial, DN 100 mm	m	21,00	14,38	301,98
89798	Tubo PVC, série normal, esgoto predial, DN 50 mm	m	3,00	7,53	22,59
72295	Cap PVC esgoto 100mm (tampão) - fornecimento e instalação	unid.	5,00	9,92	49,60
<b>TOTAL</b>					<b>3.284,60</b>

Tabela 5 – Orçamento real da wetland construído

Descrição	Unidade	Quantidade	Custo Unitário (R\$)	Custo Total (R\$)
<b>1 - Vala</b>				
Escavação manual da wetland construído - útil = 1,5m	m³	7,50	71,43	500,00
<b>2 - Enchimento</b>				
Aquisição de brita e rachão reciclados e preenchimento da wetland construído	m³	6,50	32,00	208,00
Fornecimento/instalação lona plástica preta, para impermeabilização, espessura 150 micras.	m²	128,00	1,09	139,52
Aquisição e plantio de mudas de Lírio do Brejo ( <i>Hedychium coronarium</i> )	unid.	35,00	6,50	227,50
<b>3 - Tubulações/Respiro</b>				
Joelho 90 graus, PVC, serie R, água pluvial, DN 100mm	unid.	7,00	6,26	43,82
Redução excêntrica PVC p/ esg. predial DN 100 x 50mm	unid.	1,00	5,35	5,35
Te, PVC, série normal, esgoto predial, DN 100 x 100 mm	unid.	1,00	11,69	11,69
Tubo PVC, série normal, esgoto predial, DN 100 mm	m	21,00	10,45	219,45
Tubo PVC, série normal, esgoto predial, DN 50 mm	m	3,00	6,66	19,98
Cap PVC esgoto 100mm (tampão) - fornecimento e instalação	unid.	5,00	6,60	33,00
Saco de cimento (50 kg)	unid.	2,00	20,00	40,00
Lixa massa Norton	unid.	3,00	0,53	1,59
Cola para PVC Amanco	unid.	1,00	9,25	9,25
<b>TOTAL</b>				<b>1.459,15</b>

## 4 Conclusão

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Para o dimensionamento do sistema (wetland construído com entulho reciclado - ER) deve ser levado em consideração a vazão afluyente, o tempo de detenção hidráulico (TDH), o meio de suporte a ser utilizado como preenchimento (neste caso, o ER), as concentrações de DBO5 do efluente bruto e tratado, constante de decaimento da DBO5 e a área disponível. Através da análise de diferentes cenários envolvendo estas variáveis e/ou parâmetros de entrada foi possível dimensionar o sistema (wetland construído).

Sendo assim, com relação ao dimensionamento conclui-se que:

- A variação do TDH é um dos parâmetros mais importantes no dimensionamento do sistema, influenciando diretamente no volume da wetland construído e conseqüentemente, em sua área superficial;
- Fixando uma das dimensões da wetland construído, como foi o caso da altura útil, pode-se alternar o seu volume em função do comprimento e largura disponíveis, ou seja, é possível realizar diferentes projeções da wetland construído. Para maiores volumes requer-se maiores TDH's;
- Preferiu-se no dimensionamento, optar por conseguir menor área superficial necessária e menor tempo de permanência do esgoto na wetland construído (adotando-se TDH de 2,5 dias), o que não se obteve devido à elevada porosidade do meio de preenchimento (ER);

Com relação à execução do sistema *wetland* construído, conclui-se que:

- a escavação manual foi a etapa que mais demandou tempo de obra (cerca de 50 % do tempo total da obra), sendo a etapa que exigiu maior atenção para que o dimensionamento e projeto fossem realizados na íntegra (atendimento correto das dimensões de projeto);
- a instalação da lona (impermeabilização do sistema) foi outra etapa de execução da obra que necessitou de muita atenção e cuidado, pois, deve-

Apoio:



Parceiros:



Organização:





se ter certeza de que não haja furos, rasgos, dobras e emendas que afetem a estanqueidade do sistema;

- cuidado também se deve ao momento do preenchimento da escavação (wetland construído) com o ER, pois, o má acondicionamento pode causar danos ao sistema de impermeabilização (furos e/ou rasgos);
- deve-se atentar aos desníveis e caimentos adequados de projeto para que não ocorra fluxo inverso, entupimentos e colmatações indevidas. Fase da obra crítica e que requer conferência;
- de forma geral, a execução do sistema pode ser realizada com mão de obra não especializada, porém, com os devidos acompanhamentos de obra.

O sistema *wetland* construído mostrou-se viável pelo seu baixo custo de execução e operação, o que não se pode afirmar acerca da manutenção (ainda muito recente). As principais diferenças encontradas nos diferentes orçamentos (utilização de referência de custos distintas) foram:

- no custo de plantio das mudas, que no orçamento real não foi contabilizado, pois, as mudas foram adquiridas por doação;
- na escavação do sistema o orçamento real foi contabilizado apenas com a mão de obra dos envolvidos (pedreiro e servente) enquanto que para o SINAPI, são contemplados os encargos sociais, EPI's, seguros, exames trabalhistas, etc;
- o custo do material de preenchimento (ER), representando uma economia de cerca de 60 % sobre a brita 2 orçada pelo SINAPI.

Diante do curto tempo de funcionamento e operação do sistema e de todos os resultados da investigação até o momento, pensando em concluir por completo o objetivo principal deste trabalho, aguarda-se a completa saturação do sistema (que já apresenta pequenos indícios) e saída do efluente tratado para o devido monitoramento (DBO<sub>5</sub>,

Apoio:



Parceiros:



Organização:







turbidez, pH, temperatura, fósforo, nitrogênio, OD, DQO, sólidos totais e coliformes) em busca de avaliar a eficiência do sistema que traz como material de preenchimento um material alternativo e sustentável.

## Referências

ALMEIDA, R. de A.; ALMEIDA, N. A. M. **Remoção de coliformes do esgoto por meio de espécies vegetais.** Revista eletrônica de enfermagem, v. 7, n. 3, 2006.

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 7.229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

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

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Thypha sp.*) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. Engenharia Sanitária e Ambiental. Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p. 266-272, set. 2007.

CAIXA - CAIXA ECONÔMICA FEDERAL. **SINAPI: Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil.** 2016. Disponível em: <http://www.caixa.gov.br/site/paginas/downloads.aspx>. Acesso em: 08 mai. 2016.

CRUZ, J. M.; SCHRÖDER, N. T. **Dimensionamento de um sistema wetland construído para tratamento de esgoto sanitário em uma empresa.** In: IX Simpósio Internacional De Qualidade Ambiental. Porto Alegre, 2014.

MENDES, T.; NAGAMATI, F. L. **Execução de Wetland para Tratamento de Efluente Doméstico em Propriedade Rural.** 2013. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Pontifícia Universidade Católica de Goiás, Goiânia, 2013.

POÇAS, C. D. Utilização da tecnologia de wetland para tratamento terciário: controle de nutrientes. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

SARMENTO, A. P. Remoção de poluentes em sistemas alagados construídos de escoamento vertical cultivados com diferentes espécies vegetais. Dissertação de Mestrado – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2010.

SILVA, S. C. Wetland construídos de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos. Brasília, DF: Universidade de Brasília. Tese de doutorado, Universidade de Brasília – UnB, 2007. 231 p.

Apoio:



Parceiros:



Organização:



# 3º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS



SNIS - SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Programa Nacional de Modernização do Setor de Saneamento: Diagnóstico Dos Serviços de Água e Esgotos – 2014**. BRASIL: Ministério das Cidades. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento, 2014. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2014>. Acesso em: 08 mai. 2016.

UN-HABITAT, 2008. **Constructed Wetland Manual**. UN-HABITAT Water for Asian Cities Programm e Nepal, Kathmandu.

WEBER, C. F.; PRADO, M. R.; VAN KAICK, T. S. **Dimensionamento de wetland construídas em sistemas individuais de tratamento de esgoto sanitário**. In: 2º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE WETLAND CONSTRUÍDOS. Curitiba, 2015.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **DESENVOLVIMENTO E ADAPTAÇÃO DA MACRÓFITA *Typha domingensis* EM DIFERENTES MODALIDADES DE WETLANDS CONSTRUÍDOS**

**Mayara Oliveira dos Santos\***

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[mayara.oliveira@posgrad.ufsc.br](mailto:mayara.oliveira@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)

**Benny Zuse Rousso**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[benny.rousso@gmail.com](mailto:benny.rousso@gmail.com)

**Monique Nunes de Freitas**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[moniquenunesfreitas@gmail.com](mailto:moniquenunesfreitas@gmail.com)

**Victor Ybarzo Fechine**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[victorybarzo@gmail.com](mailto:victorybarzo@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 deste estudo foi avaliar o crescimento e a produção de biomassa da macrófitas *Typha domingensis*, em três diferentes modalidades de *wetlands* construídos (WC) empregados no tratamento de esgoto sanitário, sendo um *wetland* construído vertical descendente (WCVD) e um *wetland* construído vertical descendente com fundo saturado (WCVD-FS), ambos com 7,5 m<sup>2</sup> de área superficial, e um *wetland* construído horizontal

Apoio:



Parceiros:



Organização:





(WCH), com 16 m<sup>2</sup> de área superficial. Os WCVD e WCVD-FS receberam carga orgânica média de 41 g DQO/m<sup>2</sup>.d, taxa hidráulica de 80 mm/d e foram operados com ciclos de alimentação e repouso de 3,5 dias. O WCH foi alimentado conforme a drenagem do efluente do WCVD. Para todas as unidades de WC foi utilizada areia grossa como material filtrante e a macrófita empregada foi *Thypha domingensis*. O monitoramento do desenvolvimento das macrófitas foi realizado através de medições do comprimento foliar e quantificação da biomassa retirada nas podas. Foi identificado que as macrófitas do WCH e do WCVD-FS se desenvolveram mais que as macrófitas do WCVD, tanto em crescimento quanto em número de indivíduos na seção superficial. A altura média após 50 dias de crescimento para o WCH, WCVD-FS e WCVD foi de 140, 127 e 89 cm, respectivamente. Houve necessidade de manejo constante, devido à presença de plantas invasoras e também à infestação de afídeos, o que promoveu o decaimento da biomassa vegetal, principalmente no WCVD. O WCVD-FS teve maior produtividade de biomassa seca por área (~1,4 kg/m<sup>2</sup>), seguido pelo WCH (~1,2 kg/m<sup>2</sup>) e o WCVD (~0,4 kg/m<sup>2</sup>).

**Palavras-chave:** Esgoto sanitário. *Wetlands* construídos. *Typha domingensis*. Medidas de manejo. Produção de biomassa.

## 1 Introdução

Um dos principais elementos atuantes no processo de tratamento nos *wetlands* construídos (WC) são as macrófitas plantadas diretamente no maciço filtrante, como é o caso dos WC subsuperficiais ou presentes na lâmina d'água nos WC superficiais (BRIX, 1997). Muitos estudos já foram realizados para elucidar a importância das macrófitas nesses sistemas (BRIX, 1997; MATOS *et al.*, 2010; PELISSARI, 2013; SEHAR *et al.*, 2015; ADYEL *et al.*, 2017). Dessa forma, o papel das macrófitas no desempenho de tratamento dos WC é considerado um componente essencial.

Atualmente nos WC já se conhece o potencial de assimilação de nutrientes pela biomassa vegetal (MATOS *et al.*, 2010; PELISSARI, 2013; SÁNCHEZ, 2016), a magnitude da evapotranspiração associada com as condições climáticas e a espécie da macrófita empregada na unidade de tratamento (HEADLY *et al.*, 2012; PELISSARI, 2013; ROUSSO, 2017; SÁNCHEZ, 2016), o período ideal para realizar a poda das macrófitas, a fim de maximizar a capacidade fitoextratora de nutrientes (PELISSARI, 2013), o processo de translocação de nutrientes da parte aérea para a rizosfera (PELISSARI, 2013), a capacidade de transferência de oxigênio pela raízes das macrófitas

Apoio:



Parceiros:



Organização:





(NIVALA *et al.*, 2013), a importância da rizosfera no desenvolvimento das populações microbianas (TIETZ *et al.*, 2007; KANTAWANICHKUL *et al.*, 2009; PENG *et al.*, 2014) e a influência das macrófitas no processo da desnitrificação, devido a liberação de exsudados radiculares ricos em compostos orgânicos (ZHAI *et al.*, 2013).

Apesar do intenso campo de pesquisa de áreas multidisciplinares, a fim de elucidar o comportamento das macrófitas associados aos inúmeros mecanismos de tratamento que ocorrem nos WC, poucos são os estudos que demonstram a dinâmica de crescimento das macrófitas desde o plantio até a poda, por vários ciclos de crescimento ao longo de diferentes estações do ano. Além disso, diferentes modalidades de WC podem desencadear distintas condições no meio, podendo influenciar no desenvolvimento da biomassa vegetal nas unidades de tratamento.

Nesse contexto, este estudo buscou relatar as fases de crescimento e a produção de biomassa da macrófita *Thypha domingensis*, e também, as medidas de manejo relacionadas à biomassa vegetal, adotadas ao longo do estudo, em diferentes modalidades de *wetlands* construídos empregados no tratamento de esgoto sanitário.

## 2 Materiais e métodos

### 2.1 Descrição da estação de tratamento de esgoto sanitário

O estudo foi realizado em um *wetland* construído vertical descendente com fundo saturado (WCVD-FS), um *wetland* construído vertical descendente (WCVD) e um *wetland* construído horizontal (WCH). O WCVD e o WCH foram operados em série, compondo um sistema híbrido de WC. Essas unidades foram empregadas em nível de tratamento secundário e terciário de esgoto sanitário, proveniente de uma rede coletora do município de Florianópolis – SC.

O WCVD-FS e o WCVD possuíam uma área superficial de 7,5 m<sup>2</sup> e uma profundidade de 75 cm, sendo que no WCVD-FS os últimos 40 cm foram mantidos saturados com o efluente, conforme recomendações de Santos *et al.* (2016). Essas unidades foram dimensionadas baseadas em uma carga orgânica aplicada de 41 g

Apoio:



Parceiros:



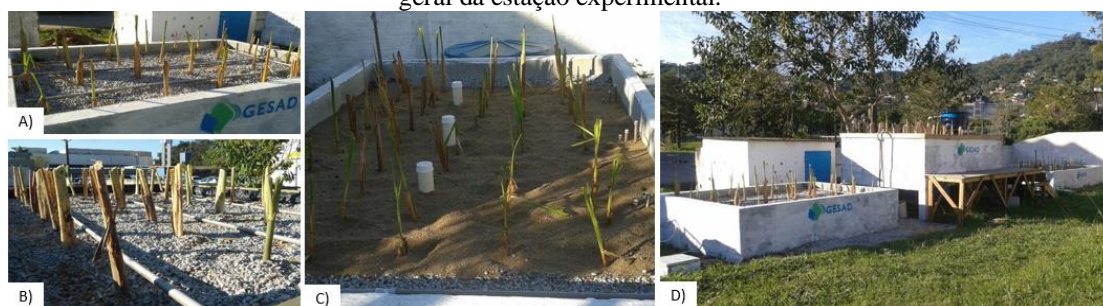
Organização:





DQO/m<sup>2</sup>.d (SEZERINO, 2006), e operadas com ciclos de alimentação e repouso de 3,5 dias. A vazão aplicada resultante da carga de projeto foi de 600 L/d (4 pulsos/d), sob uma taxa hidráulica média de 80 mm/d. O WCH possuía uma área superficial de 16 m<sup>2</sup>, 80 cm de profundidade e recebeu alimentação conforme a drenagem do efluente no WCVD a montante. Para todas as unidades de WC foi utilizada areia ( $d_{10}= 0,29$  e  $U= 4$ ) como material filtrante e a macrófita empregada foi *Thypha domingensis*, em uma razão de transplântio aproximada de 4 plantas/m<sup>2</sup>. O início da operação da estação experimental aconteceu em junho de 2015, quando foi realizado o transplântio das macrófitas para os WC (Figura 1).

Figura 1 – Unidades de WC após o plantio das macrófitas. A) WCVD-FS. B) WCVD. C) WCH. D) Vista geral da estação experimental.



Autoria própria (2017).

## 2.2 Avaliação do crescimento e produção da biomassa vegetal da macrófita *Thypha domingensis* nas diferentes modalidades de wetlands construídos

O monitoramento do desenvolvimento das macrófitas foi realizado nos meses de abril de 2016 a fevereiro de 2017 (11 meses), através de medições do comprimento foliar e quantificação da biomassa produzida nas podas das macrófitas.

O crescimento foliar foi avaliado através de medições quinzenais e/ou mensais com auxílio de uma fita métrica. Selecionaram-se de forma aleatória 2 plantas no WCVD e 2 plantas no WCVD-FS. Já no WCH, foi selecionado 2 plantas na porção inicial, 2 plantas na porção média e 2 plantas na porção final relativas à área superficial da unidade.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





As plantas selecionadas foram identificadas com fitas coloridas para facilitar a identificação.

Para o monitoramento da produção de biomassa, após cada poda das macrófitas, com corte feito a aproximadamente 40 cm do maciço filtrante, foi realizada a pesagem de todo o material vegetal retirado de cada *wetland* construído. A partir disso, selecionaram-se de forma aleatória 2 plantas de cada *wetland*, e as mesmas foram levadas à estufa a temperatura de 60 °C, até atingir peso constante, para determinação do teor de umidade e posteriormente a determinação da produção de biomassa seca (TEDESCO *et al.*, 1995).

## 3 Resultados e discussão

### 3.1 Adaptação e desenvolvimento da macrófita *Thypha domingensis* nas unidades de *wetlands* construídos

Desde o primeiro transplântio das macrófitas nas diferentes unidades dos WC (junho/2015) identificou-se uma variação na adaptação, desenvolvimento e cobertura da área superficial de cada unidade avaliada. Logo após os dois primeiros meses do transplântio, foi realizada substituição de plantas que não se desenvolveram nesse período, em todas as unidades avaliadas. Posteriormente a essa etapa, foi identificado que as macrófitas do WCVD-FS e do WCH se desenvolveram mais que as macrófitas do WCVD, tanto em crescimento quanto em número de indivíduos na seção superficial. Após poda realizada em julho de 2016 (um ano após transplântio inicial) foi feita a contagem de macrófitas nos *wetlands* construídos verticais, resultando em 265 indivíduos no WCVD-FS (35 plantas/m<sup>2</sup>) e 149 indivíduos no WCVD (20 plantas/m<sup>2</sup>).

Após as podas realizadas e com o início de novos ciclos de crescimento das macrófitas nas unidades, o mesmo comportamento foi identificado, ou seja, o WCVD apresentou dificuldades de promover adaptação das macrófitas tanto no crescimento foliar quanto na abundância de plantas na unidade de tratamento, enquanto que nas demais unidades, esse problema não foi identificado. Esse comportamento foi verificado em todo o período estudado.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Além disso, ressalta-se a presença de plantas invasoras em todas as unidades, o que gerou uma competição entre as diferentes plantas presentes nas unidades (Figura 2), e também a infestação de afídeos, popularmente conhecidos como “pulgões”, o que diminuiu a biomassa vegetal das plantas, principalmente no WCVD.

Figura 2 – Plantas invasoras identificadas nas três modalidades de wetlands construídos.



Autoria própria (2017).

O crescimento dos pulgões se deu de forma rápida e descontrolada (Figura 3), ocasionando o enfraquecimento e morte de muitas macrófitas. Duas ações foram tomadas para resolver o problema, quais foram: a borrifação de solução de fumo (fumo em corda, álcool e água) nas macrófitas e a poda emergencial no WCVD e WCVD-FS. Optou-se por fazer a poda a 20 cm do maciço filtrante para retirar a maior quantidade possível de pulgões dos *wetlands*. Mesmo após a poda, solução de fumo foi passada semanalmente nos *wetlands* até verificar a ausência de pulgões. Percebeu-se que as plantas ficaram frágeis após este acontecimento, principalmente as macrófitas do WCVD.

Figura 3 – Infestação de pulgões nas macrófitas presentes nos *wetlands* construídos avaliados.



Autoria própria (2017).

Apoio:



Parceiros:



Organização:







Com base no acompanhamento visual avaliado desde o transplântio, as macrófitas do WCVD-FS e do WCH se desenvolveram mais que as macrófitas do WCVD, apresentando sempre maior comprimento foliar e vitalidade. Estes resultados podem estar relacionados com a saturação do maciço filtrante, o qual disponibilizou maior umidade no meio, enquanto que o WCVD permaneceu com o maciço filtrante seco, apenas saturado com esgoto após os pulsos de alimentação, prejudicando o desenvolvimento das macrófitas. Diante deste acompanhamento, a utilização de plantas com maior resistência à ausência de umidade, como é o caso das plantas com metabolismo C4, mostra-se como uma interessante estratégia para diminuir a manutenção realizada no WCVD em função do baixo desenvolvimento das macrófitas.

### 3.2 Crescimento foliar da macrófita *Thypha domingensis* nas unidades de wetlands construídos

Considerando o monitoramento do crescimento foliar realizado durante os meses de abril de 2016 a fevereiro de 2017, no WCH foi avaliado um ciclo de 50 dias de crescimento das macrófitas e nos WCVD e WCVD-FS foram avaliados 3 ciclos de crescimentos de aproximadamente 80 dias cada, correspondente a períodos de diferentes estações do ano (outono, inverno e primavera).

A altura média identificada após 50 dias de crescimento para o WCVD-FS, WCVD e WCH foi de 127, 89 e 140 cm, respectivamente (Figura 4).

As macrófitas apresentaram maior crescimento no WCH, enquanto que no WCVD as mesmas atingiram as menores alturas do estudo. O mesmo comportamento já foi reportado por Pelissari (2013). Provavelmente, a umidade presente no maciço filtrante foi um fator determinante para o crescimento das macrófitas, uma vez que ocorreu maior crescimento no WCVD-FS do que no WCVD, sendo que ambos os WC receberam a mesma carga orgânica e taxa hidráulica aplicada. Esses resultados mostram que o WCVD-FS apresentou benefícios para o desenvolvimento das macrófitas, quando comparado ao WCVD (Figura 5).

Apoio:



Parceiros:

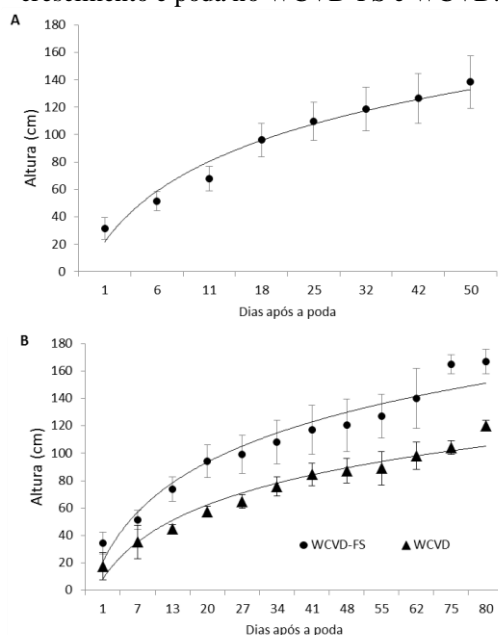


Organização:





Figura 4 – Crescimento médio da *Thypha domingensis* identificado nos WC. **A)** Valores médios obtidos por meio de medições conduzidas em diferentes plantas ao longo do comprimento do WCH durante 50 dias de monitoramento. **B)** Valores médios referente às medições de diferentes plantas em 3 ciclos de crescimento e poda no WCVD-FS e WCVD.



Autoria própria (2017).

Figura 5 – Wetlands construídos verticais. **A)** WCVD-FS. **B)** WCVD.



Autoria própria (2017).

Observou-se, também, crescimento diferenciado nas macrófitas do WCH (Figura 6), onde as plantas próximas a zona de entrada do afluente (esquerda da foto presente na Figura 6) eram maiores, provavelmente devido à maior disponibilidade de nutrientes, enquanto que as macrófitas próximas a zona de saída do efluente (direita da foto presente

Apoio:



Parceiros:



Organização:





na Figura 6) eram menores. Esse mesmo comportamento foi verificado após todas as podas realizadas no WCH, indicando assim, que a disponibilidade de nutrientes pode influenciar no desenvolvimento foliar das plantas.

Figura 6 – Crescimento diferenciado de *Thypha domingensis* identificado nas zonas de entrada e saída do WCH.



Autoria própria (2017).

### 3.3 Produção de biomassa de *Thypha domingensis* nas unidades de wetlands construídos

Ao longo dos 11 meses de monitoramento das macrófitas foram realizadas quatro podas, onde foi possível pesar todo o material vegetal retirado de cada wetland e determinar os pesos de biomassa seca através do teor de umidade das plantas (Tabela 1).

Tabela 1 – Peso de biomassa fresca e seca da *Thypha domingensis* para cada um dos wetlands construídos estudados.

Data das podas	Peso biomassa fresca (kg)			Peso biomassa seca (kg)			Peso biomassa seca por área (kg/m <sup>2</sup> )		
	WCVD-FS	WCVD	WCH	WCVD-FS	WCVD	WCH	WCVD-FS	WCVD	WCH
Abril/2016	65,7	23,7	-	12,6	4,5	-	1,7	0,6	-
Julho/2016	33,6	12,5	-	5,6	2,1	-	0,7	0,3	-
Setembro/2016	-	-	101,4	-	-	19,9	-	-	1,2
Fevereiro/2017	68,8	-	90,3	13,0	-	17,1	1,7	-	1,1

Pesquisa de campo (2017).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





O WCVD-FS apresentou produção de biomassa maior que o WCVD (aproximadamente o triplo de produtividade). Observou-se também que os dados de pesos obtidos na poda de julho de 2016 são inferiores aos dados de outras podas. Esse fato pode estar relacionado com o aparecimento dos pulgões, que influenciaram no desenvolvimento das macrófitas dos *wetlands* construídos, interferindo no crescimento e produtividade de biomassa da *Typha domingensis*.

O WCVD-FS teve maior produtividade média de biomassa seca por área superficial do *wetland* (1,4 kg/m<sup>2</sup>), seguido pelo WCH (1,2 kg/m<sup>2</sup>) e WCVD (0,4 kg/m<sup>2</sup>). Esses resultados mostraram que o WCVD-FS proporcionou condições favoráveis para o desenvolvimento e a climatização das macrófitas. Além disso, destaca-se que essa biomassa pode ser um subproduto da estação de tratamento de esgoto, mostrando assim que os *wetlands* construídos são uma ecotecnologia que se insere no contexto da economia circular.

## 4 Conclusões

Por meio do monitoramento do desenvolvimento da macrófita *Typha domingensis* presente em três diferentes modalidades de *wetlands* construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário, pode-se concluir que:

- A presença de plantas invasoras e pulgões nos *wetlands* construídos interferiram no desenvolvimento das macrófitas, havendo necessidade de constante manejo. A presença de pulgões (afídeos) causou o enfraquecimento e morte de macrófitas, ocasionando a diminuição da produtividade de biomassa;
- As macrófitas do WCH apresentaram crescimento diferenciado, com altura média de acordo com a porção do maciço filtrante a qual se encontravam: quanto mais próximas da entrada de efluente, maiores;
- O WCVD-FS apresentou melhor adaptação das macrófitas em relação ao WCVD: plantas maiores, mais viçosas e maior cobertura vegetal. Além disso, o WCVD-FS apresentou maior produtividade média de biomassa seca por área

Apoio:



Parceiros:



Organização:





superficial do *wetland* (1,4 kg/m<sup>2</sup>) em relação aos outros dois *wetlands* construídos estudados (WCVD e WCH).

## 5 Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à FUNASA e ao CNPq pelo financiamento e suporte da pesquisa.

## Referências

- ADYEL, T. M. *et al.* Temporal dynamics of stormwater nutrient attenuation of an urban constructed wetland experiencing summer low flows and macrophyte senescence. **Ecological Engineering**, v.102, p. 641-661, 2017.
- BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v.35, n.5, p.11-17, 1997.
- HEADLEY, R. T. *et al.* Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with *Phragmites australis* in sub-tropical Australia. **Water Research**, v. 46, p. 345-354, 2012.
- KANTAWANICHKUL, S. *et al.* Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 238-247, 2009.
- MATOS, A. T. *et al.* Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizadas no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Engenharia Agrícola Ambiental**, v. 14, n. 12, p.1311-1317, 2010.
- NIVALA, J. *et al.* Comparative analyses of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichtsbach, Germany. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 527-543, 2013.
- PELLISSARI, C. **Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.
- PENG, L. *et al.* Effects of plants and temperature on nitrogen removal and microbiology in a pilot-scale integrated vertical-flow wetland treating primary domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v.64, p. 285-290, 2014.
- ROUSSO, B. Z. **Avaliação de um sistema híbrido de wetlands construídos empregado no tratamento de esgoto sanitário**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





SÁNCHEZ, G. C. **Participação da macrófita *Typha domingensis* na remoção de nutrientes de esgoto sanitário em wetlands construídos.** 2016. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

SANTOS, M. O. *et al.* Influência da saturação de fundo de maciços filtrantes componentes de wetlands construídos verticais aplicados no tratamento de esgoto sanitário. **Revista AIDIS**, v.9, n. 3, p. 303-316, 2016.

