



4 **o** **Simpósio Brasileiro** **sobre** **Wetlands Construídos**

31 de julho a 02 de agosto de 2019
Universidade Federal de Minas Gerais
Belo Horizonte – MG

4simposiowetlands.wixsite.com/ufmg



Wetlands Brasil

Anais do 4º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos

Grupo Wetlands Brasil

Universidade Federal de Minas Gerais

Av. Presidente Antônio Carlos, 6627, Pampulha, Belo Horizonte - MG

CEP: 31270-901

©2019

ISSN: 2446-631X.

Os trabalhos publicados nos anais do 4º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos são de total responsabilidade dos autores, eximindo assim, a comissão organizadora do evento de qualquer responsabilidade.

4 Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos

- 1** Apresentação Pag. 4
- 2** Programação Pag. 5
- 3** Comitê Organizador Pag. 8
- 4** Comitê Científico Pag. 8
- 5** Índice dos trabalhos Pag. 9
- 6** Trabalhos Pag. 12

1 Apresentação

Belo Horizonte, agosto de 2019.

O Grupo Wetlands Brasil, fundado em 2011 durante o 26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental da ABES, vem se consolidando ao longo dos anos e contribuindo para a disseminação da tecnologia wetlands construídos em todo o Brasil. Dentre as principais atividades do grupo, destacam-se a publicação semestral de boletins informativos e a realização bienal do Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos.

Após as últimas edições realizadas em Florianópolis (2013), Curitiba (2015) e Campo Grande (2017), a 4ª edição do Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos foi realizada em Belo Horizonte, no auditório da Escola de Engenharia da Universidade Federal de Minas Gerais e contou com a participação de 159 pessoas. Receber este evento na capital mineira foi uma grande honra para os organizadores desta edição e uma gratificação poder apresentar o Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento da UFMG/COPASA e as pesquisas desenvolvidas.

Agradecimentos aos participantes pela presença, aos palestrantes pela contribuição informativa, aos autores pelos trabalhos técnicos e aos apoiadores e patrocinadores.

Gabriel Rodrigues Vasconcellos
Em nome do Comitê Organizador

2 Programação

QUARTA-FEIRA, 31 de JULHO de 2019

08:30 h - Inscrição / Credenciamento
09:00 h - Abertura / Solenidades / Recados
09:30 h - Prof. Marcos von Sperling e Prof. Pablo Heleno Sezerino - Apresentação do documento de dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Documento de consenso entre pesquisadores e praticantes.
10:10 h - Prof. Antonio Teixeira de Matos - Seleção de espécies, cultivo e importância das plantas em sistemas alagados construídos.
11:00 h - Coffee break / Exposição de banners
11:30 h - Dr. André Baxter Barreto - Engenharia de aplicação de wetlands construídos para águas industriais inorgânicas.
12:20 h - Almoço
14:00 h - Dr ^a Catiane Pelissari - Microbiologia em wetlands construídos: avanços e relações com o desempenho de tratamento de esgotos.
14:30 h - Prof ^a . Samara Terezinha Decezaro - Transferência e consumo de oxigênio em wetlands verticais.
15:20 h - Coffee break / Exposição de banners
Sessão 1: Apresentações de trabalhos orais
16:00 h - Alexandre Atalla - WETLANDS CONSTRuíDOS DE FLUXO VERTICAL NA REMOÇÃO DE POLUENTES, PATÓGENOS E CONTAMINANTES EMERGENTES
16:20 h - Camila Maria Trein - POTENCIAL DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITRIFICAÇÃO NO PRIMEIRO ESTÁGIO DO WETLANDS CONSTRuíDO VERTICAL – SISTEMA FRANCÊS – COM ÁREA REDUZIDA
16:40 h - Rolando José Manuel González Ramírez - REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO EM SISTEMA DE TANQUE SÉPTICO SEGUIDO DE WETLAND CONSTRuíDO DE FLUXO VERTICAL COM RECIRCULAÇÃO
17:00 h - Bruna Amanda Schuster - REATOR ANAERÓBIO + WETLANDS CONSTRuíDOS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES URBANOS: SISTEMAS COM DIVERSIDADE DE MACRÓFITAS EM FLUXOS SUBSUPERFICIAL E VERTICAL COM REGIME INTERMITENTE
17:20 h - Amanda Kempt Schroeder - AVALIAÇÃO COMPARATIVA ENTRE WETLANDS CONSTRuíDOS, FILTROS DE AREIA E ANAERÓBIO COMO ALTERNATIVAS AO TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTO SANITÁRIO

2 Programação

QUINTA-FEIRA, 1 de AGOSTO de 2019

09:00 h - Dr. Christoph Julius Plazer - Construção e operação de wetlands construídos
09:30 h - Prof ^a . Tamara Simone van Kaick - Experiências com wetlands verticais saturados de fluxo ascendente
10:20 h - Coffee break / Exposição de banners
Sessão 2: Apresentações de trabalhos orais
11:00 h - Ana Flávia Santos Rabelo de Melo - EFEITO DA INTRODUÇÃO DE CHICANAS NO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL
11:20 h - Franciele Serigheli - AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO, SALINIDADE E PROPRIEDADES HIDRÁULICAS EM UM SISTEMA DE WETLANDS CONSTRUÍDO PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS
11:40 h - Gabriel Rodrigues Vasconcellos - AVALIAÇÃO DA DETERIORAÇÃO E COLAPSO EM WETLANDS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL EM ESTÁGIO AVANÇADO DE COLMATAÇÃO UTILIZANDO CONTROLE ESTATÍSTICO DE PROCESSO
12:00 h - Gabriela Ribeiro Marcelino - DESEMPENHO DE WETLAND CONSTRUÍDO PREENCHIDO COM ARGILA EXPANDIDA E PORCELANATO NA REMOÇÃO DE MATÉRIA CARBONÁCEA, NITROGENADA, FOSFORADA E MICROPOLUENTES
12:20 h - Almoço
Sessão 3: Apresentação de pôster pith
14:00 h - Mirene Augusta de Andrade Moraes - USO DE COMPLEXANTE PARA APLICAÇÃO DE ^{99m} Tc COMO TRAÇADOR PARA O SISTEMA FRANCÊS
14:05 h - Nilton de Freitas Souza Ramos - DESEMPENHO E MODELAGEM HIDRÁULICA-CINÉTICA DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA
14:10 h - Jonar Johannes Roth - COMPORTAMENTO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO TIDAL FLOW TRATANDO ESGOTO PRÉTRATADO UTILIZANDO RESÍDUO DA CONSTRUÇÃO CIVIL COMO MATERIAL FILTRANTE
14:15 h - Letícia Silva Gomes Rosa - AVALIAÇÃO DA APLICABILIDADE DE MÉTODOS FÍSICOS E QUÍMICOS DE DESCOLMATAÇÃO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL
14:20 h - Prof. Mateus Pimentel de Matos - Causas e efeitos do processo de colmatação em wetlands construídos
14:50 h - Prof. Ênio Leandro Machado - Tecnologias limpas no gerenciamento sustentável das águas com wetlands construídos
15:40 h - Coffee break / Exposição de banners

2 Programação

QUINTA-FEIRA, 1 de AGOSTO de 2019

Sessão 4: Apresentações de trabalhos orais
16:10 h - Wagner David Gerber - CRIAÇÃO DO CONCEITO DE HUMEDAL CENTINELA
16:30 h - Eduardo Souza da Cunha - CÉLULA DE COMBUSTÍVEL MICROBIANA INTEGRADA EM SISTEMA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES URBANOS
16:50 h - Maurício Lopo Montalvão - PRODUTIVIDADE DE ESPÉCIE ORNAMENTAL E GRAMÍNIAS EM WETLANDS NO SEMIÁRIDO MINEIRO
17:10 h - Karen Midori Takahashi - USO DE MACRÓFITAS DO PANTANAL PARA APRIMORAR SISTEMAS NATURAIS DE TRATAMENTO
17:30 h - Candidatura para o próximo evento e encerramento

SEXTA-FEIRA, 2 de AGOSTO de 2019

08:00 h às 12:00 h - Visita técnica ao Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento da UFMG/COPASA.

3 Comitê Organizador

- Gabriel Rodrigues Vasconcellos – UFMG
- Camila Maria Trein – UFMG
- Prof. Marcos von Sperling – UFMG
- Prof. Pablo Heleno Sezerino – UFSC
- Dr^a. Catiane Pelissari – UFSC

4 Comitê Científico

- Prof^a. Delmira Wolff – UFSM
- Dr^a. Alessandra Pellizzaro Bento – FLORAM/PMF
- Dr^a. Catiane Pelissari – UFSC
- Prof. Pablo Heleno Sezerino – UFSC
- Prof. Ênio Leandro Machado – UNISC
- Prof^a. Samara Descezaró – UFSM
- Prof^a. Karina Querne de Carvalho – UTFPR
- Prof. Rogério de Araújo Almeida – UFG
- Prof^a. Tamara Simone Van Kaick – UTFPR
- Prof. Fernando J.C. Magalhães Filho – UCDB

5 Índice dos trabalhos

WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL NA REMOÇÃO DE POLUENTES, PATÓGENOS E CONTAMINANTES EMERGENTES	12
TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA DE MÁQUINA DE LAVAR ROUPA POR WETLAND CONSTRUÍDO EM MICROESCALA: DADOS INICIAIS DE OPERAÇÃO	22
COMPARAÇÃO ENTRE MODELOS HIDRODINÂMICOS PARA SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE WETLANDS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUPERFICIAL	29
ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DA OPERAÇÃO DE SISTEMA INTEGRADO DE REATORES ANAERÓBIOS E WETLANDS CONSTRUÍDOS HÍBRIDOS + O ₃ NO TRATAMENTO DE EFLUENTES URBANOS	40
PRODUÇÃO DE BIOMASSA VERDE EM WETLANDS CONSTRUÍDOS TRATANDO MANIPUEIRA	51
PEGADAS HÍDRICA E DE CARBONO EM SISTEMA INTEGRADO DE ANAEROBIOSE + WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO LIVRE COM SUPORTE FLUTUANTE + O ₃ NO TRATAMENTO DE EFLUENTES URBANOS	61
SISTEMA FRANCES DE WETLANDS CONSTRUÍDOS EMPREGADO NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UM RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO	73
USO DE EQUIPAMENTOS BASCULANTES PARA MEDIÇÃO DE VAZÃO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS: EXPERIÊNCIA OBTIDA AO LONGO DE TRÊS ANOS DE OPERAÇÃO EM UMA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL	82
CRIAÇÃO DO CONCEITO DE HUMEDAL CENTINELA	91
PRODUTIVIDADE DE PLANTAS ORNAMENTAIS E DA GRAMÍNEA TIFTON 85 EM WETLANDS CONSTRUÍDOS COMO UNIDADE DE TRATAMENTO E APROVEITAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO	102
ATRIBUTOS DO SOLO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS CULTIVADOS COM O CAPIM TIFTON 85 E PLANTAS ORNAMENTAIS PARA TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO	113
DESEMPENHO DE WETLAND CONSTRUÍDO PREENCHIDO COM ARGILA EXPANDIDA E PORCELANATO NA REMOÇÃO DE MATÉRIA CARBONÁCEA, NITROGENADA, FOSFORADA E MICROPOLUENTES	124
EFEITO DA INTRODUÇÃO DE CHICANAS NO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL	135

5 Índice dos trabalhos

PRODUTIVIDADE DE ESPÉCIE ORNAMENTAL E GRAMÍNIAS EM WETLANDS NO SEMIÁRIDO MINEIRO	145
USO DE COMPLEXANTE PARA APLICAÇÃO DE ^{99m}Tc COMO TRAÇADOR PARA O SISTEMA FRANCÊS	154
USO DE SISTEMAS WETLANDS CONSTRUÍDOS NO SANEAMENTO RURAL NO BRASIL	164
TRATAMENTO DO EFLUENTE DE BENEFICIAMENTO DE PLÁSTICO COM O USO DE <i>TYPHA DOMINGENSIS</i> EM FLUTUAÇÃO	174
REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO EM SISTEMA DE TANQUE SÉPTICO SEGUIDO DE WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL COM RECIRCULAÇÃO	181
DESEMPENHO E MODELAGEM HIDRÁULICA-CINÉTICA DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA	191
CONCEPÇÃO DE UM WETLAND VERTICAL SISTEMA FRANCÊS DE ÚNICO ESTÁGIO PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO PROVENIENTE DE UM SETOR UNIVERSITÁRIO	200
AVALIAÇÃO DA APLICABILIDADE DE MÉTODOS FÍSICOS E QUÍMICOS DE DESCOLMATAÇÃO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL	209
COMPORTAMENTO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO TIDAL FLOW TRATANDO ESGOTO PRÉ-TRATADO UTILIZANDO RESÍDUO DA CONSTRUÇÃO CIVIL COMO MATERIAL FILTRANTE	220
ANÁLISE SWOT PARA SISTEMAS DE FITORREMEDIAÇÃO EMPREGADOS PARA MELHORIA DA QUALIDADE DE RIOS URBANOS: OPORTUNIDADES E AMEAÇAS	229
WETLANDS CONSTRUÍDOS COMO ALTERNATIVA AO TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTO EM SANTA CATARINA	240
AVALIAÇÃO COMPARATIVA ENTRE WETLANDS CONSTRUÍDOS, FILTROS DE AREIA E ANAERÓBIO COMO ALTERNATIVAS AO TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTO SANITÁRIO	251
REATOR ANAERÓBIO + WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES URBANOS: SISTEMAS COM DIVERSIDADE DE MACRÓFITAS EM FLUXOS SUBSUPERFICIAL E VERTICAL COM REGIME INTERMITENTE	262
WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS PLUVIAIS DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL	272
AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO, SALINIDADE E PROPRIEDADES HIDRÁULICAS EM UM SISTEMA DE WETLANDS CONSTRUÍDO PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS	283

5 Índice dos trabalhos

AVALIAÇÃO DA HIDRODINÂMICA DE UM WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL DE FUNDO SATURADO	294
CÉLULA DE COMBUSTÍVEL MICROBIANA INTEGRADA EM SISTEMA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES URBANOS	305
SISTEMA ECOLÓGICO PARA TRATAMENTO ASSOCIADO DE ESGOTO UNIFAMILIAR	315
USO DE MACRÓFITAS DO PANTANAL PARA APRIMORAR SISTEMAS NATURAIS DE TRATAMENTO	325
POTENCIAL DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITRIFICAÇÃO NO PRIMEIRO ESTÁGIO DO WETLANDS CONSTRUÍDO VERTICAL – SISTEMA FRANCÊS – COM ÁREA REDUZIDA	333
AVALIAÇÃO DA DETERIORAÇÃO E COLAPSO EM WETLANDS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL EM ESTÁGIO AVANÇADO DE COLMATAÇÃO UTILIZANDO CONTROLE ESTATÍSTICO DE PROCESSO	345
REMOÇÃO DE SURFACTANTES EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL	356
AVALIAÇÃO DA GERAÇÃO DE ENERGIA EM WETLANDS CONSTRUÍDOS TRATANDO ESGOTOS SANITÁRIOS	364
PLANTANDO JARDINS FILTRANTES E ÁGUA BOA	374



WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL NA REMOÇÃO DE POLUENTES, PATÓGENOS E CONTAMINANTES EMERGENTES

Alexandre Arruda Atalla*

Universidade Católica Dom Bosco (UCDB), Campo Grande-MS, Brasil
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
aleatalla@gmail.com

Milina de Oliveira

Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo (EESC-USP)
São Carlos-SP, Brasil
Departamento de Engenharia Hidráulica e Saneamento
milinaoliveira@gmail.com

Vinícius Bispo dos Santos

Universidade Católica Dom Bosco (UCDB), Campo Grande – MS, Brasil
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
viniciusbispods@gmail.com

Priscila Sabioni Cavalheri

Universidade Católica Dom Bosco (UCDB), Campo Grande – MS, Brasil
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
priscilasabioni@hotmail.com

Fernando Jorge Correa Magalhães Filho

Universidade Católica Dom Bosco (UCDB), Campo Grande – MS, Brasil
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
fernando@ucdb.br

Resumo

Os wetlands construídos (cws) são considerados uma ecotecnologia de baixo custo para tratamento de esgoto e eficaz na remoção de poluentes. A ocorrência de contaminantes emergentes causa preocupação e o tratamento desses compostos no esgoto vem sendo pesquisado. Este trabalho teve como intuito avaliar a remoção de poluentes convencionais, patógenos, tais como: *E. coli*, *Salmonella spp.*, *Shigella spp.*, *Pseudomonas aeruginosa*, e contaminantes emergentes como cafeína e ibuprofeno em dois cws de fluxo vertical compostos por meio filtrante brita e areia, plantados com *Heliconia rostrata*, onde um dos filtros recebeu em seu meio filtrante minhocas da espécie *Eisenia foetida* ($0,526 \text{ kg.m}^{-2}$) e receberam carga hidráulica de 160 mm.d^{-1} durante 180 dias. Os sistemas apresentaram remoção média para DBO e DQO de $120 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$



e $70 \text{ gDBO.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, o fósforo e o nitrogênio apresentaram uma remoção de $0.5 \text{ gP.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e $9 \text{ gNT.m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Foram removidas 2 unidades logarítmicas para coliformes totais e *Shigella spp.*; 3 unidades de logarítmicas para *E. coli*; 4 unidades de logarítmicas para *Pseudomonas aeruginosa* e remoção total de *Salmonella spp.*, pois não foram identificadas formação de colônias para os dois cws, com e sem minhoca. Quanto a cafeína e ibuprofeno, o CW-VF com minhoca apresentou remoção de 98,0% e 92,7%, respectivamente. O CW-VF sem minhoca, apresentou remoção para cafeína de 97,5% e ibuprofeno 96,5%, onde a maior variância de remoção ocorreu no CW-VF sem minhoca.

Palavras-chave: cafeína; ibuprofeno; *Eisenia foetida*.

1 Introdução

A ocorrência de resíduos farmacêuticos no meio aquático e em água potável levantou a questão do seu impacto no meio ambiente e na saúde pública. Os efeitos adversos causados por compostos farmacêuticos incluem toxicidade aquática, desenvolvimento de resistência e multirresistência em bactérias patogênicas, genotoxicidade e distúrbios endócrinos (KÜMMERER, 2004).

Uma das principais fontes de contaminantes emergentes são as águas residuárias não tratadas e os efluentes de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs) convencionais, que não possuem a capacidade de remoção desses compostos (KASPRZYK-HORDERN *et al.*, 2009; KLASCHKA *et al.*, 2013).

Os *wetlands* construídos (cws) são uma alternativa sustentável, pela facilidade de construção e baixa necessidade de manutenção comparado a outras tecnologias. A utilização de cws como alternativa para pós-tratamento com foco no polimento do efluente, na remoção de patógenos e de compostos emergentes vem sendo estudada (LI *et al.*, 2014; ZHANG *et al.*, 2016). Entretanto, no Brasil, poucos estudos avaliam os cws de fluxo vertical, com minhoca, como opção para evitar ou diminuir a colmatção do meio filtrante colmatado, e na remoção de patógenos e poluentes emergentes, incluindo a remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada.

Neste sentido, o objetivo foi avaliar o desempenho de dois sistemas de *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial vertical (CW-VF), com e sem minhoca, plantados

com *Heliconia rostrata*, na remoção de poluentes, patógenos e contaminantes emergentes, como a cafeína e ibuprofeno.

2 Metodologia

Os sistemas de wetlands construídos (cws) estão localizados no Centro de Tecnologia e Estudo do Agronegócio (CeTeAgro), localizada no município de Campo Grande - MS, que gera diariamente 38,4 m³ de esgoto doméstico. Os cws de fluxo vertical (CW-VF) foram plantados com *Heliconia rostrata*. Altura total do CW-VF de 80 cm, com 60 cm de meio filtrante (areia), há uma camada superficial livre de 5 cm para aplicar o efluente e evitar que ocorra transbordamento devido à possível colmatação, 5 cm de pedrisco na superfície, para evitar que ocorra erosão do meio filtrante, e no fundo 5 cm de pedrisco (4,8 a 9,5 mm) e 5 cm de brita 2 (32 a 25 mm). Os sistemas operam em fluxo descendente, são constituídos por areia, possuem o restante de material filtrante (brita e pedrisco), porém o sistema CW-VF EW possui em seu meio filtrante minhocas da espécie *Eisenia foetida* (0,526 kg.m⁻²). Os sistemas de CW-VF receberam uma carga hidráulica de 160 mm.d⁻¹ durante 6 meses, distribuídos em 3 bateladas e cargas orgânicas conforme Tabela 1. O efluente usado apresentava baixas concentrações de Cafeína e Ibuprofeno (cerca de 100 ppb). Logo, os fármacos Ibuprofeno e Cafeína foram previamente adicionados para dar uma concentração final de 27 mg.L⁻¹, de acordo com o estudo de Silva *et al.* (2016) e Kamaz *et al.* (2019). Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos foram analisados de acordo com *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). As análises dos fármacos foram realizadas em alíquotas de 10 mL por meio de cromatografia em fase reversa no sistema RP-HPLC (*Waters e 2695 Separations Module*) coluna C18 (coluna analítica - *Waters XTerra MS C18, 4.6x250 mm column*), usando gradiente linear de 5-95 % de acetonitrila (ACN) em ácido trifluoracético 0,1 % (v:v), com um fluxo de 1,0 mL.min⁻¹, onde as amostras foram ressuspendidas realizando todas as leituras em triplicata (SOUZA, 2001).