SEHAR, S. *et al.* A comparative study of macrophytes influence on wastewater treatment through subsurface flow hybrid constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 81, p. 62–69, 2015.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (Constructed Wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condição de clima subtropical.** 2016. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

TEDESCO, M. J. *et al.* **Análise de solo, plantas e outros materiais.** Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995.

TIETZ, A. *et al.* Diversity of ammonia oxidizing bacteria in a vertical flow constructed wetland. **Water Science and Technology**, v. 56, n. 3, p.241-247, 2007.

ZHAI, X.; PIWPUAN, N.; ARIAS, A.C.; HEADLEY, T.; BRIX, H. Can root exudates from emergent wetland plants fuel denitrification in subsurface flow constructed wetland systems? **Ecological Engineering**, v.61, p.555-563, 2013.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **AVALIAÇÃO DA PRESENÇA E PERSISTÊNCIA DE MICROORGANISMOS PATOGÊNICOS DURANTE A MINERALIZAÇÃO DE LODO DE ESGOTO EM WETLAND CONSTRUÍDO**

**Camila Daminelli Schissi\***

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Microbiologia, Imunologia e Parasitologia  
[camilaschissi@gmail.com](mailto:camilaschissi@gmail.com)

**Lucas Ariel Totaro Garcia**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Microbiologia, Imunologia e Parasitologia

**Gislaine Fongaro**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Microbiologia, Imunologia e Parasitologia

**Célia Regina Monte Barardi**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Microbiologia, Imunologia e Parasitologia

**Maria Elisa Magri**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

### **Resumo**

O lodo gerado em Estações de Tratamento de Esgotos contém altas concentrações de nutrientes e matéria orgânica, podendo ser utilizado como biofertilizante na agricultura. Contudo, pode conter contaminantes, como compostos orgânicos sintéticos e microrganismos patogênicos. Assim, torna-se necessário o tratamento adequado para a remoção desses contaminantes visando uma aplicação segura desse biofertilizante. Neste estudo, avaliou-se a eficiência de um sistema de *wetland* construído de fluxo vertical, em etapa de repouso, na remoção de microrganismos patogênicos de lodo de esgoto sanitário. O monitoramento foi feito durante 10 meses, com coletas de perfil superficial e profundo da camada de lodo acumulada no *wetland*. Utilizou-se como modelos patogênicos: as bactérias (coliformes termotolerantes e *Salmonella* spp.), bacteriófagos (colifagos somáticos) e vírus entéricos (adenovírus humano). As bactérias foram mais susceptíveis ao tratamento quando comparadas aos vírus e bacteriófagos, sendo que houve um maior decaimento no início do período de repouso, seguido de uma maior

Apoio:



Parceiros:



Organização:





estabilidade durante o período restante de monitoramento. A redução das concentrações foram ainda mais pronunciadas nas camadas mais profundas do lodo. Os vírus e bacteriófagos obtiveram decaimento menor do que as bactérias, o que ocorreu após os primeiros 4 meses de repouso. O lodo tratado no wetland ao final de 10 meses pode ser classificado como Classe 2, de acordo com a Legislação CONAMA 375/2006.

**Palavras-chave:** Biofertilizante. Wetland construído. Lodo de esgoto. Patógenos entéricos.

## 1 Contextualização

Os esgotos sanitários podem conter uma grande diversidade de patógenos entéricos (bactérias, protozoários, vírus entéricos e helmintos), agravando problemas ambientais e de saúde pública, uma vez que propicia a disseminação de patógenos e doenças à população. Dessa forma, caso a disposição final seja realizada em corpos d'água, os esgotos devem ser coletados e encaminhados a estações de tratamento de esgotos sanitários (ETE), que promovam minimamente a remoção de matéria orgânica, e preferencialmente a remoção adicional de nitrogênio, fósforo e patógenos. Observa-se que o lodo gerado em ETE contém altas concentrações de nutrientes e matéria orgânica, podendo ser utilizado como biofertilizante na agricultura. Contudo, pode conter contaminantes, como compostos orgânicos sintéticos e microrganismos patogênicos. Assim, torna-se necessário o tratamento adequado para a remoção desses contaminantes visando uma aplicação segura desse biofertilizante (OPEL, 2012; BAUM et al., 2013).

Neste sentido, os *wetlands* construídos (WC) vêm ganhando destaque no tratamento de lodo (L) de esgoto sanitário. WCL consistem em tanques rasos, com macrófitas na superfície e sucessivas camadas de material filtrante (como areia, brita e cascalho) (NIELSEN, 2003; UGETTI et al., 2012). O funcionamento dos WCL ocorre em duas etapas. Na primeira etapa é realizada a deposição de lodo continuamente no sistema, geralmente entre 5-10 anos, e posteriormente, cessa-se a deposição de lodo e o WCL permanece em repouso para que ocorram os processos de mineralização e remoção de contaminantes, inclusive patógenos (UGETTI et al., 2009). Existem muitos dados em literatura acerca do monitoramento de sistemas durante a primeira etapa, no entanto,

Apoio:



Parceiros:



Organização:







pouco se sabe sobre os processos que ocorrem na segunda, e qual deve ser o período mínimo de repouso antes que o lodo possa ser removido do sistema, bem como quanto aos potenciais de redução de patógenos entéricos nos WCL.

No Brasil, a Resolução nº 375 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) regulamenta o uso de lodo de esgoto no solo e em áreas agrícolas. A resolução destaca o limite dos seguintes patógenos/indicadores: coliformes termotolerantes ( $<10^3$  NMP/g Sólidos Totais [ST]), ovos viáveis de helmintos ( $<0,25$  ovo/gST), *Salmonella* spp. (ausência/10gST) e vírus entéricos ( $<0,25$  UFP/gST) (BRASIL, 2006).

O monitoramento de todos os patógenos entéricos presentes no lodo é considerada uma prática laboriosa, técnica e economicamente inviável de ser praticada, tendo em vista a vasta diversidade de patógenos. Assim, são utilizados biomarcadores para realizar inferências sobre o comportamento de patógenos e sua inativação, utilizando como por exemplo: os adenovírus e colifagos somáticos (bacteriófagos) (representando vírus entéricos), *Salmonella* spp. e coliformes termotolerantes (bactérias), considerando a diversidade de suas fisiologias e resistências aos processos de inativação (BOUDAUD et al., 2012; FIDJELAND et al., 2013; MAGRI et al., 2015). Diante disso, o presente estudo avaliou a eficiência de um sistema de WCL de fluxo vertical durante a fase de repouso/mineralização, na remoção de microorganismos patogênicos, utilizando os biomarcadores/patógenos citados.

## 2 Metodologia

### 2.1 Wetland construído para lodo (WCL)

O sistema estudado está implantado em escala real, sendo um *wetland* construído de fluxo vertical, utilizando a macrófita *Cyperus papyrus*, com área de 400 m<sup>2</sup> (40 m de comprimento e 10 m de largura). O sistema pertence à municipalidade de Palhoça/SC, no entanto, o projeto e a operação do mesmo é responsabilidade da empresa Rotária do Brasil, atendendo cerca de 8 mil moradores de dois bairros. O WCL foi operado durante

Apoio:



Parceiros:



Organização:



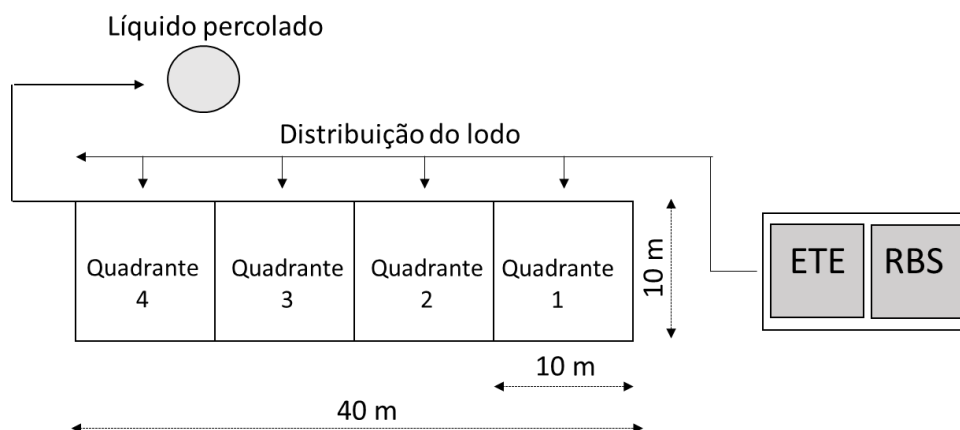


10 anos consecutivos, recebendo lodo de esgoto aeróbio de uma ETE anexa a ele, composta por um Reator em Batelada Sequencial – RBS, e também lodo coletado em tanques sépticos e caixas de gordura por caminhões com sistema de desentupimento. O sistema recebia uma carga de aproximadamente 80 m<sup>3</sup> de lodo por semana, totalizando 38.400 m<sup>3</sup> de lodo lançados na superfície do *wetland*, o que resultou em uma camada de lodo acumulado de 1,30 m. A carga de lodo com a qual o WCL foi operado (960 kgST/m<sup>2</sup>.ano, com regime de 5 aplicações/semana seguido de 2 dias de repouso) é considerada alta quando comparada às cargas usualmente relatadas em literatura, as quais variam entre 10 – 250 kgST/m<sup>2</sup>.ano (Uggetti et al., 2010; Suntti et al., 2010; Magri et al., 2016).

## 2.2 Procedimentos de campo e amostragem

O monitoramento foi realizado entre maio/2016 e fevereiro/2017. Nesse período foram realizadas 7 coletas. A fim de caracterizar o sistema WCL, este foi dividido em quatro quadrantes (Figura 1). Foram selecionados aleatoriamente três quadrantes em cada amostragem e realizadas coletas do perfil superficial (30 cm) e profundo (60 cm) (500 g por amostra). Para as análises, realizou-se a média e desvio padrão dos perfis superficiais coletados entre os quadrantes, bem como dos perfis profundos.

Figura 1. Desenho experimental para a realização das coletas no WCL.



Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 2.3 Avaliação dos patógenos

### 2.3.1 Quantificação de *Salmonella* spp.

Para a quantificação de *Salmonella* spp. as amostras foram submetidas ao protocolo recomendado pela US EPA (2006). Para isso, alíquotas de lodo foram acrescidas ao meio TSB 3× (Tryptic Soy Broth) e TSB 1×, seguido de incubação a 37°C por 18-24h. Após, alíquotas de 0,1 mL foram inoculadas em meio semissólido Rappaport-Vassiliadis (MSRV) e incubadas a 42°C. Após 24h, amostras possivelmente positivas foram pinçadas do meio MSRV e semeadas em ágar Xilose-Lisina-Desoxichocolate (XLD). O número de placas positivas para *Salmonella* spp. no ágar XLD foi utilizado para o cálculo do número mais provável (NMP) por grama de ST.

### 2.3.2 Quantificação de coliformes termotolerantes

Para a quantificação de coliformes termotolerantes, as amostras foram acrescidas de água peptonada e diluídas na base 10. Alíquotas de 1 mL foram semeadas em ágar Mac Conkey e incubadas por 24h à 37 °C. O número de placas positivas foi contabilizada e a quantificação realizada por unidades formadoras de colônias (UFC) por grama.

### 2.3.3 Quantificação de colifagos somáticos

A quantificação dos colifagos somáticos foi realizada de acordo com a metodologia de ágar duplo (ADAMS, 1959) com o cultivo de bactérias hospedeiras, *Escherichia coli* ATCC 13706, a 37°C por 3-5h. As amostras diluídas na base 10, foram acondicionadas junto às bactérias hospedeiras e inoculadas nas placas, as quais foram incubadas a 37°C por 18h. A quantificação foi realizada pela contagem de unidades formadoras de placas (UFP) por grama.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 2.3.4 Quantificação de Adenovírus Humano

Para a quantificação de adenovírus humano infecciosos, as amostras foram concentradas pelo método de PEG 6000 (SCHLINDWEIN et al., 2009) e utilizou-se o ensaio de formação de Placas de Lise, adaptado de Cromeans et al., 2008. Células A549 foram cultivadas na densidade de  $6,0 \times 10^5$  células/poço. Após 24h, quando a monocamada celular atingiu a confluência, as células foram infectadas com 300  $\mu$ L do fluido viral de HAdV-2 (controle positivo), 300  $\mu$ L de meio de crescimento (controle negativo) e com 300  $\mu$ L de amostras concentradas diluídas na base 2 e filtradas em membrana 0,22  $\mu$ m. Após o período de incubação de 7 dias, sob condições padrão, o meio foi aspirado e a monocamada celular fixada e corada com 1 mL da solução de Cristal Violeta. O número de UFP foi calculado a partir do número de placas de lise, levando em consideração as diluições realizadas.

## 3 Resultados

### 3.1 Quantificação de *Salmonella* spp.

No perfil da superfície, *Salmonella* spp. teve uma média de detecção de 4,9 NMP/gST, com pouca variação ao longo dos meses avaliados, com um único evento onde houve a elevação de  $1,0 \log_{10}$  - junho/2016 (Figura 2). O mesmo padrão foi observado no perfil profundo, com média de 1,0 NMP/gST, apresentando também um aumento de  $3,2 \log_{10}$  em junho/2016 (Figura 2). As concentrações mensuradas no perfil mais profundo de lodo foram sempre menores do que no perfil mais superficial, com exceção da medição no mês de setembro/2016. E observa-se também que as concentrações mais elevadas foram detectadas nos dois primeiros meses de avaliação, ou seja, no início do período de repouso.

Apoio:



Parceiros:

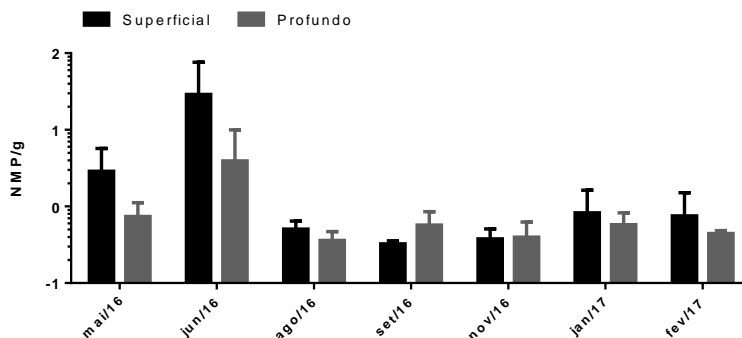


Organização:





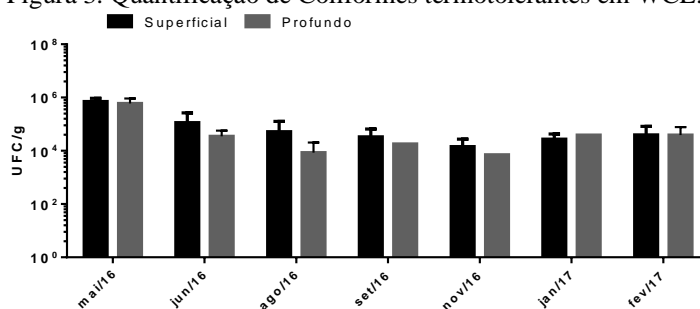
Figura 2. Quantificação de Salmonella spp. em WCL.



### 3.2 Quantificação de coliformes termotolerantes

No perfil superficial, detectou-se coliformes termotolerantes em concentração média de  $1,4 \times 10^5$  UFC/g, variando entre  $1,4 \times 10^4$  e  $7,1 \times 10^5$ , apresentando um decaimento após o primeiro mês da fase de repouso, e uma baixa oscilação ao longo do período restante de avaliação (Figura 3). No perfil profundo a concentração média obtida foi de  $1,1 \times 10^5$  UFC/g, com variação entre  $7,0 \times 10^3$  e  $6,0 \times 10^5$  UFC/g (Figura 3). Observa-se que o mesmo perfil de decaimento/estabilidade foi detectado na camada mais profunda do lodo, quando comparado à superfície.

Figura 3. Quantificação de Coliformes termotolerantes em WCL.



### 3.3 Quantificação de colifagos somáticos

No perfil superfície, colifagos somáticos foram detectados com uma média de  $5,8 \times 10^3$  UFP/g, variando entre  $3,6 \times 10^2$  e  $2,2 \times 10^4$  UFP/g (Figura 4). Para o perfil profundo, detectou-se colifagos somáticos em média de  $5,9 \times 10^3$  UFP/g, variando entre

Apoio:



Parceiros:



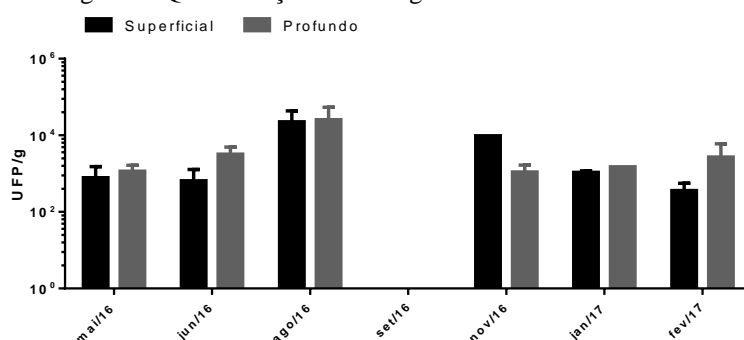
Organização:





$4,9 \times 10^2$  e  $2,9 \times 10^4$  UFP/g. Diferentemente do que foi detectado na avaliação dos grupos de bactérias, os colifagos somáticos apresentaram uma elevação até aproximadamente o quarto mês de monitoramento, seguido de um pequeno decaimento nos meses seguintes. Observa-se também, que de forma oposta ao detectado para as bactérias, a camada mais profunda de lodo apresentou concentrações mais elevadas, com exceção da quantificação do mês de novembro.

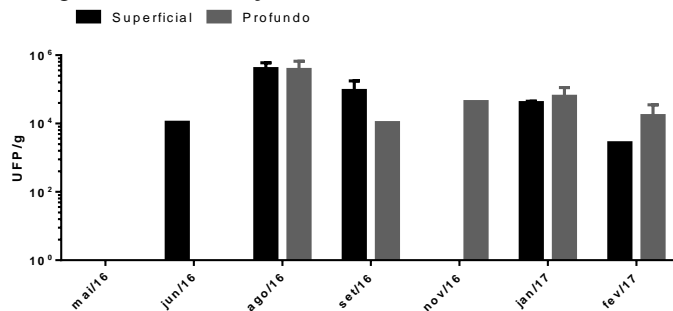
Figura 4. Quantificação de colifagos somáticos em WCL.



### 3.4 Quantificação de Adenovírus humano

No perfil superfície, HAdV infecciosos foram detectados em uma concentração média de  $9,4 \times 10^4$  UFP/g, podendo-se observar uma oscilação ao longo das primeiras amostragens com elevação de  $\pm 1,5 \log_{10}$  até o primeiro quarto mês de repouso, seguido de queda (Figura 5), semelhante ao que foi detectado para os colifagos somáticos. No perfil profundo, obteve-se uma média de detecção de  $8,8 \times 10^4$  UFP/g, tendo o decaimento de  $1,0 \log_{10}$  em setembro/2016 (após os primeiros quatro meses de avaliação), permanecendo estável ao longo do período restante de amostragens (Figura 5).

Figura 5. Quantificação de adenovírus humano em WCL.



Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 4 Discussão

As bactérias são conhecidas por serem mais susceptíveis aos fatores de inativação quando comparadas aos vírus. Este fato foi possível observar com a *Salmonella* spp., que foi detectada em baixas concentrações durante todo o período, principalmente após o mês de junho onde ocorreu maior decaimento (Figura 2), devido provavelmente à sua elevada susceptibilidade às condições adversas do ambiente, o que é relatado por diversos autores (HUANG et al., 2017; MAGRI et al., 2013) como a diminuição da temperatura no período e a secagem do lodo. Os Coliformes termotolerantes apresentaram comportamento semelhante, com decaimento de até  $2,0\log_{10}$  (Figura 3), o que foi mais acentuado no início do período de mineralização. Outra tendência que foi observada para ambos os grupos de bactérias avaliadas foi a concentração menor detectada sempre nas camadas mais profundas do lodo, quando comparada às camadas mais superficiais. Este fato pode ter sido influenciado pelo processo de mineralização mais acentuado no fundo da camada em função da maior idade do lodo, e também em função da maior secagem e compactação desta camada (a qual apresentou até 8% menos de água do que a camada mais superficial). Observa-se que não foi detectado o recrescimento significativo das bactérias avaliadas ao longo do período de monitoramento, nem mesmo nos períodos do ano com temperatura mais favorável (mais elevada), o que é um aspecto positivo no sistema.

Os vírus avaliados, Adenovírus e Colifagos Somáticos, foram mais estáveis ao longo do monitoramento, quando comparados às bactérias, o que é um comportamento esperado e frequentemente relatado em literatura. Os Adenovírus humano são representantes da classe dos vírus entéricos, sendo conhecido por sua resistência a diversos fatores de inativação, como alterações de pH, temperatura e radiação solar (GERBA et al., 2002; FONG, LIPP, 2005). Dessa maneira, observou-se nos resultados obtidos ao longo de 10 meses de coleta, a inativação de apenas  $1,0\log_{10}$  (Figura 5). Isto pode ser explicado pelas características apresentadas por este vírus, as quais conferem resistência à partícula viral, como a ausência de envelope lipoprotéico, e por possuir genoma DNA dupla-fita, o qual poderá utilizar enzimas da célula hospedeira infectada

Apoio:



Parceiros:



Organização:





para o reparo dos danos no seu genoma (GERBA; NWACHUKU; RILEY, 2003), e ainda pela sua capacidade de agregação a íons, partículas sólidas e entre si, ocasionando proteção aos processos de inativação (HERNROTH et al., 2002; WONG et al., 2012). Os bacteriófagos tem sido utilizados como biomarcadores de contaminação, substituindo os vírus entéricos, devido sua resistência aos fatores de inativação, algumas vezes superior aos vírus entéricos (MAGRI et al., 2015; MATTLE et al., 2015). Neste estudo, os Colifagos somáticos apresentaram menor concentração (variando entre  $10^3$  e  $10^4$  UFP/g), quando comparados aos HAdV (variando entre  $10^4$  e  $10^5$  UFP/g), porém se mantiveram estáveis ao longo das amostragens, comportamento semelhante aos HAdV.

O lodo disposto no WCL ao longo dos 10 anos de operação Etapa 1 não foi avaliado, todavia, de acordo com a literatura, sabe-se que lodos de ETE aeróbias e lodos de tanques sépticos predominantemente domésticos possuem elevadas concentrações de microorganismos. Alguns trabalhos detectaram bacteriófagos indicadores de contaminação viral variando entre  $10^5$  e  $10^7$  PFU/g, vírus entéricos com variação entre  $10^5$  e  $10^7$  cópias genômicas/g e coliformes termotolerantes em média de  $10^7$  UFC/g (TONANI et al., 2010; HMAIED et al., 2015). Comparando-se estes valores de referência com as concentrações dos microorganismos avaliados no lodo deste estudo ao final de 10 meses de monitoramento, foram removidos no total aproximadamente de 2-5 unidades logarítmicas de colifagos somáticos, 2-3log<sub>10</sub> de adenovírus, e  $\approx 4$ log<sub>10</sub> de coliformes termotolerantes.

O lodo tratado no WCL em estudo, ao final dos 10 meses de análise, não estava apto a ser utilizado na agricultura como lodo Classe A devido a concentração dos patógenos ali presentes, as quais não alcançaram o padrão da Resolução nº375/2006 do CONAMA, no entanto, o lodo poderia ser utilizado como Classe B, de acordo com a mesma Resolução. Ressalta-se que há uma ampla discussão na União Européia, América do Norte, e inclusive no Brasil, na qual tem-se ressaltado a revisão dos padrões para o reciclo agrícola de lodo com base em estudos de avaliação de risco microbiológico. Ressalta-se por fim, que se necessário, existem várias alternativas que podem ser

Apoio:



Parceiros:



Organização:







utilizadas pós-tratamento. Podemos citar a sanitização com amônia não-ionizada, íons carbonato ou hidróxidos, a compostagem ou outros tipos de higienização térmica, entre outros (ARTHURS; JARVIS; RUSSELL, 2001; NIWAGABA et al., 2009; MAGRI; PHILIPPI; VINNERAS, 2013).

## 5 Conclusão

Se avaliados os resultados do presente trabalho, tendo em vista as condições de funcionamento do WCL em estudo, este sistema possui elevado potencial de tratamento/mineralização de lodo e redução de microorganismos patogênicos, inclusive sem a necessidade de adoção de unidades de pós-tratamento. O sistema estudado foi operado em situação de sobrecarga durante os 10 anos de funcionamento da etapa 1, com uma carga orgânica volumétrica de aproximadamente quatro vezes maior do que as maiores cargas relatadas em literatura. Caso os WCL forem operados em sobrecarga como o relatado aqui, é provável que seja necessária a adoção de tempo de retenção > 10 meses, ou ainda a implementação de pós-tratamento antes da aplicação segura do lodo na agricultura.

## Referências

ADAMS, Mark H. **Bacteriophages**. New York: Interscience Publishers, 1959. 119 p.

ARTHURS, C. E.; JARVIS, G. N.; RUSSELL, J. B. The effect of various carbonate sources on the survival of *Escherichia coli* in dairy cattle manure. *Current Microbiology*, v. 43, p. 220–224, 2001.

BAUM, R.; LUH, J.; BARTRAM, J. Sanitation: A Global Estimate of Sewerage Connections without Treatment and the Resulting Impact on MDG Progress. **Environmental Science & Technology**, v. 47, n. 4, p.1994-2000, 19 fev. 2013.

[BOUDAUD, N](#) et al. Removal of MS2, Q $\beta$  and GA bacteriophages during drinking water treatment at pilot scale. **Water Research**, v. 46, n. 8, p. 2651-2664, 2012.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 375 de 29 de agosto de 2006**. Dispõe 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. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 29 de ago. 2006.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





CROMEANS, Theresa L. et al. Development of plaque assays for adenoviruses 40 and 41. **Journal Of Virological Methods**, [s.l.], v. 151, n. 1, p.140-145, jul. 2008.

[FIDJELAND, J.](#) et al. The potential for self-sanitisation of faecal sludge by intrinsic ammonia. **Water Research**, v. 47, n. 16, p. 6014-23, 2013.

FONG, T.-T.; LIPP, E. K. Enteric viruses of humans and animals in aquatic environments: health risks, detection, and potential water quality assessment tools. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v. 69, n. 2, p. 357-371, 2005.

GERBA, C. P.; GRAMOS, D. M.; NWACHUKU, N. Comparative inactivation of enteroviruses and adenovirus 2 by UV light. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 68, n. 10, p. 5167-5169, 2002.

GERBA, C. P.; NWACHUKU, N.; RILEY, K. Disinfection resistance of waterborne pathogens on the United States Environmental Protection Agency's Contaminant Candidate List (CCL). **Journal of Water Supply: Research and Technology**, v. 52, n. 2, p. 81-94, 2003.

HERNROTH, B. E. et al. Environmental factors influencing human viral pathogens and their potential indicator organisms in the blue mussel, *Mytilus edulis*: the first Scandinavian report. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 68, n. 9, p. 4523-4533, 2002.

HMAIED, F. et al. Removal of Rotavirus and Bacteriophages by Membrane Bioreactor Technology from Sewage. **Current Microbiology**, v. 71, n. 5, p.540-545, 26 jul. 2015.

HUANG, Yaixin et al. Pulsed light inactivation of murine norovirus, Tulane virus, Escherichia coli O157:H7 and Salmonella in suspension and on berry surfaces. **Food Microbiology**, [s.l.], v. 61, p.1-4, fev. 2017. Elsevier BV.

Kadlec RH and Wallace SD (2008) Treatment *wetlands*. CRC Press, Florida

MAGRI, M. E. et al. Inactivation of adenovirus, reovirus and bacteriophages in fecal sludge by pH and ammonia. **Science of The Total Environment**, v. 520, p. 213-221, 2015.