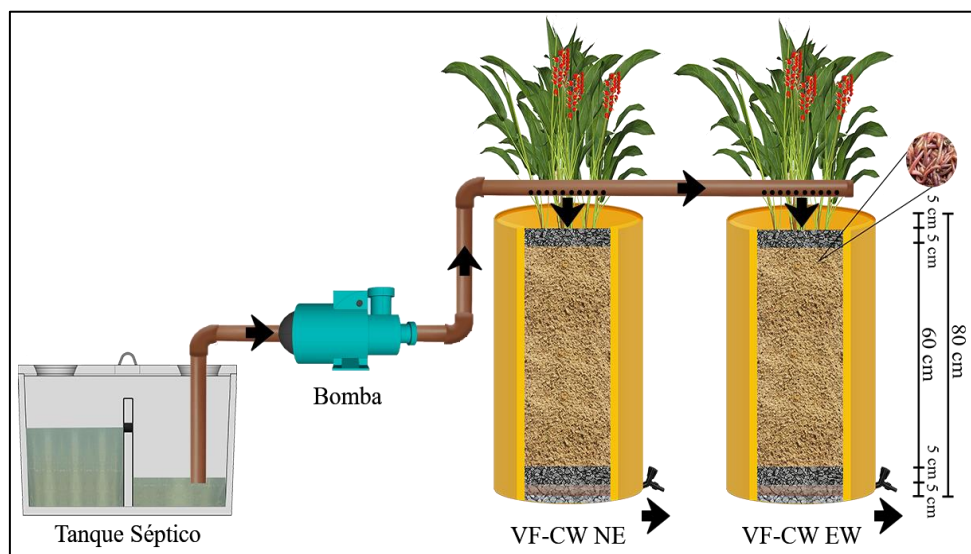


Figura 1. Esquema da disposição do sistema desde o efluente que vem do tanque séptico, bombeado para os dois sistemas estudados seguindo o sentido da seta

Tabela 1. Valores médios de carga orgânica aplicada e pH do tanque séptico local

Parâmetros	Média	Desvio Padrão
pH	6,78	±0,57
DQO ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$)	93,65	±24,32
DBO ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$)	42,69	±21,62
ST ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$)	41,56	±7,93
SST ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$)	22,83	±5,44
NT ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$)	4,05	±3,23
P ($\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$)	0,75	±1,49

3 Resultados e Discussões

Os dados de remoção dos parâmetros físicos e químicos são demonstrados na Figura 2, onde correlaciona os dados de carga aplicada e removida.

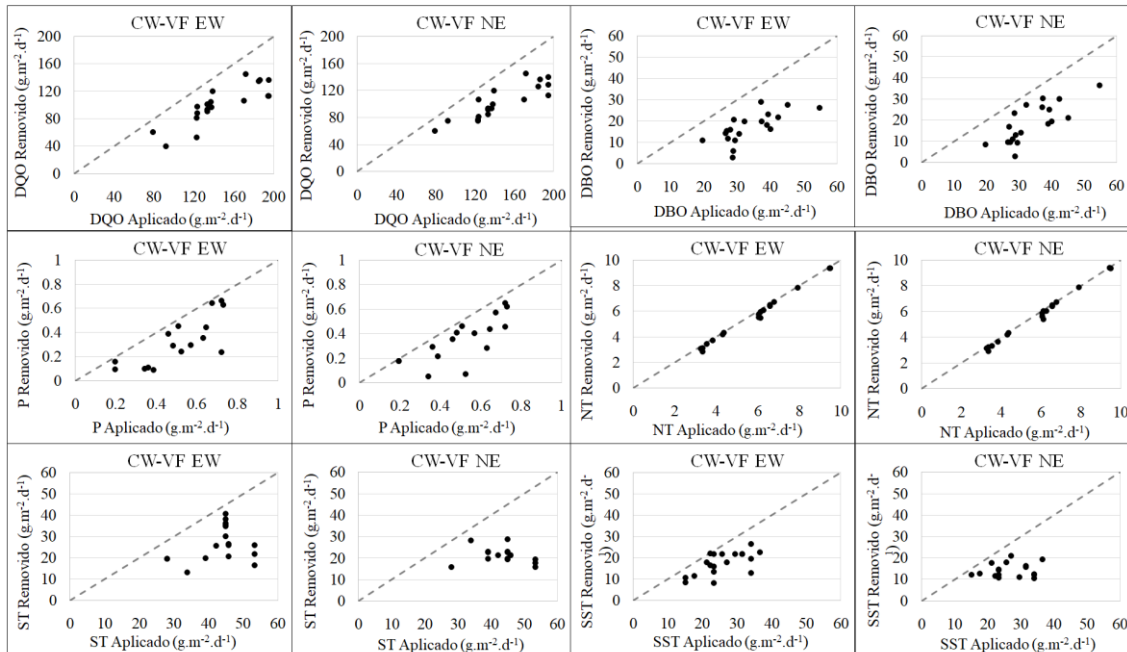


Figura 2. Correlação entre Carga Orgânica Aplicada e Carga Orgânica Removida para os parâmetros físico-químicos

Analisando os gráficos de carga orgânica, os valores de DQO e DBO apresentam alta remoção quando aplicadas altas cargas orgânicas para os dois filtros (média de $120 \text{ gDQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e $70 \text{ gDBO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$). CHANG et al. (2012), na China, aplicaram efluente doméstico em dois wetlands construídos de fluxo vertical sem minhocas com 4 tipos de macrófitas em cada filtro (*C. indica*, *P. cordata*, *A. donax var. versicolor* e *T. orientalis*), onde os valores médios de massa orgânica aplicada ($72,4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) e removida ($44,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) para DQO, valores menores se comparados com os resultados de matéria orgânica obtidos para o CW-VF EW e CW-VF NE, porém linearmente semelhantes. Comparando com KANTAWANICHKUL et al. (2009), que também utilizaram dois CW-VF de areia com as macrófitas *Typha angustifolia* e *Cyperus involucratus* na Tailândia, os resultados de remoção média de carga orgânica ($17,8 \text{ gDQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e $15,4 \text{ gNT} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) são inferiores aos sistemas estudados (CW-VF EW e CW-VF NE). O NT obteve a remoção mais linear, diferente do fósforo e a presença de sólidos, que mostram grande variação (média de remoção de $9 \text{ gNT} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ e $0,5 \text{ gP} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$). Se comparado com AYAZ & AKÇA (2001), que avaliou a remoção de carga orgânica com diferentes plantas (*Phragmites*, *Cyperus*, *Rush*, *Iris*, *Lolium*, *Canna* e *Paspalum*), os valores de NT



mostram-se mais lineares e os valores de fósforo se assemelham aos obtidos pelo autor, que atingiram médias de remoção de $7 \text{ gNT.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e $0,6 \text{ gP.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

Quanto aos resultados microbiológicos, a Tabela 2 apresenta os resultados médios dos dois sistemas de CWs, onde leva em consideração Coliformes Totais, *E. coli*, *Salmonella spp.*, *Shigella spp.* e *Pseudomonas aeruginosa* relacionando sua presença no esgoto bruto e após tratamento nos CW-VF.

Tabela 2. Resultados médios do tratamento de CW-VF EW e CW-VF NE com efluentes após o tanque séptico

	Efluente		
	Tanque Séptico	CW-VF EW	CW-VF NE
Temperatura (°C)	26.33 ± 2.63	28.78 ± 4.08	28.72 ± 4.07
Coliformes totais (\log_{10} NMP.100ml ⁻¹)	8.02 ± 0.83 a	5.56 ± 0.87 b	5.49 ± 0.82 b
<i>E. coli</i> (\log_{10} NMP.100ml ⁻¹)	7.33 ± 0.72 a	5.00 ± 0.75 b	4.99 ± 0.61 b
<i>Salmonella spp.</i> (\log_{10} UFC.ml ⁻¹)	3.98 ± 0.34 a	ND b	ND b
<i>Shigella spp.</i> (\log_{10} UFC.ml ⁻¹)	6.67 ± 0.34 a	4.34 ± 0.63 b	4.28 ± 0.49 b
<i>P. aeruginosa</i> (\log_{10} UFC.ml ⁻¹)	3.66 ± 0.80 a	ND b	ND b

(ND) – Não detectado pelo método. Em cada linha, médias seguidas da mesma letra não diferem entre si pelo teste de Tukey (5% de probabilidade).

Os resultados médios de remoção para o CW-VF EW e CW-VF NE foram respectivamente de 2.46 e 2.53 log para coliformes totais, 2.33 e 2.34 log para *E. coli*, 3.98 log para *Salmonella spp.*, 1.98 e 2.04 log para *Shigella spp.*, e 3,66 log para *Pseudomonas aeruginosa*. Os patógenos que através do tratamento dos CW-VFs, não foram identificados números de colônias, obteve-se remoção total através do método de análise utilizado. O CW-VF NE apresentou médias maiores de remoção de microrganismos que o CW- VF EW, entretanto as médias não diferiram estatisticamente de acordo com o teste de Tukey (5% de probabilidade). As taxas de remoção foram inferiores a Adrados *et al.* (2018), que utilizaram três CW-VF, com areia como substrato e plantados com *Phragmites australis*, na Dinamarca (com temperaturas inferiores, entre 0 a 16 °C), e obtiveram remoção de 2,41 a 3,35 unidades logarítmicas para coliformes totais e *E. coli*, respectivamente. Entretanto os CW-VF realizavam a recirculação do efluente, favorecendo a remoção de microrganismos.

Os resultados de remoção dos compostos emergentes são apresentados na Figura 3, onde o quartil demonstra a variação entre os valores analisados, o "X" representa a média entre os valores e a barra demonstra a probabilidade de atingir valores abaixo dos resultados já obtidos.

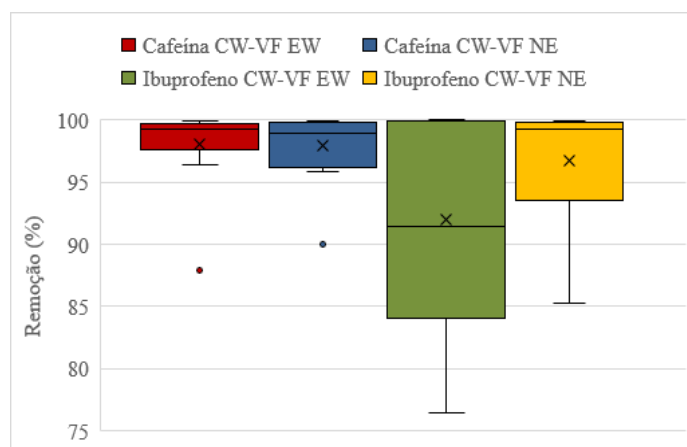


Figura 3. Porcentagem de remoção média dos fármacos

O CW-VF EW apresentou remoção para cafeína de 98,0% e de ibuprofeno 92,7%. Já para o CW-VF NE, obteve-se uma variação de 97,5% para cafeína e 96,5% para ibuprofeno, onde a maior variância ocorreu no CW-VF NE. Os sistemas demonstraram que a remoção foi quase total para os compostos analisados. Estudos semelhantes demonstraram eficiência na remoção desses compostos, com uma faixa de remoção de 82 a 97% de ibuprofeno (ZHANG, 2017) e 86,3% para cafeína (ARAUJO, 2018).

Alguns fatores podem influenciar na remoção dos compostos emergentes como as propriedades físicas e químicas específicas (Log Kow, pKa, Log Koc e o Log Kd) de cada composto o que ocasiona distintos mecanismos de degradação, sorção, sedimentação e até mesmo a absorção da biota dos cws associados a sua remoção (HIJOSA-VALSERO *et al.*, 2010; ZHAI *et al.*, 2016), mudanças nas condições operacionais (LLORENS *et al.*, 2009; PARK *et al.*, 2009) e o aumento das concentrações de entrada dos produtos farmacêuticos (DORDIO *et al.*, 2009).

A cafeína Log Kow <1,0, significa que o composto tem maior tendência hidrofílica, ou seja, mais solúvel em água. Matamoros & Bayona (2006) relatam a



limitação das macrófitas em absorver cafeína e Huber *et al.*, (2009), destaca que a remoção de cafeína pode ocorrer pela biodegradação o que pode explicar as boas remoções nos sistemas em estudo.

Quanto ao ibuprofeno Matamoros *et al.* (2012) revela que a fotodegradação é um dos mecanismos-chave na remoção desse composto. Li *et al.* (2016) complementam que o ibuprofeno é capaz de se acumular nos tecidos vegetais e, portanto, uma maior densidade de plantações de macrófitas pode adicionalmente melhorar a remoção desse composto, os sistemas estudados são plantados com macrófitas e não estão abrigados do sol, o que pode ter favorecido a remoção do composto ibuprofeno nesse estudo.

4 Conclusões

Os wetland construídos de fluxo vertical como pós-tratamento de esgoto doméstico proveniente de tanque séptico apresentaram remoções de nutrientes. O fósforo e o nitrogênio apresentaram uma remoção de $0.5 \text{ gP.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e $9\text{gNT.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, respectivamente. A remoção de matéria orgânica nos cws depende da quantidade de carga orgânica aplicada, sendo que quanto maior a carga aplicada (máx. $180 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) maior é a remoção (máx. $130 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). Os sistemas mostraram-se eficientes na remoção de parâmetros físicos e químicos, os quais a legislação delimita padrões e são utilizados para dimensionamento, sem diferença estatística com e sem minhoca, mas também na remoção de compostos emergentes, acima de 90% para cafeína e ibuprofeno. Em relação aos parâmetros microbiológicos os cws apresentaram remoção total para *Salmonella spp.* e *Pseudomonas aeruginosa* e 3 unidades de logarítmicas para *E. coli*.

Referências

- ABOU-ELELA, Sohair I.; HELLAL, Mohamed S. Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with Canna, Phragmites and Cyprus. *Ecological engineering*, v. 47, p. 209-213, 2012.
- ADRADOS. B, ARIAS. C. A, PÉREZ. L. M, CODONY. F, BÉCARES. E, BRIX. H, MORATÓ. J. Comparison of removal efficiency of pathogenic microbes in four types of wastewater treatment systems in Denmark. *Ecological engineering*, v.124, p 1-6, 2018.
- APHA, AWWA, WEF. (2012). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* 22nd edition, American Public Health Association, Washington D.C.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





ARAÚJO, R.K. Redução de micropoluentes por sistema de tanque séptico e wetland construído vertical com recirculação. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria. 163 p. 2018.

ARIAS, C. A., CABELLO, A., BRIX, H., & JOHANSEN, N. H. Removal of indicator bacteria from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system. *Water Science and Technology*, v. 48, n. 5, p. 35, 2003.

AYAZ, S. Ç., AKÇA, L. Treatment of wastewater by natural systems. *Environment International*, 26(3), 189–195 p. 2001. doi:10.1016/s0160-4120(00)00099-4

CHANG, J, WU, S, DAI Y, LIANG, W, WU, Z. Treatment performance of integrated vertical-flow constructed wetland plots for domestic wastewater, *Ecological Engineering*, Volume 44, 2012, Pag 152-159, ISSN 0925-8574, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.03.019>.

DORDIO, A.V., ESTEVAO CANDEIAS, A.J., PINTO, A.P., TEIXEIRA DA COSTA, C., CARVALHO, A.J.P., Preliminary media screening for application in the removal of clofibric acid, carbamazepine and ibuprofen by SSF-constructed wetlands. *Ecol. Eng.* 35, 290–302, 2009.

HIJOSA-VALSERO, M., MATAMOROS, V., MARTIN-VILLACORTA, J., BECARES, E., BAYONA, J.M.. Assessment of full scale natural systems for the removal of PPCPs from wastewater in small communities. *Water Res.* 44, 1429–1439, 2010.

HUBER, C., BARTHA, B., HARPAINNER, R., SCHRODER, P., Metabolism of acetaminophen (paracetamol) in plants-two independent pathways result in the formation of a glutathione and a glucose conjugate. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 16, 206–213. 2009.

KAMAZ, M., WICKRAMASINGHE, S.R., ESWARANANDAM, S., ZHANG, W., JONES, S.M., WATTS, M.J., QIAN, X. Investigation into Micropollutant Removal from Wastewaters by a Membrane Bioreactor. *Int. J. Environ. Res. Public Health*, 16, 1363, 2019. doi:10.3390/ijerph16081363

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*, Volume 35, 2º ed, 2009, Pag 238-247,ISSN 0925-8574, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.06.002>.

KASPRZYK-HORDERN, B; DINSDALE, R.M.; GUWY, A.J. The removal of pharmaceuticals, personal care products, endocrine disruptors and illicit drugs during wastewater treatment and its impact on the quality of receiving waters. *Water Res.* Feb;43(2):363-80. doi: 10.1016/j.watres.2008.10.047. Epub 2008 Nov 6. 2009.

KLASCHKA, U., VON DER OHE, P.C., BSCHORER, A., KREZMER, S., SENGL, M., LETZEL, M., Occurrences and potential risks of 16 fragrances in five German sewage treatment plants and their receiving waters. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20:2456–2471. <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-012-1120-9>. 2013.

KÜMMERER K. Resistance in the Environment. *J. Antimicrob. Chemother.*, v. 54, n.2, p.311–320, 2004.

LI, Y., ZHANG, J., ZHU, G., LIU, Y., WU, B., NG, W.J., APPAN, A., TAN, S.K., Phytoextraction, phytotransformation and rhizodegradation ibuprofen associated with *Typha angustifolia* in a horizontal subsurface flow constructed wetland. *Water Res.* 102 (1), 294–304. 2016.

LI, Y., ZHU, G., JERN, W., KEAT, S., Science of the Total Environment A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: Design, performance and mechanism. *Sci. Total Environ.* 468-469, 908–932. doi:10.1016/j.scitotenv.2013.09.018.

LLORENS, E., MATAMOROS, V., DOMING, V., BAYONA, J.M., GARCIA, J., WATER quality improvement in a full scale tertiary constructed wetland: effects of conventional and specific organic contaminants. *Sci. Total Environ.* 407 (8), 2517–2524, 2009.

MATAMOROS, V., ARIAS, C.A., NGUYEN, L.X., SALVADO, V., BRIX, H., Occurrence and behavior of emerging contaminants in surface water and a restored wetland. *Chemosphere* 88 (9), 1083–1089. 2012.

MATAMOROS, V., BAYONA, J.M., Elimination of pharmaceuticals and personal care products in subsurface flow constructed wetlands. *Environ. Sci. Technol.* 40 (18), 5811–5816. 2006.

PARK, N., VANDERFORD, B.J., SNYDER, S.A., KIM, S.-D., CHO, J., Effective controls of micropollutants included in wastewater effluent using constructed wetland under anoxic conditions. *Ecol. Eng.* 35, 418–423, 2009.



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

SILVA, L.M., CAVALCANTE, R.P., CUNHA, R.F., GOZZI, F., DANTAS, R.F., OLIVEIRA, S.C., MACHULEK, A. Tolfenamic acid degradation by direct photolysis and the UVABC/H₂O₂ process: factorial design, kinetics, identification of intermediates, and toxicity evaluation, *Science of The Total Environment*, 573, 518-531, 2016. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.08.139.

SOUSA, J. T. de, van HAANDEL, A.C. . GUIMARÃES, A. V. A . Post-treatment of anaerobic effluents in constructed wetland systems. *Water Science and Technology*, v.44, n.4, p. 213-219, 2001.

ZHAI, J., RAHAMAN, M., JI, J., LUO, Z., WANG, Q., XIAO, H., WANG, K., 2016. Plant uptake of diclofenac in a mesocosm-scale constructed wetland by *Cyperus alternifolius*. *Water Sci. Technol.* 73 (12), 3008–3016.

ZHANG, L.; LV, T.; ZHANG, Y.; STEIN, O. R.; ARIAS C. A.; BRIX, H.; CARVALHO, P. N. Effects of constructed wetland design on ibuprofen removal – A mesocosm scale study. *Sci. Total Environ.*, v. 31; n. 609, p. 38-45, 2017.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA DE MÁQUINA DE LAVAR ROUPA POR WETLAND CONSTRUÍDO EM MICROESCALA: DADOS INICIAIS DE OPERAÇÃO

José Aldelê Carneiro de Ávila

Fatec Tatuapé Victor Civita, São Paulo – SP, Brasil
avillaprofessor@gmail.com

Emerson L. Leal

Fatec Tatuapé Victor Civita, São Paulo – SP, Brasil
emerson.lima10@hotmail.com

Marcelus A. A. Valentim

Fatec Tatuapé Victor Civita, São Paulo – SP, Brasil
marcelus.valentim01@fatec.sp.gov.br

Resumo

A escassez de água é um dos temas cada vez mais presentes em nossos dias, sendo que o seu reuso/reutilização vêm motivando o desenvolvimento e aplicação de diferentes métodos de tratamento. Neste sentido, o presente projeto apresenta a fase inicial de operação de um sistema de tratamento de água cinza proveniente de máquina de lavar roupa utilizando-se *Wetlands Construídos* (WC). Os sistemas individuais foram montados com galões de água reutilizados (20L), preenchidos cada qual com areia, brita, carvão vegetal e carvão ativado, sendo cultivadas mudas de mini-papiros (*Cyperus papyrus* var. *Nanus*) em cada um deles. Os sistemas receberam efluente tratado previamente com pré-filtro (brita #1). Os resultados obtidos no início de operação dos sistemas, mostraram a redução de pH da água cinza à valores próximos à neutralidade para os efluentes do WC, bem como a redução de CE e sólidos totais. O volume total tratado por cada um dos sistemas foi de aproximadamente 5L/semana, com potencial para 20L/mês.

Palavras-chave: Wetland construído, águas cinzas, macrófitas, água máquina de lavar.

1 Introdução

Segundo Relatório da UNESCO, apesar do seu potencial hídrico, o Brasil vem apresentando problemas com o abastecimento de água nos últimos anos. Também em



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

termos mundiais, estima-se que as reservas hídricas possam encolher 40% até 2030, se estas não forem utilizadas de forma consciente. (ONU, 2015)

Uma das possíveis causas para este quadro, está relacionada ao aumento da população nos centros urbanos que gera uma maior pressão por água tratada e por consequência um aumento no volume de esgoto produzido. Se não houver um tratamento adequado, este resíduo irá contaminar o ambiente aquático, sendo necessário o desenvolvimento de novas tecnologias que possam suprir a necessidade de diferentes realidades sociais e possibilitar o reuso/reutilização de águas cinzas em diferentes escalas.