MAGRI, M.E., PHILIPPI, L.S., VINNERÅS, B. Inactivation of pathogens in feces by desiccation and urea treatment for application in urine-diverting dry toilets. **Applied and Environmental Microbiology**, v.79, p.2156-2163, 2013.

MATTLE, [M. J.](#); [VIONE, M. D.](#); [KOHN, T.](#) Conceptual model and experimental framework to determine the contributions of direct and indirect photoreactions to the solar disinfection of MS2, PhiX174, and Adenovirus. **Environ Science & Technology**, v. 49, n. 1, p. 334-342, 2015.

NIELSEN, S., 2003. Sludge treatment in *wetland* systems. In: Dias, V., Vymazal, J. (Eds.), Proceedings of Conference: The Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed *Wetlands* (IWA) 8e10 May, Lisbon (Portugal).

NIWAGABA, C. et al. Comparing microbial die-off in separately collected faeces with ash and sawdust additives. **Waste Management**, v. 29, n. 7, p. 2214-2219, 2009.

OPEL, A. Absence of faecal sludge management shatters the gains of improved sanitation coverage in Bangladesh. **Sustainable Sanitation Practice**, Viena, v. 13, n. 13, p.4-10, 2012.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





SCHLINDWEIN, A.D.; SIMÕES, C.M.; BARARD, I. CR. Comparative study of two extraction methods for enteric virus recovery from sewage sludge by molecular methods. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 104, n.4, p. 576-579, 2009.

TONANI, K. A. A. et al. Behavior of Metals, Pathogen Parasites, and Indicator Bacteria in Sewage Effluents During Biological Treatment by Activated Sludge. **Biological Trace Element Research**, v. 143, n. 2, p.1193-1201, 20 nov. 2010.

UGETTI, E. et al. Sludge dewatering and stabilization in drying reed beds: characterization of three full-scale systems in Catalonia, Spain. **Bioresource Technology**, Espanha, v. 100, p. 3882-3890, 2009.

UGETTI, E.; ARGILAGA, A.; FERRER, I.; GARCÍA, J. Dewatering model for optimal operation of sludge treatment *wetlands*. **Water Research**, v. 46, p. 335-344, 2012.

US EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 1682: Salmonella in Sewage Sludge (Biosolids) by Modified Semisolid Rappaport-Vassiliadis (MSRV) Medium**. 2006.

WONG, K. et al. Influence of inorganic ions on aggregation and adsorption behaviors of human adenovirus. **Environmental Science & Technology**, v. 46, n. 20, p. 11145-11153, 2012.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## VIABILIDADE DE WETLANDS CONSTRUÍDO COMO TRATAMENTO DE EFLUENTES A CÉU ABERTO NO MUNICÍPIO DE JOÃO DOURADO – BA

**Cledson de Souza Silva\***

Universidade do Estado da Bahia, Xique-Xique – Ba, Brasil  
Departamento de Ciências Humanas e Tecnologias – XXIV  
[cledson-h@hotmail.com](mailto:cledson-h@hotmail.com)

**Lucas Leite da Silva Fonsêca**

Universidade do Estado da Bahia, Xique-Xique – Ba, Brasil  
Departamento de Ciências Humanas e Tecnologias - XXIV  
[lucas29r@hotmail.com](mailto:lucas29r@hotmail.com)

### Resumo

O despejo de efluentes domésticos a céu aberto nos grandes centros urbanos somando a falta de saneamento tem ocasionado aumento do número de doenças pelo contato com água contaminada ou por alguns tipos de vetores. Percebe-se que a implantação dos sistemas de *wetlands* construídos tem sido uma opção viável para mitigar os impactos causados ao meio ambiente e a população afetada, tratando o efluente para que retorne ao meio de forma limpa, e com baixo custo de implantação e manutenção. O objetivo deste trabalho é mostrar a viabilidade de um sistema de wetland construído em um lago poluído formado pelo acúmulo de efluentes domésticos a céu aberto no bairro Pedro Pereira no município de João Dourado – Ba. Depois de feitas entrevistas a população do bairro em estudo e visitas in loco, e tendo em vista a gravidade do problema em questão, torna necessário a implantação de um sistema de tratamento que reduza significativamente os impactos causados a população com baixo custo benefício e eficiência, e que traga uma melhor aparência do mesmo.

**Palavras-chave:** *Wetlands* Construídos. Saneamento. Saúde.

### 1 Introdução

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), entende-se como saneamento o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que exercem ou podem exercer efeitos nocivos sobre o bem estar físico, mental e social. Para Dias et.al (2013) a intervenção do saneamento aumenta a qualidade de vida e gera efeitos positivos sobre a mesma, a incorporação de ações impacta diretamente em hábitos de higiene, e o olhar

Apoio:



Parceiros:



Organização:





diferenciado do meio ambiente. O Brasil convive com um péssimo quadro de saneamento ambiental, os déficits se tornaram grandes desafios para a população e o estado brasileiro. Embora o país tenha avançado ao longo dos anos em políticas públicas que visam o melhoramento das condições de saneamento, o desenvolvimento não segue os mesmos passos em todas as regiões do país. Segundo a Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – PNAD (IBGE, 2005), os domicílios particulares permanentes que tem disponibilidade no abastecimento de água atinge cerca de 68% na Região Nordeste, enquanto que na Região Sudeste atinge 91,6%, quase a total população. Por outro lado as condições de Esgotamento Sanitário são mais alarmantes. As regiões Nordeste e Centro-Oeste são as mais precárias com 46,4% e 44,6% respectivamente dos domicílios particulares permanentes com esgotamento sanitário ideal. A região Nordeste está bem abaixo em comparação com a Região Sudeste quanto à coleta de lixo com 71,8% e 99,5% respectivamente dos domicílios particulares com acesso à este tipo de serviço.

O investimento em promoção da saúde é implementado no saneamento. Para Czesrenia (2003), promover saúde não é a condição de evitar doenças, mas sim de prover qualidade de vida e manutenção da mesma, envolvendo ações do Estado assim como dos sujeitos. Segundo a OMS, as condições ambientais são um dos principais fatores para que haja qualidade de vida e deve-se trabalhar com enfoque nos mesmos. Nos países desenvolvidos estima-se que mais de 80% das doenças e um terço das mortes estão relacionadas ao consumo direto ou indireto de águas contaminadas, atingindo inúmeras crianças em todo mundo. Estima-se também que as pessoas perdem boa parte do tempo cuidando da saúde devido a falta de saneamento básico. Dentre as doenças de veiculação hídrica estão a Leptospirose, Giardíase, Amebíase, Esquistossomose, Ascaridíase, Cólera, Febre Tifóide, Hepatite A e Diarréias Infeciosas (ONG Planeta Sustentável, 2008). Doenças relacionadas a falta de saneamento atingem milhões de pessoas em todo mundo segundo a OMS (2008), e mais 2 milhões de pessoas morrem de diarreia, na maioria delas são crianças de até cinco anos de idade.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





De acordo com a Fundação Getúlio Vargas - FGV (2008), do PIB nacional, 0,09% é investido em saneamento e 1,76% na saúde. Segundo a pesquisa, para cada real investido em saneamento tem-se uma economia de quatro no tratamento de doenças.

O município de João Dourado não foge do quadro lamentável do país, assim como a maior parte dos municípios de pequeno porte da região nordeste, a localidade que possui aproximadamente 25.431 habitantes (IBGE 2016), não dispõe de um tratamento adequado dos efluentes gerados pelas residências, gerando então problemas como, esgoto a céu aberto, acúmulo de efluentes e potencializando assim o risco de doenças.

A cidade convive com um impacto ambiental muito grave, que é a disposição de resíduos em um ponto específico da cidade, mas precisamente no centro, onde todo o efluente das casas da região são depositados no mesmo local, formando uma lagoa de efluentes bruto, sem o menor processo de tratamento prévio, que segundo relatos da população, causa transtornos como, mal cheiro, alto número de insetos além dos problemas em períodos chuvosos onde há a invasão desse efluente para os domicílios próximos.

Mediante a este fato, é notório a necessidade da implementação de um sistema de tratamento deste efluente, pontuando com o fator econômico, eficiência comprovada e que possa contemplar as necessidades da população. Seguindo essas diretrizes torna-se viável a implantação de um sistema de tratamento com *wetlands* Construídos. Para Sperling (2013), esse sistema apresenta vantagens como, pouco recurso energético, baixo custo de implantação e manutenção, facilidade operacional além de satisfatórias eficiências na remoção de matéria orgânica sólida e efluentes.

## 2 Localização e caracterização da área de estudo

O município de João Dourado está localizado no estado da Bahia, mas precisamente na microrregião de Irecê, centro norte baiano com latitude: 11° 20' 59"S, longitude: 41°39'52"W, altitude: 815m e Área: 988 Km<sup>2</sup>, situada a 452 km de condução da capital baiana. O seu território faz divisa a oeste com Irecê, sudoeste com Lapão e a

Apoio:



Parceiros:



Organização:

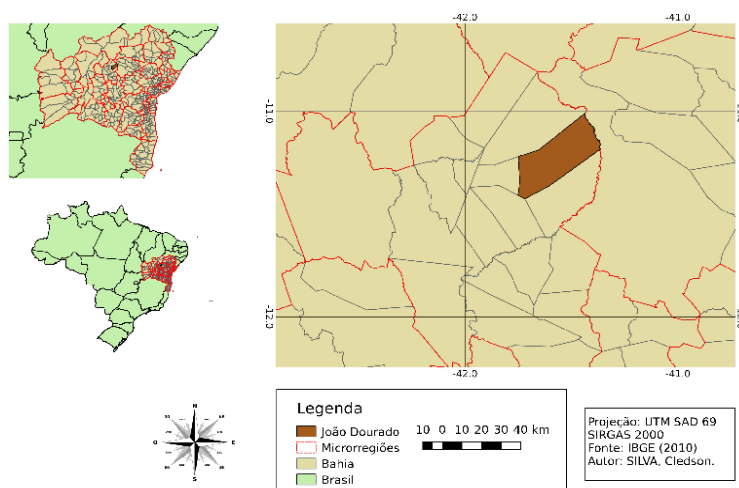




sul com América Dourada. O clima local é de Semi-árido quente e seco, com bioma Caatinga, mesmo próximo da Chapada Diamantina o município não faz parte do parque. Possui IDH inferior ao do estado, pontuando 0,593 que segundo dados do mesmo ano aponta o estado com 0,66 em índice de desenvolvimento.

O local onde o estudo propõe a construção da estação de tratamento fica localizado no centro da cidade, bairro Pedro Pereira, com população aproximada de 500 pessoas. O município não provém de sistema de tratamento de efluentes, e são poucas as ruas que dispõe de rede de esgoto. Embora os efluentes estejam acumulados no respectivo bairro acima citado, estes são provenientes de outros bairros que por uma espécie de canal transporta os efluentes dos domicílios até a lagoa. As galerias e bueiros dos demais logradouros do centro da cidade também despejam suas águas provenientes de épocas de chuvas que juntamente com outros resíduos e contaminantes são despejados na lagoa juntamente com os demais efluentes.

### Mapa de Localização do Município de João Dourado, Bahia.



(Imagem 1) Fonte: SILVA (2017)

Em uma tentativa de minimizar tais efeitos da precariedade do serviço de esgotamento sanitário da região em estudo, os efluentes foram direcionados para um local com o perímetro de aproximadamente 300 m e isolado com um muro de contenção baixo

Apoio:



Parceiros:



Organização:





e uma tela de arame galvanizado que protege a área de acesso de animais e pessoas. Porém o local não apresenta as mínimas condições para receber os resíduos domésticos, além de não prover de uma cobertura, expondo o resíduo a céu aberto, é também lançado diretamente no solo, gerando assim o risco de doenças proveniente de vetores, roedores etc.

### 3 Wetlands construídos

A primeira idéia de implantar um sistema de *wetlands* construídos para tratamento de esgotos surgiu na Alemanha em meados do ano de 1950 por Käthe Seidel do Instituto Max Planck para a remoção de fenol e para reduzir a carga orgânica de efluentes derivados de laticínio (KADLEC E KNIGHT, 1996). Já em 1980, após 30 anos surge no Brasil as primeiras experiências dirigidas pelos pesquisadores Salati e Rodrigues para tratamento e melhoria das águas e controle da poluição usando *wetlands* (SALATI JR; SALATI, E, SALATI, E, 1999).

Os estudos no Brasil se intensificaram no ano 2000, com implantações de *wetlands* construídos para o tratamento de efluentes, em todo o território com a utilização de macrófitas e materiais filtrantes. Para SALATI (2011), Esses tipos de sistemas tem como finalidade melhorar a qualidade da água, sendo usado no tratamento de águas residuárias diminuindo os valores de DBO e DQO do meio e removendo nutrientes.

Cada estação de tratamento deve seguir os critérios e engenharia e técnicas de construção que atendam a necessidade de cada uma, como efeito na paisagem, eficiência na remoção de poluentes e características do efluente (SALATI et al., 2009; SEZERINO, 2006).

Logo um projeto de um wetland busca funcionar de modo semelhante à natureza, oferecendo as mesmas funções, sendo eficiente no tratamento de esgotos. O tipo de macrófitas utilizada, sentido do fluxo e materiais filtrantes varia conforme o tipo de efluente a ser tratado.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







Os wetlands Construídos podem ser com relação ao fluxo do tipo vertical (ascendente ou descendente) ou horizontal (superficial ou subsuperficial). Podendo ainda haver associações em séries de wetlands horizontal e vertical, chamados de sistemas híbridos, que serve para aumentar a capacidade de degradar compostos nitrogenados (POÇAS, 2015).

Esses sistemas funcionam por gravidade, permeabilidade e degradação biológica. Removendo a matéria orgânica por reações bioquímicas, controle e remoção de nutrientes (tratamento secundário) pelo fato do sistema ser um tipo de filtro granulométrico e esgotos (tratamento terciário) que acontece pela presença de macrófitas. (IAQUELI, 2016).

Alguns problemas relacionados às estações de tratamentos tradicionais são a emissão de ruídos, odor, ocupação de grandes espaços para implementação além do alto custo para implementação e manutenção. Enquanto isso o sistema de wetlands construídos além da eficiência e economia, não emite ruídos, controla odores (quando a estação é do tipo superficial), ocupando pouco espaço e deixando uma paisagem mais atraente. Os wetlands Construídos além de agir com sua função natural imitando a natureza, ainda atua no tratamento de esgoto eficazmente. O tipo de macrófitas, sentido do fluxo e materiais filtrantes dependerá das condições do poluente que desejar tratar. (SCHULZ, 2009)

## 4 Metodologia

Para desenvolvimento do presente trabalho foi realizado um estudo teórico para um embasamento bibliográfico, levando em consideração vários autores e trabalhos já realizados a respeito da temática. A identificação do problema partiu da necessidade de mitigar o mesmo causado pelo acumulo de efluentes formados no bairro. A idéia inicial surgiu da necessidade de atender à insatisfação dos moradores do bairro onde se localiza o problema (bairro Pedro Pereira), sobre o objeto em estudo. Logo, foram feitas entrevistas em 25 residências onde foi aplicado um questionario fechado levando em

Apoio:



Parceiros:



Organização:





consideração o grau de satisfação e conformidade com a situação em estudo, com a finalidade de tornar em um primeiro momento a viabilidade do desenvolvimento do mesmo. Foi feita uma identificação e caracterização da área com visita in loco, onde foram tiradas fotos e obtenção de imagens de satélite através do GoogleEath e mapa de localização tendo como instrumento o Qgis (versão 2.16).

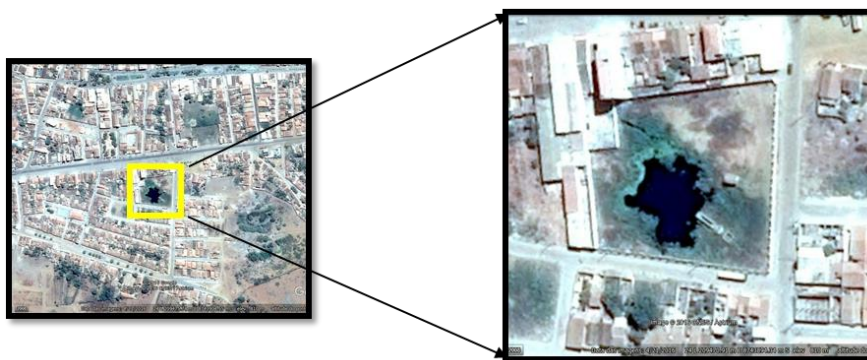


Imagem da lagoa de efluentes capturada por satélite. (Imagem 2) Fonte: Google Eath. (2017)

## 5 Conclusão

As *wetlands* construídas apresentam como uma ótima alternativa para solucionar problemas com o esgotamento sanitário para varias ocasiões, como, conjunto habitacional, residências próximo em mananciais e em reservas legais, recuperação de lagos contaminado, contenção contra processos erosivos. Graças a sua eficiência e baixo custo, torna-se viável sua implementação em situações como citadas acima. Os estudos sobre *wetlands* continuam em constante evolução e buscando cada vez mais expandir o potencial de aplicações. Conhecendo as vantagens e limitações do sistema alagado de tratamento de efluentes, cabe abrir o dialogo com o poder público do município de João Dourado, a fim de expor os conhecimentos compreendidos nesse artigo e apresentar as vantagens e desvantagens da implementação do sistema colocando-o como uma possível solução do impacto ambiental que o bairro convive.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## Referências

DIAS, S.M.F; et. al. Participação e Mobilização Social: Metodologia em ações educativas para o saneamento ambiental para pequenos municípios. Caderno de Pesquisa em Engenharia de Saúde Pública. Brasília –DF. FUNASA. 7ed.Pg. 153 a 157. 2013.

IAQUELI, A. L.; **Wetlands Construídos: Aplicações, Benefícios e Vantagens do Sistema**. Centro Universitário do Instituto Mauá de Tecnologia. São Paulo, 2016.

**Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística**. IBGE,2010. Acessado em 03/04/2017, link < <http://cidades.ibge.gov.br/cartograma/mapa.php?lang=&coduf=29&codmun=291835&idtema=118&codv=v01&search=bahia|joao-dourado|sintese-das-informacoes->>

MORAES, L.R.S; BORJA, P.C. Política de Saneamento no Brasil. 2015.

Organização Mundial de Saúde, 2008.

POÇAS, C. D. **Utilização da Tecnologia de Wetlands para Tratamento Terciário: Controle de Nutrientes**. 2015. 93 p. Dissertação (Mestre em Ciências) – Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo.

SPERLING, M.V. *et.al*. Avaliação e Análise comparativa de Três Diferentes Sistemas de “Wetlands” – Fluxo Superficial, Vertical e Subsuperficial – Utilizados para o tratamento de cursos d’água poluídos por fontes difusas e pontuais para o tratamento de esgotos brutos e para o pós tratamento de efluentes de reatores UASB. Caderno de Pesquisa em Engenharia de Saúde Pública. Brasília –DF.

FUNASA. 7ed.Pg.81 a 83. 2013.

SALATI JR., E.; SALATI, E.; SALATI, E. (1999). **Wetlands projects developed in Brazil**. *Water Science and Technology*, v. 40, n. 3, p. 19-25.

SALATI, E. **Controle de Qualidade da água através de Sistemas de Wetlands Construídos**. 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.

VITAL, L. G. G; LYRA, L. H. B; SANTOS, C. A. **Avaliação dos impactos socioambientais provocados pela falta de tratamento dos efluentes domésticos do canal Maria Auxiliadora, Petrolina-Pe. GEONORDESTE**, Ano XXIV, n.1, 2013.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **COMPORTAMENTO DIÁRIO AO LONGO DO PERÍODO DE ALIMENTAÇÃO DO PRIMEIRO ESTÁGIO DO SISTEMA FRANCÊS DE WETLAND VERTICAL, EM TERMOS DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E AMÔNIA**

**Camila Maria Trein\***

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[camilatrein@yahoo.com.br](mailto:camilatrein@yahoo.com.br)

**Jorge Alejandro García Zumalacarregui**

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[jalegarciaz@ufmg.br](mailto:jalegarciaz@ufmg.br)

**Marcos von Sperling**

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[marcos@desa.ufmg.br](mailto:marcos@desa.ufmg.br)

### **Resumo**

O objetivo desse trabalho foi avaliar o comportamento do potencial de nitrificação e remoção de matéria orgânica no primeiro estágio de um *wetland* vertical - sistema francês (WCV-SF), operando com dois leitos em paralelo, cada um com 7 dias de alimentação e 7 dias de repouso, sob condições climáticas brasileiras. A estação de tratamento avaliada está localizada 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. Complementando o monitoramento rotineiro praticado há anos neste sistema, efetuou-se um monitoramento intensivo da qualidade do afluente e efluente do WCV-SF durante uma semana, por meio de análises físico-químicas, através de coletas simples diárias nos tempos de 5, 10, 15, 20, 30, 40 e 50 minutos depois do início de uma batelada. Durante o período de monitoramento foi possível observar a eficiência dessa etapa associada à decomposição da matéria orgânica, permanecendo satisfatória mesmo em períodos de sobrecarga. Com concentrações positivas de oxigênio no efluente, o desempenho do sistema ao longo dos 7 dias de alimentação apresentou eficiência média de remoção de 58% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 69% para DQO. De uma forma geral, o sistema mostrou boa capacidade de receber esgoto bruto por um período de tempo maior de alimentação, reforçando os resultados obtidos no monitoramento rotineiro.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





**Palavras-chave:** Esgoto bruto. Esgoto sanitário. Estratégias operacionais. Tratamento de esgotos.

## 1 Introdução

O primeiro estágio do *wetland* construído vertical utilizado para o tratamento de esgoto bruto, conhecido como sistema francês (WCV-SF), começou a ser empregado em locais de clima quente, principalmente pela boa eficiência na degradação da matéria orgânica carbonácea. Na França, dados de monitoramento do primeiro estágio indicaram eficiências na ordem de 79% e 86% para DQO e SST, respectivamente, trabalhando com carregamentos de aproximadamente de 300 g DQO.m<sup>2</sup>.d<sup>-1</sup> e 150 g SS.m<sup>2</sup>.d<sup>-1</sup> em uma área de 1,2 m<sup>2</sup>.p.e<sup>-1</sup> (MOLLE *et al.*, 2005). Eficiências similares foram encontradas por Morvannou *et al.* (2015), avaliando 51 unidades (primeiro estágio) em operação na França, com valores médios de 77% para DQO e 83% para SST.

Esse desempenho de tratamento é garantido pela forma de operação das três unidades pertencentes ao primeiro estágio. Alternância de ciclos de alimentação por 3,5 a 4 dias e repouso por 7 dias é considerada importante para o controle do crescimento bacteriano e necessário para manter as condições aeróbias no filtro, permitindo assim, a mineralização da matéria orgânica proveniente da retenção dos sólidos suspensos contidos no afluente bruto (MOLLE *et al.*, 2005) que se acumulam na superfície do sistema, formando uma camada de cerca de 2,5 cm.ano<sup>-1</sup> (MOLLE *et al.*, 2014).

Em termos de nitrogênio, o sistema apresenta algumas limitações, sendo identificada nitrificação em torno de 50% para cargas variando entre 25 a 30 g NTK.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> (MOLLE *et al.*, 2005). Vários são os fatores que se mostram sensíveis a esse processo, como as condições operacionais (alternância dos filtros, estratégias de alimentação), taxa de transferência de oxigênio para o interior do maciço filtrante, composição do esgoto, considerações de projeto (altura do filtro, características do material filtrante, cargas hidráulicas, orgânicas) ou parâmetros externos (manutenção, clima) (BOLLET *et al.*, 1993; MOLLE *et al.*, 2006; TORRENS *et al.*, 2009; MOLLE *et al.*, 2014; MILLOT *et al.*, 2016; NAKAMURA *et al.*, 2016).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Bollet *et al.* (1993) e Molle *et al.* (2006) relatam condições opostas de operação (número de bateladas por dia) para o melhor desempenho dos sistemas em termos de remoção de matéria orgânica e transformação do nitrogênio. Segundo os autores, para obter melhores resultados na formação de nitrato, a estratégia indicada é a aplicação de maiores volumes em baixa frequência. Esse procedimento melhora a drenagem do líquido, obtendo uma melhor oxigenação do filtro, refletindo em maior potencial de nitrificação na unidade. Opostamente, menores volumes em intervalos curtos conduzem a um maior teor de água no meio, prejudicando a nitrificação, porém contribuindo para a remoção da matéria orgânica (BOLLET *et al.*, 1993; MOLLE *et al.*, 2006). Como forma de obter resultados satisfatórios que refletem na durabilidade e confiabilidade ao longo do tempo de operação, Torrens *et al.* (2009) reforçam a necessidade de controlar os períodos de alimentação e repouso, conforme proposto em projeto.

Visto que essas recomendações de operação (3,5-4 dias de alimentação / 7 dias de repouso) são para as condições climáticas de países de clima frio, o objetivo desse estudo foi avaliar o potencial de nitrificação e remoção de matéria orgânica no primeiro estágio em um *wetland* vertical - sistema francês operando com um tempo maior no ciclo de operação de uma unidade (7 dias de alimentação / 7 dias de repouso), sob condições climáticas brasileiras. Ademais, ao invés de se contar com os tradicionais três leitos em paralelo, que compõem o primeiro estágio do sistema francês, a presente pesquisa utilizou apenas dois leitos, o que representa uma economia de área de 1/3.

## 2 Materiais e métodos

A estação de tratamento de esgoto (ETE) avaliada está localizada na cidade de Belo Horizonte, Minas Gerais, no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da Universidade Federal de Minas Gerais e está dentro das dependências da ETE Arrudas, pertencente à Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA) (19°53'42" S, 43°52'42" W).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





A ETE em escala de demonstração é composta por um WCV-SF, destinado a tratar uma parcela de esgoto bruto preliminarmente tratado, desviado da ETE Arrudas. Na Figura 1 apresenta-se o fluxograma do sistema, juntamente com os pontos em que foram realizadas as amostragens, conforme segue: ponto 1 (afluente WCV-SF) e ponto 2 (efluente do WCV-SF - unidade III).

## 2.1 Características construtivas e operacionais do *wetland* construído vertical - sistema francês

O WCV-SF, construído em 2007, foi dimensionado para tratar águas residuárias geradas por uma população equivalente de 100 habitantes (vazão média de  $13 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ ). Concebido de acordo com as recomendações e especificações do CEMAGREF/IRSTEA, o primeiro estágio possui 3 leitos filtrantes, cada um com área superficial de  $29,4 \text{ m}^2$  (largura de 3,1 m e comprimento de 9,4 m), totalizando  $88,2 \text{ m}^2$  ( $0,9 \text{ m}^2 \cdot \text{p} \cdot \text{e}^{-1}$ ).

Construído em alvenaria, as unidades foram preenchidas com 15 cm de brita 3 (19 a 50 mm) na zona de drenagem (fundo), 15 cm de brita 1 (4,8 a 25 mm) na camada intermediária e 40 cm de brita 0 (2,4 a 12,5 mm) na camada superior. Todas as unidades possuem o capim *Tifton-85* (*Cynodon dactylon Pers.*) plantado no material filtrante.

Além da alimentação intermitente de esgoto afluente sobre a superfície do *wetland*, que acontece a cada hora, ou seja, 24 pulsos. $\text{d}^{-1}$  de  $0,56 \text{ m}^3$ , tem-se a alternância entre os filtros, que acontece a cada 7 dias. Atualmente apenas as unidades II e III estão em funcionamento (representando  $0,6 \text{ m}^2 \cdot \text{p} \cdot \text{e}^{-1}$ ), sendo que uma das unidades recebe esgoto durante uma semana enquanto a outra permanece em repouso nesse respectivo período.