Neste sentido, este trabalho propõe a avaliação de sistema *wetland* construído em micro-escala, buscando-se avaliar tecnologias que contemplem a realidade dos grandes centros urbanos de pouca área disponível nos imóveis e a reutilização de materiais, associados ao baixo custo de confecção do sistema e a utilização imediata da água tratada no imóvel aonde ela é gerada.

2 Referencial Teórico

O termo “sistema natural” é utilizado para designar processos de tratamento de águas residuárias considerados como “não convencionais”, os quais têm a força da gravidade, os microrganismos, algumas espécies animais e vegetais como partes integrantes do sistema. Bombas e tubulações podem ser incluídas, mas não há dependência de fontes externas de energia para realização do tratamento (REED et al., 1995).

Buscam a otimização dos processos físicos, químicos e biológicos pela interação entre plantas, solo, microrganismos, água e atmosfera, para que se obtenha um tratamento eficiente do esgoto. (VALENTIM, 2003).

3 Método

O Sistema foi constituído por três módulos individuais de WC feitos com galão d’ água reutilizados (20L) para o tratamento da água cinza da máquina de lavar roupa. Foram preenchidos cada qual com o meio suporte: carvão comum, carvão ativado, brita #1 e areia lavada e cultivados com Mini Papiro (*Cyperus papyrus var. Nanus*). (Figura 1)

23

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





Figura 1: Galões Vazios. (Fonte: Próprios autores)

Também foram construídos dois pré-filtros de brita #1 com galões reutilizados, os quais foram utilizados para a remoção de fiapos de roupa presentes na água cinza.

Buscou-se a confecção de um sistema simples, econômico (valor unitário aproximado de R\$30,00 dos WC) e que pudesse se harmonizar com o ambiente.

A operação do sistema foi em batelada (5 dias de TDH) com aplicação de 5,2L de efluente por ciclo para cada sistema.

3.1 Operação do Sistema

A Figura 2 apresenta a sequência de operação, sendo: (a): água cinza aplicada no pré-filtro (PF) - remoção resíduos sólidos grosseiros - fiapos, cabelo, (b) drenada d PF e (c) aplicação nos *wetlands* construídos

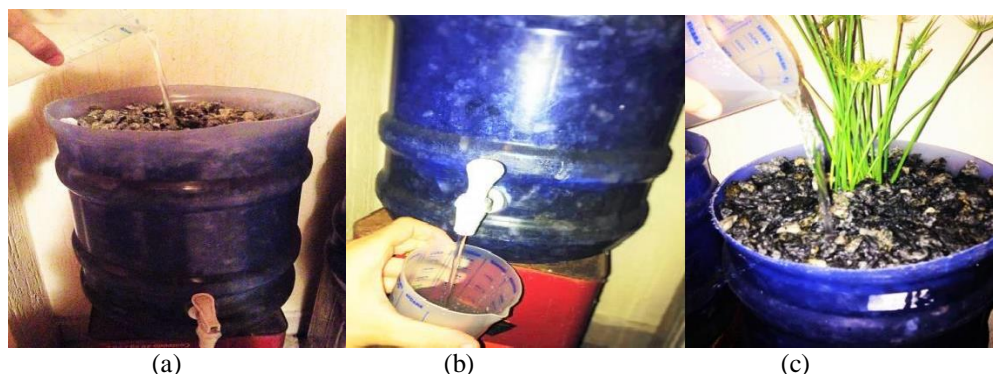


Figura 2: Funcionamento do sistema: (a) pré-filtro, (b) drenado, (c) colocação nos “wetlands construídos” (Fonte: Próprios autores)



3.2 Macrófitas

Os WC ficaram em área coberta e longe do sol, sendo que a mini papiro apresentou nas primeiras sete semanas de operação:

- boa adaptação no módulo de carvão ativado, altura de 12,25cm, pouco fenecimento e brotação de novas mudas;
- certa adaptação no carvão comum, altura de 10,25 cm, fenecimento de algumas plantas e baixa brotação;
- boa adaptação no módulo de brita e com camada areia, altura de 25,2 cm, pouco fenecimento e brotação de novas mudas;

4 Resultados e Discussão

Em relação ao aspecto visual, notou-se que a água cinza da máquina de lavar apresentou predominância de cinza-azul escuro, o efluente da areia-brita um aspecto amarelo claro, do carvão comum aspecto claro com partículas de carvão e de carvão ativado aspecto claro.

Em relação ao pH (Figura 2), nota-se redução dos valores efluentes com tendência à neutralidade apresentando valores para carvão vegetal e ativado 7,16 e 7,26, respectivamente.

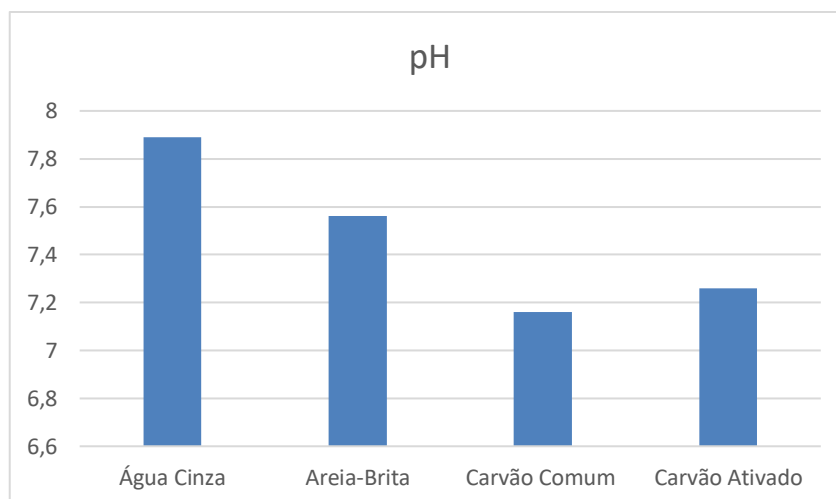


Figura 2: pH



Para os valores de Condutividade Elétrica (Figura 3), que indiretamente indica a quantidade de sólidos dissolvidos presente no líquido, verificou-se que os WC apresentam boa redução deste parâmetro, com destaque para o carvão ativado.

Esta tendência não vai ao encontro do observado por Oliveira (2015) para um sistema de WC que tratou água cinza de máquina de lavar em escala parecida ao deste trabalho. A autora observou um aumento deste parâmetro e o associou aos elementos constituintes do seu substrato (areia).

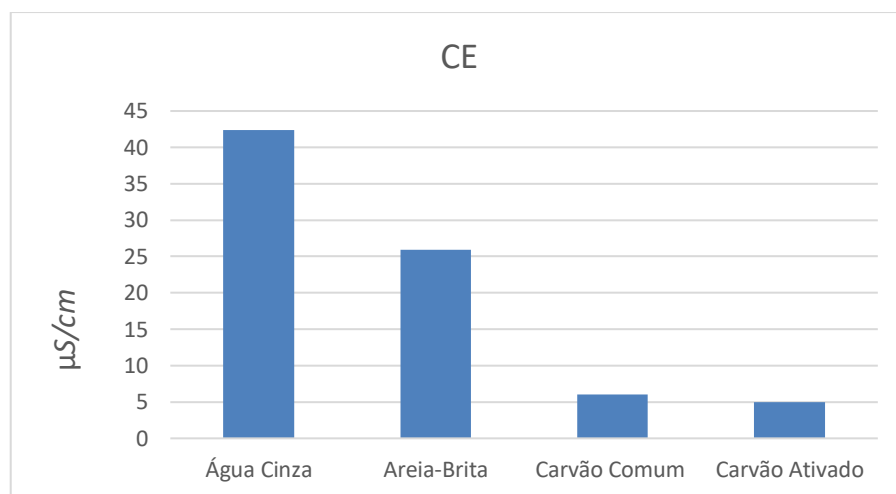


Figura 3: pH

Para os Sólidos Totais, verificou-se redução nos WC, com destaque para o carvão ativado com valor médio de 0,168 mg/mL.

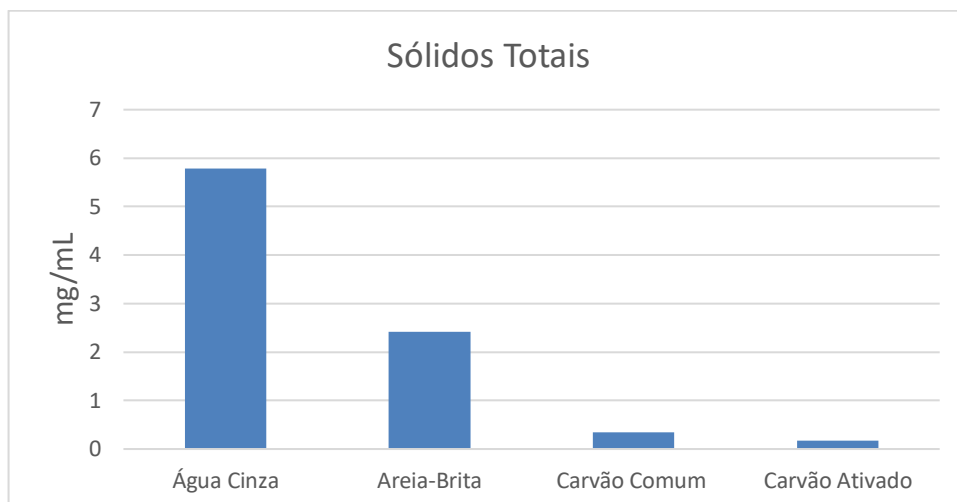


Figura 4: Sólido Totais

5 Considerações Finais

Os dados preliminares de pH, CE e sólidos totais, indicam que o sistema brita-areia, carvão comum e carvão ativado cultivados com mini-papiros podem apresentar melhoria na qualidade final de água cinza de máquina de lavar roupa, contribuindo para seu reuso/reutilização não potável. O custo final de construção na ordem de R\$30,00 não se mostra elevado, bem como a reutilização de galões de água se mostraram interessantes para a montagem de um sistema em microescala.

A continuidade da pesquisa poderá confirmar esta hipótese de viabilidade técnica, financeira e operacional de sistema de WC em micro escala a fim de que se torne uma opção para o reuso/reutilização de água cinza.

6 Referências

ONU (Brasil). **Até 2030 planeta pode enfrentar déficit de água de até 40%, alerta relatório da ONU**. 2015. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/ate-2030-planeta-pode-enfrentar-deficit-de-agua-de-ate-40-alerta-relatorio-da-onu/>>. Acesso em: 21 maio 2019.

OLIVEIRA, Danielle Martins Cassiano de et al. Tratamento de água cinza através de um sistema alagado construído. **Revista Hipótese**, Itapetinga, v. 1, n. 2, p.48-64, 2015. Disponível em: <<https://nutecca.webnode.com/revista-hipotese2/>>. Acesso em: 21 maio 2019.



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

REED, Sherwood C.; CRITES, Ronald. W.; MIDDLEBROOKS, E. Joe. *Natural systems for waste management and treatment*. 2ª edição, McGraw-Hill, 1995. 433p.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para o tratamento de esgoto**. Tese de Doutorado, Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas - UNICAMP, Campinas/SP, 2003.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





COMPARAÇÃO ENTRE MODELOS HIDRODINÂMICOS PARA SIMULAÇÃO HIDRÁULICA DE WETLANDS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUPERFICIAL

Lineker Max Goulart Coelho*

Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais, Belo Horizonte - MG, Brasil
Departamento de Engenharia Civil
lineker@cefetmg.br

Resumo

O objetivo deste trabalho foi comparar diferentes abordagens de simulação hidráulica de *wetlands* de escoamento horizontal superficial e selecionar metodologias em termos de tempo de realização da simulação e fidelidade quanto à representação da realidade. Foram avaliados dois cenários, um considerando um procedimento de adaptação do modelo clássico de escoamento em meios porosos para representar a vegetação e outro que simula a vegetação como obstáculos verticais distribuídos ao longo do *wetland*. Considera-se que ambos os modelos testados podem ser utilizados no projeto e estudo de *wetlands*, recomendando-se o modelo de meio poroso (cenário 1) para estudos preliminares e o modelo mais detalhado (cenário 2) para projetos executivos e análises mais complexas.

Palavras-chave: *Wetland* de escoamento superficial. Simulação hidráulica. Vegetação.

1 Introdução

Vários são os tipos de *wetlands* construídos existentes, diferenciando-se principalmente quanto à direção principal do fluxo (vertical ou horizontal), tipo de alimentação (contínua ou em batelada) e tipo de fluxo (superficial ou subsuperficial). Nos *wetlands* de fluxo superficial, o escoamento principal ocorre acima da superfície do meio suporte, por entre os caules e as folhas da vegetação, enquanto que nos *wetlands* de fluxo subsuperficial a água escoar abaixo do nível do meio suporte. No Brasil, predominam experiências relacionadas ao uso de *wetlands* subsuperficiais (von Sperling & Sezerino, 2018). Todavia os *wetlands* superficiais apresentam vantagens como: a não ocorrência de colmatação e uma integração estética mais agradável com a manutenção de uma lâmina d'água permanente, de modo que podem ser uma alternativa adequada para o tratamento de esgotos. Dessa forma, a realização de estudos que visem desenvolver os conhecimentos e compreensão sobre este tipo de *wetland* pode contribuir para que no

Organização:



Apoio:



Patrocínio:



futuro esta modalidade de sistema torne-se mais uma alternativa a ser considerada durante a concepção de sistemas do tipo *wetlands* construídos. Dentre os principais aspectos importantes no estudo de sistemas de tratamento de esgotos, o entendimento do comportamento hidráulico e dos métodos de modelagem deste é essencial na elaboração de projetos de sistemas de tratamento de esgoto. Isso porque, as características hidráulicas e o regime de escoamento influenciam no comportamento físico-químico e biológico do sistema de tratamento.

Com isso, o uso de ferramentas computacionais como a Dinâmica dos Fluidos Computacional (CFD) visando à compreensão e otimização do comportamento hidráulico de sistemas de *wetlands* construídos tem sido largamente utilizados nos últimos anos (SONNENWALD *et al.*, 2017a; OKOYE *et al.*, 2018). De acordo com White (2017), a Dinâmica dos Fluidos Computacional (CFD) consiste no emprego de métodos numéricos na simulação computacional do escoamento de fluidos e em processos de transferência de massa e de calor. Entretanto, a CFD, assim como qualquer modelo numérico, trata-se de uma representação da realidade, a qual exige que algumas simplificações ou premissas sejam definidas durante a elaboração do modelo computacional. No caso da simulação de *wetlands* de escoamento superficial, estas são normalmente realizadas adotando-se três abordagens. Abordagem 1, consiste em uma simulação hidráulica convencional desconsiderando o impacto da vegetação no escoamento. Esta abordagem é considerada ultrapassada, não sendo mais recomendada tendo em vista que estudos indicaram um efeito significativo da vegetação no escoamento em *wetlands* superficiais (SONNENWALD *et al.*, 2017a; OKOYE *et al.*, 2018). Abordagem 2 compreende uma simulação hidráulica em meio poroso considerando o efeito da vegetação no escoamento, mas de maneira simplificada como se fosse um meio poroso homogêneo por onde a água escoava. Trata-se de uma abordagem interessante, pois considera o efeito da vegetação no escoamento e se baseia em uma adaptação do modelo hidráulico de escoamento em meios porosos, cujo procedimento já é bastante difundido, sendo inclusive implementado em vários softwares de simulação hidráulica. Abordagem 3, por sua vez, consiste em uma simulação hidráulica convencional com a representação da vegetação realizada por meio

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





de obstáculos distribuídos ao longo da área de escoamento, sendo considerado um modelo bastante detalhado.

A escolha dos procedimentos e métodos de análise que possuam um bom compromisso entre complexidade de execução e representação da realidade é essencial para garantir a viabilidade de elaboração do projeto, bem como a eficiência deste.

Sendo assim, o presente estudo visa comparar diferentes abordagens de simulação de *wetlands* construídos de escoamento horizontal superficial e selecionar qual procedimento representaria um melhor custo benefício em termos de tempo de realização da simulação e fidelidade quanto à representação da realidade.

2 Material e métodos

O estudo em questão foi realizado conforme as seguintes etapas: Descrição do estudo de caso e definição da geometria da *wetland*; criação do modelo virtual e da malha de volumes finitos; definição das condições de contorno e dos parâmetros de simulação para cada cenário; e realização da simulação hidráulica.

2.1 Descrição do estudo de caso e definição da geometria da *wetland*

Para avaliação dos diferentes modelos hidrodinâmicos de simulação de uma *wetland* de escoamento superficial foi utilizado um estudo de caso considerando uma *wetland* como solução individual para o tratamento de esgoto de uma edificação com 5 pessoas com uma geração de esgoto diária de 500 L/dia. Adotou-se uma geometria retangular para a *wetland* visando facilitar sua modelagem numérica.

O dimensionamento da *wetland* foi efetuado considerando uma eficiência de remoção de DQO de 80% e foi realizado com base nas Equações 1 a 2, conforme Dotro *et al.* (2017).

$$C_o = \frac{C_i}{\left(1 + \frac{kt}{N}\right)^N} \quad (1)$$

$$t = \frac{\varepsilon h A}{Q} \quad (2)$$



Sendo:

Co = concentração de entrada de DQO (mg/L)

Ci = concentração de saída de DQO (mg/L)

k = coeficiente de reação de primeira ordem (1/d)

t = tempo de detenção hidráulica teórico (d)

A = área da base da *wetland* (m²)

h = profundidade da *wetland* (m)

ϵ = porosidade do meio considerando o espaço ocupado pela vegetação

N = numero de tanques equivalente em série,

Para uma *wetland* de fluxo superficial adotou-se N = 3,6 tanques, conforme Kadlec & Wallace (2009). Adotou-se como altura útil para o escoamento um valor de 60 cm, valor limite conforme Dotro *et al.* (2017). Considerou-se uma relação comprimento/largura (L/B) para a *wetland* igual a 2 de modo a se reduzir os riscos de fluxos de curto circuito.

2.2 Criação do modelo virtual e da malha de volumes finitos

A geometria 3D da *wetland* utilizada neste estudo foi criada utilizando o programa Autodesk Autocad. Após a criação do modelo tridimensional procedeu-se a divisão deste em volumes finitos e formação das malhas de elementos, etapa necessária à realização da simulação hidráulica. Para isso utilizou-se o mesmo software empregado na simulação hidráulica o SimScale o qual apresenta ferramentas específicas para a geração de malhas de elementos finitos visando uma posterior simulação hidráulica. As malhas foram criadas utilizando elementos cúbicos, visando à formação de uma malha regular tendo em vista que a *wetland* utilizada neste estudo apresenta geometria simples e seção constante ao longo de seu comprimento, não necessitando o uso de malhas mais complexas.

2.3 Definição das condições de contorno e dos parâmetros de simulação

A definição das condições de contorno consistiu na determinação dos pontos de entrada e saída do fluido e nas condições iniciais da simulação. Com relação ao fluxo de



entrada a vazão adotada foi de 500 L/dia com ponto de entrada localizado na parte superior da *wetland* considerando uma vazão distribuída uniformemente ao longo de toda a largura da face de entrada. Com relação ao fluxo de saída, considerou-se que o efluente da *wetland* sai a uma profundidade de 60 cm ao longo de toda a largura da face de saída da *wetland*. Foram considerados dois cenários de simulação. O cenário 1 utiliza a abordagem 2 apresentada na seção 1, a qual representa o efeito da vegetação por meio de uma simulação de escoamento em meio poroso. O cenário 2 adota a abordagem 3 apresentada na seção 1, a qual representa a vegetação como obstáculos ao escoamento.

No caso do cenário 1 é necessário determinar um coeficiente de arraste equivalente para simular o impacto da vegetação sobre o escoamento. Neste cenário a vegetação foi representada como um meio poroso homogêneo utilizando o modelo clássico de escoamento em meios porosos de Darcy-Forchheimer, o qual adiciona uma fonte de momento (S) às equações gerais de escoamento de Navier-Stokes, conforme apresentado na equação 3.

$$\vec{S} = (\mu\alpha + f\rho|\vec{U}|/2)\vec{U} \quad (3)$$

Sendo:

S = vetor fonte de momento relativa a escoamento em meio poroso

U = vetor de velocidade de escoamento

f = coeficiente de arraste inercial, ou coeficiente de Forchheimer (m^{-1})

α = coeficiente de arraste viscoso, ou coeficiente de Darcy (m^{-2})

μ = viscosidade dinâmica ($N.s/m^2$)

ρ = massa específica (kg/m^3)

Para aplicação desta abordagem adotada no cenário 1 foi utilizada a metodologia apresentada em Sonnenwald *et al.* (2017a), a qual assume que o coeficiente de arraste viscoso (α) é nulo e que o coeficiente de arraste inercial (f) é calculado conforme as características da vegetação, tais como: densidade de plantas, diâmetro médio dos caules e fração de volume ocupada pela vegetação. Sendo assim, de acordo com a metodologia



de Sonnenwald *et al.* (2017a), o valor de f para *wetlands* de escoamento superficial é calculado conforme as equações 4 a 8.

$$f = \frac{1}{\varepsilon} C_D b \quad (4)$$

$$C_D = 2 \left(\frac{\alpha_0}{Re_d} + \alpha_1 \right) \quad (5)$$

$$Re_d = 2 \left(\frac{Ud}{\nu} \right) \quad (6)$$

$$\alpha_0 = 7276,43d + 23,55 \quad (7)$$

$$\alpha_1 = 32,7d + 3,01(1 - \varepsilon) + 0,42 \quad (8)$$

Sendo:

C_D = coeficiente de arraste mássico

b = área de face frontal (m²/m³)

α_0 e α_1 = coeficientes adimensionais de ajuste

d = diâmetro médio do caule da vegetação (m)

U = velocidade média de escoamento horizontal (m/s)

ν = viscosidade cinemática (m²/s)

Os dados de vegetação da *wetland* utilizados são baseados no estudo de Sonnenwald *et al.* (2017b), os quais são apresentados na Tabela 1 que apresenta dados de caracterização de vegetação considerando uma *wetland* de escoamento superficial plantada com *Typha latifolia*.