Apoio:



Parceiros:

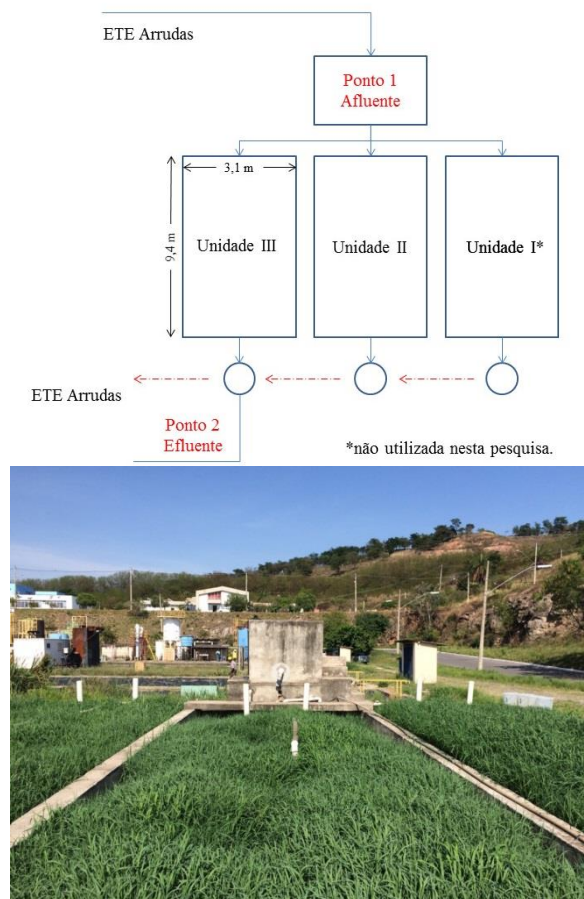


Organização:





Figura 1 - Primeiro estágio do *wetland* construído vertical – modelo francês.  
a) Representação esquemática da ETE; b) Foto do sistema em estudo.



Fonte. Autoria própria (2017).

## 2.2 Monitoramento

O sistema é objeto de monitoramento rotineiro desde seu início de funcionamento. Especificamente para este trabalho, foi realizado monitoramento intensivo da qualidade do afluente e efluente do WCV-SF durante uma semana no mês de março de 2017, por meio de análises físico-químicas, através de coletas simples realizadas no período da manhã nos dois pontos de amostragens, conforme destacado na Figura 1. As amostras coletadas na saída do sistema tiveram como objetivo a caracterização do 1º até o 7º dia de alimentação, ou seja, durante 1 semana foram realizadas coletas de amostras nos

Apoio:



Parceiros:



Organização:







tempos de 5, 10, 15, 20, 30, 40 e 50 minutos depois do início da alimentação (pulso) na unidade III. Por dia, foram coletadas 8 amostras, sendo 1 na entrada do sistema e 7 na saída, totalizando 56 amostras.

Os parâmetros analisados foram potencial hidrogeniônico (pH), temperatura, oxigênio dissolvido (OD), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal ( $N-NH_4^+$ ), nitrogênio nitrito ( $N-NO_2^-$ ) e nitrogênio nitrato ( $N-NO_3^-$ ), seguindo recomendações do *Standard Methods* (AWWA/APHA/WEF, 2011).

### 3 Resultados

Os valores médios obtidos a partir da caracterização do afluente do *wetland* estão apresentados na Tabela 1. Destaca-se que, no primeiro dia de monitoramento, as concentrações afluentes e efluentes do sistema para alguns parâmetros mostraram resultados fora do padrão de comportamento em relação ao monitoramento rotineiro, sendo assim descartados. Para os demais dias, com algumas variações, as características do esgoto permaneceram dentro da faixa típica de esgoto sanitário para as condições brasileiras (VON SPERLING, 2014).

Na Tabela 2 estão resumidos os resultados obtidos em termos de concentração efluente do primeiro estágio, e na Figura 2 é possível observar a eficiência dessa etapa associada à decomposição da matéria orgânica (DQO), que permaneceu satisfatória ao longo dos 7 dias de operação.

A vazão média afluente do *wetland* foi de  $13,4 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ , o que resulta em uma taxa hidráulica aplicada na unidade III de  $0,46 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$ . Baseado na concentração média de  $494 \text{ mg DQO} \cdot \text{L}^{-1}$ , a unidade recebeu carregamento médio de  $227 \text{ g DQO} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$  durante o período de monitoramento. Apesar de estar acima das recomendações de  $300 \text{ g DQO} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$ , no 4º dia ( $325 \text{ g DQO} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{d}^{-1}$ ), a eficiência de remoção para DQO foi de 80% (Figura 2), mostrando que o sistema consegue receber sobrecargas pontuais sem afetar a taxa de remoção, conforme apontado por Morvannou *et al.* (2015). Porém, esses valores estão

Apoio:



Parceiros:



Organização:





abaixo dos encontrados por Prost-Boucle e Molle (2012) que, verificando o efeito de recirculação no primeiro estágio, observaram que, com carregamentos de até 450 g DQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, a performance de remoção permaneceu em 90% e para 600 g DQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> as taxas de remoção foram em torno de 82% para as condições climáticas da França.

Tabela 1 - Valores médios da caracterização do afluente (esgoto bruto após tratamento preliminar) do sistema de tratamento avaliado – unidade III.

Parâmetro	Monitoramento						
	1º dia	2º dia	3º dia	4º dia	5º dia	6º dia	7º dia
pH	6,78	7,01	7,24	7,3	7,33	7,44	7,30
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	0,76	0,50	0,22	0,86	1,13	0,15	0,17
Temperatura (°C)	27,1	27,2	27,8	27,8	24,7	26,4	25,4
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	*	417	492	711	299	427	617
NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	63,4	40,3	37,8	46,3	48,8	57,3	47,6
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	*	33,5	27,4	36,6	40,5	34,1	26,5
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,03	0,00	0,00	0,03	0,09	0,03	0,06
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,77	0,00	0,00	0,16	1,42	0,00	0,54

\*valores não disponíveis.

Tabela 2 - Valores médios da caracterização do efluente do sistema de tratamento avaliado - unidade III.

Parâmetros	Monitoramento						
	1º dia	2º dia	3º dia	4º dia	5º dia	6º dia	7º dia
pH	6,48	6,74	6,93	6,96	6,96	7,03	7,10
Temperatura (°C)	26,8	27,0	26,4	27,0	25,5	25,6	25,0
OD (mg.L <sup>-1</sup> )	3,82	3,73	3,39	2,83	3,00	1,54	2,11
DQO (mg.L <sup>-1</sup> )	*	193	164	142	140	148	124
NTK (mg.L <sup>-1</sup> )	10,6	11,6	17,6	15,3	21,0	18,8	20,5
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	10,4	11,4	16,5	14,2	16,1	12,8	15,5
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	0,252	0,610	0,206	0,794	0,156	3,120	0,080
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg.L <sup>-1</sup> )	*	19,6	17,2	11,8	9,3	6,0	11,5

\*valores não disponíveis.

Apoio:



Parceiros:

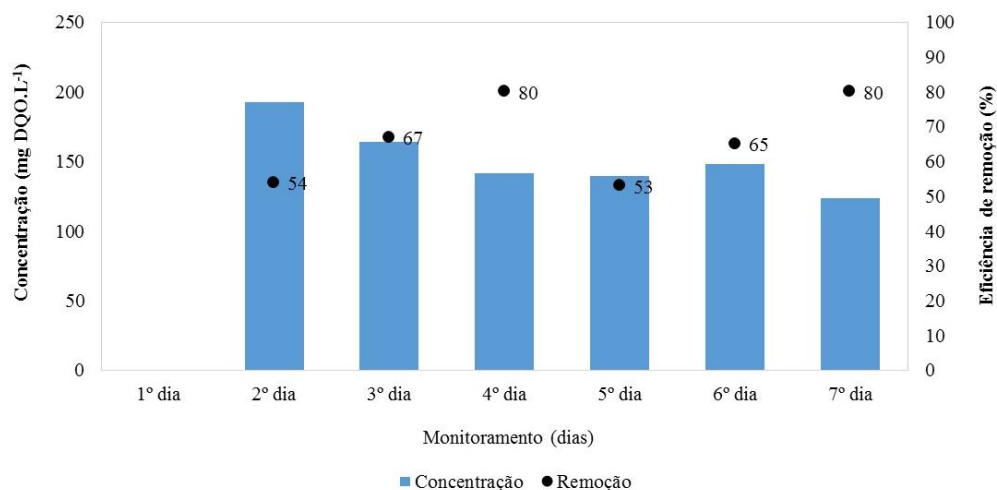


Organização:





Figura 2 - Concentração média efluente e eficiência de remoção de DQO referente ao monitoramento de 7 dias.



De acordo com Molle *et al.* (2005) e Morvannou *et al.* (2015), o aumento do carregamento orgânico diminui o desempenho do tratamento em termos de NTK, refletindo nos limites que o filtro pode atingir em termos de renovação de oxigênio e adsorção de amônia.

Com valores médios de DQO efluente de  $124 \text{ mg.L}^{-1}$  no 7º dia de operação (Tabela 2) e remoção de 80%, considera-se que o sistema apresentou desempenho satisfatório em termos de remoção de matéria orgânica, similar ao estudo realizado por Morvannou *et al.* (2015), que reportam valores de  $126 \text{ mg.L}^{-1}$  e remoção de 77% para o primeiro estágio do sistema francês.

Como esperado, após a passagem do efluente pelo sistema, as concentrações de oxigênio dissolvido aumentaram (Figura 3, com medições ao longo da duração da batelada). Durante todo o período de operação da unidade III, as concentrações de oxigênio na saída foram positivas, representando até o 5º dia as maiores concentrações (média  $3,35 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$ ), vindo a diminuir a partir do 6º dia após o início da alimentação da unidade (média  $1,82 \text{ mg O}_2.\text{L}^{-1}$ ).

Apoio:



Parceiros:

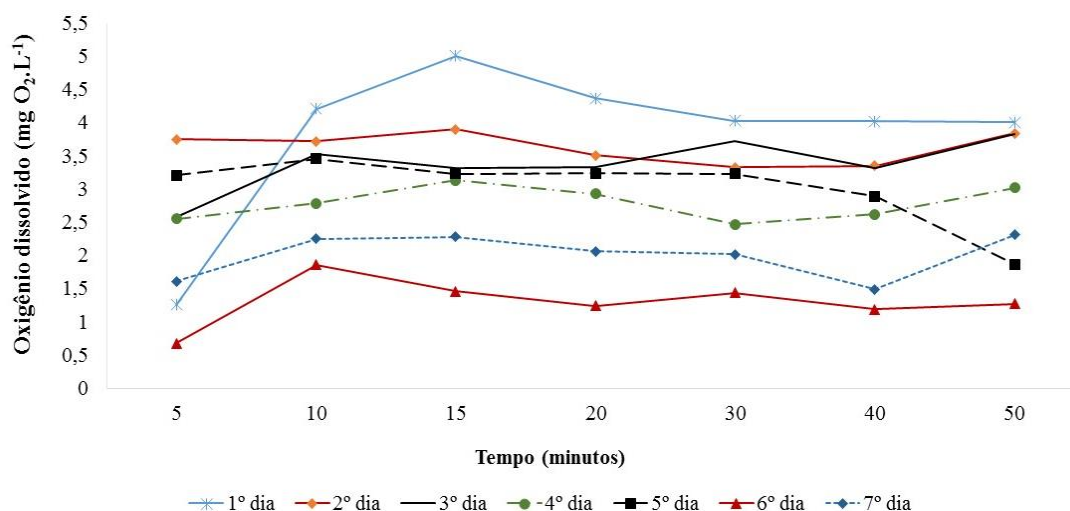


Organização:





Figura 3 - Comportamento da concentração de O<sub>2</sub> no efluente da unidade III durante 7 dias de monitoramento.



Diante de tais resultados, pode-se inferir que as condições estabelecidas favoreceram a ocorrência de processos aeróbios para a degradação da matéria orgânica e nitrificação. Contudo, a duração do regime operacional de 7 dias de alimentação sobrecarregou o sistema, que no 6º dia apresentou dificuldades de drenagem do líquido que se acumulou na superfície, impedindo assim, o potencial de difusão de oxigênio no leito filtrante, justificando os menores valores nos últimos dias.

Em um estudo realizado na mesma planta de tratamento, após 2 anos do início de sua operação, foram identificadas concentrações médias de 5,1 mg O<sub>2</sub>.L<sup>-1</sup> no efluente, para o regime de operação de 24 pulsos.d<sup>-1</sup> consecutivamente por 2,5 dias de alimentação seguido de 4,5 dias de descanso (LANA *et al.*, 2013). É notório que com o passar do tempo (7 anos de operação) as condições de transferência de oxigênio para o leito filtrante foram afetadas, influenciadas principalmente pelo acúmulo de sólidos na parte superior do filtro (média de 6,6 cm) e pela alimentação de uma mesma unidade feita por um período de tempo maior.

Torrens *et al.* (2009) destacam que a falta do cumprimento com as recomendações de alimentação e períodos de repouso (3-4 dias de alimentação / 7 dias de repouso) para as condições climáticas da França aumentam o acúmulo de uma camada orgânica na

Apoio:



Parceiros:



Organização:





superfície, trazendo problemas de entupimento na camada superior, fato não observado quando os critérios recomendados de operação são respeitados.

Além desse critério, Molle *et al.* (2014) reforçam que as cargas hidráulicas e orgânicas, devem ser bem controladas a fim de favorecer a mineralização dessa camada. Caso contrário, tem-se limitações dos processos de transferência de oxigênio (convecção e difusão) pelo excesso de água na superfície, influenciando na performance do sistema.

A média da altura de lodo acumulado (de forma não homogênea) desde o início da operação da unidade III é menor que a reportada pelos sistemas operados na França (2,5 cm.ano<sup>-1</sup>), observação também relatada por Molle *et al.* (2015) em duas unidades do primeiro estágio operados sob condições climáticas tropicais. Além das condições climáticas, que favorecem a mineralização dessa camada de lodo no Brasil, o esgoto afluente apresenta menor concentração de matéria orgânica (mais diluído), comparado com os gerados pela população das pequenas comunidades dos países europeus investigados.

A remoção de NT e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, bem como a produção de nitrogênio oxidado (NO<sub>x</sub> = N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) variou ao longo dos 7 dias de monitoramento (Figura 4). Para esse estudo, verificou-se que durante o período de monitoramento, dos 58% de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> removidos no sistema, uma parcela foi nitrificada (66%), sendo observada maior produção de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> nos primeiros dias de alimentação.

De acordo com Kantawanichkula, Kladpraserta e Brix (2007), o baixo potencial para a nitrificação completa em *wetlands* verticais esta associada à operação e à estrutura física dos sistemas, que não proporcionam tempo de detenção suficiente para permitir o contato com as bactérias que são responsáveis por promover a nitrificação. A rápida velocidade de fluxo limita a adsorção de amônia sobre o substrato que é nitrificada principalmente entre as bateladas e durante o período de repouso (MOLLE *et al.*, 2006). De acordo com Manjate *et al.* (2015), os picos de vazão em um sistema não saturado são observados já nos primeiros 5 minutos, ou seja, depois de aplicado o esgoto na unidade o mesmo começa a sair após esse período.

Apoio:



Parceiros:



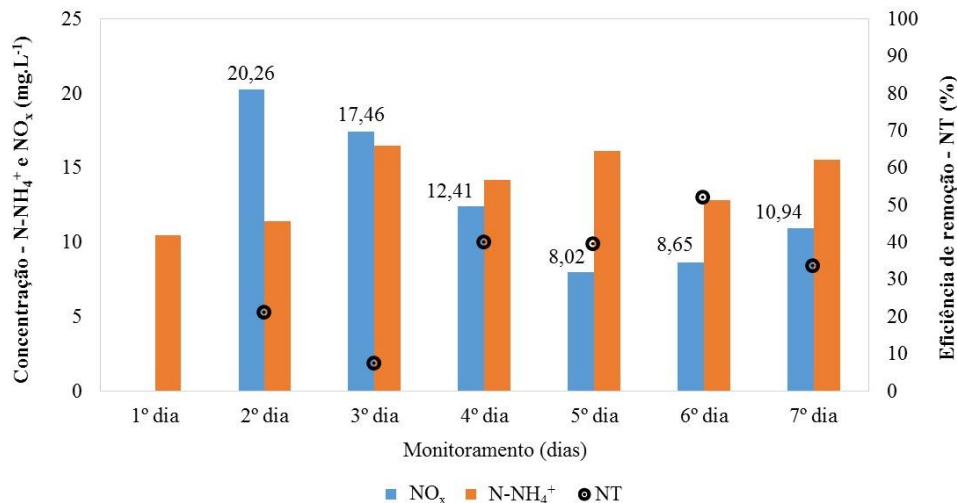
Organização:





No 4º, 5º e 6º dia, a remoção de NT aumentou em comparação com os dias anteriores, enquanto que para  $N-NH_4^+$ , a remoção se manteve estável com 61%, 60% e 62%, respectivamente. Além disso, as concentrações de  $NO_x$  produzidas diminuíram (12,4, 8,02 e 8,65  $mg.L^{-1}$ , respectivamente) em comparação com os dias anteriores. Esses resultados podem estar associados à desnitrificação. Muitos estudos relatam a baixa potencialidade de desnitrificação dos *wetlands* verticais (MEULEMAN *et al.*, 2003; DONG e SUN, 2007), devido à predominância de condições aeróbias nos poros, após a passagem do líquido. Contudo, recentemente, utilizando técnicas de biologia molecular em nível de RNA em outro WCV, foram identificadas bactérias desnitrificantes ativas em todo o perfil vertical do sistema, sobretudo, quando o mesmo foi operado com alta carga orgânica a desnitrificação pode ocorrer desde a primeira camada do *wetland* (PELLISSARI *et al.*, 2017b).

Figura 4 - Comportamento da série nitrogenada no efluente da unidade III durante 7 dias de monitoramento.



Como forma de aumentar o potencial de remoção do nitrogênio em *wetland* vertical, Silveira *et al.* (2015) apresentam como estratégia a utilização da camada superior livre (condições aeróbias) e uma zona parcialmente saturada na parte inferior, visando criar condições anaeróbicas/anóxicas em uma única unidade. Nos estudos destes autores foram obtidas eficiências da ordem de 56% para a nitrificação e 85% para a

Apoio:



Parceiros:



Organização:





desnitrificação, com 25 cm de altura de leito saturado, para uma carga afluyente de 14 g NTK m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>.

Comparando com os resultados de Lana *et al.* (2013) que pesquisou o mesmo sistema da presente pesquisa, o desempenho foi similar com o passar do tempo em termos de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (60% e 58% para este estudo) ao contrário dos resultados obtidos para DQO, que apresentou decaimento na eficiência de remoção de 80% para 69%.

De forma a se ter um indicativo do potencial comportamento do sistema caso se adotasse a estratégia operacional dos franceses (3,5-4 dias de alimentação / 7 dias de repouso), os valores encontrados nesse estudo para o 4º e 7º dia de alimentação na mesma unidade apresentaram o seguinte comportamento em termos de porcentagem de remoção: 69% para DQO nas duas condições e 60% e 58% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, respectivamente, com maior produção de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> nos três primeiros dias e maior remoção de NT a partir do 4º dia. De uma forma geral, mesmo com dificuldade de drenagem do líquido que se acumulou na superfície a partir do 6º dia, o sistema mostrou boa capacidade para receber esgoto bruto por um período de alimentação maior. Porém, deve-se destacar que os valores obtidos no 4º dia (com um período de alimentação de 7 dias) não necessariamente serão os mesmos que os obtidos com um efetivo período de alimentação de 4 dias, tal como adotado pelos franceses.

## 4 Conclusões

Considerando uma área superficial de 0,6 m<sup>2</sup>.p.e<sup>-1</sup> (2 leitos filtrantes) para o 1º estágio do *wetland* construído vertical – sistema francês tratando esgoto bruto em 24 bateladas por dia para condições operacionais de 7 dias de alimentação e 7 dias de repouso, sob condições climáticas brasileiras tem-se:

- Boa eficiência associada à decomposição da matéria orgânica, que permaneceu durante todo o período de monitoramento, mesmo em condições de sobrecarga, com remoção média de 69% DQO;

Apoio:



Parceiros:



Organização:





- Dos 58% de  $\text{N-NH}_4^+$  removida no sistema, 66% foi nitrificada, sendo observada maior produção de  $\text{N-NO}_3^-$  nos primeiros 3 dias de operação;
- Mesmo com dificuldade de drenagem do líquido que se acumulou na superfície a partir do 6º dia, o sistema mostrou boa capacidade para receber esgoto bruto por um período de alimentação de 7 dias consecutivos;
- Há a necessidade de um maior tempo de monitoramento para a caracterização da estratégia operacional referente ao período de alimentação e repouso.

## Referências

APHA/AWWA/WEF. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21ª ed. Washington, DC, 2011.

BOLLET, M., SCHWAGER, A., EUGSTER, J., MOTTIER, V. Dynamic behavior of intermittent buried filters. *Water Science & Technology*, v. 28, nº 10, p. 99-107, 1993.

DONG, Z.; SUN, T. A potential new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands - Promoting coexistence of partial-nitrification and ANAMMOX. *Ecological Engineering*, v. 31, p. 69-78, 2007.

KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S., BRIX, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. *Ecological Engineering*, v. 35, nº 2, p. 238-247, 2009.

LANA, L. C. O.; MORAES, D. C.; VON SPERLING, M.; MORATO, M. L.; VASCONCELLOS, G. R.; PARAENSE, M. O.; MOREIRA, T. P. A. Performance of single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil. *Water Science & Technology*, v. 68, p. 1599. 2013.

MANJATE, E. S.; ZUMALACARREGUI, J. A. G.; VON SPERLING, M. Estudo do comportamento hidráulico e de balanço de massa dos sólidos em wetlands construídos de escoamento vertical tratando esgotos domésticos. **2º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos**, Curitiba, 2015.

MEULEMAN, A. F. M.; LOGTESTIJN, R. V.; RIJS, G. B. J.; VERHOEVEN, J. T. A. Water and mass budgets of a vertical-flow constructed wetland used for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, v. 20, nº 1, p. 31-44, 2003.

MILLOT, Y.; TROESCH, S.; ESSER, D.; MOLLE, P.; MORVANNOU, A.; GOURDON, R.; ROUSSEAU, D. Effects of design and operational parameters on ammonium removal by single-stage French vertical flow filters treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering*, v. 97, p. 516-523, 2016.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G.; IWEMA, A. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. **Water Science & Technology**, v. 51, n° 9, p. 11-21, 2005.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; GRASMICK, A.; IWEMA, A. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. **Water Research**, v. 40, n° 3, p. 606-612, 2006.

MOLLE, P. French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. **Water Science & Technology**, v. 69.1, p. 106-112, 2014.

MOLLE, P., LOMBARD LATUNE, R., RIEGEL, C., LACOMBE, G., ESSER, D. French vertical-flow constructed wetland design: adaptations for tropical climates. **Water Science & Technology**, p. 1516-1523, 2015.

MORVANNOU, A.; FORQUET, N.; MICHEL, S.; TROESCH, S.; MOLLE, P. Treatment performances of French constructed wetlands: results from a database collected over the last 30 years. **Water Science & Technology**, v. 71.9, 2015.

NAKAMURA, K.; HATAKEYAMA, R.; TANAKA, N.; TAKISAWA, K., TADA, C.; NAKANO, K. A novel design for a compact constructed wetland introducing multi-filtration layers coupled with subsurface superficial space. **Ecological Engineering**, v. 100, p. 99-106, 2016.

PELLISSARI, C.; GUIVERNAU, M.; VIÑAS, M.; SOUZA, S. S.; GARCÍA, J.; SEZERINO, P. H.; ÁVILA, C. Unraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 584-85, p. 642-650, 2017b.

PROST-BOUCLE, S E MOLLE, P. Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: Treatment limits and operation modes. **Ecological Engineering**, v. 43, p. 81-84, 2012.

SILVEIRA, D. D.; BELLI FILHO, P.; PHILIPPI, L. S.; KIM, B.; MOLLE, P. Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 77, p. 257-264, 2015.

TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. **Water Research**, v. 43, 1851-1858, 2009.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4ª ed., Belo Horizonte: Editora UFMG, 472 p., 2014.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## DIFERENTES MODALIDADES DE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL APLICADOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS E NEGRAS

**Camila Maria Trein**

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[camilatrein@yahoo.com.br](mailto:camilatrein@yahoo.com.br)

**Victória Regina Celso Monteiro**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[vicregina@hotmail.com](mailto:vicregina@hotmail.com)

**Pablo Heleno Sezerino\***

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[pablo.sezerino@ufsc.com.br](mailto:pablo.sezerino@ufsc.com.br)

### Resumo

Este trabalho avaliou o desempenho de *wetlands* construídos de fluxo vertical implantados em escala real aplicados para duas linhas de tratamentos distintas: (i) águas cinzas: tendo como unidade de tratamento um *wetland* construído de fluxo vertical com drenagem livre (WCFV-DL), com área superficial de 9,24 m<sup>2</sup>; (ii) águas negras: empregado um *wetland* construído de fluxo vertical modificado com fundo saturado (WCFV-MFS) com área superficial de 24 m<sup>2</sup>. O monitoramento foi realizado durante nove meses e foram avaliados os afluentes e efluentes dos *wetlands*, em termos de DQO, SS, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. Destaca-se que o WCFV-DL tratando águas cinzas, obteve expressivas remoções de DQO (88%), SS (93%) e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (97%), sendo inclusive observada a nitrificação. Para o WCFV-MFS tratando águas negras, a remoção das frações de matéria orgânica, em termos de DQO e SS, foram em média 56 e 91%, respectivamente. Nesta unidade WCFV-MFS, foi observado remoção de 61% de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> com formação de nitrato e apenas 17% de remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. A partir dos resultados obtidos, destaca-se a flexível aplicabilidade desses sistemas para o tratamento de diferentes tipos de águas residuárias.

**Palavras-chave:** *Wetland* com drenagem livre. *Wetland* com fundo saturado. Tratamento descentralizado.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 1 Introdução

Trabalhos citados na literatura apontam como opção para o problema da falta de esgotamento sanitário, a descentralização dos sistemas (OTTERPOHL; BRAUN e OLDENBURG, 2002), o que apresenta várias vantagens, dentre elas, a possibilidade de segregação dos efluentes gerados, redução do consumo de água potável para fins menos nobres e a recuperação de nutrientes presentes nas excretas. Dentre as linhas de segregação podem ser citadas duas principais: águas negras e águas cinzas.

Segundo Gonçalves (2006), águas cinzas são efluentes provenientes dos chuveiros, lavatórios, máquinas de lavar roupa, tanques, podendo ou não incluir a produção das pias de cozinhas. Já os efluentes do vaso sanitário (contendo fezes e urina) com ou sem a contribuição da cozinha, formam as águas negras e possuem maior carga poluidora.

Dentro do contexto de saneamento descentralizado e ecológico, os *wetlands* construídos se destacam por consistirem em sistemas tecnicamente simples de operar e manter, envolvendo processos naturais, além de apresentarem-se acessíveis às diversas situações de aplicação, podendo até mesmo alcançar níveis de tratamento avançados.

Dentre as diferentes modalidades, destacam-se os *wetlands* construídos de fluxo vertical WCFV, podendo operar com fundo saturado ou com drenagem livre. Na drenagem livre, o efluente bombeado percorre todo o leito do *wetland*, até atingir a zona de saída. Já o fundo saturado trabalha com duas zonas distintas: a zona superior que não está saturada, e uma zona inferior, que permanece saturada com efluente (KIM *et al.*, 2014).

Segundo Kim *et al.* (2014) o fundo saturado permite uma melhor remoção de nitrogênio através da nitrificação, que ocorre na zona superior devido as condições aeróbias, seguida da desnitrificação, favorecida na zona inferior em meio redutor e anaeróbio.

O objetivo deste trabalho foi apresentar as diferentes possibilidades e eficiências de *wetlands* construídos de escoamento vertical aplicados no tratamento de águas cinzas

Apoio:



Parceiros:



Organização:





e negras.

## 2 Materiais e métodos

Essa pesquisa foi desenvolvida em uma estação de tratamento de esgoto (ETE) em escala real, localizada no município de Florianópolis – SC, dividida em duas linhas de tratamento, conforme segue: (i) Linha 1: coleta, tratamento e reuso das águas cinzas; (ii) Linha 2: coleta e tratamento de águas negras.

O sistema de tratamento atendia um empreendimento comercial (escritório) e foi dimensionado para atender aproximadamente 65 pessoas. Para compor a linha 1, todo o sistema hidráulico do empreendimento foi construído para segregar as águas cinzas geradas nos lavatórios dos banheiros (3 masculinos e 1 feminino) e na pia da cozinha. Já a linha 2 recebia as águas negras provenientes da descarga dos vasos sanitários, além dos efluentes gerados em uma residência (chuveiro, lavatório, bacia sanitária e pia da cozinha), onde moravam 3 pessoas.

Como parâmetros de dimensionamento, a empresa que construiu os sistemas adotou valores de DBO<sub>5</sub> de 0,15 kg/d e 0,652 kg/d para água cinza e água negra, respectivamente. A carga orgânica aplicada nos *wetlands* foi de 0,03 kg DBO/m<sup>2</sup>.d, com uma vazão afluyente estimada de 3,25 m<sup>3</sup>/d, para ambos os sistemas.

Foi considerada também uma taxa *per capita* de 50 L/hab.dia (escritórios), conforme a norma NBR 7.229 (ABNT, 1993). Desta produção, foi considerado contribuição de 30% para águas cinzas e 70% para as águas negras (HOFFMANN *et al.*, 2011), além de um fator de remoção de 50% de DBO<sub>5</sub> nos tanque sépticos que precediam as unidades *wetlands*. Os diferentes arranjos tecnológicos empregados para o tratamento de águas cinzas e negras estão descritos na Figura 1. As principais características construtivas dos WCFV referente ao tratamento das águas cinzas e negras estão apresentadas na Tabela 1.

Apoio:



Parceiros:



Organização:



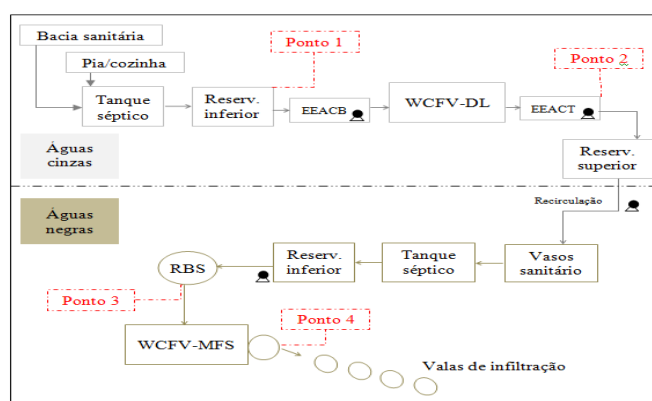


Tabela 1- Principais características construtivas dos WCFV, referente ao tratamento das águas cinzas e negras.

Características	WCFV-DL – águas cinzas	WCFV-MFS – águas negras
Ano de construção	2012	2009
Ano de início da operação	2012	2010
Área superficial (m <sup>2</sup> )	9,24	24
Comprimento (m)	4,20	5,40
Largura (m)	2,20	4,40
Macrófita	<i>Cyperus Papiros nano</i>	<i>Cyperus Papiros nano</i>
Material filtrante	Superfície (cm)	10
	Meio (cm)	50
	Fundo (cm)	10
Impermeabilização	Manta de Polietileno de Alta Densidade (PEAD)	Manta de Polietileno de Alta Densidade (PEAD)

O monitoramento dos parâmetros para o acompanhamento da eficiência do sistema e caracterização das águas cinzas e negras foi realizado quinzenalmente. Os pontos amostrados para avaliação da eficiência estão apresentados na Figura 1. O sistema foi monitorado entre os meses de abril a dezembro de 2013, compreendendo 9 meses.

Figura 1 - Fluxograma do arranjo tecnológico do sistema de tratamento de águas cinzas e negras, sendo: ponto 1 - afluente WCFV-DL, ponto 2 - efluente WCFV-DL, ponto 3 - afluente WCFV-MFS e ponto 4 - efluente WCFV-MFS.



Fonte: Autoria própria (2017).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Os parâmetros analisados foram: potencial hidrogeniônico (pH), alcalinidade, demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão (SS), nitrogênio amoniacal ( $\text{N-NH}_4^+$ ), nitrogênio nitrito ( $\text{N-NO}_2^-$ ), nitrogênio nitrato ( $\text{N-NO}_3^-$ ) e fósforo ortofosfato ( $\text{P-PO}_4^{3-}$ ), seguindo recomendações do *Standard Methods* (APHA-AWA-WEF, 1998 e 2005), com exceção do nitrogênio amoniacal que foi realizado conforme Vogel (1981).

## 3 Resultados e discussão

### 3.1 Desempenho do WCVF-DL - tratamento de águas cinzas

A alcalinidade média afluente do WCFV-DL ficou em 144 mgCaCO<sub>3</sub>/L, e a média efluente em 66 mg/L. Esta diminuição pode ter sido promovida pelo processo de nitrificação, o qual é favorecido neste tipo de *wetland* e gera íons H<sup>+</sup>, os quais consomem alcalinidade, podendo até levar ao abaixamento do pH (VON SPERLING, 2005), como observa-se discretamente nos valores afluente e efluente de pH na Tabela 2.

Tabela 2 - Resultados dos parâmetros avaliados no sistema de tratamento para as águas cinzas.

Parâmetros	Ponto 1: Afluente	Ponto 2: Efluente WCFV-DL	Eficiência de remoção
	Média ± DP	Média ± DP	
pH	6,8 ± 0,54 (13)	6,7 ± 0,55 (12)	-
Alcalinidade	144 ± 39 (13)	66 ± 27 (12)	54%
DQO (mg/L)	100 ± 20 (6)	12 ± 6,5 (5)	88%
SS (mg/L)	50 ± 49 (13)	3,3 ± 4 (12)	93%
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	17 ± 6 (13)	0,4 ± 0,2 (12)	98%
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	0,09 ± 0,05 (13)	0,25 ± 0,6 (12)	-
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	0,1 ± 0,3 (13)	7,5 ± 0,5 (12)	-
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	6,5 ± 3,5 (13)	1,6 ± 1,7 (12)	75%

( ) número de amostragem

A demanda química de oxigênio (DQO) da água cinza afluente ao WCFV-DL ficou em 100 mg/L, e conforme explicitado em Monteiro e Sezerino (2015), obteve-se uma carga aplicada de 0,53 g DQO/m<sup>2</sup>.d, a qual é inferior as recomendações da literatura.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Desta maneira, a água cinza efluente ao WCFV-DL apresentou concentração média de DQO de 12 mg/L, resultando em uma remoção de aproximadamente 88% para este parâmetro. Sarnaglia e Gonçalves (2013) avaliando um *wetland* vertical empregado no tratamento de águas cinzas obtiveram 85% de remoção de DQO.

A média geral de sólidos suspensos para água cinza afluenta ficou em 50 mg/L, e para o efluente obteve-se média de 3,3 mg/L, o que representa uma remoção média de 93%. Pansonato (2010) obteve cerca de 80% de remoção de sólidos suspensos totais, enquanto Sarnaglia e Gonçalves (2013), relataram 69% de remoção.

Com relação ao nitrogênio, tendo em vista que não há contribuição de urina nas águas cinzas estudadas, a concentração encontrada é provavelmente oriunda de produtos de limpeza e de resíduos da pia da cozinha e, de acordo com Monteiro e Sezerino (2015), obteve-se uma carga aplicada de 0,1 g NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/m<sup>2</sup>.d, também abaixo do recomendado pela literatura para nitrificação em sistemas verticais.

Perante esta carga de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> afluenta aplicada, o WCFV-DL apresenta considerável redução para este parâmetro, sendo observada uma concentração efluente de 0,4 mg/L, o que significa uma remoção média de 98%. Sarnaglia e Gonçalves (2013), também em um sistema vertical, obtiveram somente 40% de remoção de nitrogênio amoniacal.

A Figura 2 apresenta um gráfico evolutivo das concentrações de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no afluenta e efluente e concentrações de N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no efluente do WCFV-DL.

Através da concentração efluente média de 7,5 mg/L de nitrato, pode-se constatar a ocorrência da nitrificação neste sistema, explicando assim a alta conversão de nitrogênio amoniacal. Destaca-se que configuração do sistema vertical favorece o arraste de oxigênio necessário para que este processo ocorra.

A concentração média afluenta de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ficou em 6,5 mg/L e observa-se uma variação significativa, identificada pelo desvio padrão de 3,5 mg/L. Isso ocorre possivelmente devido à variações normais de uso dos produtos que contém fósforo. No efluente do WCFV-DL foi encontrada uma concentração de 1,6 mg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L, obtendo-se

Apoio:



Parceiros:



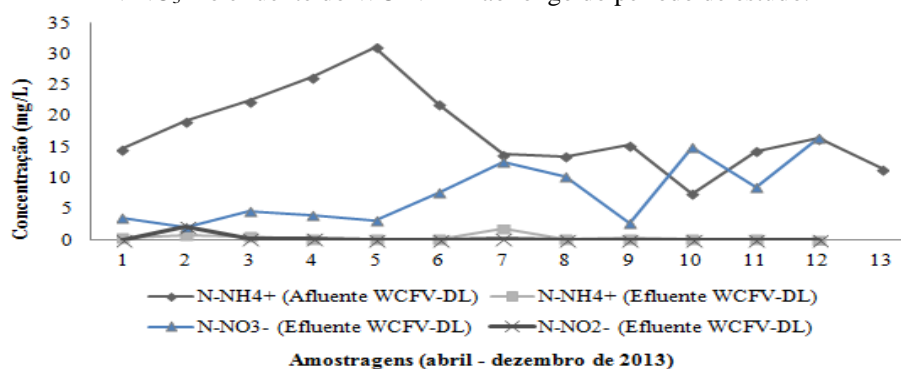
Organização:





75% de remoção média. Pansonato (2010) obteve para um *wetland* vertical, 33% de remoção para o fósforo ortofosfato, mesmo valor relatado por Morel e Diener (2006) para um sistema vertical no Nepal.

Figura 2 - Concentrações de  $N-NH_4^+$  no afluente e efluente do WCFV-DL e concentrações de  $N-NO_2^-$  e  $N-NO_3^-$  no efluente do WCFV-DL ao longo do período de estudo.



Fonte: Autoria própria (2017).

### 3.2 Desempenho do WCVF-MFS - tratamento das águas negras

Durante o período de monitoramento, o WCFV-MFS recebeu em média uma vazão afluente de 2,1 m<sup>3</sup>/d. O regime de alimentação era proporcionado por 3 pulsos diários sobre o *wetland*, com intervalo de repouso do filtro de 8 horas, conforme recomendações de Platzer (1999).

Com essa vazão e área superficial de 24 m<sup>2</sup>, obteve-se uma taxa hidráulica média de 87,5 mm/d. Esse valor médio também encontra-se dentro do recomendado na literatura para aplicações em regiões de climas quentes, que é de 200 mm/d, de acordo com Hoffmann *et al.* (2011). Na Tabela 3 apresentam-se os resultados médios, desvio padrão e número de amostragens dos parâmetros utilizados na avaliação do sistema *wetland* atuando no tratamento das águas negras.

Em termos de eficiência, pode-se observar pela Tabela 3 que o *wetland* desempenhou papel importante na remoção das frações de matéria orgânica, em termos de DQO e SS, com eficiência média de 56 e 91%, respectivamente. Considerando as

Apoio:



Parceiros:



Organização:







concentrações médias afluentes ao WCFV-MFS de 73 mg DQO/L e 47 mg SS/L e uma taxa hidráulica média de 87,5 mm/d, a unidade *wetland* recebeu um carregamento médio de DQO de 6,4 g/m<sup>2</sup>.d e 4,1 g SS/m<sup>2</sup>.d, respectivamente.

Tabela 3 - Resultados dos parâmetros avaliados no sistema de tratamento para as águas negras.

Parâmetros	Ponto 3: Afluente	Ponto 4: Efluente WCFV-	Eficiência de remoção
	Média ± DP	Média ± DP	
pH	6,9 ± 0,8 (15)	6,1 ± 0,8 (13)	-
Alcalinidade	136 ± 106 (13)	30 ± 33 (13)	-
DQO (mg/L)	73 ± 42 (15)	32 ± 9 (5)	56%
SS (mg/L)	47 ± 41 (4)	4 ± 6 (13)	91%
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	33 ± 19 (13)	9 ± 11 (13)	73%
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	3 ± 4 (13)	0,4 ± 0,4 (13)	-
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	16 ± 21 (13)	69 ± 45 (13)	-
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	6 ± 3 (12)	5 ± 2 (13)	17%

( ) número de amostragem

Em termos de carregamento de sólidos deve-se tomar atenção especial, pois o reator RBS (objeto de estudo de outra pesquisa) não contava com um sistema de descarte de lodo, o volume tratado era encaminhado diretamente para o *wetland*, e desta forma arrastava os sólidos que não decantavam no reator. Contudo, a unidade de filtração se mostrou compatível com nível de tratamento terciário, com porcentagens de remoção média de 91%.

Para o WCFV-MFS utilizado no tratamento de águas negras a eficiência de remoção de amônia foi de 73% com valores satisfatórios de nitrificação. Devido aos processos promovidos dentro do reator RBS o afluente do WCFV-MFS continha média de 16 mg de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e ao passar pela unidade de filtração as concentrações aumentaram consideravelmente, alcançando valores máximos de 170 mg/L e valores médios de 69 mg/L. Destaca-se contudo, que as características construtivas do WCFV-MFS não foram suficientes para a remoção completa do nitrogênio.

Apoio:



Parceiros:



Organização:

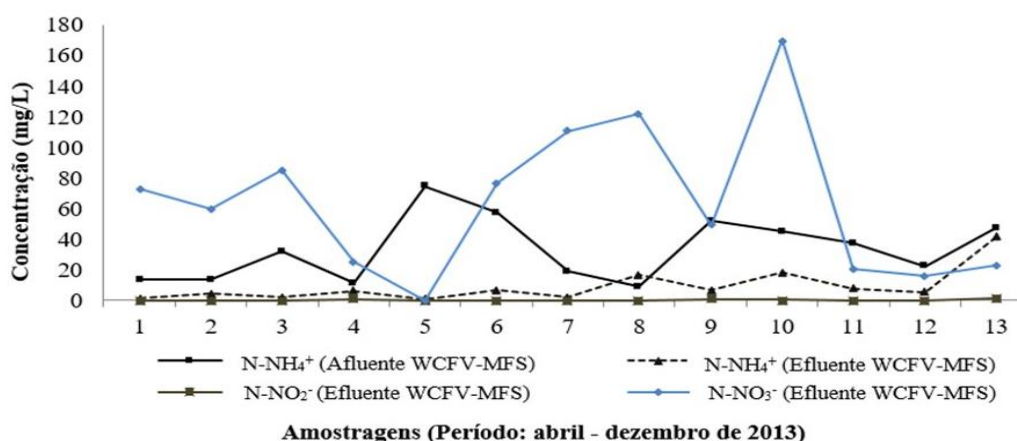




A Figura 3 apresenta um gráfico evolutivo das concentrações de  $N-NH_4^+$  no afluente e efluente do WCFV-MSF e concentrações de  $N-NO_2^-$  e  $N-NO_3^-$  no efluente do WCFV-MFS.

Langergraber *et al.* (2008) trabalhando com um *wetland* vertical parcialmente saturado (com 20 cm de fundo saturado), relatou alta remoção de  $N-NH_4^+$  com formação de 30 mg/L de  $N-NO_3^-$ , indicando que o sistema promoveu a nitrificação e desnitrificação parcial. Trein (2015) também não observou remoção completa, avaliando um WCFV-MFS recebendo carregamentos de 0,96 g DBO/m<sup>2</sup>.d e 2 g DQO/m<sup>2</sup>.d., obtendo remoção de 93% de  $N-NH_4^+$ , sendo 27% devido a nitrificação, liberando ainda no efluente final em média 11 mg  $N-NO_3^-$ /L.

Figura 3 - Concentrações de  $N-NH_4^+$  no afluente e efluente do WCFV e concentrações de  $N-NO_2^-$  e  $N-NO_3^-$  no efluente do WCFV-MFS ao longo do período de estudo.



Fonte: Autoria própria (2017).

Em termos de fósforo ortofosfato, a eficiência de remoção do *wetland* foi baixa durante todo o período de monitoramento, com média de apenas 17%. Segundo White *et al.* (2000) esta baixa remoção de  $P-PO_4^{3-}$  nos *wetlands* está relacionada com o armazenamento temporário pelas macrófitas e microrganismos, e a outra parte da retenção de fósforo está relacionada com a saturação do material filtrante que, segundo Brix e Arias (2005), é cada vez mais limitada após algum tempo de operação.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 4 Conclusões

Com base no período de 9 meses de monitoramento das duas linhas de tratamento dos efluentes gerados na empresa, tem-se que:

**Linha 1:** WCFV-DL empregado no tratamento de águas cinzas, após 2 anos de operação:

- O *wetland* alcançou boas porcentagens de remoção para DQO e SS, sendo 88% e 93%, respectivamente;
- Apesar das águas cinzas em geral não apresentarem altas concentrações de amônia, como observado nesta pesquisa, o WCFV-DL se mostrou adequado na promoção das transformações do nitrogênio, apresentando redução de  $N-NH_4^+$ , de 97%, além da formação de nitrato (7,5 mg/L) na água cinza efluente.

**Linha 2:** WCFV- MFS empregado no tratamento de águas negras, após 4 anos de operação:

- Considerando carregamento médio aplicado no *wetland* de 4,1 g SS/m<sup>2</sup>.d e 6,4 g DQO/m<sup>2</sup>.d, o mesmo apresentou eficiências médias de remoção de 91% para SS e de 56% para DQO;
- A eficiência média de remoção de  $N-NH_4^+$  foi da ordem de 73%;
- Observou-se que a unidade WCFV-MFS apresentou baixa remoção de  $P-PO_4^{3-}$ , com média de 17% de eficiência;

## Agradecimentos

À empresa Rotária do Brasil e ao CNPQ.

## Referências

APHA, AWWA, WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20st ed. APHA, Washington, 1998.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





APHA, AWWA, WEF. Standard methods for the examination of water and wastewater. 21st ed. APHA, Washington, 2005.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. NBR 7.229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: 15 p., 1993.

BRIX, H.; ARIAS, C. A.; The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. Science Direct: Ecological Engineering, p. 491-500, 2005.

GONÇALVES, R. F; BAZZARELLA, B. B; PETERS, M. R; PHILLIPPI, L. S. Gerenciamento de águas cinzas. In: GONÇALVES, R.F. et al. Uso racional de águas em edificações. Rio de Janeiro: ABES, 2006. p. 153-222.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; WINKER, M.; VON MUENCH, E. Technology review of constructed wetlands Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Eschborn: Giz, 36 p., 2011.

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. 18, 353 p., 2008.

MONTEIRO, V. R. C.; SEZERINO, P. H. Monitoramento De Wetlands Construídos De Escoamento Horizontal E Vertical Empregados No Tratamento De Águas Cinzas. 2º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos. Anais...Curitiba - PR: 2015

MOREL, A.; DIENER, S. Greywater Management in Low and Middle-Income Countries. SuíçaSandec: Department of Water and Sanitation in Developing Countries, 2006.

OTTERPOHL, R.; BRAUN, U.; OLDENBURG, M. Innovative technologies for decentralised wastewater management in urban and peri-urban areas. In: 5th Specialised Conference on Small Water and Wastewater Treatments. Istanbul. Anais. v. 48, p. 23-32. 2002.

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 recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. Water Science Technology, v. 40, nº 3, p. 257-263, 1999.

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.

Apoio:



Parceiros:



Organização:



# 30º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS



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 (UFSC, SC), SC, Brasil, 134 p. 2015.

VOGEL, A. Química analítica qualitativa. 5o Edição ed. São Paulo - SP: Editora Mestre Jou, 665 p., 1981.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. v. 1. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.

WHITE, J.S., BAYLEY, S.E., CURTIS, P.J. Sediment storage of phosphorus in a northern prairie wetland receiving municipal and agro-industrial wastewater. *Ecological Engineering*. 14, p.127–138, 2000.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## APLICABILIDADE DA FERRAMENTA CFD NA SIMULAÇÃO DE WETLANDS FLUTUANTES

**Manoel Lucas Machado Xavier\***

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil  
Faculdades de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia  
[mavier89@gmail.com](mailto:mavier89@gmail.com)

**Johannes Gerson Janzen**

Fundação Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil  
Faculdades de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia  
[johannesjanzen@gmail.com](mailto:johannesjanzen@gmail.com)

### Resumo

Este artigo busca ilustrar a aplicabilidade da Ferramenta *Computational Fluid Dynamics* (CFD), a Fluidodinâmica Computacional, em simular escoamentos com vegetação, no caso, a simulação de um canal contendo wetlands flutuantes. O artigo mostra que, a partir da validação do modelo (que deve ser realizada pela comparação com dados experimentais) abre-se um leque de oportunidades para obter novas informações sobre o fenômeno, como alterações na sua geometria original, alterações de escoamento (vazão de entrada) entre outros, que ajudam na confecção de novos experimentos bem como na instalação do projeto propriamente dito, fazendo da Fluidodinâmica Computacional uma ferramenta eficiente no estudo de fenômenos hidrodinâmicos.

**Palavras-chave:** *Computational Fluid Dynamics* (CFD); Escoamentos com vegetação; Simulações Numéricas; Wetlands Flutuantes.

### 1 Introdução

Wetlands Construídos usando vegetação fixa tem sido integrados com cada vez maior frequência no tratamento de água em cidades (Carleton et al., 2001; Crowe et al., 2007; Kadlec e Wallace, 2009; Melbourne Water, 2002), por serem sistemas passivos, de baixa manutenção e simples de operar (quando comparados aos sistemas tradicionais de tratamento), ao mesmo tempo, eles melhoram o habitat e aumentam o valor da paisagem urbana por fornecerem benefícios estéticos e recreacionais (Knight et al., 2001; Lee e Li, 2009; Rousseau et al., 2008). Este tipo de estrutura, no entanto, é mais difícil de ser

Apoio:



Parceiros:



Organização:





implantada com o objetivo de tratar águas pluviais, isto porque eventos chuvosos são episódicos, de forma que o nível da água no sistema pode variar drasticamente em uma escala de tempo de dias ou semanas, o que torna difícil para que vegetação enraizada se estabeleça e sobreviva (Ewing, 1996; Headley e Tanner, 2006; Greenway e Polson, 2007). Wetlands de Tratamento Flutuantes (WTF) podem tolerar essas variações no nível da água associados a lagoas de águas pluviais (e.g. Headley e Tanner, 2012).

WTFs consistem em vegetações emergentes crescendo de maneira hidropônica em uma estrutura flutuante (geralmente um colchão de espuma). As raízes se estendem para dentro da água, provendo substrato para crescimento de biofilme. Devido a absorção pelas raízes e o biofilme que elas suportam serem a principal fonte de tratamento, o desempenho geral de uma lagoa de tratamento de águas pluviais com WTFs depende tanto da extensão volumétrica da zona das raízes como do tempo de contato entre essa zona e a água poluída (Headley e Tanner, 2012; Chang et al, 2012a). Vários estudos prévios compararam mesocosmos ou lagos de águas pluviais com e sem WTFs para avaliar o potencial de remoção. A maioria destes estudos mostraram que a remoção de poluentes pode ser aumentada usando WTFs. Por exemplo, Tanner e Headley (2011) mostraram que WTFs aumentam a remoção de cobre, fosforo, e partículas suspensas finas. WTFs plantadas com *Canna flaccida* e *Juncus effusus* instaladas em mesocosmos removeram até 75% de nitrogênio e fosforo de águas pluviais (White e Cousins, 2013). Chang et al. (2012a) comparou duas lagoas com WTFs ocupando 5% e 10% da área da superfície das lagoas. As duas configurações removeram nutrientes e, inesperadamente, a remoção foi similar para uma cobertura de 5% e 10%. Um melhor entendimento da circulação da água através da zona das raízes, e a sua dependência do tamanho e posicionamento da mesma poderiam explicar esse resultado inesperado e fornecer uma base melhor para a confecção de lagoas. Especificamente, Headley e Tanner (2012) observam que um melhor entendimento da caracterização do tempo de contato da zona das raízes e o seu impacto no tratamento feito pela WTF é necessário.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Este estudo utiliza fluidodinâmica computacional (CFD) para analisar a dinâmica de escoamento em um canal com WTFs. CFD é uma ferramenta computacional utilizada para resolver as equações de conservação de massa, energia e quantidade de movimento utilizando técnicas numéricas. A utilização de CFD permite obter resultados com detalhamento quase ilimitado que, em conjunto com dados experimentais, fornecem informações chave para o entendimento de fenômenos hidráulicos. Para esta análise foram utilizadas as condições experimentais empregadas por Downing-Kunz e Stacey (2012) com o objetivo de mostrar que a ferramenta CFD é capaz de representar canais com WTFs e, por consequência, servir como uma ferramenta de otimização para estes sistemas.

## 2 Materiais e Métodos

A geometria escolhida para validação foi o canal retangular usado por Downing-Kunz e Stacey (2012), O modelo computacional consistiu em um canal retangular com 12.62m de comprimento, 0.3m de altura e 0.6m de largura. A WTF foi representada por uma caixa retangular localizada no centro do canal com 0.62m de comprimento, 0.125m de altura e 0.58m de largura. A entrada e a saída do canal estão localizadas nos pontos opostos do canal (Figura 1).

O campo de escoamento dentro do canal foi determinado usando o código CFD ANSYS CFX<sup>®</sup> 17.0 através da simulação das equações de Navier-Stokes e da continuidade no regime permanente utilizando o modelo de turbulência *Shear Stress Transport* (SST). Como *transient Scheme* foi escolhido o *Second Order Backward Euler Scheme*.

As seguintes condições de contorno foram estabelecidas para buscar reproduzir as condições do experimento de Downing-Kunz e Stacey: um fluxo uniforme na entrada; na saída, a pressão estática média foi definida como 0 Pa; condição de não deslizamento (*no-slip wall*) nas paredes; na superfície livre uma condição de simetria foi estabelecida com

Apoio:



Parceiros:



Organização:

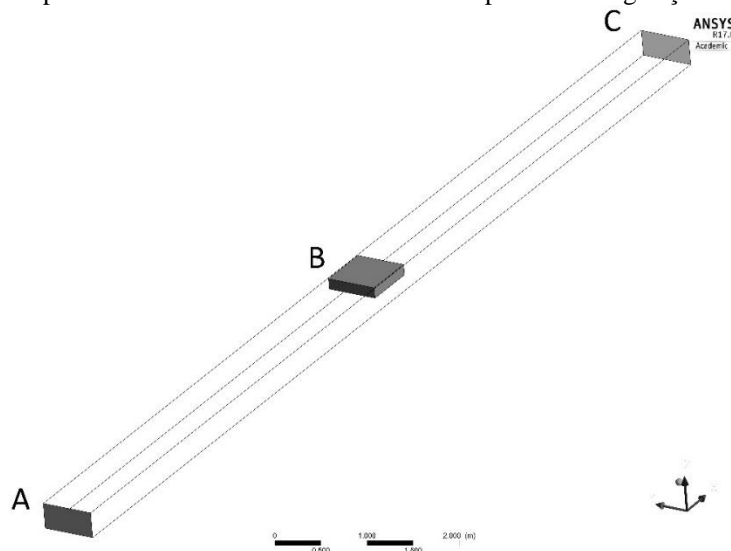






gradiente zero para todas as variáveis normais ao plano (Stamou 2002), desta forma, assumiu-se uma superfície livre plana.

Figura 1 – Geometria usada para a validação do modelo computacional. A representa a entrada, C representa a saída e B no centro do canal representa a vegetação.



Fonte: Autor

A região das raízes de cada WTF foi representada por um meio poroso usando a equação

$$S_{M,i} = \frac{\mu}{K_{perm}} u_i \quad (1)$$

Onde:

$K_{perm}$  = permeabilidade ( $m^2$ ).

$\mu$  = viscosidade dinâmica ( $kg/m\ s$ )

$u_i$  = velocidade ( $m/s$ )

Este método foi escolhido por apresentar a melhor relação custo benefício com relação a métodos mais simples (vegetação como apenas um obstáculo ou condição de contorno) e métodos mais complexos (como representar a vegetação da maneira como ela se apresenta na natureza).