Tabela 1 – Características da vegetação de uma *wetland* horizontal de escoamento superficial utilizadas na modelagem hidráulica

Parâmetro	Valor
Densidade de plantas (caules/m ²)	171
Diâmetro do caule (m)	0,019
Porosidade (%)	0,95
Área de face frontal (m ² /m ³)	3,2

Fonte: Adaptado de Sonnenwald *et al.* (2017b)



No caso do cenário 2, que simula a vegetação com base em obstáculos geométricos, é necessário representar a vegetação ao longo de toda a extensão da *wetland*. A vegetação foi representada por meio de elementos verticais conforme recomendado por Okoye *et al.* (2018). A densidade da vegetação dada em (plantas/m²), bem como o diâmetro médio desta foi adotada conforme apresentado na Tabela 1, A distribuição da posição da vegetação ao longo da *wetland* foi realizada utilizando algoritmo de dados aleatórios, mas de modo a garantir que a densidade de vegetação adotada fosse mantida ao longo da *wetland*.

2.4 Realização das simulações hidráulicas

Conforme já comentado, as simulações hidráulicas foram realizadas no software SimScale, o qual permite a resolução das equações de Navier Stokes, que regem o escoamento dos fluidos, através do método dos volumes finitos. A Tabela 2 apresenta um resumo dos parâmetros e métodos de cálculo considerados na simulação.

Tabela 2 – Modelos e métodos utilizados na simulação hidráulica

Parâmetro	Valor ou método
Regime hidráulico	Não permanente
Modelo de turbulência	Sparlat Allmaras
Algoritmo de resolução	PIMPLE

Fonte: Elaborado pelo autor

3 Resultados e discussão

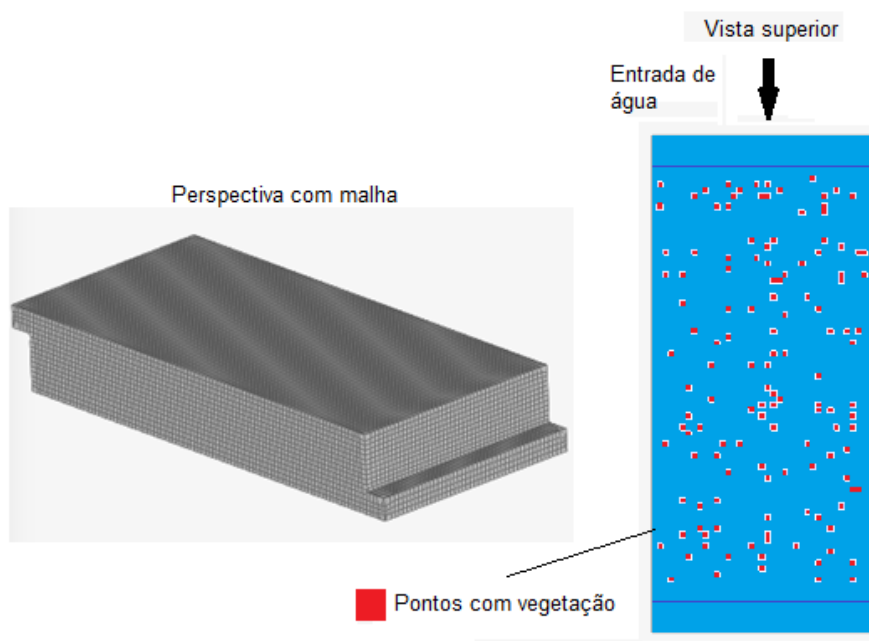
3.1 Resultados de dimensionamento e de geração da geometria virtual

Os cálculos de dimensionamento realizados a partir das equações 1 e 2 resultaram em uma área de 8 m² para a *wetland*, adotando-se então uma largura de 2 m e comprimento de 4 m de modo a se obter uma relação L/B igual a 2. O coeficiente de arraste inercial (f), por sua vez, foi calculado conforme equações 4 a 8, o que resultou em um valor de $f = 10.600 \text{ m}^{-1}$.

A partir dos dados de dimensionamento procedeu-se a construção da geometria virtual e malha de volumes finitos. A Figura 1 apresenta visualizações do modelo virtual tridimensional da *wetland* de escoamento superficial utilizada nas simulações do presente

estudo, bem como a malha que divide a geometria da *wetland* em vários volumes finitos. A Figura 1, apresenta ainda a distribuição espacial da vegetação no cenário 2.

Figura 1 – Perspectiva da *wetland* com malha e distribuição espacial da vegetação para o cenário 2



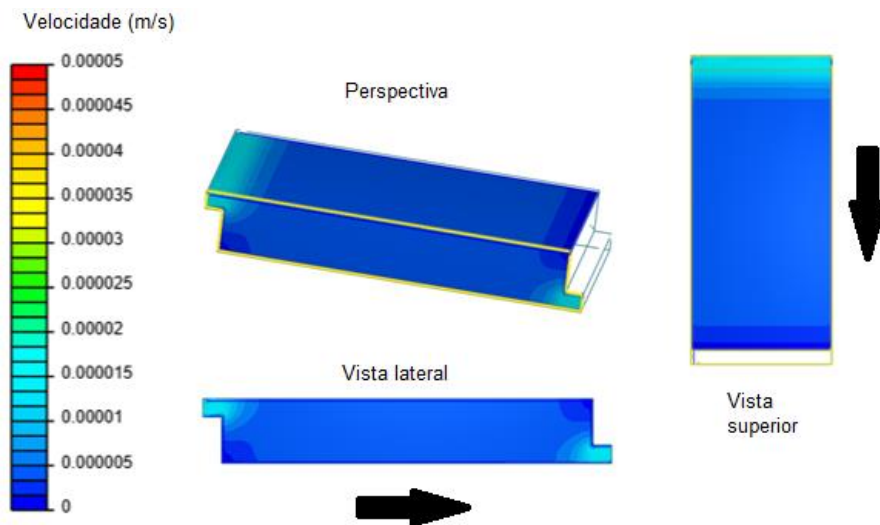
Fonte: Elaborado pelo autor

3.2 Resultados das simulações hidráulicas

As Figuras 2 e 3 apresentam os resultados do perfil de velocidades para os cenários 1 e 2, respectivamente.

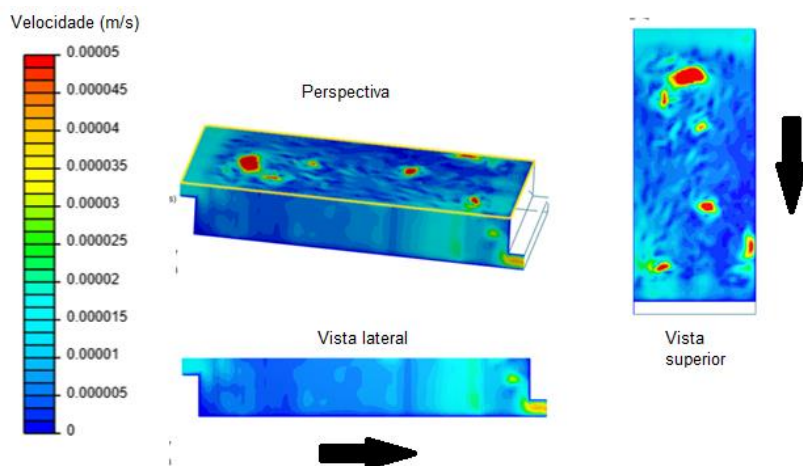


Figura 2 – Perfil de velocidades obtido com a simulação para o cenário 1



Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 3 – Perfil de velocidades obtido com a simulação para o cenário 2



Fonte: Elaborado pelo autor

Comparando-se as duas simulações é possível verificar que a ordem de grandeza das velocidades obtidas na entrada e saída do *wetland* são semelhantes em ambos os cenários. Todavia, ao longo do *wetland* nota-se que o cenário 1 apresenta um perfil de velocidades bem mais homogêneo do que o cenário 2, o que era esperado, pois o primeiro considera a *wetland* como um meio poroso homogêneo, enquanto que o cenário 2



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

apresenta vegetação distribuída de maneira heterogênea. Além disso, nota-se que no cenário 1 há várias áreas em que as velocidades são inferiores as do cenário 2, provavelmente pelo fato de no cenário 2, a heterogeneidade do ambiente em termos de distribuição da vegetação, criar áreas de fluxo preferencial com velocidades mais elevadas. Dessa forma, o cenário 1 permite uma visão um pouco mais global da ordem de grandeza das velocidades enquanto que o cenário 2 retrata de maneira mais fidedigna a possibilidade de formação de curto circuitos ao longo da *wetland*, pois ele realiza uma modelagem da vegetação mais próxima do que ocorre de fato nos sistemas reais, ao considerar uma distribuição não uniforme das plantas.

Por outro lado, as simulações hidráulicas de cada cenário resultaram em tempos de processamento bem diferentes. A simulação para o cenário 1 foi realizada em 10 minutos, enquanto que a simulação do cenário 2 durou cerca de 40 min. Sendo assim nota-se que o cenário 2 demandou quatro vezes mais tempo do que o cenário 1, o que no caso de uma *wetland* de pequeno porte para uso individualizado não chega a ser um problema tendo em vista que ambas simulações tiveram durações inferiores a 1 hora. Todavia, a aplicação destes modelos em *wetlands* de grande porte para sistemas coletivos aumentaria consideravelmente a escala do problema passando provavelmente para uma ordem de grandeza de minutos para dias de simulação.

4 Conclusões

A presente pesquisa comparou duas abordagens para modelagem do comportamento hidráulico de *wetlands* de escoamento superficial. Em termos de velocidades médias, os modelos resultaram em padrões semelhantes, mas quanto ao detalhamento dos fluxos o modelo utilizado no cenário 2 consegue retratar melhor detalhes do fluxo na *wetland*. Quanto ao tempo de simulação, o cenário 1 apresentou um tempo 4 vezes menor do que o cenário 2. Então, considera-se que ambos os modelos testados podem ser utilizados no projeto e estudo de *wetlands*, recomendando-se o modelo de meio poroso (cenário 1) para estudos preliminares e o modelo mais detalhado (cenário 2) para projetos executivos e análises mais complexas.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

Referências

DOTRO, G., LANGERGRABER, G., MOLLE, P., NIVALA, J., PUIGAGUT, J., STEIN, O., & VON SPERLING, M. **Treatment wetlands** (Vol. 7). London, UK: IWA publishing, 2017, 172p.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S.D. **Treatment Wetlands**, Second Edition. Boca Raton, Florida: CRC Press, 2009.

OKOYE, N. M., MADUBUIKE, C. N., NWUBA, I. U., ORAKWE, L. C., & UGWISHIWU, O. B.. Computational Fluid Dynamics Modeling of Residence Time Distribution in a Field-Scale Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland with Palm Kernel Shell as Substrate. **World Scientific News**, v. 109, p. 60-70, 2018.

SONNENWALD, F. C.; GUYMER, IAN; STOVIN, VIRGINIA. Computational fluid dynamics modelling of residence times in vegetated stormwater ponds. In: **Proceedings of the Institution of Civil Engineers. Water Management**. Thomas Telford, 2017a.

SONNENWALD, F.; HART, J. R.; WEST, P.; STOVIN, V. R.; GUYMER, I. Transverse and longitudinal mixing in real emergent vegetation at low velocities. **Water Resources Research**, v. 53, n. 1, p. 961-978, 2017b.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H. **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil**. Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial, dezembro/2018. 65 p.

WHITE, F. M. **Fluid Mechanics**. Fourth Edition. McGrawHill, 2017, 833p.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





ANÁLISE DO CICLO DE VIDA DA OPERAÇÃO DE SISTEMA INTEGRADO DE REATORES ANAERÓBIOS E WETLANDS CONSTRUÍDOS HÍBRIDOS + O₃ NO TRATAMENTO DE EFLUENTES URBANOS

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

Gislayne Alves Oliveira

Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre – RS, Brasil
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental
gislaynealvesoliveira@gmail.com

Naira Dell'Osbel

Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental
nairahdellosbel@yahoo.com.br

Rhauani Segatto Knoll

Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
Graduação em Engenharia Ambiental
rhuanisegatto@hotmail.com

Pedro Henrique Ziemann Lemos

Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
Graduação em Química Bacharelado
pedroziemmann@gmail.com

Ênio Leandro Machado

Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
Departamento de Química e Física
enio@unisc.br

Resumo

A avaliação de sustentabilidade do processo Reatores Anaeróbios + *Wetlands* Construídos em triplo estágio de Fluxos Diversos + Ozonização, em batelada, foi investigada neste estudo. Foi aplicado o *software SimaPro* 8.04 na unidade de tratamento, tendo 7 dias de tempo de detenção para efluente de câmpus universitário. Os resultados de eficiência do processo demonstraram redução de 81,6% para DQO; 85,4% para DBO₅;

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





86,9% para COT; 91,0% para NT e 19,6% para P solúvel. Quanto a ACV, os impactos relacionados ao Aquecimento Global, Energias Não renováveis, Respiratório Inorgânico, não Carcinogênicos e Eutrofização se apresentaram como os maiores impactos. A ozonização respondeu por 95% de impactos totais via Análise de Rede, tendo a energia também relação direta com este ponto.

Palavras-chave: *Wetlands* construídos de fluxos mistos. Análise de ciclo de vida. Sustentabilidade. Reuso.

1 Introdução

Frente a crise hídrica observada, tecnologias visando o reuso local de águas residuárias têm se tornado bastante atrativas, principalmente visando fins não potáveis para água, minimizando também a perda de recursos, redução do uso de energia e água potável, reduzindo a geração de resíduos e permitindo a reciclagem de nutrientes (COROMINAS et al., 2013). A combinação de processos de tratamento e desinfecção de águas residuárias permitem o reuso local do efluente para diversas finalidades menos nobres, como irrigação agrícola e de jardins, limpeza de pisos e veículos, lavagem de roupas, usos ornamentais e até mesmo aplicação à construção civil (FAGUNDES e SCHERER, 2009).

Os *Wetlands* Construídos (WC) têm sido reconhecidos como tecnologia promissora para tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas devido à sua fácil gestão e manutenção (WU et al., 2015), se destacando como uma possível alternativa para mitigar o déficit no tratamento de efluentes no cenário nacional, principalmente quando empregados após tratamento primário. Diferentes configurações de sistemas de WC podem ser adotadas, envolvendo desde sistemas mais simples até sistemas melhorados, como WC aerados artificialmente (WU et al., 2014).

Von Sperling e Sezerino (2018) destacam que os WCs para tratamento de esgotos domésticos em sistemas coletivos de pequeno porte são projetados para receber afluente que tenha sido tratado em tanque séptico ou em processos com eficiência limitada na remoção de nutrientes. Em áreas rurais, os sistemas integrados de processos anaeróbios e WC são uma nova tendência de desenvolvimento sustentável, que possibilita recuperação de materiais, energia e nutrientes, sendo essencial para tecnologias de saneamento que

Organização:



Apoio:



Patrocínio:



combinam baixos custos, alta eficiência e menor pressão ambiental (LUTTERBECK et al., 2017).

A análise dos potenciais impactos ambientais relacionados aos sistemas de tratamento de efluente pode auxiliar os tomadores de decisões na escolha da melhor alternativa de tratamento ou na realização de modificações nos sistemas já existentes que permitam reduzir o impacto ambiental decorrente de suas atividades (GALLEGO et al., 2008).

A ferramenta de avaliação do ciclo de vida (ACV), concebida inicialmente para quantificar o consumo de recursos e os impactos ambientais associados a análise de produtos, pode ser bastante eficiente para avaliar o potencial impacto ambiental da infraestrutura sanitária (COROMINAS et al., 2013), colaborando para melhor avaliação do desempenho global e das contribuições relativas para diferentes fases do ciclo de vida, permitindo assim a indicação da sustentabilidade dos sistemas (BENETTO et al., 2009).

O objetivo desse trabalho foi utilizar a ferramenta de análise do ciclo de vida para avaliar um sistema integrado de tratamento de efluentes sanitários visando o diagnóstico ambiental do processo, considerando também o desempenho da unidade composta por reatores anaeróbios, *Wetlands* Construídos e ozonização.

2 Metodologia

2.1 Ensaio de Tratamento

O sistema combinado foi construído e operado na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) do câmpus central da Universidade de Santa Cruz do Sul, durante 12 meses. A ETE tem capacidade para tratar $360 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, ou para atender 18.000 pessoas. O efluente gerado no câmpus provém principalmente de águas negras e cinzas de banheiros e mictórios, com vazão média de $8 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$, porém alcançando valores entre 70 e $120 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ nos horários de pico (DUPONT, 2010). O efluente era encaminhado para os reatores anaeróbios através de uma bomba de 1 CV, que permanecia ligada durante 5 minutos por carregamento, ou seja, uma vez por semana.

O sistema combinado era composto de 4 reatores anaeróbios (1 taque sedimentador e 3 biodigestores), por *Wetlands* Construídos Híbridos e um ozonizador em

Organização:



Apoio:



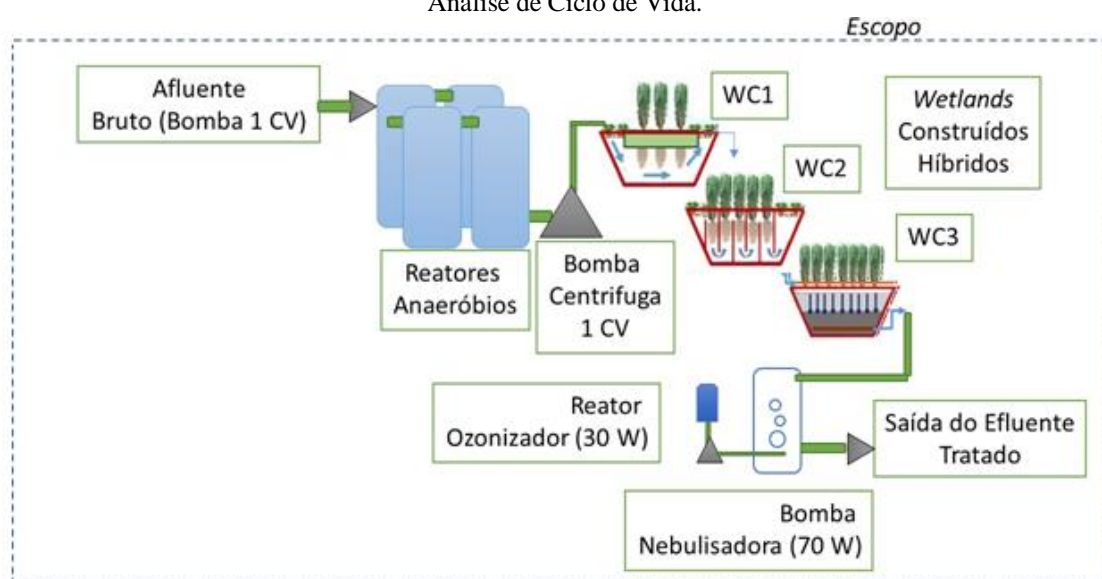
Patrocínio:





escala de bancada (Figura 1). Os reatores anaeróbios foram construídos com bombonas de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) de 200 L e tempo de detenção hidráulico (TDH) de 7 dias e cada bombona pesando 10,8 kg. Os reatores foram conectados através de tubos de Policloreto de Vinila (PVC) com diâmetro de 20 mm e com cerca de 2 metros de tubos (1,4 kg). Os reatores anaeróbios eram alimentados semanalmente com o efluente do tanque equalizador da ETE, após o sistema de gradeamento e desarenador.

Figura 1 - Sistema de tratamento de efluentes RAs + WCs de Fluxos Mistos estudado para aplicação da Análise de Ciclo de Vida.



Fonte: Autoria própria (2019).

A segunda etapa do tratamento consistia em *Wetlands* Construídos Híbridos, formado por duas caixas de PEAD (WC1 e WC3) e uma de fibra de vidro (WC2). O TDH de cada uma das caixas foi de 7 dias, totalizando 21 dias. Assim como nos reatores anaeróbios, a alimentação e a caracterização analítica das amostras foram realizadas semanalmente.

No primeiro estágio, um sistema do tipo *Floating Treatment Wetlands*, foi empregado com um sistema flutuante de polietileno expandido (tipo espaguete), com um total de 180 cm de comprimento e 6,5 cm de diâmetro, e com 0,120 kg. No sistema flutuante foram fixadas em tubos de PVC 9 mudas de *Hymenachne grumosa*, e nos espaços vazios foram adicionadas mudas de alface d'água (*Pistia stratiotes*) e lentilha

d'água (*Spirodela* sp.). A tubulação de distribuição e drenagem era composta por tubos de PVC perfurados, totalizando cerca de 2 m (ou 0,140 kg).

O segundo estágio dos *Wetlands* Híbridos consistia também em um *Floating Treatment Wetland* porém este com fluxo alternado, ou seja, com fluxo ascendente e descendente através de chicanas posicionadas na vertical. Assim como no primeiro estágio, nesse sistema foi empregado um sistema flutuante também com macrófitas *H. grumosa*, porém em compartimentados intercalados com macrófitas *Salvinia* sp., buscando-se a alternância entre ambientes óxicos e anóxicos ao longo dos compartimentos.

O terceiro estágio dos WCs foi o único a ser preenchido com substrato para o suporte de crescimento de plantas bem como filtração do efluente. No fundo da caixa de PEAD (15 cm), foram adicionados seixos para promover a drenagem do sistema, e a parte superior foi preenchida com brita n. 2 (25 cm). Ambos tubos PVC de distribuição e de drenagem foram perfurados e possuíam diâmetro de 20 mm.

A última etapa do tratamento foi composta por uma unidade de ozonização com gerador de ozônio RADSAT com capacidade de geração de até 2 g h⁻¹ de O₃. Foi aplicada uma taxa de 160 mgO₃ L⁻¹ durante uma hora, visando-se principalmente o descolorimento do efluente para reuso doméstico.

2. 2 Análise de Ciclo de Vida

A Análise do Ciclo de Vida (ACV) foi feita para um Fluxo de Referência de 20 anos, especialmente considerando o trabalho desenvolvido por Lopes (2014), da Universidade Federal da Bahia. Também foram aplicadas as normas ABNT NBR ISO 14044 (2009) e ABNT NBR ISO 14040 (2009) da Associação Brasileira de Normas Técnicas. O banco de dados utilizado foi o Ecoinvent 3, com o método Impact 2002+ do Instituto Federal de Tecnologia Suíço (EPFL) e o *software* Simapro 8.04.

Foram considerados os dados de Caracterização, Normalização e Pontuação Única. A avaliação de cada etapa de tratamento do sistema Ras + WCs de Fluxos mistos considerou os diferentes cenários deste estudo.



3 Resultados e Discussões

3.1 Caracterização dos dados de Inventário de Ciclo de Vida (ICV)

Cada uma das etapas de tratamento do sistema integrado é apresentada a seguir com consideração de unidade funcional o volume de efluente tratado em 20 anos, tendo como Fluxo de Referência os kgs de parâmetros de carga poluentes determinados nos meses de operação do sistema. Na Tabela 1 são apresentados os dados de desempenho do sistema combinado.

Tabela 1 – Inventário de Ciclo de Vida para efluente após cada etapa de tratamento.

EFLUENTE BRUTO			
Parâmetro	Concentração de Entrada (mg L ⁻¹)	Concentração de saída (mg L ⁻¹)	Fluxo de Referência kg (20 anos ⁻¹)
DBO	-	192,22 ± 66,12	20,0
DQO	-	481,33 ± 266,58	50,1
COT	-	140,33 ± 49,96	14,6
CT	-	224,46 ± 23,68	23,3
N-NH ₃	-	81,64 ± 9,85	8,5
NT	-	92,51 ± 25,31	9,6
P Solúvel	-	3,98 ± 0,57	0,4
RA			
DBO	192,22 ± 66,12	112,09 ± 59,64	11,66
DQO	481,33 ± 266,58	96,85 ± 14,22	10,07
COT	140,33 ± 49,96	30 ± 16	3,12
CT	224,46 ± 23,68	173 ± 21	17,99
N-NH ₃	81,64 ± 9,85	94,4 ± 12	9,82
NT	92,5 ± 25,3	122 ± 27	12,69
P Solúvel	3,9 ± 0,57	4,96 ± 1,14	0,52
CW1			
DBO	112,09 ± 59,64	64,87 ± 36,08	6,75
DQO	96,85 ± 14,22	62,34 ± 14,09	6,48
COT	30 ± 16	4,26 ± 4,08	0,44
CT	173 ± 21	110,9 ± 26,4	11,53
N-NH ₃	94,4 ± 12	65,2 ± 22,2	6,78
NT	122 ± 27	83,9 ± 37,1	8,73
P Solúvel	4,96 ± 1,14	4,48 ± 4,1	0,47



CW2			
DBO	64,88 ± 36,08	140,4 ± 19,88	14,60
DQO	62,34 ± 10,09	68,74 ± 43,13	7,15
COT	4,26 ± 4,08	11,3 ± 8,7	1,18
CT	110,95 ± 26,4	91,0 ± 11,9	9,464
N-NH3	65,2 ± 22,2	37,02 ± 16,3	3,85
NT	83,9 ± 37,1	51,12 ± 24,18	5,32
P Solúvel	4,48 ± 4,1	4,06 ± 0,81	0,42
CW3			
DBO	140,4 ± 19,88	77 ± 62,8	8,01
DQO	68,74 ± 43,13	30,6 ± 19,9	3,18
COT	11,3 ± 8,7	17 ± 17,6	1,77
CT	91,0 ± 11,9	118,6 ± 62,9	12,33
N-NH3	37,02 ± 16,3	3,25 ± 3,82	0,34
NT	51,12 ± 24,18	6,5 ± 8,7	0,68
P Solúvel	4,06 ± 0,81	1,3 ± 1,3	0,14
O ₃			
DBO	77 ± 62,8	30 ± 24	3,12
DQO	30,6 ± 19,9	86 ± 84	8,94
COT	17 ± 17,6	29,1 ± 3,2	3,03
CT	118,6 ± 62,9	93,9 ± 2,57	9,77
N-NH3	3,25 ± 3,82	4,49 ± 1,22	0,47
NT	6,5 ± 8,7	5,89 ± 1,30	0,61
P Solúvel	1,3 ± 1,3	3,20 ± 0,65	0,33

Fonte: Autoria própria (2018).

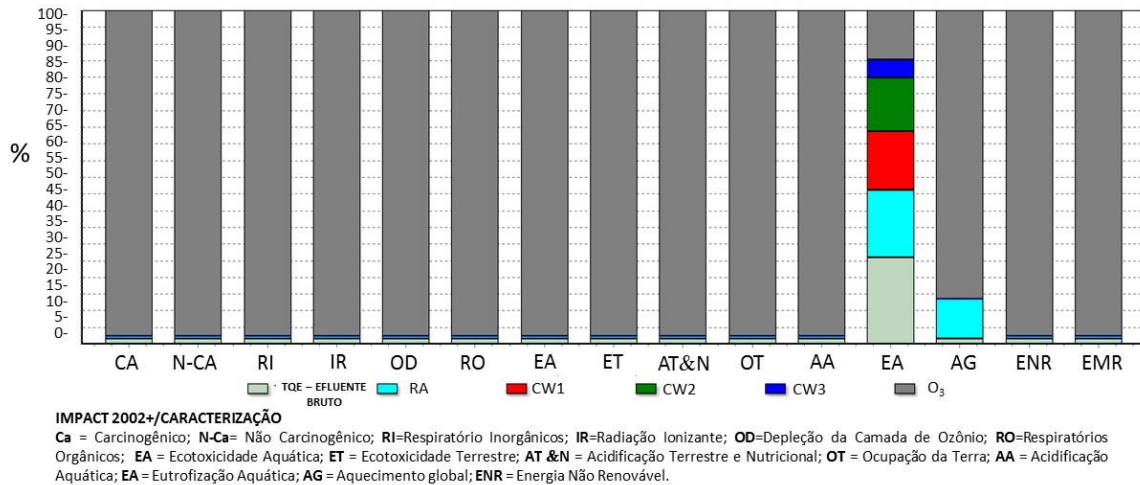
A Biomassa úmida e seca estimada para o sistema RAs + WCs apresentado na Figura 1 tem previsão de 272,68 kg para o primeiro caso e 57,26 kg no segundo. Considerando o sistema de ozonização, o principal efeito de ganho foi com a redução de cor absorciométrica em 420 nm, sendo esta desconsiderada para parâmetro de ICV. Os ganhos ambientais quanto aos dados de impactos diretos são observados nas Tabelas de 1 até 5. Mais especificamente com redução de carga supressora de oxigênio, bem como, eutrofizante, especialmente para os sistemas WCs. Neste sentido, considera-se importante ACV como referência de avaliação do efetivo ganho ambiental de processo em cada etapa do sistema RAs + WCs.



3.2 Análise de Ciclo de Vida do Sistema RAs + WCs + O₃

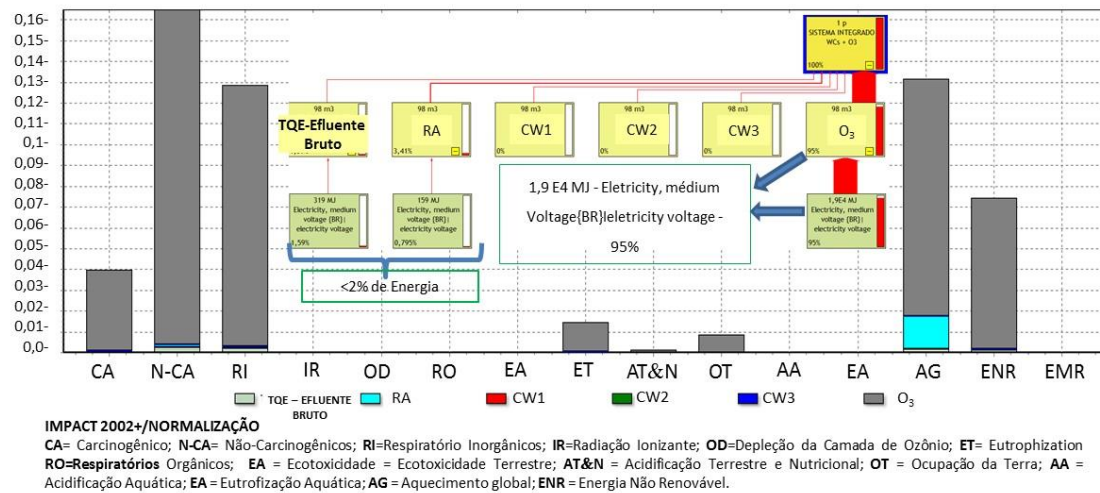
Os primeiros estudos de ACV apresentados são relacionados com a Caracterização e Normalização (Figuras 2 e 3) do sistema combinado.

Figura 2 – Caracterização para o Sistema RAs + WCs + O₃



Fonte: Autoria própria (2019).

Figura 3 – Normalização/Análise de Rede para o Sistema RAs + WCs + O₃



Fonte: Autoria própria (2019).

Os dados de Caracterização demonstraram para a energia de média voltagem como sendo o item mais expressivo de impacto, tendo a eutrofização aquática (EA) o impacto mais expressivo associado aos chamados parâmetros de carga poluente dos



4º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos

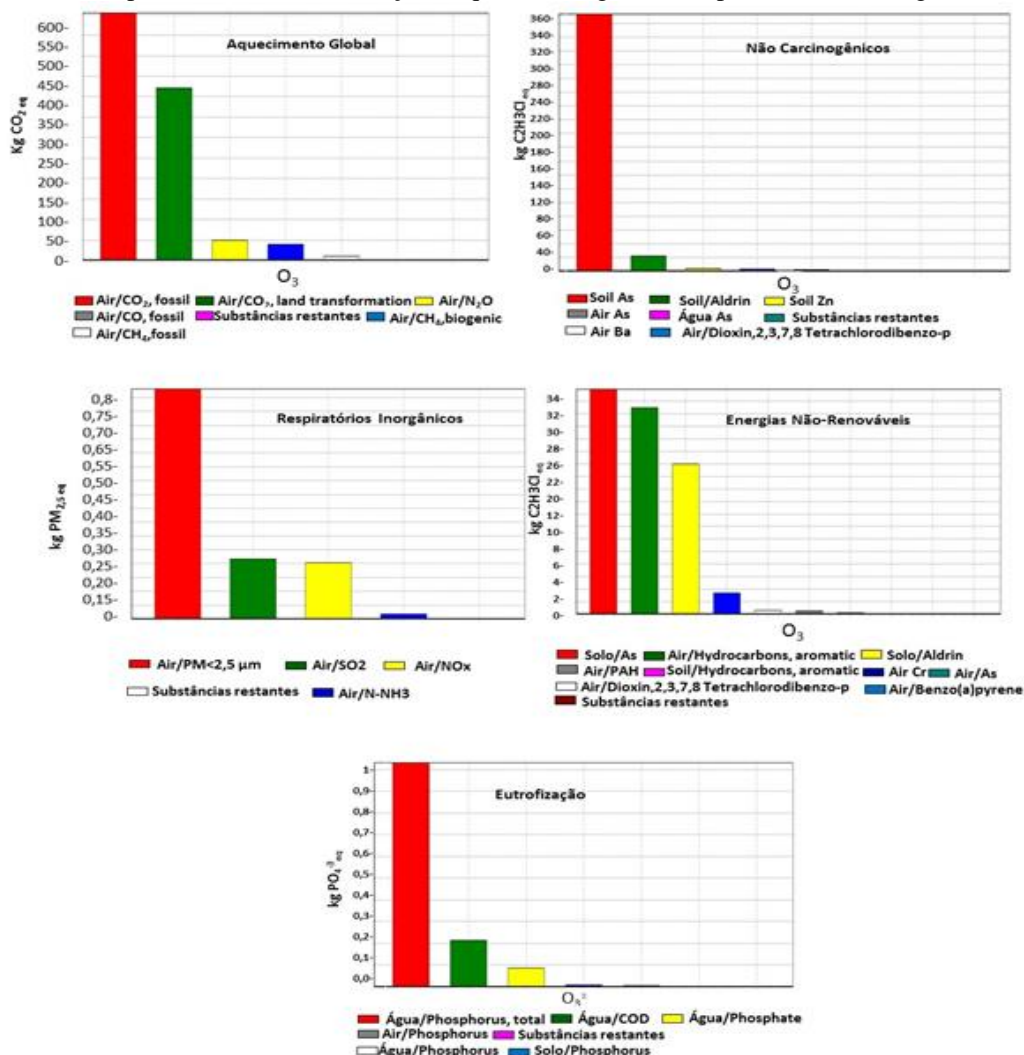


31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

efluentes. Também pode ser observado como são expressivos os 95% destes impactos estarem associados com a ozonização. Na Figura 4 é demonstrado o inventário de dados ofertados com o *Ecoinvent 3.1*.

Os dados parecem mais consistentes apenas para o aquecimento global e Eutrofização, merecendo então, maiores investigações da Análise de Rede, que possibilitem associar todos os fluxos de massa e energia com maior confiabilidade.

Figura 4 – Inventário do Ecoinvent 3.1 para o Sistema RAs + WCs + O₃ no tratamento de efluente bruto de campus universitário em relação a aquecimento global e impactos não carcinogênicos.



Fonte: Autoria própria (2019).

Organização:



Apoio:



Patrocínio:



Os resultados encontrados estão de acordo com as conclusões obtidas por Fuchs et al. (2011) os quais identificaram que os WC têm menos impacto ambiental, em termos de consumo de recursos e emissões de gases de efeito estufa em relação a métodos convencionais de tratamento. As unidades anaeróbias de tratamento de efluentes quando utilizadas como etapa anterior aos WC são responsáveis pela maior parte dos impactos ambientais relacionados com as Alterações Climáticas quando comparadas aos *Wetlands* Construídos (LUTTERBECK et al., 2017).

Dell'Osbel (2016), ao avaliar um sistema de tratamento que utilizava microalgas (recirculação contínua com bomba submersa) e WCs, também verificou que a etapa de operação com o maior impacto ambiental foi a unidade com consumo de energia elétrica (tanque com microalgas). Dentro deste contexto, WCs são considerados alternativas de tratamento de efluentes mais sustentáveis quando comparados com estações de tratamento convencionais, como lodos ativados, que utilizam grandes quantidades de energia elétrica (GARFÍ et al., 2017).

4 Considerações Finais

O sistema RAs + WCs + O₃ mostrou eficiência para controlar impactos de depleção de oxigênio e de eutrofização nas águas residuárias, bem como para descolorimento associado com cor absorciométrica em 420 nm. No entanto, repensar a ozonização com energia solar, com maior tempo de ozonização, é interessante para reduzir impactos chamados de Hierarquização. Ozonizadores com energia solar, especialmente em sistemas descentralizados vem sendo pesquisados para tornar o processo com características de tecnologias limpas.

Referências

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 14040**: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Princípios e estrutura. Rio de Janeiro, 2001.
_____. **NBR 14044**: Gestão ambiental - Avaliação do ciclo de vida - Requisitos e orientações. . Rio de Janeiro, 2009.



4º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

BENETTO, E.; NGUYEN, D.; LOHMANN, T.; SCHMITT, B.; SCHOSSELER, P. Life cycle assessment of ecological sanitation system for small-scale wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, v. 407, p.1506-1516, 2009.

COROMINAS, G.; FOLEY, J.; GUEST, J. S.; HOSPIDO, A.; LARSEN, H.F.; MORERA, S.; SHAW, A. Life cycle assessment applied to wastewater treatment: State of the art. **Water Research**, v.4, n. 7, p. 5480-5490, 2013.

DELL'OSBEL, N. **Análise do Ciclo de Vida de Sistemas de Tratamento de Efluentes Domésticos utilizando Microalgas e Wetlands Construídos**. Trabalho de Conclusão de Curso para obtenção do Título de Bacharel em Engenharia Ambiental, Santa Cruz do Sul, 2016.

FAGUNDES, R. M.; SCHERER, M. J. Sistemas Alternativos para o Tratamento Local de Efluentes Sanitários. **Disc. Scientia. Série: Ciências Naturais e Tecnológicas**, S. Maria, v.10, n.1, p. 53-65, 2009.

GALLEGO, A.; HOSPIDO, A.; MOREIRA, M. T.; FEIJOO, G. Environmental performance of wastewater treatment plants for small populations. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 52, p. 931- 940, 2008.

GARFÍ, M.; FLORES, L.; FERRER, I. Life Cycle Assessment of wastewater treatment systems for small communities: Activated sludge, constructed wetlands and high rate algal ponds. **Journal of Cleaner Production**, v. 161, p. 211-219, 2017.

FUCHS V. J.; MIHELICIC, J. R.; GIERKE J. S.; Life cycle assessment of vertical and horizontal flow constructed wetlands for wastewater treatment considering nitrogen and carbon greenhouse gas emissions. **Water Research**, v. 45 p. 2073 - 2081, 2011.

LOPES, Thaís A. S. **Avaliação do ciclo de vida de uma ETE composta por Reator UASB seguido de Wetlands Construídos**. Dissertação (Mestrado). Escola politécnica, 2014.

LUTTERBECK, C. A., KIST, L. T., LOPEZ, D. R., ZERWES, F. V., & MACHADO, Ê. L. Life cycle assessment of integrated wastewater treatment systems with constructed wetlands in rural areas. **Journal of Cleaner Production**, v.148, p. 527–536, 2017.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H. **Dimensionamento de Wetlands construídos no Brasil**. *Boletim Wetlands Brasil*, Edição Especial, dezembro/2018. 65 p. ISSN 2359-0548. Disponível em: <<http://gesad.ufsc.br/boletins/>>. 2018.

WU, H.; FANC, J.; ZHANG, J.; NGO, H.H.; GUO,W.; HU, Z.; LIANG, S. Decentralized domestic wastewater treatment using intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: Impact of influent strengths. **Bioresource Technology**, v.176, p. 163–168, 2015.

WU, S.; KUSCHK, P.; BRIX, H.; VYMAZAL, J.; DONG, R. 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.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





PRODUÇÃO DE BIOMASSA VERDE EM WETLANDS CONSTRUÍDOS TRATANDO MANIPUEIRA

Jocilene Ferreira da Costa

Universidade Estadual de Minas Gerais, João Monlevade – MG, Brasil
Faculdade de Engenharia – FAENG
jocilenefc@bol.br

Caique Morelo Passoni

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil
Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia – FAENG
caiquepassoni@gmail.com

Gabriela Varela Scudler de Araújo

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil
Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia – FAENG
gabriela.varela2014@gmail.com

Karen Midori Takahashi*

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil
Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia – FAENG
karen.takahashi@aluno.ufms.br

Carlos Nobuyoshi Ide

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil
Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia – FAENG
carlos.ide@ufms.br

Paula Loureiro Paulo

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil
Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia – FAENG
paula.paulo@ufms.br

Resumo

O objetivo da pesquisa foi avaliar o desempenho de *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial (CW-FHSS) alimentado com manipueira visando a produção de biomassa verde, tendo em vista que esta é rica em nutrientes e matéria orgânica. Três unidades em escala de bancada foram plantadas com a gramínea Tangola [híbrido *Brachiaria arrecta* (Tanner) x *Brachiaria mutica* (Angola)] e foram alimentados com manipueira: i) diluída e sem tratamento ($DOQ_{\text{média}} 16g.L^{-1}$ – Fase I); ii) pós tratada em reator anaeróbico ($DOQ_{\text{média}} 2,7g.L^{-1}$ – Fase II); iii) diluída, sem tratamento e com correção



do pH (DQO_{media} $6g.L^{-1}$ e $16g.L^{-1}$ – Fase III). A produção da biomassa verde foi maior na Fase III ($1,03 g.d^{-1}$), caracterizada pelo maior crescimento ($0,60 mm.d^{-1}$), certamente por apresentar os maiores valores de nitrogênio ($9,67 g.Kg^{-1}$) e potássio ($9,09 g.Kg^{-1}$) foliar, elementos importantes para o desenvolvimento das plantas.

Palavras-chave: Amido de mandioca. Gramínea. Nutriente. Efluente industrial.

1 Introdução

A agroindústria, um dos setores de maior importância para a economia mundial, tem gerado resíduos potencialmente poluentes devido a altos valores de matéria orgânica presentes em sua composição (SEREJO et al., 2019, p. 94). A manipueira, resíduo do processamento da mandioca, é um exemplo, pois além do elevado teor de matéria orgânica, ainda pode ter em sua composição altos teores de nutrientes, tais como o nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K). A concentração da matéria orgânica no efluente do processamento da mandioca pode variar em aproximadamente $10 g_{DQO}.L^{-1}$ à $140 g_{DQO}.L^{-1}$ (AMORIM et al., 2018, p. 1036; SUN et al., 2012, p. 281; ZHANG et al., 2016, p. 52) e a proporção média encontrada para N:P:K foi de 2,5:0,25:2,4 $g.Kg^{-1}$ (CEREDA, 2000; DAMASCENO et al., 2003, p. 413; RIBAS; BARANA, 2005, p. 223).