O código numérico emprega malhas numéricas não estruturadas que permitem uma representação precisa dos limites do domínio (Figura 2). A malha foi criada

Apoio:



Parceiros:



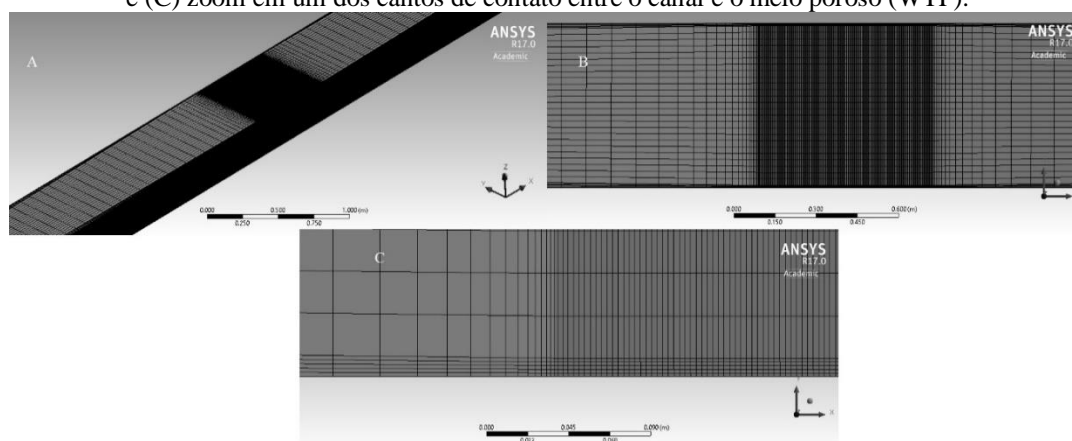
Organização:





utilizando o método *Sweep* (ANSYS Inc. 2016b). A malha testada possui na ordem de  $10^5$  elementos hexaédricos. Mais detalhes sobre as equações que governam o fenômeno, o modelo de turbulência, e algoritmos podem ser encontrados no guia de usuário CFX® (ANSYS Inc. 2016a).

Figura 2 – Malha em diferentes regiões do domínio: (A) canal com o WTF no centro; (B) zoom na WTF; e (C) zoom em um dos cantos de contato entre o canal e o meio poroso (WTF).



Fonte: Autor

### 3 Resultados e Discussão

Para garantir a validade dos resultados do modelo computacional e garantir que os seus resultados podem ser usados para extrair outros tipos de informações, é necessário comparar os resultados do modelo com dados experimentais. No caso de modelos com meio poroso, uma das variáveis chave se trata do valor de  $K_{perm}$ . Neste caso, a permeabilidade na zona das raízes foi determinada calibrando o modelo hidrodinâmico usando o trabalho de Downing-Kunz e Stacey (2012), que mediram dados de velocidade dentro e abaixo da zona de raízes de uma WTF de vegetação real (*E. crassipes*). A vegetação foi colocada em um canal de 20m de comprimento, 0.6m de largura e com 0.3m de altura de água. Os dados de velocidade foram retirados da Figura 5 de Downing-Kunz e Stacey (2012), onde a zona das raízes possuía 0.62m de comprimento, 0.58m de largura e se estendem 0.125m para dentro da água. Para determinar a permeabilidade

Apoio:



Parceiros:



Organização:





adequada para a zona das raízes, o modelo CFD foi configurado para representar o canal e variáveis simulações foram feitas com diferentes valores para  $K_{perm}$  indo de  $10^{-20} \text{ m}^2$  a  $10^{-4} \text{ m}^2$ . A velocidade simulada foi comparada com os valores experimentais medidos a 70% do comprimento do meio poroso. O melhor ajuste foi encontrado com um valor de  $K_{perm} = 10^{-6} \text{ m}^2$  (Figura 3).

Este ajuste foi conseguido apenas alterando o valor da permeabilidade e mantendo o valor da porosidade (Volume de vazios/Volume Total) em 95%. Uma simples melhora no ajuste poderia ter sido conseguida testando diferentes valores para os coeficientes do modelo de modo que seja adicionada turbulência dentro do meio poroso (Golzar et al, 2015).

A partir do modelo validado, é possível fazer vários testes que podem ser úteis para a otimização do sistema antes de sua implantação em um canal real ou até mesmo servir de base para a realização de novos experimentos. Por exemplo, com o modelo validado é possível testar diferentes formatos para o WTF, variando sua largura, profundidade das raízes ou comprimento (Figura 4) e encontrar qual é o melhor sob um ponto de vista hidrodinâmico ou de qualidade da água por exemplo.

Uma análise posterior para saber qual destes 4 casos teria um melhor desempenho em campo no tratamento da água pode ser feito adicionando ao modelo uma reação de decaimento de primeira ordem às WTFs para simular o tratamento realizado pelos wetlands. A reação de primeira ordem foi escolhida pelo fato de vários processos de tratamento de wetlands serem semelhantes a processos de primeira ordem (Kadlec e Knight, 1996).

Apoio:



Parceiros:

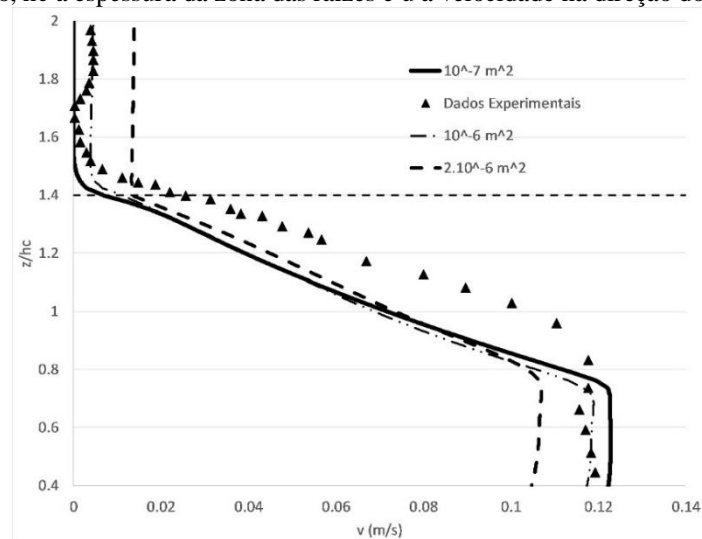


Organização:



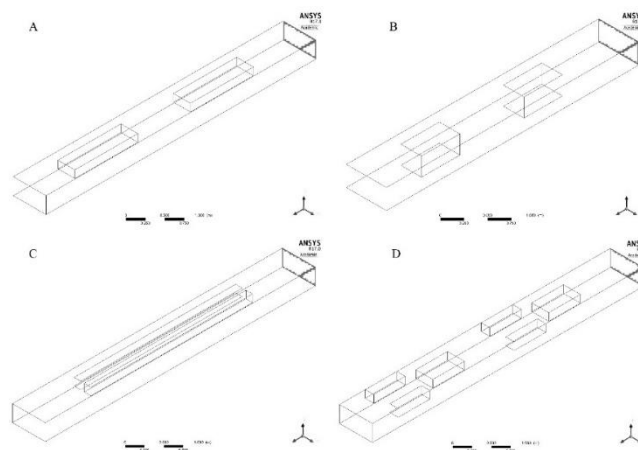


Figura 3 – Comparação entre os dados experimentais e os computacionais (dados para diferentes valores de  $K_{perm}$  são mostrados para ilustrar o seu impacto no modelo),  $z$  sendo a posição perpendicular ao escoamento,  $h_c$  a espessura da zona das raízes e  $u$  a velocidade na direção do escoamento.



Fonte: Autor

Figura 4 – Experimentos computacionais que podem ser realizados a partir do modelo validado: (A) 2 WTFs localizados um na frente do outro; (B) 2 WTFs com maior espessura localizados um na frente do outro; (C) 2 WTFs localizados um paralelo ao outro; e (D) 6 WTFs feitos dividindo-se os WTFs do caso A em 3 cada. O volume total de wetlands em todos os sistemas é o mesmo (a saída do sistema se encontra na borda em negrito).



Fonte: Autor

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Injetando um traçador no canal e com a reação de primeira ordem presente no modelo, é possível medir a concentração de traçador que chega a saída em relação a concentração de entrada ( $C_e/C_o$ ). Quanto menor a concentração que estiver saindo, maior pode-se assumir que é o tratamento dos WTFs, além disso, é possível testar vários valores para a constante de primeira ordem ( $k_{wtf}$ ) e observar seu impacto no modelo (Tabela 1).

Tabela 1 – Constantes  $k_{wtf}$  para a reação de primeira ordem inserida nos WTFs e a relação entre a concentração de saída  $C_e$  e concentração injetada  $C_o$  observada para cada teste.

Constante $k_{wtf}$	$C_{e1}/C_o$	$C_{e2}/C_o$	$C_{e3}/C_o$	$C_{e4}/C_o$
0.00113	0.98	0.98	0.99	0.98
0.00226	0.97	0.95	0.98	0.97
0.00452	0.94	0.91	0.97	0.94
0.00903	0.89	0.83	0.95	0.88
0.01355	0.84	0.76	0.93	0.84
0.02710	0.74	0.59	0.89	0.73
0.05419	0.64	0.40	0.87	0.61
0.08129	0.60	0.30	0.86	0.53

Fonte: Autor

Por meio destas simulações é possível identificar que o arranjo número 2 teve o melhor desempenho (menor concentração chegou a saída logo, uma maior parcela do traçador foi “tratada” pelos WTFs).

## 4 Conclusão

Este trabalho procurou mostrar a capacidade da ferramenta CFD em simular escoamentos com vegetação, no caso, com wetlands de tratamento flutuantes. É possível obter resultados muito próximos aos experimentais e, a partir da validação do modelo, fazer vários testes que oferecem mais informações tanto sobre o fenômeno estudado como podem servir de base para a construção de modelos experimentais mais eficientes. Neste caso, testes de diferentes geometrias foram realizados para determinar qual seria o arranjo mais eficiente sob uma ótica do tratamento da água.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## Referências

- ANSYS INC., “CFX-Pre Users Guide Release 17.0”, 2016a.
- ANSYS INC., “Meshing Users Guide Release 17.0”, 2016b
- CARLETON, J. N. et al. Factors affecting the performance of stormwater treatment wetlands. *Water Research*, v. 35, n. 6, p. 1552-1562, 2001.
- CHANG, NI-BIN et al. Assessing biological and chemical signatures related to nutrient removal by floating islands in stormwater mesocosms. *Chemosphere*, v. 88, n. 6, p. 736-743, 2012.
- CROWE, A. S. et al. Controlling urban stormwater pollution by constructed wetlands: a Canadian perspective. *International Journal of Water*, v. 3, n. 3, p. 214-230, 2007.
- DOWNING-KUNZ, MAUREEN A.; STACEY, MARK T. Observations of mean and turbulent flow structure in a free-floating macrophyte root canopy. *Limnology and Oceanography: Fluids and Environments*, v. 2, n. 1, p. 67-79, 2012.
- EWING, KERN. Tolerance of four wetland plant species to flooding and sediment deposition. *Environmental and Experimental Botany*, v. 36, n. 2, p. 131-146, 1996.
- GOLZAR, MAHSHID. A brief review of pond residence time studies. In: *The Annual Postgraduate research Student Conference-2015*. 2015.
- GREENWAY, MARGARET. Macrophyte establishment in stormwater wetlands: coping with flash flooding and fluctuating water levels in the subtropics. In: *World Environmental and Water Resources Congress 2007: Restoring Our Natural Habitat*. 2007. p. 1-15.
- HEADLEY, TOM; TANNER, CHRIS C.; COUNCIL, Auckland Regional. *Application of Floating Wetlands for Enhanced for Stormwater Treatment: a Review*. Auckland Regional Council, 2008.
- HEADLEY, T. R.; TANNER, C. C. Constructed wetlands with floating emergent macrophytes: an innovative stormwater treatment technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 42, n. 21, p. 2261-2310, 2012.
- KADLEC, ROBERT H.; WALLACE, SCOTT. *Treatment wetlands*. CRC press, 2008.
- KNIGHT, R. L.; CLARKE, R. A.; BASTIAN, R. K. Surface flow (SF) treatment wetlands as a habitat for wildlife and humans. *Water Science and Technology*, v. 44, n. 11-12, p. 27-37, 2001.
- LEE, JAE SU; LI, MING-HAN. The impact of detention basin design on residential property value: Case studies using GIS in the hedonic price modeling. *Landscape and Urban Planning*, v. 89, n. 1, p. 7-16, 2009.
- MELBOURNE WATER (2002). *Constructed wetland systems: Design guidelines for developers*. Melbourne, Australia: Melbourne Water.
- ROUSSEAU, D. P. L. et al. Constructed wetlands for water reclamation. *Desalination*, v. 218, n. 1-3, p. 181-189, 2008.

Apoio:



Parceiros:



Organização:



# 30<sup>o</sup> SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE *WETLANDS* CONSTRUÍDOS



TANNER, CHRIS C.; HEADLEY, TOM R. Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants. *Ecological Engineering*, v. 37, n. 3, p. 474-486, 2011.

WHITE, SARAH A.; COUSINS, MATTHEW M. Floating treatment wetland aided remediation of nitrogen and phosphorus from simulated stormwater runoff. *Ecological engineering*, v. 61, p. 207-215, 2013.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## DESEMPENHO INICIAL DE *WETLAND* CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL COM *HELICONIA ROSTRATA* SOB DIFERENTES TAXAS DE APLICAÇÃO HIDRÁULICA

**Milina de Oliveira\***; Alexandre Arruda Atalla, Luiz Eduardo dos Santos Pereira, Rodrigo Cella Borges, Sávio Torres da Silva, Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho

Universidade Católica Dom Bosco, Campo Grande – MS, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[milinodeoliveira94@hotmail.com](mailto:milinodeoliveira94@hotmail.com); [fernando@ucdb.br](mailto:fernando@ucdb.br)

### Resumo

A falta de universalização do esgotamento doméstico e a necessidade de se ter sistemas de fácil operação e manutenção com remoção satisfatória de poluentes, proporcionam a busca por alternativas onde se possa suprir a falta de recursos disponíveis e garantir o bem-estar social das pessoas. Os *wetlands* construídos são uma alternativa sustentável, pela facilidade de construção e baixa necessidade de manutenção comparado a outras tecnologias. O objetivo foi avaliar o desempenho inicial de um wetland construído de fluxo subsuperficial vertical (CW-VF) plantado com a macrófita *Heliconia rostrata*, aplicado no tratamento de efluentes domésticos sobre diferentes taxas hidráulicas de aplicação. O filtro operou sob taxas de 160, 180 e 200 L.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, onde: a taxa de 200 L.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> mostra menor eficiência na remoção geral dos poluentes; As taxas de 160 L.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e 180 L.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> obtiveram melhores resultados na remoção de Nitrogênio Total; O fósforo foi removido com maior eficiência nas taxas 180 L.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e 200 L.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>; A taxa de 160 L.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> tem-se os melhores valores em relação à DBO. No geral, a taxa de 160 L.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> se mostra a mais eficiente.

**Palavras-chave:** Esgoto doméstico. Filtro plantado. Leito de raízes. Carga hidráulica.

### 1 Introdução

As diferenças socioeconômicas de países em desenvolvimento e desenvolvidos geram grande influência na escolha dos processos e sistemas de tratamento de esgoto (VON SPERLING, 1996). No Brasil são cerca de 5.106 municípios atendidos com abastecimento de água e somente 2.332 municípios atendidos com esgotamento sanitário. O abastecimento de água atende 98,0% de toda a população urbana do país (SNIS, 2014). Entretanto, apenas 58,2% da população brasileira possui acesso à rede coletora de

Apoio:



Parceiros:



Organização:







esgotamento sanitário (IBGE, 2013), sendo que nem todo esgoto coletado é tratado, os outros 41,8% da população fica à mercê dos problemas causados pela falta de redes coletoras.

Os baixos índices de esgotamento registrados nas cidades brasileiras são fruto de uma visão centralizadora que contempla a utilização de grandes estações de tratamento de esgoto (FIUZA *et al.*, 2004). Observando esse aspecto, a importância de estudar o uso de tecnologias tanto para condições de tratamento centralizado, como pós-tratamento de lagoas de estabilização e reatores anaeróbios, assim como sistemas descentralizados e domiciliares (pós-tanque séptico e filtros anaeróbios), se torna cada vez mais relevante.

Em países considerados desenvolvidos, a aplicação de técnicas de tratamento de esgoto doméstico, industriais e agrícolas, buscando alternativas tecnológicas aplicáveis ao tratamento dos efluentes líquidos oriundos das atividades humanas, é de uso comum e recebem recursos para aprimoramento de estudos voltados para o conhecimento de suas variedades químicas, físicas e biológicas (SEZERINO, 2006).

O uso de tecnologias simplificadas permite o acesso a um tratamento eficiente de esgoto por parte da população não privilegiada por rede coletora de esgoto. Os *wetlands* passa a ser visto como alternativa à essa problemática, pois se enquadram em processos naturais com construção simples e de operação e manutenção simplificada (KADLEC *et al.*, 1996).

*Wetlands* Construídos (CW) são sistemas desenvolvidos para utilização das funções naturais da vegetação alagada, solos e suas populações microbiana para tratar contaminantes na água superficial, manancial ou efluentes (ITRC, 2003). Em Sistemas de Fluxo Subsuperficial Vertical, o efluente é adicionado pela superfície, sendo drenado verticalmente pelas camadas do filtro em direção ao sistema de drenagem de fundo. O processo de tratamento é caracterizado pelos pequenos intervalos de cargas adicionadas e um longo período de descanso enquanto o efluente percorre pelos substratos insaturados e a superfície esvazia (HOFFMANN, 2011).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Segundo Cooper (2005), sistemas de fluxo verticais poderão sofrer com entupimentos e inundações, concluindo a importância de seleção do cascalho (brita) ou areia para filtragem, pois afeta tanto a taxa de aplicação quanto à taxa de transferência de oxigênio.

Outra característica importante para os CWs é o uso de plantas, definidas cientificamente como macrófitas, que torna esse tipo de tratamento amigável esteticamente, quando comparado a bases de concreto e apresentam como benefício às diversas funções como transformação de nutrientes, atuação nos processos físicos, químicos e microbiológicos e remoção de nutrientes para seu próprio crescimento (BEGOSSO, 2009).

Autores como Felde e Kunst (1997), Platzer (1999), Kayser e Kunst (2005) e Hoffmann (2011) fazem recomendações sobre a taxa hidráulica de aplicação em *wetlands* e sua eficácia no tratamento. Kantawanichkul *et al.* (2013) analisaram tratamento de esgoto doméstico por sistemas de fluxo subsuperficial vertical plantados com *Cyperus eragrostis* e *Chrysopogon zizanioides* com taxas de aplicação de 200, 290 e 400 mm.d<sup>-1</sup>, onde a menor taxa aplicada se mostrou mais eficiente em remover os poluentes existentes. Sarmento *et al.* (2013) avaliou a influência do tempo de retenção hidráulica em sistemas de fluxo subsuperficial vertical cultivados no tratamento de efluentes suínos, onde um dos *wetlands* construídos eram cultivados pela *Heliconia rostrata* com baixa taxa hidráulica de aplicação de 31.8 mm d<sup>-1</sup>. A porcentagem de redução foi de 57.2% em DBO, 33.8% em Nitrogênio Total, 36.9% em Nitrogênio Amoniacal e 37.6% em Fósforo Total.

Dessa forma esse trabalho teve como intuito avaliar o desempenho inicial de um *wetland* construídos de fluxo vertical (CW-VF) com Helicônia (*Heliconia rostrata*) sob três tipos de taxas de aplicação hidráulica.

Apoio:



Parceiros:



Organização:



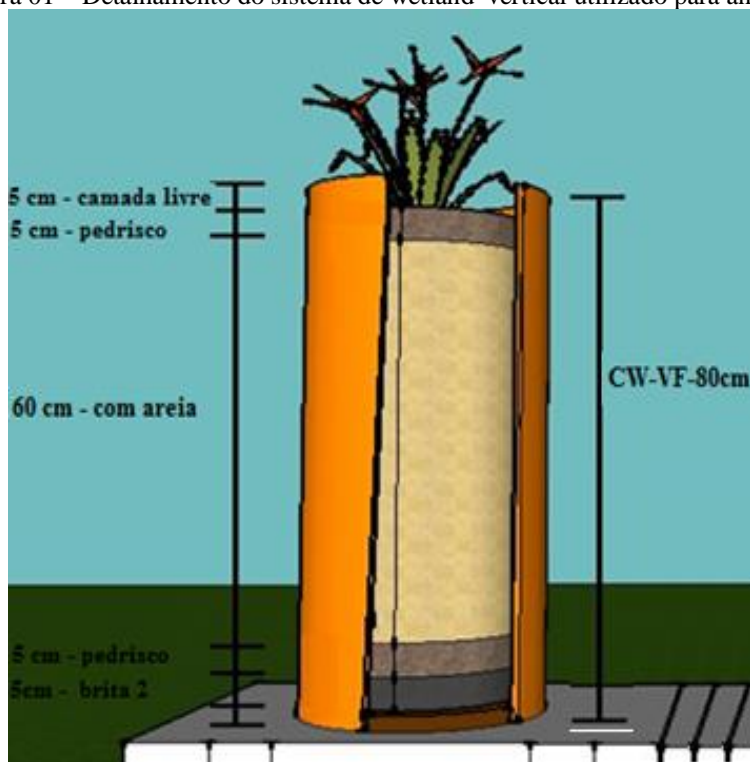


## 2 Materiais e métodos

### 2.1 Características do sistema

O presente trabalho foi realizado com a utilização de um filtro cilíndrico com material PVC ocre, com 30 cm de diâmetro e 80 cm de altura, sendo constituído por composto brita nº02 (5cm), pedrisco de 4,8 a 9,5 mm (5cm), areia (60cm – meio filtrante) e pedrisco (5cm), além de camada livre (5cm) de modo a evitar transbordamento. Por fim, este é finalizado como plantado: helicônia (*Heliconia rostrata*), como desmonstrado na Figura 01.

Figura 01 – Detalhamento do sistema de wetland vertical utilizado para análises



Fonte: Elaboração própria.

A sequência de montagem do CW – VF é apresentada na Figura 02.

Apoio:



Parceiros:

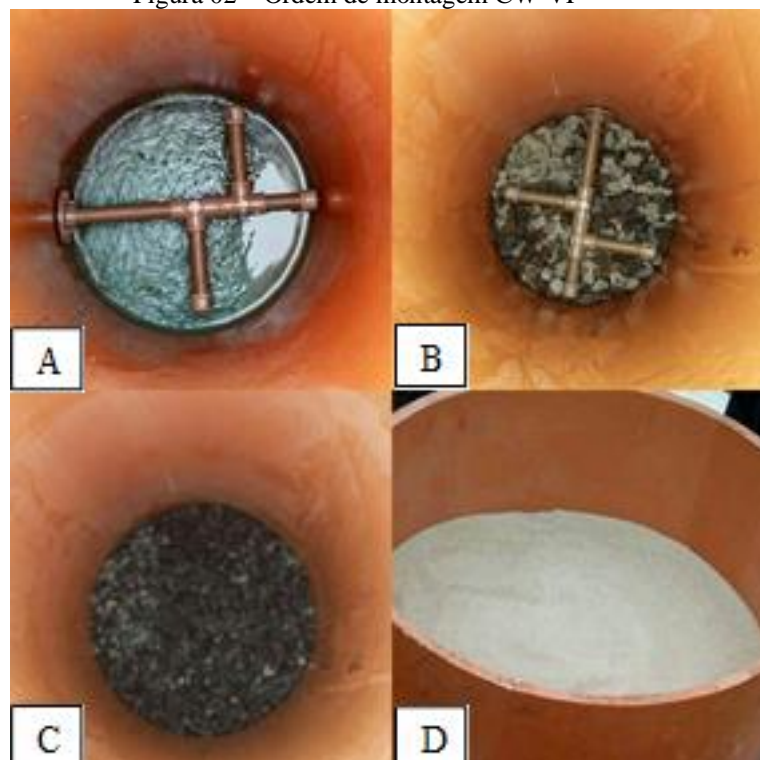


Organização:





Figura 02 – Ordem de montagem CW-VF



(A- distribuidor; B- brita; C- pedrisco 2; D- areia)

Conforme as imagens A e B, no interior dos CW – VF foram colocados distribuidores de cano PVC, de modo a melhorar a alimentação do mesmo, visto que impede a passagem de areia, evitando entupimento do sistema.

## 2.2 (*Heliconia rostrata*)

As plantas utilizadas em CW-VF para tratamento de águas residuárias desempenham papel importante na degradação e remoção de nutrientes e outros poluentes, mas devem apresentar tolerância o fluxo contínuo de poluentes. A planta utilizada neste trabalho foi a helicônia (*Heliconia rostrata*) que se identifica mais com as condições climáticas da região onde se encontra o projeto de estudo. O sistema possui uma muda de helicônia, a relação de helicônias por m<sup>2</sup> seria de 14 plantas.m<sup>-2</sup>.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 2.3 Meio filtrante

O funcionamento dos wetlands baseia-se na passagem do efluente pelo meio filtrante, sendo este constituído, no sistema alvo da pesquisa, por areia (60 cm), de modo a verificar suas características foram analisados seu diâmetro efetivo ( $d_{10}$ ), coeficiente de uniformidade (CU) e coeficiente de permeabilidade ( $K_s$ ), todos em conformidade com a NBR 7181. Os resultados obtidos foram:  $d_{10} = 0,27$  mm,  $CU = 2,19$  e  $K_s = 7,3 \times 10^{-2}$ , os quais, segundo Sezerino (2006) apresenta granulometria uniforme, com baixa susceptibilidade a colmatação.

## 2.4 Taxa de aplicação

De acordo com Hoffmann *et al.* (2011), a taxa de aplicação para wetlands construídos de fluxo vertical (CW-VF) em climas frios não deve exceder 100 a 120  $\text{mm.d}^{-1}$  (100 a 120  $\text{L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ) e as experiências de outros autores mostraram que em climas quentes podem ser aplicadas taxas hidráulicas de até 200  $\text{mm.d}^{-1}$  de águas residuais pré-tratadas sem influência negativa.

O sistema proposto vem sendo operado por cerca de um ano, onde já recebeu taxas de aplicação menores como 70 e 90  $\text{L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . Para intuito de comparação foram aplicadas taxas maiores, sendo realizadas aplicações diárias de esgoto bruto, coletado após o tanque séptico com as taxas de 160  $\text{L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , posteriormente 180  $\text{L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  e finalmente 200  $\text{L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ .

## 2.5 Coleta, amostragem e análise do efluente

As coletas foram realizadas semanalmente para que fosse avaliada a eficiência do CW-VF como pós-tratamento de tanque séptico. O período de coleta foi entre: 15 a 17 de março (160  $\text{L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ), 20 a 24 de março (180  $\text{L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ) e 27 a 31 de março de 2017 (200  $\text{L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ). É importante frisar que o sistema já vinha sendo alimentado com outras taxas de aplicação por cerca de um ano.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Seguindo o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012), foram analisados os seguintes parâmetros: pH, Turbidez, Temperatura, Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Fósforo Total, Nitrogênio Total, Sólidos Totais, Coliformes Termotolerantes e Coliformes Totais.

### 3 Resultados e discussões

Na tabela 01 encontra-se as porcentagens de remoção para cada parâmetro analisado e suas respectivas taxas de aplicação.

Observando as diferentes taxas aplicadas, nota-se que esta influencia diretamente na porcentagem de remoção de alguns parâmetros. Para a taxa de  $160 \text{ L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ , a menor aplicada, a eficiência foi superior quando comparada com as de  $180$  e  $200 \text{ L.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ . Kantawanichkul *et al.* (2013) também relatam que na menor taxa aplicada se registram os resultados mais satisfatórios de remoção de poluentes.

Quando analisado o parâmetro DBO(5,20), a porcentagem de remoção varia de forma decrescente em relação ao aumento da taxa hidráulica aplicada, o mesmo é verificado para nitrogênio total, no entanto, com menos variação de remoção entre as taxas. Essas variações também são externadas no trabalho de Kantawanichkul e Wannasri (2013).

Avaliando o fósforo total, a porcentagem de remoção média foi de 96,44% com variação baixa entre as diferentes taxas. Para Ridderstolpe (2004), a remoção deste parâmetro é estimada entre 30 e 95%, dependendo do meio filtrante e da taxa de aplicação.

Por fim, para coliformes totais e termotolerantes as remoções foram elevadas, com concentração final de  $10^4$  NMP/100 mL. Hagendorf (2005) também relata resultados entre  $10^4$  NMP/100 mL para sistemas de fluxo vertical.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Tabela 01 – Resultados do efluente pós-tanque séptico e dos tratamentos utilizados

Parâmetros	Entrada	Taxa de aplicação hidráulica em mm.dia <sup>-1</sup>					
		160		180		200	
		Saída	Remoção (%)	Saída	Remoção (%)	Saída	Remoção (%)
pH	7,14 (3*)	5,66 (2*)		6,35 (2*)		6,27 (2*)	
Turbidez(NTU)	16,47 (3*)	2,67 (2*)	83,76	9,41 (2*)	42,85	6,95 (2*)	57,82
Temperatura (°C)	27,67 (3*)	26,00 (2*)		27,50 (2*)		28,25 (2*)	
OD (mg/L)	0,00 (3*)	2,62 (2*)		2,47 (2*)		1,14 (2*)	
DBO (mg/L)	112,20 (3*)	7,01 (2*)	93,75	43,12 (2*)	61,57	87,26 (2*)	22,23
Fósforo (mg/L)	2,45 (3*)	0,10 (2*)	95,90	0,05 (2*)	97,96	0,11 (2*)	95,45
Nitrogênio Total (mg/L)	13,78 (3*)	0,45 (2*)	96,71	0,16 (2*)	98,88	2,36 (2*)	82,89
Sólidos Totais (mg/L)	306,67 (3*)	196,00 (2*)	36,09	365,80 (2*)		476,00 (2*)	
C.Termotolerantes (NMP/100mL)	1,04x10 <sup>7</sup> (3*)	1,55x10 <sup>4</sup> (2*)	99,85	1,05x10 <sup>4</sup> (2*)	99,90	2,50x10 <sup>4</sup> (2)	99,76
C.Totais (NMP/100mL)	1,27x10 <sup>7</sup> (3*)	1,70x10 <sup>4</sup> (2*)	99,87	1,70x10 <sup>4</sup> (2*)	99,87	2,55x10 <sup>4</sup> (2*)	99,80

(\*) número de análises

## 4 Conclusões

- A taxa de 200 L.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> foi a que obteve a menor porcentagem geral de remoção nos parâmetros analisados;
- Quando se trata na remoção do parâmetro Nitrogênio Total as taxas de 160 L.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e 180 L.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> são mais eficientes;
- A remoção de Coliformes Termotolerantes e Coliformes Totais se mostrou eficiente para as três taxas variando de 99,76% a 99,93%;

Apoio:



Parceiros:



Organização:





- Para a remoção de Fósforo as melhores taxas de aplicação foram a de 180 L.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e 200 L.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>;
- A taxa de 160 L.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> foi a que mais se destacou em relação ao parâmetro DBO ficando compreendido entre 88,08% e 92,85%;

## Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181**: Análise Granulométrica. Rio de Janeiro, 1984.

BEGOSSO, L. **Determinação de Parâmetros de Projeto e Critérios para Dimensionamento e Configuração de Wetlands Construídas para Tratamento de Água Cinza**. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais). Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais da Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

COOPER, P; **The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates**. Water Science & Technology, 2005, Vol 51, No 9, p. 81–90.

FELDE, K.VON E KUNST, S. **N- and COD- removal in vertical-flow systems**. Wat.Sci.Tech., 1997. v.35, n.5, pp. 79-85.

FIÚZA JR, A. P. F.; PHILIPPI L. S. **Uma análise da gestão do saneamento descentralizado em município de médio porte** – Estudo de caso: Blumenau-SC. 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. 2004.

HAGENDORF, U; DIEHL, K; FEUERPFEL, I; HUMMEL, A; LOPEZ-PILA, J; SZEWCZYK, R. **Microbial investigations for sanitary assessment of wastewater treated in constructed wetlands**. Water Research, 2005, Vol. 39, No.20,p. 4849-4858

HOFFMANN, H.; PLATZER, C. **Technology review of constructed wetlands: subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment in developing countries**. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH (GTZ). Saneamento Sustentável - Programa da Ecosan. 2011. 36 p.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2013. Disponível em: <[http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/pesquisas/pesquisa\\_resultados.php?id\\_pesquisa=40](http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/pesquisas/pesquisa_resultados.php?id_pesquisa=40)>. Acesso em: 06/03/2017.

KADLEC, R.H. E KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 1996. 893 p.

KANTAWANICHKUL, S; SATTAYAPANICH, S; VAN DIEN, F; **Treatment of domestic wastewater by vertical flow constructed wetland planted with umbrella sedge and Vetiver grass**. Water Science & Technology, 2013, Vol. 68, No. 6, p. 1345-1351.

Apoio:



Parceiros:



Organização:







KANTAWANICHKUL, S; WANNASRI, S. **Wastewater treatment performances of horizontal and vertical subsurface flow constructed wetland systems in tropical climate.** Songklanakarin Journal of Science and Technology, 2013, Vol.35, No.5.

KAYSER, K., KUNST, S., FEHR, G., VOERMANEK, H. **Controlling a combined lagoon/reed bed system using the oxidation-reduction potential (ORP).** Wat.Sci.Tech., 2003. v.48, n.5, pp. 167-174.

LIN, Y.F., JING, S.R., LEE, D.Y., CHANG, Y.F., CHEN, Y.M. and SHIH, K.C; **Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate.** Environmental Pollution, 2004, Vol. 134, p. 411-421.

PLATZER, C. **Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification.** Wat.Sci. Tech., 1999. v. 40, n. 3, pp. 257-263.

RIDDERSTOLPE, P. **Introduction to greywater management.** Stockholm Environment Institute, Sweden, 2004.

SARMENTO, A. P.; BORGES, A. C. MATOS, A. T. **Effect of cultivated species and hydraulic retention time on the performance of vertical-flow constructed wetlands.** IN: th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, held in Venice, Italy, p. 1487-1493, 2010

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 em Engenharia Ambiental) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2006. 171 f.

SNIS - **Relação dos municípios atendidos pelos prestadores de serviços Regionais e Microrregionais que estão em regularidade com o SNIS, conforme o tipo de serviço prestado;** 2014.

THE INTERSTATE TECHNOLOGY REGULATORY COUNCIL WETLANDS TEAM. **Technical and regulatory guidance document for constructed treatment wetlands.** Estados Unidos da América, 2003, 108 p.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias:** Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG. 1996. v.1.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## **AVALIAÇÃO DOS DOIS PRIMEIROS ANOS DE OPERAÇÃO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL DE FUNDO SATURADO APLICADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

**Mayara Oliveira dos Santos\***

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[mayara.oliveira@posgrad.ufsc.br](mailto:mayara.oliveira@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)

**Benny Zuse Rousso**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[benny.rousso@gmail.com](mailto:benny.rousso@gmail.com)

**Monique Nunes de Freitas**

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil  
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental  
[moniquenunesfreitas@gmail.com](mailto:moniquenunesfreitas@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**

Este artigo apresenta o desempenho de remoção de poluentes promovido por um *wetland* construído vertical de fundo saturado (WCV-FS), empregado no tratamento de esgoto sanitário, ao longo de 21 meses de operação e monitoramento. O WCV-FS (7,5 m<sup>2</sup> de área superficial) possui uma profundidade de 75 cm, com os últimos 40 cm saturados com esgoto, areia como material filtrante e plantado com *Typha domingensis*. A alimentação foi realizada de forma intermitente (4 pulsos d<sup>-1</sup>), com um regime hidráulico baseado em ciclos de alimentação e repouso de 3,5 dias na semana. Durante o estudo (jun/15 - mar/17), o WCV-FS operou com uma carga orgânica média de 41 g DQO/m<sup>2</sup> d e taxa hidráulica de 80 mm/d. O WCV-FS apresentou elevada remoção de

Apoio:



Parceiros:



Organização:





matéria orgânica carbonácea em termos de DQO (91 %) e sólidos suspensos (96 %), apresentando um desempenho de tratamento similar aos sistemas híbridos de *wetlands* avaliados no estado de Santa Catarina. Em relação ao nitrogênio total, a remoção média foi de 45%, podendo estar associada com os processos de nitrificação e desnitrificação sequencial na mesma unidade de tratamento.

**Palavras-chave:** Esgoto sanitário. *Wetland* construído vertical de fundo saturado. Remoção e transformação de poluentes.

## 1 Introdução

Os *wetlands* construídos verticais (WCV) são considerados uma ecotecnologia mundialmente consolidada para o tratamento de diversos tipos de efluentes, sendo empregada tanto em nível primário, quanto secundário e terciário de tratamento. Usualmente, os WCV são dimensionados baseados em parâmetros de projeto que permitam prevalecer ambientes oxidativos no interior do maciço filtrante, como é o caso da taxa hidráulica (TH) e a carga orgânica aplicadas sob a área superficial da unidade (PLATZER, 1999; SEZERINO, 2006). Dessa forma, essa modalidade de *wetland* é empregada principalmente para a remoção da matéria orgânica carbonácea e na promoção da nitrificação (VYMAZAL, 2007; KADLEC; WALLACE, 2009).

Contudo, os WCV apresentam limitações quanto à remoção de nitrogênio total, apresentando taxas de remoção variando entre 0,7 e 1,7 g NT/m<sup>2</sup> d (VYMAZAL, 2007). Essa limitação está associada principalmente com a insuficiência/ausência de ambientes redutores, para assim, maximizar o processo da desnitrificação (VYMAZAL, 2007). O baixo desempenho de remoção de nitrogênio nos WCV, tem direcionado à utilização de estratégias operacionais nessas unidades, como o caso da recirculação (FOLADORI et al. 2013), a operação com ciclos de enchimentos e drenagem, conhecidos como *tidal flow* (WU, 2014), ou até mesmo a promoção de uma modificação na modalidade clássica dos WCV, como a utilização de uma saturação de fundo, proporcionada pela altura do controlador de nível. Essa modificação vem sendo chamada de *wetland* construído vertical de fundo saturado (WCV-FS).

Apoio:



Parceiros:



Organização:





A capacidade de remoção de nitrogênio nos WCV-FS, visto que os mesmos apresentam condições aeróbias e anóxicas/anaeróbias no mesmo reator, já foi demonstrado por outros estudos, inclusive, realizados no Brasil (TREIN et al., 2015; SANTOS et al., 2016; PELISSARI et al., 2017a). Além disso, um recente estudo conduzido por Pelissari (2017) mostrou através de ferramentas moleculares, em nível de RNA, que a camada saturada do WCV-FS promoveu condições favoráveis para manter a atividade de populações desnitrificantes ao longo do período avaliado.

Apesar da remoção de nitrogênio não ser mais uma limitação nos WCV-FS, ainda não se tem um comportamento de tratamento conhecido para essas unidades, uma vez que distintas condições operacionais desencadeiam diferentes estruturas microbianas presentes no interior do biofilme agregado ao maciço filtrante (MENG et al., 2014; SANTOS et al., 2016; PELISSARI et al., 2017b), o que proporcionam distintas vias de remoções e transformações de poluentes.

Nesse contexto, o objetivo desse estudo foi avaliar a eficiência de tratamento promovida por um *wetland* construído vertical de fundo saturado empregado no tratamento de esgoto sanitário, ao longo dos primeiros 21 meses de operação e monitoramento.

## 2 Materiais e métodos

Este estudo foi conduzido nas dependências do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD) na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), em Florianópolis/ SC. O esgoto sanitário era coletado em uma rede coletora municipal, de um bairro de Florianópolis, e após passagem pelo tratamento primário realizado por um tanque séptico, o mesmo era bombeado intermitentemente para o WCV-FS.

O WCV-FS possui uma área superficial de 7,5 m<sup>2</sup>, profundidade de 75 cm, com os últimos 40 cm do maciço filtrante saturado com o esgoto sanitário submetido ao tratamento, conforme recomendações de Santos et al. (2016). Areia grossa ( $d_{10}= 0,29$  e  $U= 4$ ) foi utilizada como material filtrante e a macrófita empregada foi a *Typha*

Apoio:



Parceiros:



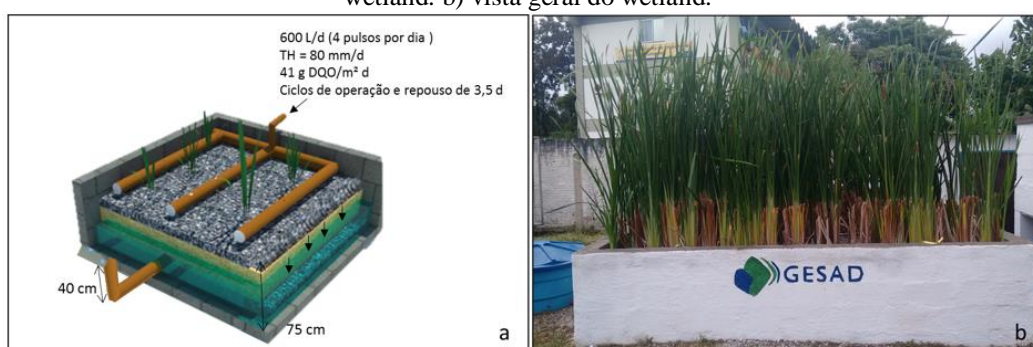
Organização:





*domingensis*. Durante o período de estudo (junho/2015 – abril/2017), o WCV-FS operou sob carregamento orgânico médio de 41 g DQO/m<sup>2</sup> d, conforme recomendações de Sezerino (2006). A vazão aplicada foi de 600 L/d por meio de 4 pulsos por dia, o que resultou em uma TH de 80 mm/d. O WCV-FS foi operado com um regime hidráulico baseado em 3,5 dias de alimentação e 3,5 dias de repouso na semana (Figura 1).

Figura 1 –Wetland construído vertical de fundo saturado. a) esquema demonstrando os detalhes do wetland. b) vista geral do wetland.



Autoria própria (2017).

O monitoramento físico-químico do afluente e efluente do WCV-FS foi realizado desde a 1ª semana de operação até a 90ª semana, totalizando 21 meses de operação (630 dias). As análises foram realizadas com uma frequência quinzenal ao longo do período de monitoramento. Os parâmetros analisados foram pH, alcalinidade, sólidos suspensos totais (SST), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal (N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) e nitrogênio nitrato e nitrito (N-NO<sub>x</sub>) seguindo recomendações de APHA (2005) e Vogel (1981).

### 3 Resultados e discussão

De forma geral, o WCV-FS apresentou remoções variáveis de matéria orgânica carbonácea, sólidos suspensos e nitrogênio ao longo do período avaliado (Tabela 1). A carga média aplicada de SST foi de 3,7 g/m<sup>2</sup> d e a eficiência de remoção foi próxima a 100 % (96 ± 9 %) (Figura 2a), liberando o efluente final com concentrações médias de 2,3 mg/L. O desempenho de tratamento do WCV-FS foi superior ao identificado em um

Apoio:



Parceiros:



Organização:





WCV (70 m<sup>2</sup> área superficial, operado sob uma carga média 5 g SST/m<sup>2</sup> d, com areia como material filtrante) que apresentou remoções média de 63 % (SEZERINO et al., 2012). Devido a capacidade de ocorrer a acumulação e adsorção de SST na camada saturada do WCV-FS, essas unidades apresentam maior capacidade de remoção que os WCV (DONG e SUN, 2007). Além disso, o desempenho de tratamento do WCV-FS foi superior ao identificado em um sistema híbrido de *wetland* (72 %), composto por WCV (70 m<sup>2</sup> de área superficial) e *wetland* construído horizontal (WCH) (50 m<sup>2</sup> de área superficial) operados em série (SEZERINO et al., 2012), e similar ao reportado por Rouso (2017) em um sistema híbrido (WCV + WCH), que apresentou remoções na ordem de 99 %.

Tabela 1 – Concentrações médias e desvio padrão afluente e efluente do *wetland* construído vertical de fundo saturado.

Parâmetros $\eta=43$	Afluente WCV-FS	Efluente WCV-FS	Remoção Média (%)
pH	7,3 ± 0,2	6,7 ± 0,4	-
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	280,5 ± 35,5	92,6 ± 73,7	-
SST (mg/L)	45,7 ± 18,3	2,3 ± 5,6	96 ± 9
DQO (mg/L)	496,0 ± 144,0	45,7 ± 39,8	91 ± 7
NT (mg /L) *	80,4 ± 16,0	44,3 ± 10,2	45 ± 10
N- NH <sub>4</sub> (mg/L)	76,5 ± 14,4	25,6 ± 12,8	66 ± 17
N- NO <sub>x</sub> (mg/ L)	ND	28,8 ± 19,5	-

\*  $\eta = 23$  amostragens.

Pesquisa de campo (2017).

Considerando a carga orgânica aplicada de 41 g DQO/m<sup>2</sup> d, o WCV-FS apresentou elevada remoção de DQO (91 ± 7 %), exibindo valores de DQO no efluente final de 45,7 mg/L (Tabela 1). Esse desempenho de tratamento foi similar à remoção global de 98 ± 2 % (com concentrações finais de DQO no efluente de 21 mg/L) obtida por um sistema híbrido, composto por um WCV (operado com uma carga orgânica média de 41 g DQO/m<sup>2</sup> d) e WCH (operado com uma carga orgânica média de 1,6 g DQO/m<sup>2</sup> d), totalizando uma área superficial de 22,5 m<sup>2</sup> de filtro (ROUSSO, 2017). A elevada

Apoio:



Parceiros:



Organização:

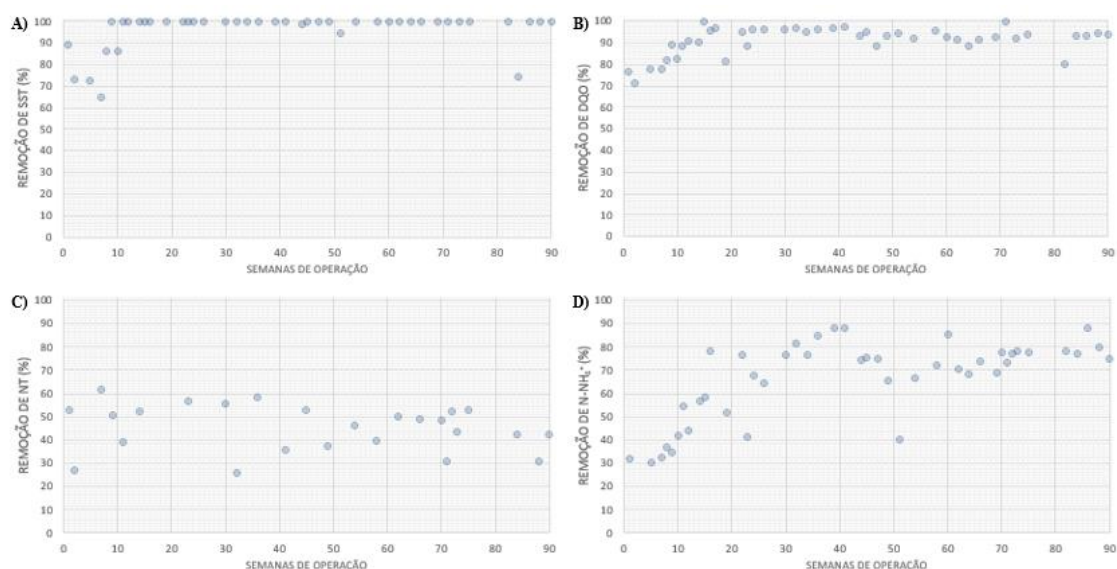




remoção de DQO no WCV-FS pode estar associada com o regime hidráulico operado, intercalando ciclos de alimentação e repouso de 3,5 dias. Opostamente, Pelissari (2017) em um WCV-FS (com 35 cm de saturação de fundo), operado com uma carga orgânica semelhante à desse estudo (40 g DQO/m<sup>2</sup> d) e com alimentação diária, identificou remoções de DQO inferiores, na ordem de 60 ± 19 %. Portanto, o regime hidráulico com períodos de alimentação e repouso beneficiou a mineralização da matéria orgânica no meio, conforme já mostrado por Molle et al. (2008), maximizando assim, a remoção de carbono nessa unidade.

Além disso, cabe ressaltar que após a 15<sup>a</sup> semana de operação, o WCV-FS apresentou estabilidade na remoção de DQO, atingindo na grande maioria do tempo, remoções superiores a 90 % (Figura 2b), o que demonstra a adaptação da microbiota heterotrófica na unidade após esse período. Nos *wetlands* subsuperficiais, bactérias heterotróficas são o primeiro grupo a se desenvolver e colonizar o meio (SAMSÓ e GARCÍA, 2013).

Figura 2 – Eficiências de remoção de poluentes do wetland construído vertical de fundo saturado. A) Remoção de SST. B) Remoção de DQO. C) Remoção de NT. D) Remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.



Autoria própria (2017).

Apoio:



Parceiros:



Organização:

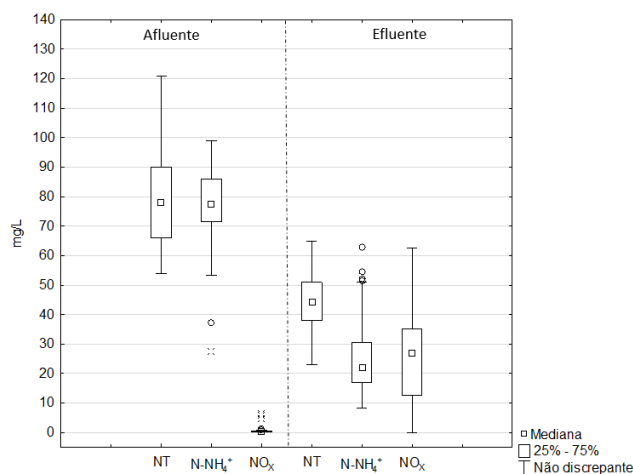




Em relação ao nitrogênio amoniacal, o WCV-FS operou com uma carga média de 6 g N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/m<sup>2</sup> d e a eficiência de remoção foi de 66 ± 17 %. O processo de nitrificação foi evidente nessa unidade (28,8 mg/L N-NO<sub>x</sub> produzidos), o que indica que a camada saturada não influenciou na oxidação do nitrogênio amoniacal. Resultados semelhantes de remoção de nitrogênio amoniacal (68 %) em WCV-FS operado sob uma carga de 3 g N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/m<sup>2</sup> d foi relatado por Pelissari (2017), e remoção de 75 % em um WCV operado com uma carga média de 10 g N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/m<sup>2</sup> d, relatados por Sezerino et al. (2012).

Apesar de ter identificado nitrogênio oxidado no efluente final (Figura 3), a remoção média de nitrogênio total foi de 45 ± 10 %. Esses valores foram semelhantes aos 49 % de remoção identificados em um WCV-FS operado com 35 cm de saturação de fundo, sob clima mediterrâneo (PELISSARI, 2017) e 58 % em um WCV-FS operado com 25 cm de saturação de fundo, sob condições climáticas subtropicais (PELISSARI et al., 2017a). Dessa forma, o processo de nitrificação e desnitrificação sequenciais na mesma unidade de tratamento, pode ter sido a principal via de transformação do nitrogênio (Figura 3), uma vez que essa via de transformação já foi comprovada por meio de estudos microbiológicos (PELISSARI, 2017).

Figura 3 – Concentrações das frações nitrogenadas identificadas no afluente e efluente do *wetland* construído vertical de fundo saturado.



Autoria própria (2017).

Apoio:



Parceiros:



Organização:







Além dos resultados relacionados à remoção de poluentes, as macrófitas da espécie *Typha domingensis* adaptaram-se bem no WCV-FS estudado, apresentando bom desenvolvimento, tanto em crescimento foliar quanto em cobertura da área vegetal. Após 12 meses do transplântio, que foi realizado na proporção de 4 plantas/m<sup>2</sup>, o WCV-FS apresentou 265 indivíduos (35 plantas/m<sup>2</sup>), mostrando homogênea cobertura vegetal. O bom desenvolvimento da macrófita provavelmente está relacionado à saturação do maciço filtrante, o qual disponibilizou maior umidade ao meio. Payne *et al.* (2014) avaliaram experimentos em ensaios de colunas simulando filtros biológicos com variáveis de projeto, incluindo espécies de macrófitas e zonas saturadas. O estudo concluiu que a inclusão de uma zona saturada em filtros biológicos tem grande importância para as macrófitas, na proteção das mesmas contra a variabilidade climática, principalmente relacionada à disponibilidade hídrica. Além da adaptação e do desenvolvimento, as macrófitas também se apresentaram resilientes em relação à presença de plantas invasoras e infestação de afídeos.

O WCV-FS se mostrou viável para o tratamento de esgoto sanitário, demandando um procedimento operacional simplificado, capaz de promover nitrificação e desnitrificação no mesmo reator e aumentar a eficiência de tratamento sem indução de energia, em uma única modalidade de *wetland* construído vertical, além de possibilitar a redução de área necessária destinada ao tratamento de efluentes.

## 4 Conclusões

Por meio do monitoramento ao longo dos primeiros 21 meses de operação de um *wetland* construído vertical de fundo saturado, aplicado no tratamento de esgoto sanitário, pode-se concluir que:

- O WCV-FS apresentou elevada remoção de matéria orgânica carbonácea em termos de DQO (91 %) e sólidos suspensos totais (96 %), apresentando desempenho similar aos sistemas híbridos de *wetlands* avaliados no estado de Santa Catarina;

Apoio:



Parceiros:



Organização:





- Em relação aos compostos nitrogenados, o WCV-FS apresentou satisfatórias remoções médias de NT (45 %) e  $N-NH_4^+$  (66 %);
- A saturação de fundo de 40 cm foi capaz de propiciar nitrificação e desnitrificação no mesmo reator, aumentando assim a eficiência de remoção de poluentes sem necessidade de indução de energia em uma única modalidade de *wetland* construído vertical, além de criar um ambiente adequado para o desenvolvimento da macrófita *Typha domingensis*.

## Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer à FUNASA e ao CNPq pelo financiamento e suporte da pesquisa.

## Referências

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. APHA, Washington, 2005.

DONG, Z. et al. A potential new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands: promoting coexistence of partial nitrification and ANAMMOX. **Ecological Engineering**, v. 31, p.69-78, 2007.

FOLADORI, P. et al. Recirculation or artificial aeration in vertical flow constructed wetlands: a comparative study for treating high load wastewater. **Bioresource Technology**, v. 149, p. 398–405, 2013.

KADLEC, R. H. et al. **Treatment Wetlands**. 2 ed. Florida, USA. Taylor & Francis Group, INC. 1000 p, 2009.

MENG, P.; PEI, H.; HU, W.; SHAO, Y.; LI, Z. How to increase microbial degradation in constructed wetlands: Influencing factors and improvement measures. **Bioresource Technology**, v.157, p.316–326, 2014.

MOLLE, P. et al. Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: A full-scale experiment study. **Ecological Engineering**, v.34, p.23-29, 2008.

PAYNE, E. G. et al. Biofilter design for effective nitrogen removal from stormwater – influence of plant species, inflow hydrology and use of a saturated zone. **Water Science and Technology**, v. 69, n. 6, p.1312-1319, 2014.

PELLISSARI, C. **Dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em wetland construído vertical**. 2017. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





PELISSARI, C. et al. Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 390-399, 2017a.

PELISSARI, C. et al. Untraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical subsurface flow constructed wetlands treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 584, p. 642-650, 2017b.

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.

ROUSSO, B. Z. **Avaliação de um sistema híbrido de wetlands construídos empregado no tratamento de esgoto sanitário**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

SAMSÓ, R.; GARCÍA, J. Bacteria distribution and dynamics in constructed wetlands based on modelling results. **Science of the total environmental**, v.461-462, p.430-40, 2013.

SANTOS, M. O. et al. Influência da saturação de fundo de maciços filtrantes componentes de wetlands construídos verticais aplicados no tratamento de esgoto sanitário. **Revista AIDIS**, v.9, n. 3, p. 303-316, 2016.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (Constructed Wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condição de clima subtropical**. 2016. Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SEZERINO, P. H. et al. Two different layouts of constructed wetlands applied as decentralized wastewater treatment in southern Brazil. In: **Proceedings of the 13th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**. Perth, Australia, 2012.

TREIN, C. M. et al. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído**, v.15, n.4., p. 351-367, 2015.

VOGEL, A. L. **Análise inorgânica qualitativa**. 4 ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1981.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, p. 48-65, 2007.

WU, S. et al. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, v. 57, p.40-55, 2014.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## PROPOSTA METODOLÓGICA PARA DIMENSIONAMENTO DE SISTEMAS *WETLANDS* CONSTRUÍDOS PARA DIFERENTES TIPOLOGIAS RESIDENCIAIS DO DISTRITO FEDERAL

Lídia Batista Pereira Medeiros\*

Universidade de Brasília, Brasília – DF (DF), Brasil

Departamento de Arquitetura e Urbanismo

[lidiabatistasp@gmail.com](mailto:lidiabatistasp@gmail.com)

Daniel Sant'Ana

Universidade de Brasília, Brasília – DF (DF), Brasil

Departamento de Arquitetura e Urbanismo

[dsantana@unb.br](mailto:dsantana@unb.br)

### Resumo

*Wetlands* construídos são sistemas hidráulicos naturais que podem ser construídos e utilizados como sistemas descentralizados para tratamento de águas residuárias. Em geral são dimensionados para zonas rurais, contudo, podem ser adaptados para atender unidades familiares em zonas urbanas. Para isso é necessário fazer análises criteriosas dos vários parâmetros que os envolvem, relacionando sempre a região ao qual será construído e o tipo de efluente que se irá tratar. Procurando dimensionar um wetland construído para o Distrito Federal em diferentes tipologias edilícias, voltado para tratamento de águas cinzas, considerou-se dados do clima e da temperatura local, a carga DBO e NH<sub>4</sub>, os tipos de substratos acessíveis e os vegetais distribuídos geograficamente na região e que foram mais utilizados em experimentos e apresentaram eficiência no tratamento. Utilizando modelos representativos das edificações do DF, classificadas como renda alta, renda média-alta, renda média baixa e o de renda baixa, propostos em estudo prévio, essa pesquisa propõe dimensionar sistemas wetland construídos para cada tipologia observando área de jardim disponível, a oferta de águas cinzas em cada modelo e a demanda para três cenários diferentes de usos finais, que incluem: irrigação, lavagem de pisos, descarga sanitária e lavagem de roupas.