No processo industrial, após o processamento da mandioca, o efluente segue para lagoas de decantação em série para a separação do amido do resíduo, manipueira, e posteriormente são utilizados na irrigação da própria cultura da mandioca, ou são evaporados e eventualmente infiltram. A disposição de tais efluentes quando feitas sem critérios agrônômicos e ambientais pode vir a causar a contaminação do lençol freático e pode se tornar tóxico para as plantas (BECKIE, 2013, p. 1; SILVA et al., 2012, p. 737).

VILLASEÑOR et al. (2013, p. 6734) mostraram que um sistema natural de tratamento, *wetland* construído, de fluxo horizontal subsuperficial (CW-FHSS), foi capaz de tratar efluentes domésticos sintéticos com diferentes concentrações de DQO, variando de $560 mg_{DQO}.L^{-1}$ à $60 g_{DQO}.L^{-1}$ e como resultado, os autores encontraram eficiência em remoção de 80% à 95%. Apesar do uso frequente do sistema CW para o tratamento de efluente doméstico, em função da presença de plantas nos sistemas, podem ser



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

importantes na aplicação de tratamento de efluentes industriais com alta carga de nutrientes.

Os CW-FHS, apresentam zonas aeróbias próximos à superfície do sistema, além das zonas anóxicas e anaeróbias próximos ao sedimento. Uma das funções da zona aeróbia é a de transferir oxigênio atmosférico para o meio através da raiz das plantas, favorecendo o crescimento de bactérias nitrificantes e proporcionando a inativação de compostos que seriam tóxicos para as raízes (KADLEC, 1996, p. 64; VYMAZAL, 2014, p. 725). As bactérias nitrificantes são capazes de disponibilizar nutriente para as plantas, promovendo a remoção do nitrogênio. Tal consumo, está diretamente relacionado com a produção de biomassa, podendo representar 91% da remoção adicional de nitrogênio pelos sistemas CWs plantados (VARGA et al., 2016, p. 209).

Neste contexto o objetivo deste trabalho foi avaliar a produção de biomassa verde de wetlands construídos de fluxo horizontal subsuperficial cultivados com a gramínea Tangola sob a aplicação da manipueira em diferentes condições.

2 Material e métodos

O estudo foi realizado em três etapas de aplicação da manipueira, primeiro diluída sem prévio tratamento ($16g_{dco}.L^{-1}$), segundo tratada de reator UASB e terceiro sem tratamento prévio com variação da DQO ($6g.L^{-1}$ e $16g.L^{-1}$).

A manipueira foi coletada de uma fecularia localizada no município de Sidrolândia/MS e transportada para o laboratório de efluentes da FAENG em Campo Grande. O coletado era mantido em repouso por 2h para decantar o amido e então, preservado o sobrenadante em garrafas tipo PET à $-18^{\circ}C$.

Sistema em escala de bancada

Três unidade em escala de bancada foram implantadas em paralelo no Campus da UFMS ($20^{\circ}30'10''S$ e $54^{\circ}36'41''O$) no município de Campo Grande/MS, com a dimensões de: 1,00 m de comprimentos, 0,30 m de largura e 0,60 m de altura (Figura 1), operando com fluxo horizontal subsuperficial (CW-FHS) com alimentação de $1,8 L.dia^{-1}$ para um TDH de 3,33 dias e carga hidráulica (CH) de $1,5cm.d^{-1}$.

Organização:



Apoio:



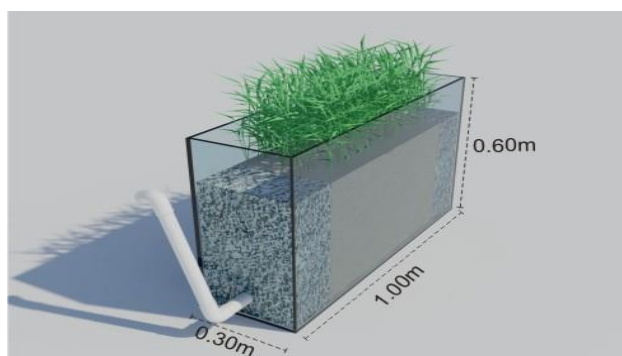
Patrocínio:





Todas as unidades foram preenchidas com areia fina e faixas de brita zero, 10 cm na entrada e na saída das unidades, para distribuir o fluxo ao longo de toda seção transversal, as laterais foram cobertas com papel alumínio, evitando assim a incidência direta dos raios solares nas raízes das gramíneas e a proliferação de algas.

Figura 1. Perspectiva dos *wetlands* construídos – vegetadas.



Fonte: Autoria própria (2019).

A areia serviu como meio suporte (substrato) para o plantio e desenvolvimento da gramínea Tangola [híbrido de *Brachiaria arrecta* (Tanner) x *Brachiaria mutica* (Angola)]. Para cada unidade, 27 estolões da gramínea foram cultivadas e o plantio realizado ao longo de três fileiras, com espaçamento de 12 cm entre as plantas e profundidades entre 2,5 cm e 4 cm. As gramíneas utilizadas no plantio, foram coletadas em uma das células da ETE Lago do Amor da UFMS com amostragem aleatória.

A saída dos sistemas CW-FHS eram compostas de uma tubulação de PVC de ϕ 32 mm, perfurada ao longo da seção transversal e cobertos com manta geossintética (Bidim[®]) para evitar arrastes do substrato.

Após finalizada a montagem, as unidades passaram por duas fases de adaptação, a primeira para adaptação das mudas (54 dias) alimentados com água e a segunda, período de adaptação das gramíneas (191 dias), com alimentação esporádica dos CW-FHS com efluente (manipueira) diluído, proveniente de um sistema de tratamento anaeróbico em duas fases (calha horizontal seguida de um reator UASB).

Produção de biomassa verde

No estudo do crescimento das gramíneas, os CWs foram submetidos a diferentes condições operacionais, dividido em 03 (três) fases (I, II e III): Fase I – manipueira diluída sem prévio tratamento e com DQO de 16 g.L^{-1} (duração de 91 dias); Fase II - efluente do reator UASB (duração de 153 dias) e; Fase III - dividido em: 1) uso da manipueira diluída sem prévio tratamento com adição de 5 g.L^{-1} de NaHCO_3 para ajuste de pH e DQO de 6 g.L^{-1} seguido da adição do efluente com DQO de 16 g.L^{-1} (duração: 98 dias) e; 2) ao final, por 42 dias, sem adição de efluente, com alimentação apenas de águas pluviais, para possibilitar comparar com a fase de alimentação com efluentes citados anteriormente.

Na Fase I houve problema de colmatação durante a pesquisa, devido a alta concentração de sólidos encontrado na manipueira e a existência de sólidos oriundos da fase anterior, sendo necessário a realização da lavagem das britas presentes na seção de entrada, após 34 dias do início do experimento.

Para a análise do crescimento, cinco gramíneas da entrada, meio e saída foram inicialmente etiquetadas e medidas regularmente com régua simples. Os dados foram analisados estatisticamente com a média aritmética de crescimento. A produção da biomassa foi analisada ao final de cada fase, a partir de amostras da gramínea coletadas a uma altura de 30cm do substrato, secados em estufa à 60°C e pesados no Laboratório de Solos da FAENG/UFMS. As amostras foliares e do substrato foram submetidos à análise dos nutrientes N (nitrogênio), K (Potássio), P (Fósforo) e Fe (Ferro), realizado no Laboratório de SOLOS – Consultoria e Informática Ltda.

Análise físico-química

Foram analisados os parâmetros: pH, turbidez, sólidos suspensos e DQO, realizadas no Laboratório de Qualidade Ambiental (LAQUA) da UFMS, de acordo com as técnicas preconizadas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 21th ed (APHA, 2005). O pH da manipueira era monitorado diariamente antes da aplicação. Os demais parâmetros foram analisados para três amostras na Fase I e uma amostra na Fase III.



No substrato foram analisados: pH e os nutrientes P, K e Ferro de acordo com a metodologia do Manual de Análises do Solo da EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (1997). As análises de solo foram realizadas no Laboratório de Análise de Fertilidade de Solos do Departamento de Inspeção e Defesa Agropecuária de Mato Grosso do Sul (IAGRO/BRASIL).

3 Resultados e discussão

Produção de biomassa verde

As maiores e menores médias de crescimento foram equivalentes às fases de alta e baixa pluviosidade, respectivamente, evidenciando as menores médias de crescimento e de pluviosidade na Fase I, e as maiores médias de crescimento e de precipitação nas fases II e III (Tabela 1).

Tabela 1. Características da manipueira aplicada aos CW-FHSS; crescimento médio e; precipitação média; durante as três fases do experimento.

	Fase I (duração = 91 dias)	Fase II ¹ (duração = 153 dias)	Fase III (duração = 140 dias)
Características da manipueira aplicada	Diluída, sem tratamento DQO _{média} 16g.L⁻¹ pH _{médio} 4,29 Turbidez _{médio} 1.111,4 NTU Sólidos suspensos _{médio} 1.311,0 mg.L⁻¹	Tratada em reator anaeróbio DQO _{média} 2,7 g.L⁻¹ pH _{médio} 7,11 Turbidez _{médio} NA Sólidos suspensos _{médio} NA	Diluída, sem tratamento, adição de 5 gNaHCO₃.L⁻¹ DQO _{média} 6g.L⁻¹ (1); 16g.L⁻¹ pH _{médio} 6,00 Turbidez _{médio} 114 NTU Sólidos suspensos _{médio} NA
Crescimento médio (cm.d ⁻¹)	0,18	0,44	0,4; 0,6; 0,8
Precipitação média (mm.d ⁻¹)	10,35	10,85	7,00

¹ Valor de DQO aplicado durante 31 dias da Fase III. Após, iniciou-se a aplicação de 16 g.L⁻¹ durante 67 dias. Nos últimos 42 dias desta fase não houve aplicação de manipueira.

Fonte: Autoria própria (2019).

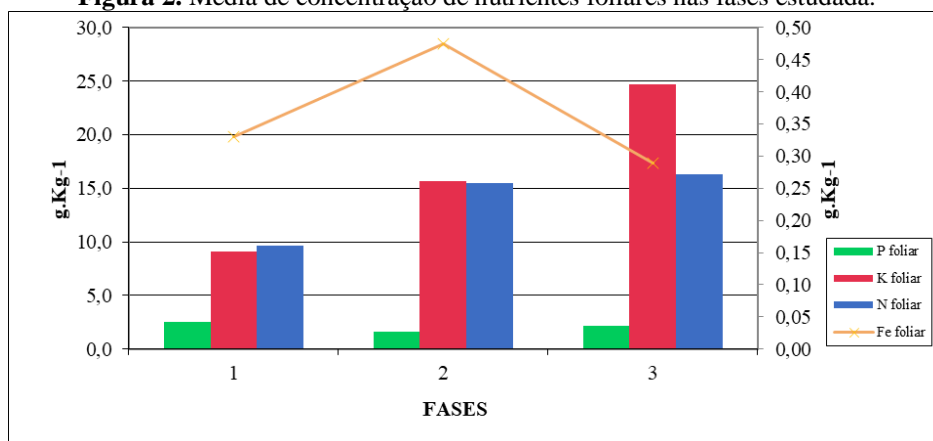
A Fase I caracterizada pela adição da manipueira sem tratamento a uma DQO média de 16 g.L⁻¹ e, associada aos valores elevados de sólidos suspensos (1311,0 mg.L⁻¹) e de turbidez (1111,4 UNT), pode ter contribuído para a não formação de microrregiões



aeróbias nas áreas próximas às raízes, impossibilitando a ocorrência de reações aeróbias necessárias para a conversão de amônia à nitrato, para sua posterior assimilação pelas plantas e/ou conversão a nitrogênio gasoso, justificando o baixo valor de produção de biomassa verde. O pH ácido pode ter influenciado na pouca absorção de Potássio (K) pelas plantas nessa fase. ANDA (1971) descreve que, em meio ácido pode ocorrer a deficiência de K, afetando o crescimento da planta. Nas entradas dos *wetland* construídos, na região das gramíneas próximo à superfície dos substratos e, nas folhas mais velhas, foi constatado um amarelamento em estágio de evolução para uma necrose. Além disso, é importante ressaltar que nessa fase as gramíneas ainda estavam se adaptando à rega pela manipueira.

Na fase II, onde a aplicação do efluente nos sistemas foi realizada com manipueira tratada em reator anaeróbio (DQO de $2,7 \text{ g.L}^{-1}$; pH médio do efluente 7,11), verificou-se que a média de crescimento da gramínea foi de $0,44 \text{ cm.d}^{-1}$, com recuperação da coloração verde, apresentando-se mais vigorosas que nos demais fase, possivelmente pela assimilação do N e K. Apesar da recuperação da gramínea, a concentração de Fósforo (P) foliar foi o menor (Figura 2), apresentando a maior concentração no substrato (Figura 3), quando comparados aos demais fases, possivelmente devido a presença do Ferro (Fe) foliar que pode ter afetado o transporte do P do substrato à folha.

Figura 2. Média de concentração de nutrientes foliares nas fases estudada.



Onde: P: Fósforo; K: Potássio; N: Nitrogênio; Fe: Ferro.
Fonte: Autoria Própria (2019).

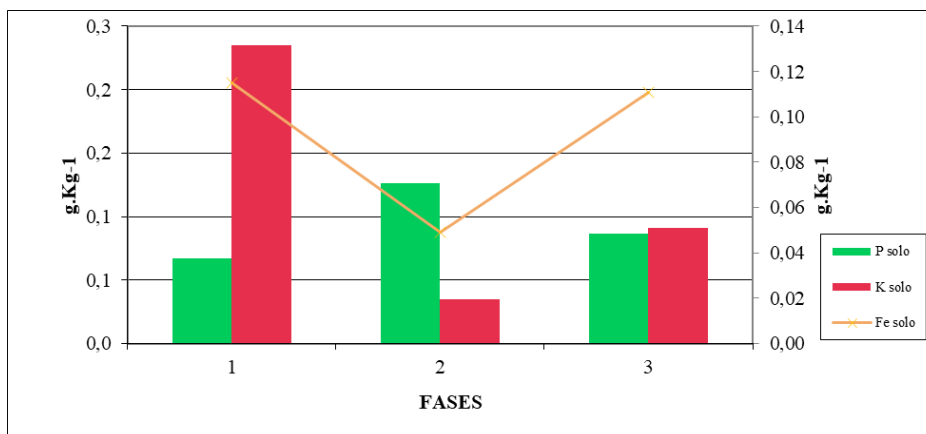


Durante as diferentes etapas da Fase III, houve uma progressão no crescimento das gramíneas. Nos primeiros 31 dias (diluição em 6 g.L⁻¹), foi observado um ligeiro crescimento, com uma média de 0,4 cm.d⁻¹; nos 67 dias seguintes (diluição em 16g.L⁻¹), observou-se crescimento médio de 0,6 cm.d⁻¹ e; nos últimos 42 dias, ao longo do abastecimento com água da chuva, a média de crescimento foi de 0,8 cm.d⁻¹.

A média do pH registrada na Fase III foi de 5,95, provocando o efeito de tamponamento nos substratos, o que pode ter proporcionado a disponibilidade de nutrientes importantes para o crescimento vegetal, pois tal efeito favorece reações de conversão dos nutrientes para a forma assimilável pelas plantas. Em comparação com as Fases I e II, houve uma elevação de Nitrogênio (N) foliar de 9,67 g.Kg⁻¹ (Fase I) para 16,31 g.Kg⁻¹ e de 9,09 g.Kg⁻¹ (Fase I) do K foliar para 24,7 g.Kg⁻¹.

Em termos nutricionais, valores disponíveis na literatura da proporção de NPK nos fertilizantes comerciais recomendado para gramíneas é de 20:10:15 e a proporção analisada na manipueira, mostram que a proporção de fósforo no efluente está abaixo do recomendado enquanto que para nitrogênio e potássio o valor amostrado esteve próximo ao sugerido, o que possivelmente pode ter interferido no crescimento e desenvolvimento da gramínea Tangola.

Figura 3. Média da concentração de nutrientes no solo (substrato) nas fases estudadas.



Onde: P: Fósforo; K: Potássio; Fe: Ferro.

Fonte: Autoria Própria (2019).



Em termos de produção da massa verde, a Fase III obteve a maior produção ($1,03 \text{ g.d}^{-1}$), provavelmente, pelo maior crescimento em toda fase, considerando os últimos 42 dias, com a média de crescimento de $0,60 \text{ mm.d}^{-1}$. Certamente por ter obtido maior valor de N e K foliar, elementos importantes para o crescimento das plantas, com valores de $9,67 \text{ g.Kg}^{-1}$ e $9,09 \text{ g.Kg}^{-1}$, respectivamente.

Conclusão

As concentrações de nutrientes nas áreas foliares e nos substratos, bem como a produção da biomassa verde, foram influenciadas pelos valores do pH. Tais valores, variaram de acordo com as diferentes condições de aplicação da manipueira. A gramínea teve sua fase de maior produção (de $0,44$ a $0,60 \text{ cm.dia}^{-1}$) com o pH variando entre 6 e 7,11, mostrando a capacidade de crescimento em condições de DQO de até 16 g.L^{-1} , desde que seja realizado a correção do pH.

Referências

- AMORIM, M. C. C.; PAULA, P. T., GAVAZZA, S.; SOBRINHO, M. A. M. (2018). **Viability of rapid startup and operation of UASB reactors for the treatment of cassava wastewater in the semi-arid region of northeastern Brazil.** *Canadian Journal of Chemical Engineering*, 96(5), 1036–1044. <https://doi.org/10.1002/cjce.23041>
- ANDA, A. N. para D. (1971). *Manual de Adubação* (1st ed.). São Paulo.
- APHA. (2005). **Standard Methods for Examination of Water and Wastewater** (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater). *Standard Methods*, 5–16. <https://doi.org/ISBN9780875532356>
- BECKIE, R. D. (2013). **Groundwater.** *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*, 13(3), 455–458. <https://doi.org/10.1029/RG013i003p00455>
- CEREDA, M. P. (2000). **Série: Culturas de Tuberosas Amiláceas Latino Americanas - Manejo, uso e tratamento de subprodutos da industrialização da mandioca.** In F. Cargill (Ed.), *Caracterização dos subprodutos da industrialização da mandioca*. (V. 4, pp. 13–37). São Paulo.
- DAMASCENO, S.; CEREDA, M. P.; PASTORE, G. M.; OLIVEIRA, J. G. (2003). **Production of volatile compounds by Geotrichum fragrans using cassava wastewater as substrate.** *Process Biochemistry*, 39(4), 411–414. [https://doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00097-9](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00097-9)
- EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. (1997). *Manual de análises do solo* (E. N. de P. de Solos, ed.). Rio de Janeiro.
- KADLEC, R. H. (1996). *Treatment Wetlands* (second edi; C. P. T. & F. Group, ed.).
- RIBAS, M. M. F.; BARANA, A. C. (2005). **Start-up adjustment of a plug-flow digester for cassava wastewater (manipueira) treatment.** *Scientia Agricola*, 60(2), 223–229. <https://doi.org/10.1590/s0103-90162003000200004>
- SEREJO, M. L.; CASTRO, F. A. X.; SOUZA, G. F.; BONCZ, M. Á.; PAULO, P. L. (2019). **Anerobic treatment of rapidly acidifying wastewaters using limestone as a buffer agent.** *Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales*, 3(1), 36–48. Retrieved from



4º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

<http://revistas.unam.mx/index.php/aidis/article/download/28656/26653>

SILVA, J. J. da; COELHO, E. F.; SANT'ANA, J. A. do V.; ACCIOLY, A. M. de A. (2012). **Physical, chemical and microbiological properties of a dystrophic yellow latosol using manipueira**. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 32, n. 4, p.736–744.

SUN, L.; WAN, S.; YU, Z.; WANG, Y.; WANG, S. (2012). **Anaerobic biological treatment of high strength cassava starch wastewater in a new type up-flow multistage anaerobic reactor**. *Bioresource Technology*, 104, 280–288. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.11.070>

VARGA, D.; SOTO de la M.; ARIAS, C. A.; VAN OIRSCHOT, D.; KILIAN, R.; PASCUAL, A.; ÁLVAREZ, J. A. (2016). **Constructed Wetlands for Industrial Wastewater Treatment and Removal of Nutrients**. <https://doi.org/10.4018/978-1-5225-1037-6.ch008>

VILLASEÑOR, J.; CAPILLA, P.; RODRIGO, M. A.; CAÑIZARES, P.; FERNÁNDEZ, F. J. (2013). **Operation of a horizontal subsurface flow constructed wetland - Microbial fuel cell treating wastewater under different organic loading rates**. *Water Research*, 47(17), 6731–6738. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.09.005>

VYMAZAL, J. (2014). **Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review**. *Ecological Engineering*, 73, 724–751. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.034>

ZHANG, M.; XIE, L.; YIN, Z.; KHANAL, S. K.; ZHOU, Q. (2016). **Biorefinery approach for cassava-based industrial wastes: Current status and opportunities**. *Bioresource Technology*, 215, 50–62. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.04.026>

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





PEGADAS HÍDRICA E DE CARBONO EM SISTEMA INTEGRADO DE ANAEROBIOSE + WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO LIVRE COM SUPORTE FLUTUANTE + O₃ NO TRATAMENTO DE EFLUENTES URBANOS

Maurício Francisco Daltoé

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
PPGTA - UNISC
mauriciofranciscodaltoe@gmail.com

Gustavo Stolzenberg Colares

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS (abreviado), Brasil
PPGTA - UNISC
gutuscs@hotmail.com

Elizandro Oliveira Silveira

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
IPH-UFRGS
elizandrozz@yahoo.com.br

Ana Cristina Rabuske

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
Engenharia Ambiental - UNISC
anarabuske@unisc.br

Lourdes Teresinha Kist

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
PPGTA - UNISC
lourdes@unisc.br

Ênio Leandro Machado*

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
PPGTA - UNISC
enio@unisc.br

Resumo

O saneamento sustentável tem sido investigado para determinação das pegadas ecológicas para os wetlands construídos, ainda mais que estes sistemas são considerados como alternativa de tecnologias limpas no tratamento de águas residuárias, mesmo quando combinados com outros métodos. Neste aspecto, esta avaliação foi feita considerando os kg equivalentes de CO₂ e de depleção de água em m³. Para tal, considerando análises de Carbono Orgânico Total - COT e Nitrogênio Total -NT. Para tanto foram considerados CO₂-C; CH₄-C e NO₂-N. O processo

61

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





desta avaliação considerou o sistema integrado Reator Anaeróbio + Wetland Construído de Fluxo Livre Flutuante (WCFLF) + O₃. A integração do sistema envolveu uso das macrófitas *Hymenachne grumosa* e *Pistia Stratiotes* o qual foi monitorado visando à adequação de potencial reúso das águas residuárias. Além disto, foi aplicado a ozonização em reator de unidade de bancada com difusor de ar a partir de bomba pneumática com taxas de aplicação de 80 mg O₃ L⁻¹ efluente⁻¹ h⁻¹ em regime de batelada, com tempo de detenção hidráulica de até 2 horas e com amostragens a cada 20 minutos. Para o fluxo de referência de 400 L os valores de Balanços de CO₂-C, CH₄-C e NO₂-N (mg m⁻² semana⁻¹) foram de 17622,1; 6263,44 e 47,34, respectivamente. Quanto a pegada hídrica a redução em relação a carga poluente do efluente bruto foi de 64,4%, com efluente tratado tendo 135,60 m³ mês⁻¹.

Palavras-chave: Wetlands Construídos. Fluxo Livre Flutuante. *Hymenachne grumosa*. *Pistia Stratiote*. Ozonização.

1 Introdução

Para fortalecer as questões de sustentabilidade as pesquisas com wetlands construídos estão sendo também avaliados quanto as emissões de gases de efeito estufa e os principais fatores que influenciam em todos os tipos de WCs este impacto. Assim, analisar a relação entre a emissão de CO₂, CH₄ e N₂O e a carga de parâmetros gerais dos poluentes nos efluentes passa ser extremamente necessário. E para este desenvolvimento os parâmetros associados com pegada ecológica (CHEN, 2015) irão agregar cada vez mais itens como pegada de CO₂eq, pegada hídrica e de energia (PENRU, *et al.*, 2016).

Mander, *et al.* (2014) desenvolveram trabalho com referência de banco de dados com 158 artigos associando cálculos de CO₂ eq direcionados para correlação com análises de carbono orgânico total e nitrogênio total, possibilitando associar valores de correlação significativa entre COT e CH₄ - C e entre os valores de emissão de NT com N₂O- N para três tipos principais de WCs estudados. Foram avaliados *wetlands* construídos de fluxo livre flutuante (WCFLF), bem como de fluxos subsuperficial e vertical. Zonas climáticas temperada, boreal, quente, mediterrânea e tropical foram estudadas, trazendo maior potencial de aplicação para as expressões de cálculos das emissões de gases de efeito estufa em outros sistemas de wetlands construídos com configurações semelhantes. Estudar estes aspectos de pegada ecológica trará ainda mais benefícios de atendimentos das resoluções que evoluem no critério de qualidade ambiental quanto ao tratamento de



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

águas residuárias. Isto considera a Resolução 355/2017 do CONSEMA-RS, bem como a CONAMA 430.

Em alguns casos pode haver necessidade de se corrigir também a concentração de outros constituintes, como compostos inorgânicos e a cor (se a destinação final do processo for a reutilização deste efluente como água de reuso). Esgotos com grandes frações de água residuárias industriais podem requerer um tratamento especializado, dependendo dos constituintes particulares de sua composição, como metais pesados, pesticidas, compostos de enxofre, entre outros (TRIPATH *et. al.*, 2011; SHARIF, 2013).

Com base nos aspectos anteriormente citados em um sistema que visa a remediação do efluente gerado pelo campus de Santa Cruz do Sul, da UNISC, montou-se unidade integrada, onde se buscou o tratamento biológico de esgotos, baseado na decomposição anaeróbia da matéria orgânica, juntamente com *wetlands* construídos de fluxo livre e ozonização em escala piloto, permitindo verificar a potencialidade deste sistema de atender a resolução CONSEMA 355/2017 e a norma ABNT NBR 13969/1997 que visa o reuso das águas residuárias, bem como aplicar os estudos de Mander, *et al.* (2014) e Morera *et al.* (2016) para determinação dos gases de efeito estufa em mg m^{-2} semana⁻¹ e pegada hídrica em m^3 mês⁻¹ no sistema integrado Reator Anaeróbio + *Wetland Construído de Fluxo Livre Flutuante* (WCFLF) + O₃ proposto nesta pesquisa.

2 Metodologia

2.1 Operação e desempenho do sistema RA + WCFLF + O₃

A unidade Reator Anaeróbio + WCFLF + O₃ foi montada na estação de tratamento de efluentes da UNISC-RS, conforme Figura 1. A ETE da instituição opera no tratamento das águas residuárias geradas no campus, excluindo os efluentes gerados nos laboratórios de ensino e restaurantes. Conforme a Coordenação Ambiental da Prefeitura do Campus da UNISC, a ETE opera com vazão média variando de 100 m^3 dia⁻¹ a 110 m^3 dia⁻¹. O efluente tratado é encaminhado para a rede coletora municipal, e desta, acaba sendo descartado indiretamente pelas galerias e canal pluvial municipal, no Arroio Lajeado. O Arroio Lajeado apresenta vazão média de 588,2 m^3 dia⁻¹ (DUPONT, 2010). O volume médio de efluente tratado é da ordem de 220 m^3 dia⁻¹ com valores máximos de vazão de

63

Organização:



UFMG

Apoio:



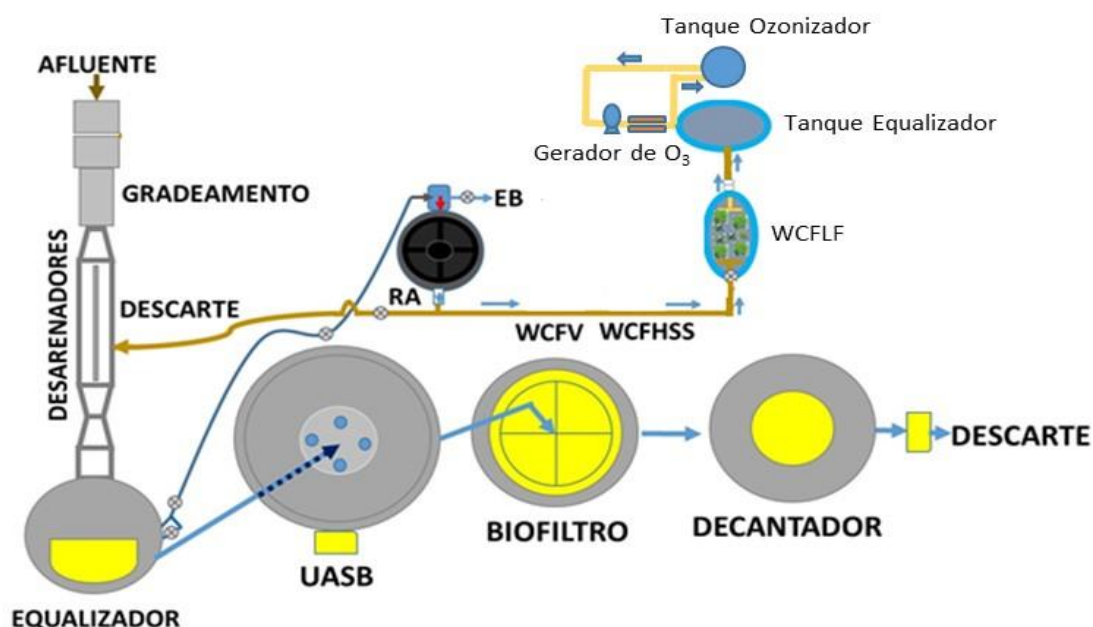
Patrocínio:





10 m³ h⁻¹, especialmente no período noturno pós-aula (HORN, 2011). A ETE está localizada em uma área mais afastada dos prédios de ensino e possui cota mais baixa em relação a estes, o que permite que o escoamento dos efluentes até a estação ocorra por gravidade (Figura 1). Em escala real, é constituída pelas seguintes etapas de tratamento: gradeamento, desarenador, tanque equalizador, Reator anaeróbico de fluxo ascendente de manta de lodo (UASB), biofiltro aerado, decantador e leito de secagem de lodo.

Figura 1 - Unidade de estudos do sistema RA + WC + O₃



O WCFLF foi concebido com volume útil de 400 L e área superficial de 4,2 m². Já o reator anaeróbico tem 1600 L de volume útil, tendo sido carregado em batelada, a cada sete dias com velocidade ascensional de 1 m h⁻¹. O efluente oriundo do tanque equalizador da ETE UNISC foi utilizado considerando tempo de detenção de no máximo 10 horas. Nos horário de carga o tempo de detenção foi 2 entre duas a 4 horas. A coleta e preservação das amostras bem como os procedimentos de análise citados a seguir foram feitos em acordo com *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* - APHA/AWWA (2012). Foram caracterizados os parâmetros Cor Absorciométrica (420



nm); Coliformes totais (aplicação das placas 3MTM PetrifilmTM); Condutividade; COT (Carbono Orgânico Total); DBO₅ (Demanda Bioquímica de Oxigênio após cinco dias); Fósforo Solúvel; IC (Carbono Inorgânico); Nitrogênio Amoniacal; pH; STD (Sólidos Totais Dissolvidos); CT (Carbono Total); NT (Nitrogênio Total) e Turbidez.

Já os procedimentos de ozonização foram feitos em escala piloto no tanque ozonizador (Figura 1). Foram aplicados tempos de ozonização de 2 horas, sem o ajuste do pH dos efluentes pós-WCFLF. A vazão ar/O₃ foi de 60 L.h⁻¹, com borbulhador de tubo de vidro de 0,2 cm de diâmetro e com taxa de produção de ozônio de 40 mg.h⁻¹. O Volume útil de efluente ozonizado foi de 0,5 L. Amostras a cada 20 minutos foram feitas, sendo desconsideradas as taxas de transferência química e física do ozônio. Foi considerado o controle de todos os parâmetros analíticos somente na amostra de 120 min do tratamento, sendo que durante a ozonização os parâmetros de controle foram pH, turbidez, Cor absorciométrica (420 nm) e STD.

2.2 Pegada de Carbono e Pegada Hídrica dos Sistemas RA + WCs

A determinação da pegada de carbono foi aplicada para o desempenho do sistema RA + WCFLF + O₃ com ênfase somente na carga poluente dos efluentes, visando avaliar o efeito de desempenho para emissões de CO₂, CH₄ e N₂O, considerando os dados de expressões desenvolvidos por Mander *et al*, 2014. Foi considerada a unidade funcional como o volume de efluente tratado e o fluxo de referência de 200 L.

Já a avaliação da Pegada Hídrica foi feita a partir dos estudos de Morera *et al*. (2016). Para esta situação, os valores para *Pegada das Águas Azuis* (WF_{Blue}) foram referenciados com estimativas de gasto de energia da operação dos sistemas e de evaporação e evapotranspiração nos WCs, considerando os dados de Horn (2011). Para a *Pegada das Águas Cinzas* (WF_{Grey}), os dados da CONAMA 357 de 2005, bem como da CONSEMA 355 de 2017 foram referenciados para aplicação na expressão:

$$WF_{Grey} = Q_e \frac{(C_e - C_{max})}{(C_{max} - C_{nat})}$$

Onde a vazão por semana foi considerada a unidade da pegada:

Q_e = vazão de efluente;

C_e = concentração de entrada para DQO, NT e fósforo solúvel (este substituindo fósforo total);

C_{max} = concentração máxima permitida para descarte de acordo com a Consema 355/2017;

C_{nat} = concentrações das especificações do corpo d'água receptor como classe 3 em acordo com a CONAMA 357/2005.

3 Resultados e Discussões

3.1 Desempenho geral do sistema

O desempenho do sistema integrado Reator Anaeróbio + WCFLF + O_3 pode ser observado na Tabela 1.

A resolução CONSEMA 355/2017, bem como, a norma ABNT 13969/97 indicam necessidades e potencialidades do sistema de tratamento proposto. As necessidades estabelecem o controle dos fatores de carga para os sistemas Reator Anaeróbio e o WCFLF. Outro aspecto será temporizar cargas de efluentes para o sistema Reator Anaeróbio + WCFLF. O sistema em batelada perde com o comparativo real de uma residência (ou conjunto de famílias) em vazões de até $2m^3 d^{-1}$ de efluentes gerados em conjuntos de propriedades que representassem unidades de sistemas descentralizados. Isto proporcionará maior aproximação dos compromissos com a 355/2017 do CONSEMA.

Quanto ao Reuso, os compromissos com a ABNT 13969 indicam ainda a melhor condição do efluente tratado para a Classe IV, apesar dos valores apresentados estarem mais aceitáveis no parâmetro *Escherichia coli* (como referencial microbiológico apenas – não oficialmente aceito com a norma) para a Classe III. O controle operacional do sistema descentralizado torna variável a frequência de controle com exigência máxima, uma vez que a Classe II permite o contato direto com usuários e a Classe III deve ter no mínimo controle diário dos microrganismos, agregando se possível, os indicadores operacionais: Cor Aparente, Turbidez e dosagem de ozônio (kit com KI/H_3BO_3 para desenvolvimento de cor de iodo).



Tabela 1 - Dados de caracterização dos efluentes tratados com o processo Reator Anaeróbio + WCFLF + O₃ a partir do tanque equalizador da ETE UNISC - Unidade de Santa Cruz do Sul.

Parâmetros	Efluente Bruto	Efluente Tratado com Sistema Reator Anaeróbio + WCFLF + O ₃	ABNT 13969/1997 REUSO Classe 3: reuso nas descargas dos vasos sanitários:	Limites CONSEMA/RS 355/2017 (200 ≤ Q < 500)	CONAMA 357/2005 Limites para Classe 1
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	142,35	66,6	-	100	3
COT (mg L ⁻¹)	59,5	30,1	-	-	-
IC (mg L ⁻¹)	91,1	70,2	-	-	-
CT (mg L ⁻¹)	150,6	92,4	-	-	-
Fósforo Total Solúvel/Coloide 1 (mg L ⁻¹)	0,9	0,74	-	4***	3,7 mg/L N-NH ₃ com pH entre 7,5 e 8,0
STD (mg L ⁻¹)	596	372	-	-	-
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	53,6	27,2	-	20**	0,1 (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)***
N- Total (mg L ⁻¹)	84,3	51,87	-	-	6 a 9
pH	7,4	8,8	-	Entre 6-9	-
Turbidez (UT)	97,7	9,4	<10	-	100
Coliformes totais/ <i>Escherichia coli</i> (UFC/100mL)	>10 ⁶ / <i>>10⁶</i>	36000/ <18	< 500 NMP/100 mL.	10 ⁶ *	2500
Condutividade (µScm ⁻¹)	1081	974	-	-	Virtualmente ausentes
Cor Absorciométrica (λ = 420 nm)	0,767	0,07	-	Não deve conferir mudança de coloração (cor verdadeira) ao corpo hídrico receptor	CONAMA 357/2005 Limites para Classe 1

Limite para NMP/100 mL. ** Q < 1.00

Assim, o reuso recomendado seria para a Classe IV em cultivos principalmente de pomares, cereais, forragens, pastagens para gados, e outros cultivos, sendo através de escoamento superficial ou por sistema de irrigação pontual. Coliforme fecal inferior a 5 000 NMP/100 mL e oxigênio dissolvido acima de 2,0 mg/L são as exigências. As



aplicações devem ser interrompidas pelo menos 10 dias antes da colheita. Valores de oxigênio dissolvido foram acima de $4,0 \text{ mg L}^{-1}$ após ozonização do efluente do WCFLF.

Já as avaliações do comportamento das frações gasosas do WCFLF podem ser inicialmente relacionadas com os dados da Tabela 2. Esta tabela traz o detalhamento dos balanços de COT, CI, CT e NT.

Tabela 2 - Variações dos parâmetros COT, IC, TC e TN analisados no Sistema UASB WCFLF + O₃

Ensaio 1 - 26/10/2017				
	COT (mg L⁻¹)	IC (mg L⁻¹)	TC (mg L⁻¹)	TN (mg L⁻¹)
Bruto	59,53	91,15	150,7	83,78
UASB	44,46	133,8	178,2	108,7
WCFLF	33,99	89,66	123,6	79,44
Pós WCFLF + O₃	18,69	45,17	63,86	31,68
Ensaio 2 - 10/11/2017				
	COT (mg L⁻¹)	IC (mg L⁻¹)	TC (mg L⁻¹)	TN (mg L⁻¹)
Bruto	83,41	90,31	173,7	67,19
UASB	40,93	125,3	166,2	99,46
WCFLF	24,03	76,23	100,3	63,25
Pós WCFLF + O₃	22,20	70,29	92,49	51,87
Ensaio 3 - 17/11/2017				
	COT (mg L⁻¹)	IC (mg L⁻¹)	TC (mg L⁻¹)	TN (mg L⁻¹)
Bruto	101,1	80,54	181,6	62,46
UASB	47,87	122,4	170,3	113,9
WCFLF	32,48	101,8	134,3	85,48
Pós WCFLF + O₃	30,11	86,34	116,5	77,23

Os valores de COT reduzem mais significativamente até a etapa WCFLF, sendo o consumo de IC devido a ação redutora do bicarbonato nas reações do radical hidroxila derivado da ozonização (TRIPATH, 2011). Já as reduções de NT com a ozonização estão associadas com o *stripping* em meio alcalino que o borbulhamento proporciona, pois o meio aumenta o pH ficando próximo a 9. Neste caso, o que estiver próximo com íon amônio irá para a forma de NH₃, se tornando passível de eliminação pela corrente de ar.



Isto confirmam as observações das pesquisas de Luo *et al.* (2015), onde reduções de N-NH₃ também foram observadas para efluentes da produção de minérios radioativos.

3.2 Cálculo da Pegada de Carbono e Pegada Hídrica

Os resultados de controle dos gases de efeito estufa consideraram o período semanal dos ensaios nas expressões desenvolvidas por Mander, *et al.* (2014). Os dados podem ser observados na Tabela 3. Apesar da representatividade das equações da reta serem baixas, pois consideram diferentes sistemas de WCs, com macrófitas diferentes, o perfil destes dados podem ser mais diretos para controlar futuros estudos de determinação destes gases para construção de expressões mais próximas do operacional de cada ETE a ser estudada.

Tabela 3 – Principais indicadores de efeito estufa no Sistema UASB WCFLF + O₃ com referência nos estudos de Mander, *et al.* (2014).

Ensaio 1 – 3 – Balanço CO ₂ -C (mg m ⁻² semana ⁻¹)	
Y = 5,4 + (5869/x) R ² = 0,62	
Entrada -WCFLF	17622,1
Saída WCFLF +O ₃ -Redução %	70
Ensaio 1 - 3 – Balanço CH ₄ -C (mg m ⁻² semana ⁻¹)	
Y = 0,11x+1,00 R ² = 0,62	
Entrada -WCFLF	6263,44
WCFLF +O ₃ -Redução %	70
Ensaio 1 - 3 – Balanço NO ₂ -N (mg m ⁻² semana ⁻¹)	
Y = 0,001X+0,011 R ² = 0,56	
Entrada -WCFLF	47,34
WCFLF +O ₃ -Redução %	70

Parâmetros como temperatura da água / solo / ar, umidade no solo ou no material do filtro, carga poluente, presença de plantas aerênquimas, regime hidrológico pulsante (carregamento intermitente) e lençol freático mais profundo são extremamente influentes sobre o efeito estufa nos WCs.



O cálculo da Pegada d'Água considerou valores de concentrações naturais em acordo com o relatório de Consolidação do Conhecimento sobre os Recursos Hídricos da Bacia do Rio Pardo e Elaboração do Programa de Ações da Sub-Bacia do Rio Pardinho, publicado em 2004 através do DRH/SEMA (DRH/SEMA, 2004). Neste caso os valores médios de DBO₅ máximo de 1,64 mg L⁻¹ O₂, N-NH₃ de 0,27 mg L⁻¹ e P total de 0,049 mg L⁻¹ foram calculados (Quadro 1).

Quadro 1 - Pegada d'Água para os sistemas de tratamento RA + WCFV e WCFHSS.

Parâmetros	DBO ₅ g m ⁻³	N-NH ₃ g m ⁻³	Psolúvel g m ⁻³
Efluente Bruto			
	DBO ₅ g m ⁻³	N-NH ₃ g m ⁻³	Psolúvel g m ⁻³
Carga poluente	142,35	53,6	0,9
WF Gray* m³ mês⁻¹	103,48	14,84	17,27
Total WF Gray* = 135,60 m³ mês⁻¹ WF Blue** = 0 Total WF = 135,60 m³ mês⁻¹			
RA + WCFLF + O ₃			
Efluente Tratado			
	DBO ₅ g m ⁻³	N-NH ₃ g m ⁻³	Psolúvel g m ⁻³
Total WF Gray* m³ mês⁻¹ →	<u>48,25</u>	<u>7,50</u>	<u>14,20</u>
WF Blue** = 0,8 m³ mês⁻¹ (Energia) + 0,24 m³ mês⁻¹ (Evapotranspiração) = 1,04 m³ mês⁻¹ <u>WF</u> - RA + WCFLF + O₃ = 69,95 m³ mês⁻¹			
Dados considerando cálculos de WF _{Gray} e WF _{Blue} a partir de Morera et al. (2016).			