**Palavras-chave:** *Wetlands* construídos, Dimensionamento, Tipologias residenciais

### 1 Introdução

Países que sempre viveram em situação de estresse hídrico, desenvolvem e aplicam tecnologias voltados para o reaproveitamento de água, considerando o desenvolvimento econômico, o social e o ambiental da região. Esses pilares norteiam um

Apoio:



Parceiros:



Organização:





crescimento sustentável, e devem ser margeados pelos limites impostos pela disponibilidade dos recursos hídricos (WWAP, 2015). Embora os passos voltados para a sustentabilidade, no Brasil, ainda sejam lentos e iniciais, alguns instrumentos, mecanismos e tecnologias começam a ser implementadas afim de produzir melhores resultados sanitários, ambientais e econômicos (JORDÃO, et al., 2014).

A má distribuição dos recursos hídricos em relação à concentração populacional é, também, uma grande dificuldade no abastecimento (COSTA, 2007) Esse problema é facilmente observado no Brasil, cuja extensão territorial (8,5 milhões de km<sup>2</sup>) apresenta grande variabilidade climática com ecossistemas bem distintos (ANA, 2010a). No Brasil, a escassez de água não é mais exclusividade das regiões áridas e semi-áridas (HESPANHOL, 2002). Em 2014, o Sistema Cantareira, que abastece mais de 9 milhões de pessoas, na Região Sudeste, chegou a menos de 5% de sua capacidade de abastecimento (BRASIL, 2015). No Distrito Federal, em 2016, reservatórios do Descoberto e de Santa Maria, fontes de abastecimento de 81,7% da população do DF atingiram a menor capacidade de armazenamento, 22,42% para o Descoberto e 42,6% para Santa Maria. Por conta disso, a Agência Reguladora de Águas, Energia e Saneamento Básico do Distrito Federal (ADASA), passando a atuar por meio de resoluções tomou providencias quanto a situação de escassez hídrica, como a adoção da tarifa de contingência, redução da pressão nos dutos de abastecimento, adoção de limites para irrigantes e do estabelecimento de normas para eventual racionamento (ADASA, 2016).

Com isso verifica-se que dificuldades crescentes quanto a gestão de água, levam o país a precisar de alternativas que compensem os efeitos causados por usos antrópicos inadequados e previna-se contra eventos hidrológicos críticos de origem natural, como a escassez de chuvas (BRASIL, 2015). Uma maneira eficaz é o uso de fontes alternativas de água que, embora produzam águas de qualidade inferior, podem ser utilizadas para usos menos nobres, como os usos não-potáveis, dos quais demandam aproximadamente

Apoio:



Parceiros:



Organização:





50% da quantidade total de água consumida em uma residência, quando se considera a irrigação, lavagem de pisos, descarga sanitária e lavagem de roupas (SANT'ANA, 2011).

Dentre as fontes alternativas disponíveis em uma residência estão as águas cinzas e as águas residuárias, que podem ser tratadas em sistemas simplificados, individuais, condominiais ou coletivos. Esses sistemas, segundo CHERNICHARO (2007, pp. 21–22), devem apresentar “baixos custos de implantação e operação, simplicidade operacional, índices mínimos de mecanização, baixos requisitos de área, pouco ou nenhum problema com a disposição do logo gerado, possibilidade de aplicação em pequena escala (sistemas descentralizados), elevada vida útil, ausência de problemas que causem transtorno à população vizinha, possibilidade de recuperação de subprodutos úteis, experiência prática e, por fim, sustentabilidade do sistema como um todo”.

Wetlands construídos são sistemas artificiais de tratamento de esgoto que consistem em tanques impermeabilizados preenchidos com algum material filtrante. Esses podem ser plantados por vegetais que suportem ambientes constantemente saturados e com alta concentração de poluentes (EPA, 2000). Esses sistemas construídos são adaptados tais como os sistemas naturais para realizar processos microbiológicos, físicos e químicos na depuração de águas residuárias. Para sua composição são considerados sua capacidade hidráulica, o tempo de residência e detenção hidráulica, taxas de concentração dos poluentes, temperatura da água e densidade das plantas (CAMPBELL & OGDEN, 1999).

WC têm sido utilizados para tratar uma variedade de águas residuárias, incluindo escoamento superficial urbano, municipal, industrial, agrícola e águas de drenagem de minas (EPA, 2000). No entanto, o escopo desta pesquisa limita-se a unidades de tratamento para águas cinzas de origem doméstica, com enfoque para a viabilidade técnica e ambiental desses sistemas visando o reúso não potável, podendo estimar a potencial redução do consumo.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





## 2 Proposta Metodológica

Como ponto de partida, a fim de explorar a relação entre consumo doméstico de água, tipologia residencial e renda familiar, essa pesquisa utilizou dados de um estudo prévio que compôs quatro modelos representativos das tipologias edilícias do Distrito Federal (SANT'ANA, 2011). Este estudo utilizou dados quali-quantitativos referentes às características edilícias de diferentes tipologias residenciais: renda familiar, usos finais de água, área construída, área verde e consumo de água no DF. Com isso, baseado nas médias estatísticas, Sant'Ana (2011) compôs modelos representativos para avaliar uma série de tecnologias conservadoras de água comercialmente disponíveis. Estes modelos representativos foram usados para identificar as medidas de conservação de água viáveis em termos de aplicabilidade, reduções de consumo e custo-benefício. Utilizando-se desses modelos representativos, denominados de MR1, MR2, MR3 e MR4, para residências de renda alta, renda média-alta, renda média-baixa e renda baixa, respectivamente, mensurou-se a quantidade de águas cinzas produzida anualmente e que pudesse ser utilizada no sistema WC conforme o uso final pretendido.

Afim de se avaliar a viabilidade técnica de instalação desses sistemas, por meio do dimensionamento, três cenários foram propostos para usos finais:

Cenário 1: **Irrigação e lavagem de pisos;**

Cenário 2: **Irrigação, lavagem de pisos e descarga sanitária;**

Cenário 3: **Irrigação, lavagem de pisos, descarga sanitária e lavagem de roupas.**

A vazão de oferta foi calculada inicialmente em litros por pessoa por dia (l/pe/dia), tomando como limitação a quantidade demandada em cada um dos cenários. Dessa forma, para oferta de águas cinzas considerou-se as torneiras dos lavatórios, chuveiros, máquina de lavar roupas e tanques. Os valores de litros por pessoa por dia, foram obtidos em estudo prévio realizado por SANT'ANA (2011). Para o MR2, cuja tipologia edilícia predominante é apartamento, foram calculados 72 apartamentos em cada unidade

Apoio:



Parceiros:



Organização:





residencial. As informações referentes a demanda e oferta de cada cenário foram resumidas na Tabela 1.

Tabela 6: Dados Gerais de cada modelo representativo das construções edilícias do DF

	MR 1	MR 2	MR 3	MR 4	
Nº moradores	4	3	5	5	
Área média de jardim (m <sup>2</sup> )	1364,00	---	80,00	74,00	
CENÁRIO 1	<b>Demanda de água cinza (L/dia)</b>				
	Torneira de jardim	236,00	523,80	53,00	43,00
	<b>Oferta de águas cinzas (L/dia)</b>				
	Lavatório	74,00	4.516,79		
	Tanque	92,00		70,00	52,00
Máquina de lavar roupa	138,00				
<b>Total</b>	<b>304,00</b>	<b>4.516,79</b>	<b>70,00</b>	<b>52,00</b>	
CENÁRIO 2	<b>Demanda de água cinza (L/dia)</b>				
	Descarga sanitária	169,00	7.504,24	133,00	94,00
	Torneira de jardim	236,00	523,80	53,00	43,00
	<b>TOTAL</b>	<b>405,00</b>	<b>8.028,04</b>	<b>186,00</b>	<b>137,00</b>
	<b>Oferta de águas cinzas (L/dia)</b>				
	Lavatório	74,00	4.516,79		65,00
	Chuveiro	145,00	11.363,32	164,00	140,00
	Tanque	92,00		70,00	
Máquina de lavar roupa	138,00				
<b>TOTAL</b>	<b>449,00</b>	<b>15.880,11</b>	<b>234,00</b>	<b>205,00</b>	
CENÁRIO 3	<b>Demanda de água cinza (L/dia)</b>				
	Descarga sanitária	169,00	7.504,24	133,00	94,00
	Tanque	92,00	4.676,56	70,00	52,00
	Máquina de lavar roupa	138,00	10.531,17	123,00	87,00
	Torneira de jardim	236,00	523,80	53,00	43,00
	<b>TOTAL</b>	<b>635,00</b>	<b>23.235,77</b>	<b>379,00</b>	<b>276,00</b>
	<b>Oferta de águas cinzas (L/dia)</b>				
	Lavatório	74,00	4.516,79	51,00	65,00
	Chuveiro	145,00	11.363,32	164,00	140,00
	Tanque	92,00	4.676,56	70,00	52,00
Máquina de lavar roupa	138,00	10.531,17	123,00	87,00	
<b>TOTAL</b>	<b>449,00</b>	<b>31.087,84</b>	<b>408,00</b>	<b>344,00</b>	

Fonte: Adaptado de Sant'Ana (2011).

Apoio:



Parceiros:



Organização:







Optou-se por um sistema de WC híbrido, portanto, para se fazer o dimensionamento considerou as concentrações de DBO e NO<sub>3</sub> presente nas águas cinzas analisadas no DF com base em levantamento bibliográfico, equivalentes a 200 mg/L e 30 mg/L. Como a concentração desejada após o tratamento para cada demanda requerida exige um padrão de qualidade específico, considerou-se dados nacionais e internacionais para a definição da DBO e NO<sub>3</sub> em cada uso final. De forma que se estabeleceu DBO em 10, 20 e 30 mg/L para os cenários 1, 2 e 3, respectivamente, e <20 mg/L para NO<sub>3</sub> (DEPARTMENT OF HEALTH, 2011).

Com esses dados definidos, verificou-se a temperatura média do período seco e chuvoso para o DF, determinando, assim a constante de reação cinética de primeira ordem dependente da temperatura utilizada para se calcular a área superficial do sistema. Considerou-se a declividade padrão para todos de 1% e a condutividade hidráulica (K<sub>s</sub>) equivalente ao substrato selecionado (K<sub>s</sub> de 311,04), no caso pedrisco, que possui granulometria em 5mm, porosidade 0,44. A constante K<sub>20</sub> utilizada foi equivalente a 1,28 e a condutividade hidráulica considerada foi de 311,04 m/dia (BEGOSSO, 2007).

A área superficial dos WC de fluxo horizontal foi calculada para cada modelo representativo, utilizando a Equação 1 para o cálculo.

$$A = \frac{Q(\ln C_o - \ln C_e)}{K_T \times p \times n}$$

(1)

Onde:

A = área superficial requerida (m<sup>2</sup>);

Q = vazão afluente (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>);

C<sub>o</sub> = concentração afluente em termos de DBO<sub>5,20</sub> (mg L<sup>-1</sup>);

C<sub>e</sub> = concentração efluente em termos de DBO<sub>5,20</sub> (mg L<sup>-1</sup>);

K<sub>T</sub> = constante de reação da cinética de primeira ordem (dependente da temperatura);

n = porosidade do substrato (m);

p = profundidade do maciço filtrante.

K<sub>T</sub> é uma taxa constante correspondente a temperatura da água dentro do WC e influencia diretamente as taxas de remoção de DBO e NH<sub>4</sub>, portanto para cada um

Apoio:



Parceiros:



Organização:





obedece um valor específico. Para a remoção de DBO utilizou-se  $K_{20} = 1,28.d^{-1}$  e  $\Phi = 1.04$  (Equação 2) (BEGOSSO, 2009) (PESSOA, 2014).

$$K_T = K_{20} \times \phi^{T-20}$$

(2)

Onde:

$K_T$  = Constante de reação da cinética de primeira ordem (dependente da temperatura);

$\Phi$  = Coeficiente de temperatura

Em seguida, dimensionou-se a área superficial do WC de fluxo vertical considerando a necessidade de oxigênio para os processos aeróbios, como a oxidação de DBO e a oxidação de NTK (nitrificação), conforme a equação:

$$A = \frac{DO \times 1000}{DAS} \quad (3)$$

Onde:

DO: Demanda de O<sub>2</sub>

DAS: Demanda de aeração da superfície

Para a oxidação da carga orgânica foi usado o parâmetro DBO<sub>5</sub> com 1,2 g O<sub>2</sub>/ g DBO<sub>5</sub>;

Para a oxidação do nitrogênio foram calculados 4,3 g O<sub>2</sub>/ g TKN;

Para o processo da convecção foram considerados 300 mg O<sub>2</sub> por litro de ar que segue o litro de água (esgoto) introduzido na superfície;

Para o processo da difusão foi calculado 1 g O<sub>2</sub>/ m<sup>2</sup>. h por 22 horas /dia (4 vezes ½ hora por dia são usados para descarga, quando não pode acontecer a difusão).

Com a área superficial dos WC calculada, pode-se verificar a viabilidade técnica dos sistemas conforme área de jardim disponível em cada modelo representativo (

Apoio:



Parceiros:



Organização:





Tabela 6). Para os MR2, embora possa observar-se potencial redução do consumo de água potável com o uso dos sistemas WC não há disponibilidade de área verde para construção dos sistemas.

A evapotranspiração foi considerada como ponto importante no dimensionamento, pois com a perda de água diminui a diluição do efluente e aumenta a concentração dos poluentes. As taxas de evapotranspiração podem variar de acordo com as espécies que estiverem sendo utilizadas. A literatura ainda é escassa quanto a avaliação das taxas de evapotranspiração para vegetais macrófitos. Considerando as perdas do WC em climas secos com temperatura médias de 20 a 30 °C por evapotranspiração (BRASIL, et al., 2008; MAGALHÃES FILHO, 2013), considerou uma diminuição de 16% para os meses mais quentes do DF, que correspondem a 6 meses no total. Nos meses chuvosos não foi considerado perda por evapotranspiração porque segundo OLIJNYK (2008), a diferença entre a perda por evapotranspiração e aumento da vazão por precipitação do sistema é em torno de 1,22%, não sendo, portanto, significativa. O tempo de detenção hidráulica (TDH) do sistema foi calculado considerando a porosidade do substrato de 44%, chegando ao máximo de 3 dias, utilizando a equação 3.

$$TDH = \frac{A \times v \times n}{Q}$$

(4)

Onde:

TDH = Tempo de detenção hidráulica (dias)

A = área superficial requerida (m<sup>2</sup>);

V = volume do substrato

n = porosidade do substrato (m);

p = profundidade do maciço filtrante.

Q = vazão afluente (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>);

Por fim, selecionou a vegetação a ser utilizada. As espécies preferidas foram as nativas locais devido à maior facilidade de adaptação e crescimento nas condições climáticas existentes, além disso, a escolha das espécies macrófitas baseou-se nas espécies citadas nos trabalhos pesquisados, procurando a distribuição geográfica das

Apoio:



Parceiros:



Organização:





mesmas pelo site <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>, ao qual estão reunidas todas as informações registradas das espécies coletadas e catalogadas nos herbários de todo o país. As espécies sugeridas são *Cyperus* sp, *Elocharis* sp, *Typha domingensis*, *Canna indica* e *Heliconia hirsuta*.

A análise de viabilidade ambiental será feita medindo o desempenho do sistema na escala de cada edificação. Baseado nos modelos representativos, serão realizadas simulações de oferta e demanda de água para identificar o potencial de redução do consumo de água para as diferentes tipologias residenciais. Com o consumo base por cada moradia e a redução do consumo, poder-se-á obter o índice de redução em cada um dos cenários compostos.

### 3 Resultados esperados

O Distrito Federal, possui território urbano constituído por uma área conurbada (Regiões Administrativas), além de compor, juntamente com 19 municípios de Goiás e 3 de Minas Gerais, a Região Integrada de Desenvolvimento do Distrito Federal – RIDE DF (conhecidos como Região do Entorno). É formado por 30 Regiões Administrativas (RAs) e está localizado nas cabeceiras de três Regiões Hidrográficas do País: Tocantins-Araguaia, Paraná e São Francisco. Devido à proximidade das nascentes, os mananciais possuem baixa disponibilidade hídrica para atender ao contingente populacional cada vez mais crescente (ANA, 2010b). A população do DF em julho de 2015 é estimada em 2.906.574 habitantes, e apresentou uma taxa de crescimento no período de 2013 a 2015 de 2,13% (PDAD, 2016), enquanto que o crescimento médio anual do Brasil é de 1,17% (BRASIL, 2011).

Com o objetivo de analisar a viabilidade técnica de sistemas WC's adaptáveis para o reúso não potável nas diferentes edificações do DF, quatro modelos representativos são sugeridos, separando-se as RA's por grupos conforme a renda familiar (PDAD, 2016). Essas informações foram cruzadas com os dados de consumo per capita de água fornecidos pela CAESB e também, com dados quali-quantitativos fornecidos por estudo

Apoio:



Parceiros:



Organização:





prévio realizado por SANT'ANA (2011). Esse estudo realizado em 2011 compôs quatro modelos representativos por meio de uma análise detalhada dos indicadores geo-demográficos, sócio-econômicos e tipologias residenciais.

Com o dimensionamento proposto para tratamento de águas cinzas simplificado em residências, várias variáveis foram consideradas afim de se avaliar a viabilidade de instalação. No Brasil, em geral, os sistemas de esgotamento sanitário são coletivos, contudo a necessidade por sistemas simplificados de coleta e tratamento, com baixos custos de implantação e operação, simplicidade operacional, índices mínimos de mecanização, baixa disponibilidade de área, elevada vida útil e sustentabilidade (CHERNICHARO, 2007) para unidades familiares torna-se uma alternativa para regiões em que não há redes de esgotamento sanitário e, naquelas em que há, ocorra escassez, pois quando se considera sistemas descentralizados é possível destinar o esgoto tratado para reúso.

Sistemas WC são estudados desde 1950 (VYMAZAL, 2010) e o interesse em aprofundar os conhecimentos nesses sistemas está em serem acessíveis economicamente, exigem baixíssima manutenção do maquinário e a qualidade alcançada no tratamento equipara-se a sistemas que detém grandes tecnologias envolvidas (VYMAZAL, 2005).

Para o dimensionamento pode-se utilizar uma relação  $m^2$  por pessoa ( $m^2/pe$ ) (BEGOSSO, 2009), sobretudo quando se considera unidades residenciais unifamiliares (SEZERINO et al., 2015). Para sistemas de fluxo horizontal são relatadas variações de 1 a 7  $m^2/pe$  (VYMAZAL, 2008). Mas também, há registros de 0,77  $m^2/pe$  com eficiência de 61% de remoção de DBO (OLIJNYK et al., 2007). Com a adaptação realizada nessa pesquisa, ao se considerar diferentes demandas e por conseguinte, diferentes vazões de ofertas, pretende-se encontrar diferentes áreas possíveis para os sistemas, podendo propor a viabilidade de instalação dos mesmos em diferentes tipologias edilícias para diferentes faixas de renda. Acredita-se que, além da limitação de custos, a área disponível seja outro fator que impeça a viabilidade de instalação desses sistemas.

Apoio:



Parceiros:



Organização:





O clima e a temperatura foram considerados um dos fatores para determinação da área superficial dos wetland (GSCHLÖSS et al., 1998). Como o clima do Distrito Federal é definido como tropical de altitude e é marcado por forte sazonalidade, com dois períodos distintos bem caracterizados, devem ser construídos levando em consideração as perdas por evapotranspiração e o clima e temperatura do local em que serão instalados. Em dias secos a evapotranspiração pode remover cerca de 16% do fluxo do efluente, o que resulta no aumento da concentração de poluentes dissolvidos chegando a ser tóxico para os vegetais plantados (SÁNCHEZ-CARRILLO et al., 2001). Quando há registro de temperaturas baixas, ocorre o aumento da solubilidade do oxigênio na água e diminuição da atividade microbiana (GSCHLÖSS et al., 1998; SPERLING et al., 2003).

No DF, o período entre maio e setembro é evidenciado pela baixa taxa de precipitação, baixa nebulosidade, alta taxa de evaporação, com muito baixas umidades relativas diárias (tendo sido registrados valores inferiores a 15%), conseqüentemente, a evaporação aumenta nesse período. O período entre outubro e abril apresenta padrões contrastantes, sendo que os meses de dezembro a março concentram 47% da precipitação anual (INMET, 2017). Sabe-se que a temperatura do efluente dos WC é aproximadamente igual à média diária de temperatura do ar, uma vez que há um balanço entre as formas de transferência dominantes: ganhos através da energia solar e perdas através de energia evaporativa. Dentro dos WC, a concentração de oxigênio dissolvido na água é influenciada pela temperatura, sais dissolvidos presentes, atividades biológicas e meio suporte. O oxigênio residual dissolvido contido no fluxo de alimentação dos WC é suplementado pelo oxigênio transferido a partir da atmosfera, pela superfície da água e por transporte convectivo a partir de folhas e caule das plantas (KADLEC et al., 2006).

Com isso em mente, e sabendo-se que o dimensionamento de um WC também depende das taxas hidráulicas e cargas orgânicas aplicadas sobre a área superficial do módulo (SEZERINO et al., 2015; TREIN et al., 2015; WU et al., 2014), a pretensão é seguir dados da literatura, que recomendam taxa hidráulica de 250 mm.d-1 para clima quente e carregamento orgânico com cerca de 40 a 70 g DQO m-2.d-1 corresponde a

Apoio:



Parceiros:



Organização:





aproximadamente 20 a 35 g DBO m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, para efluentes domésticos (PLATZER, 2000; PLATZER et al., 2007; PLATZER & MAUCH, 1997).

## 4 Conclusão

Por meio dessa proposta metodológica pretende-se encontrar diferentes configurações de dimensionamento para sistemas WC para diferentes tipologias residenciais do DF. Essas tipologias, separadas em quatro grupos de acordo com a faixa de renda, consumo médio de água, área construída e área verde, resultarão em análises de viabilidades para instalação desses sistemas em área urbana, sem a necessidade de grandes exigências de áreas e com eficiência no tratamento exigida para cada uso final, moldado à demanda dos três cenários compostos. Esses cenários, que foram criados baseados em usos finais não potáveis, tiveram sua demanda mensurada conforme levantamento realizado em cada um dos modelos representativos. Dessa forma, ao fim dessa pesquisa, poderá-se verificar a viabilidade técnica e ambiental de sistemas WC nas diferentes tipologias edilícias do Distrito Federal.

## Referências

ADASA. **Situação dos reservatórios faz Adasa orientar: escassez requer uso racional**. Disponível em: <<http://www.adasa.df.gov.br/596-situacao-dos-reservatorios-faz-adasa-orientar-escassez-requer-uso-racional>>. Acesso em: 1 mar. 2017.

ANA. **Atlas Brasil - abastecimento urbano de água: panorama nacional** Brasília-DF Engecorps/Cobrape, , 2010a.

ANA. Atlas Brasil: Abastecimento Urbano de Água: Resultados por Estado - Volume 2. v. 2, p. 1–92, 2010b.

BEGOSSO, L. **DETERMINAÇÃO DE PARÂMETROS DE PROJETO E CRITÉRIOS PARA DIMENSIONAMENTO E CONFIGURAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDAS PARA TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA**. [s.l.] UNIVERSIDADE FEDERAL DE MATO GROSSO DO SUL, 2009.

BRASIL. **Censo 2010: população do Brasil cresce quase 20 vezes desde 1872**. Disponível em: <<http://www.brasil.gov.br/governo/2011/04/censo-2010-populacao-do-brasil-cresce-quase-20-vezes-desde-1872>>. Acesso em: 21 abr. 2017.

BRASIL. **Instrumentos de gestão das águas**. Brasília: Câmara dos Deputados, Edições Câmara, 2015:

Apoio:



Parceiros:



Organização:





[s.n.].

BRIX, H. **How “green” are aquaculture, constructed wetlands and conventional wastewater treatment systems?** *Water Science and Technology*, 1999.

CAMPBELL, C. S.; OGDEN, M. H. **Constructed Wetlands in the Sustainable Landscape**. Canada: John Wiley & Sons, 1999.

CHERNICHARO, C. A. D. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores Anaeróbicos**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFMG, 2007.

COSTA, R. H. P. G. Água matéria-prima primordial à vida. In: TELLES, D. D.;

COSTA, R. H. P. G. (Eds.). . **Reúso da Água**. São Paulo, BR: Blucher, 2007. DEPARTMENT OF HEALTH. Guidelines for the Non-potable Uses of Recycled Water in Western Australia. n. August, p. 98, 2011.

EPA. Manual Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. n. September, 2000.

GSCHLÖSS, T. et al. Constructed wetlands for effluent polishing of lagoons. **Water Research**, v. 32, n. 9, p. 2639–2645, 1998.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, n. 4, p. 75–95, 2002.

HUA, S. C. **The use of constructed wetlands for wastewater treatment**. Selangor, Malaysia: [s.n.]. INMET. **Precipitação total anual**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/page&page=desvioChuvaAnual>>. Acesso em: 26 abr. 2017.

KADLEC, R. H. et al. **Constructed Wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation**. London, UK: IWA Publishing, 2006.

MUGISHA, P. et al. Wetland vegetation and nutrient retention in Nakivubo and Kirinya wetlands in the Lake Victoria basin of Uganda. **Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C**, v. 32, n. 15–18, p. 1359–1365, 2007.

OLIJNYK, D. P. et al. **Sistemas de tratamento de esgoto por zona de raízes: análise comparativa de sistemas instalados no estado de Santa Catarina**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**Belo Horizonte: 2007

PDAD. **Pesquisa distrital por amostra de domicílios - Distrito Federal - PDAD/DF 2015**. Brasília-DF: [s.n.].

PLATZER, C. **Development Of Reed Bed Systems - A European Perspective**. Proceedings of the 7th IAWQ Conference of Wetland Systems for Water Pollution Control. **Anais...**Orlando, USA: 2000

PLATZER, C. et al. **DIMENSIONAMENTO DE WETLAND DE FLUXO VERTICAL COM NITRIFICAÇÃO – ADAPTAÇÃO DE MODELO EUROPEU PARA AS CONDIÇÕES CLIMÁTICAS DO BRASIL**. 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Anais...**Belo Horizonte: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007

Apoio:



Parceiros:



Organização:







PLATZER, C.; MAUCH, K. Soil clogging in vertical flow reed beds - Mechanisms, parameters, consequences and.....solutions? **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 175–181, 1997.

SÁNCHEZ-CARRILLO, S. et al. A simple method for estimating water loss by transpiration in wetlands. **Hydrological Sciences Journal**, v. 46, n. February, p. 537–552, 2001.

SANT'ANA, D. R. **A socio-technical study of water consumption and water conservation in Brazilian dwellings**. [s.l.] Oxford Brookes University, 2011.

SEZERINO, P. H. et al. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias : parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Eng Sanit Ambient** |, v. 20, n. 1, p. 151–158, 2015.

SPERLING, M. VON et al. **Desinfecção de Efluentes Sanitários, Remoção de Organismo Patógenos e Substancias Nocivas-Aplicações para fins produtivos com agricultura, aquíicultura e hidroponia**. [s.l.: s.n.].

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, 2003.

TREIN, C. M. et al. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído**, v. 15, n. 4, p. 351–367, 2015.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, p. 478–490, 2005.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. **Proceedings of Taal2007: The 12th World Lake Conference**, p. 965–980, 2008.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. **Water**, v. 2, n. 3, p. 530–549, 2010.

WU, H. et al. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. **Bioresource technology**, v. 175C, p. 594–601, 2014.

Apoio:



Parceiros:



Organização:



## ORGANIZADORES



## APOIO



## COLABORADORES