A redução para WF foi significativa, porém deve ser destacado que o uso de ozônio não foi efetivo para redução de parâmetros de carga eutrofizante e de depleção de oxigênio, mas sim, para cor. Neste caso, estudos de Análise de Ciclo de Vida são fundamentais para avaliar de forma completa os benefícios ambientais do sistema.

4 Considerações Finais

A configuração Reator Anaeróbio + WCFLF + O₃ é possível de ser aplicada, com adequação dos fatores de carga para o reator UASB, bem como seu regime de operação com frequente descarte de lodo (UASB como sistema positivo no solo, assim como com dispositivo de drenagem de lodo a cada três meses). O lodo pode ser destinado para composteira, desde que previamente tratado com cal.

A proporção de CO₂-C, CH₄-C e NO₂-N foi verificada como representativa nas cargas em batelada do sistema WCFLF operado e concebido neste trabalho. Especialmente carga poluente, presença de plantas aerênquimas e regime hidrológico pulsante (carregamento intermitente) devem ser variados para verificar eficiência dos itens anteriormente citados neste trabalho. A Pegada Hídrica teve redução da carga poluente em relação ao efluente bruto com redução da WF de 64,4%, com efluente tratado tendo **135,60 m³ mês⁻¹**.

Agradecimentos

Os autores agradecem aos apoios de bolsa e financeiro a CAPES, FAPERGS e CNPq, com os projetos CNPQ 307257/2015-0 e Edital 02/2017-PqG.

Referências

- APHA/AWWA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementares e disposição final dos efluentes de tanques sépticos: procedimentos. Rio de Janeiro, 1997.
- CHEN, H-S. Establishment and Applied Research on a Wetland Ecosystem Evaluation Model in Taiwan Sustainability, 7, 15785–15793; doi:10.3390/su71215785, 2015.
- CONAMA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, 13 de Maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA.



CONSEMA. CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE - **Resolução n. 355/2017**. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201707/19110149-355-2017-criterios-e-padres-de-emissao-de-efluentes-liquidos.pdf>. Acesso em: 5 de maio de 2017.

DUPONT, A. **Avaliação da eficiência da Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade de Santa Cruz do Sul, RS, Brasil**. 2010. 159 f. Dissertação (Programa de PósGraduação em Tecnologia Ambiental) - Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2010.

FLAMM, D. L. **Analysis of ozone at low concentrations with boric acid buffered potassium iodide**. Environ. Sci. Technol., 11 (10), p 978–983, 1977

LUO, X.; YAN, Q.; WANG, C.; LUO, C.; ZHOU, N.; JIAN, C. **Treatment of Ammonia Nitrogen Wastewater in Low Concentration by Two-Stage Ozonation**. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2015. p.11975-11987.

MANDER Ü.; DOTRO, G.; EBIE, Y.; TOWPRAYOON, S.; CHIEMCHAI SRI, C.; NOGUEIRA, S.F.; JAMSRANJAV, B.; KASAK, K.; TRUU, J.; TOURNEBIZE, J.; MITSCH W. J. Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: A review <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.006>, 2013.

MORERA; L, *et al.* **Water footprint assessment in wastewater treatment plants** *Journal of Cleaner Production* 112 (2016) 4741 e 4748 – 2016.

PENRU, Y; ANTONIUCCI, D; AMORES BARRERO, M. J.; CHEVAUCHÉ, C. Water footprint calculation: application to urban water cycle. *Int J Interact Des Manuf* 10:213–216 DOI 10.1007/s12008-016-0327-2,2016.

SHARIF F. **Use of Ozonation and Constructed Wetlands to Remove Contaminants of Emerging Concern from Wastewater Effluent** A Dissertation Presented in Partial Fulfillment of the Requirements for the Degree Doctor of Philosophy, August, 228 p., 2013

TRIPATHI, S.; TRIPATHI, D. M.; TRIPATHI, B. D. Removal of Organic Content and Color from Secondary Treated Wastewater in Reference with Toxic Potential of Ozone During Ozonation. **Hydrology Current Research**, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.4172/2157-7587.1000111>. Acesso em : 20 de Novembro de 2017.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





SISTEMA FRANCÊS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS EMPREGADO NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UM RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO

Orlando de Carvalho Junior

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina – PR, Brasil
Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária.
junior@utfpr.edu.br

Amanda Silva Nunes

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina – PR, Brasil
Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária.
amanda__nunes1@hotmail.com

Renan Balini Ramos

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina – PR, Brasil
Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária.
renan.r13@gmail.com

Resumo

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar a eficiência de remoção de nutrientes e matéria orgânica em um sistema francês de wetlands construídos com leito do segundo estágio parcialmente saturado utilizado no tratamento do efluente de um restaurante universitário. A pesquisa foi conduzida, no sul do Brasil (latitude -23,304218, longitude -51,172223), em uma planta, em escala piloto, constituída por dois estágios de tratamento, ambos plantados com *Heliconia Rostrata*, sendo o primeiro estágio com dois leito de 1,13 m² e o segundo estágio com um leito de 1 m² e 0,25 m de fundo saturado. Os resultados desta pesquisa correspondem às oito primeiras semanas de operação do sistema. As cargas médias aplicadas foram de 84.2 g/m²/dia de DQO, 6,7 g/m²/dia de NTK, 1,4 g/m²/dia de N-amoniaco, e 6.9 g/m²/dia de Nitrogênio total. As eficiências médias de remoção/conversão do sistema foram 91.4% para DQO, 92% para NTK, 77% para Nitrogênio Total e 99% para fosfato. 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, sistema francês, desnitrificação, fundo saturado.

1 Introdução

Os wetlands construídos (WCs), também conhecidos na literatura como filtros plantados com macrófitas, são sistemas desenvolvidos como o propósito de tratar águas



residuais de diferentes origens mediante processos naturais que incluem a ação de microrganismos, vegetação, material filtrante e a forma como o efluente se movimenta dentro do sistema, sendo o tempo de interação entre esses constituintes e o efluente o principal responsável pela remoção de poluentes (DE PAOLI; VON SPERLING, 2013). Platzer, Hoffmann e Cardia (2007), descrevem os WCs como sistemas tecnicamente mais simples e econômicos se comparados aos sistemas convencionais de tratamento, além disso, são flexíveis quanto à variação de carga, sem produção de lodo, dispensam energia elétrica com processos como aeração e são altamente eficientes na remoção de bactérias, germes e outros contaminantes prejudiciais ao meio aquático. Dentre os contaminantes destacam-se o nitrogênio e fósforo, esses constituintes estão associados a fenômenos prejudiciais ao meio aquático como eutrofização, aumento do oxigênio dissolvido e toxicidade aos animais (VON SPERLING, 2005). Nestes sistemas, os principais mecanismos de remoção de nitrogênio são os processos sequenciais de amonificação, nitrificação e desnitrificação, no que se refere ao fósforo, a precipitação química, adsorção e assimilação pela vegetação e pelo biofilme são as potenciais formas de remoção deste componente nos wetlands construídos (IWA, 2000; SOUZA et al. 2004). São inúmeros os tipos e associações de wetlands construídos, entre eles destacam-se os WCs do tipo Francês, essas unidades são diferenciadas pela alimentação em bateladas, por dois estágios de tratamento, além do mais, possuem a capacidade de tratar efluente bruto diretamente, renunciando a etapa de pré-tratamento (DAL BOSCO, 2016; MOLLE, 2014). No presente estudo, avaliou-se um sistema Francês de WCs, com profundidade de saturação igual a 0,25m, no segundo estágio, utilizado no tratamento de esgoto proveniente de um restaurante universitário, no tocante à eficiência de remoção de nutrientes e matéria orgânica.

2 Material e Métodos

O sistema Francês de wetland construído foi dimensionado segundo os critérios de Molle et al. (2005), sendo constituído por dois leitos no primeiro estágio e um leito no segundo estágio. Cada um dos leitos do primeiro estágio possui área superficial de 1,13 m², tendo como maciço filtrante 0,10m de brita 1 ($\Phi = 9,5- 19\text{mm}$), 0,25m de brita $\frac{1}{2}$ (Φ

Organização:



Apoio:



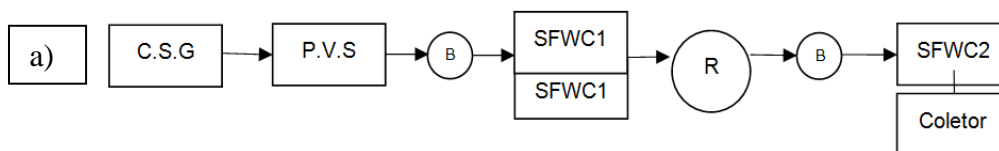
Patrocínio:



= 5-12,7mm) e 0,20m de brita 0 ($\Phi = 4, 5-9,5\text{mm}$). Já o segundo estágio de tratamento dispõe de área superficial de 1m^2 , 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). Na Figura 1a é possível ver o fluxograma da estação experimental e nas Figuras 1b e 1c, é possível visualizar as fotografias dos estágios 1 e 2, respectivamente.

Figura 1- a) Fluxograma da estação experimental; b) Fotografia Estágio 1; c) Fotografia Estágio 2

Legenda: C.S.G= Caixa separadora de gordura; P.V.S = Poço de visitação e sucção; B = Bomba centrífuga; SFWC1= Sistema francês de WC no primeiro estágio; R= Reservatório; SFWC2= Sistema francês de WC no segundo estágio.



Fonte: Autoria própria



Fonte: Capturada pelo autor

Na superfície desse wetland foram plantadas mudas de *Heliconia Rostrata* (6 mudas/ m^2) considerando sua rusticidade, características radiculares e ornamenta o 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 afim de acumular volume suficiente para

75

Organiza o:



Apoio:



Patrocínio:





captação por uma bomba centrífuga (1/2 cv de potência e $Q_{nominal} = 1500L/h - 25L/min$) Foi aplicada taxa hidráulica de $0,088 m^3/m^2d$ para cada leito do primeiro estágio e $0,1 m^3/m^2d$ para o segundo, respectivamente, duas no período da manhã e outras duas entre o horário de almoço do restaurante e o período vespertino.

Considerando a vazão nominal da bomba, cada batelada teve duração de 1 min resultando em uma vazão de aplicação de $1,32 m^3/m^2h$, em cada leito do primeiro e $1,5 m^3/m^2h$ no segundo, respectivamente, tentativa de manter a uniformidade de distribuição do efluente ao longo da superfície.

3 Resultados e Discussão

Para efeito de comparação analisou-se os parâmetros no esgoto em seu estado bruto (E), ao final do primeiro estágio (I) e ao final do segundo estágio (II).

3.1 Série Nitrogenada

Durante o período considerado, o wetland construído apresentou elevada redução das concentrações de nitrogênio amoniacal, nitrogênio total kjeldahl (NTK) e nitrogênio total. Para melhor compreensão, a Tabela 1 resume os resultados, em termos de valores médios, referentes a todo o período de monitoramento (parâmetros relativos a série nitrogenada).

Tabela 1 – Valores médios dos parâmetros analisados para série nitrogenada (mgL^{-1})

Parâmetros (mgL^{-1})	Esgoto Bruto	Estágio I	Estágio II
Nitrogênio Amoniacal	16,1	17,1	2,8
NTK	75,3	40,5	6,6
Nitrato	2,6	3,0	11,1
Nitrogênio Total	77,9	33,5	17,7

Fonte: Autoria própria.

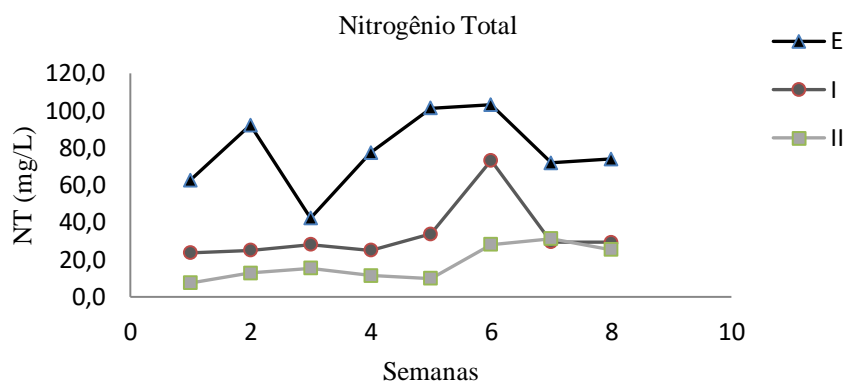
Em relação ao nitrito, não constatou-se resultados relevantes para este parâmetro em nenhuma das amostras analisadas. Outros trabalhos reportam a ausência de NO_2^-



(nitrito) um indicativo da ocorrência da nitratação, ou seja, conversão no nitrito a nitrato (FREITAS, 2015). Para o nitrato (NO_3^-), as médias de concentração para o esgoto bruto, estágio I e estágio II foram de respectivamente 2,6, 3,0 e 11,1 mgL^{-1} .

A variação temporal da concentração de nitrogênio total pode ser observada no Gráfico 1.

Gráfico 1 – Variação temporal do Nitrogênio Total observada durante o monitoramento do sistema.



Fonte: Autoria Própria.

3.2 Fósforo

Ao longo do monitoramento a concentração média de fósforo foi de 12,7 mgL^{-1} para o esgoto bruto e 11,54 mgL^{-1} para o estágio I. Em relação ao estágio II, o resultado encontrado foi altamente satisfatório com concentrações abaixo do limite de detecção em todas amostras analisadas. Sezerino (2006) aponta que a redução de fósforo ao longo do sistema está diretamente correlacionada a adsorção e a precipitação do mesmo junto ao material filtrante.

3.3 Remoção de Matéria Orgânica.

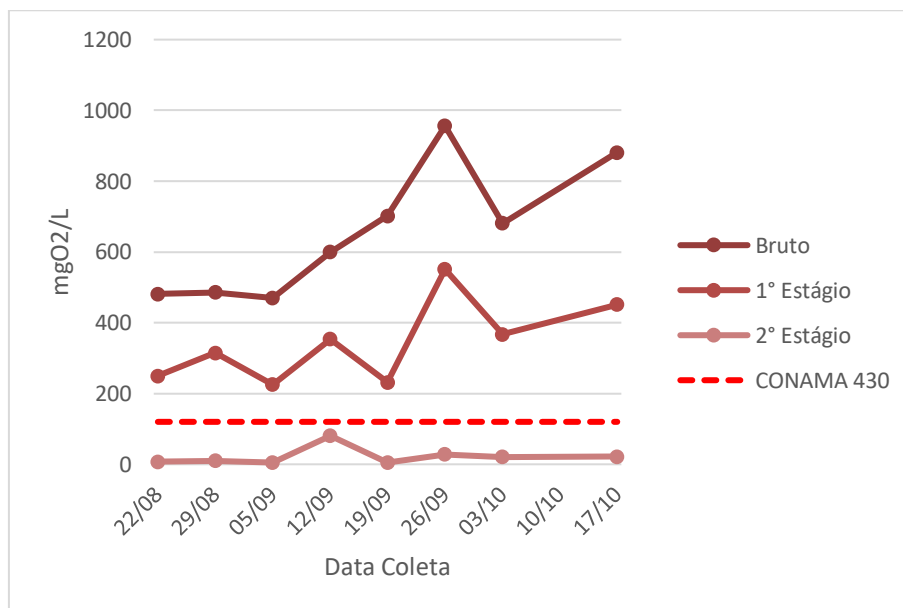
De uma maneira geral, através dos parâmetros DQO e DBO_5 a redução da matéria orgânica foi altamente eficiente atingindo respectivamente 91,4 e 96,6 % do afluente bruto até o efluente no final do tratamento. Isto significa uma redução média de 657,1



para 22,3 mgO₂/L para DBO₅ e de 950,92 para 81,1 mgO₂/L para DQO. Enquanto que a relação DBO₅/DQO média do afluente foi de aproximadamente 0,70 para o efluente no final do tratamento (2° estágio) foi de 0,27 evidenciando a remoção de matéria orgânica por degradação biológica

Nos gráficos 2 e 3, respectivamente, é possível visualizar a variação temporal de DBO₅ e DQO nos três pontos de coleta no período de monitoramento.

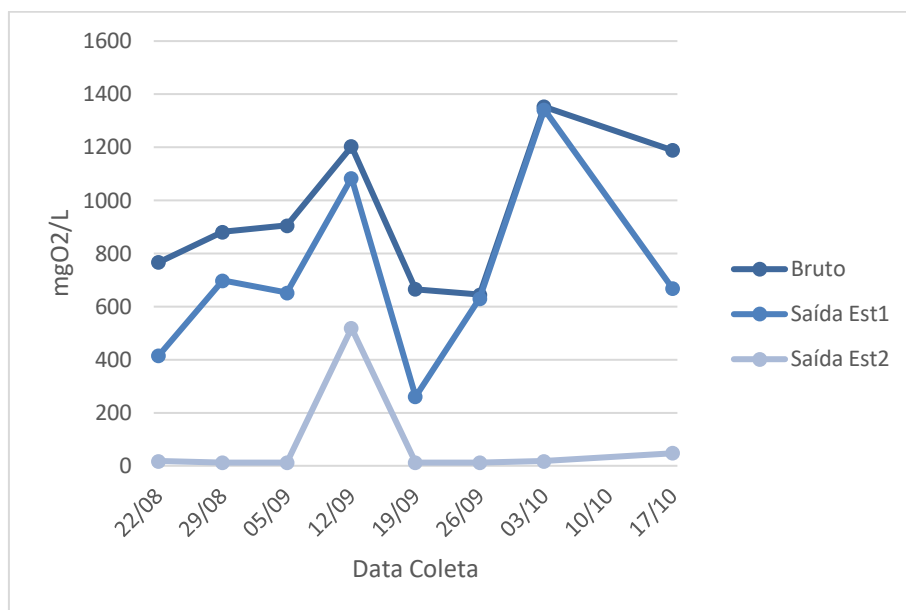
Gráfico 2 – Concentrações DBO₅ das amostras durante o monitoramento.



Fonte: Autoria própria.



Gráfico 3 – Concentração de DQO das amostras durante o monitoramento



Fonte: Autoria própria.

É possível observar através dos gráficos que para a grande maioria das coletas (em exceção ao dia 19/09 no primeiro estágio para ambos parâmetros) o sistema atingiu alta eficiência na remoção de matéria orgânica demonstrando estabilidade do processo. Rizzo et al. (2018), Paing et al. (2015) e Morvannou et al. (2015), com sistemas francês de WC implantados e com menos de 2 anos de operação identificaram eficiências similares com DBO5 e DQO com valores respectivamente em 98,5/98,8%, 98/93% e 87/93%.

Para Molle (2005) em seu estudo avaliativo para performance do sistema francês, constatou baseado em mais de 80 plantas instaladas a eficiência global de 82% de DQO. Dal Bosco (2005), utilizando o sistema francês em um distrito de Trento- SC conseguiu atingir eficiência geral de 93% DQO e 98% DBO₅. Comparado a eficiência de 91,4% DQO e 96,6% DBO₅ deste trabalho, é importante frisar o fator chave para remoções tão elevadas: a camada de biofilme. Apesar do sistema implantado ser mais novo comparado ao de Trento- SC, fatores como carga hidráulica mais baixa, clima mais quente e característica do efluente, influenciam para a estabilidade do biofilme, atingindo alta capacidade de remoção de MO.



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

4 Conclusões

O sistema Francês de wetlands construído com maciço parcialmente saturado mostrou-se como uma tecnologia viável e eficaz para o tratamento alternativo de esgoto sanitário advindo de restaurante universitário, proporcionando melhoria na qualidade e aparência do efluente. Além disso, o sistema apresentou as fases de amonificação, nitrificação e desnitrificação bem definidas atestando que as condições operacionais adotadas foram capazes de manter boa eficiência de remoção de nitrogênio ao longo de todo sistema. Estudos ainda podem ser conduzidos com o intuito de averiguar o comportamento do sistema a aplicabilidade de uma maior carga do que a usada no presente estudo.

A remoção de matéria orgânica do efluente tratado foi eficiente, atingindo quase a completa remoção, demonstrando porcentagens similares a outros modelos implantados no território nacional e internacional e, gerando um efluente tratado com níveis satisfatórios segundo os parâmetros da legislação ambiental.

Referências

- DALBOSCO, V. Projeto de concepção de um sistema de wetland construídos em modelo Francês na cidade de Nova Trento – SC. 2016. 96 f. Graduação (Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.
- DE PAOLI, A. C., VON SPERLING, M. Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial. Gesta, v.1, p.213- 222, 2013.
- FREITAS, M. N. de. Avaliação do start up de wetland construído vertical descendente com fundo saturado empregado no tratamento de esgoto sanitário. 2015. 81 f. Graduação (Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- International Water Association (IWA). Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation. Scientific and Technical Report No. 8. London, England: IWA Publishing. 156 p. 2000.
- 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, p.106-112, 2014.
- PLATZER, C.; HOFFMANN, H.; CARDIA, W. O wetland como componente de ECOSAN – experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE SANITATION: “FOOD AND WATER SECURITY FOR LATIN AMERICA”. 2007, Fortaleza. Anais. Fortaleza: Ecosan, 2007. Disponível em: <http://www.rotaria.net/peru3/rotaria/files/ponencias/O_WETLAND_COMO_COMPONENTE_DE_ECOSAN.pdf>. Acesso em: 20 jan. 2019.
- SEZERINO, P. H. Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagos de estabilização sob condições de clima subtropical. 2006. 171 f. Tese de doutorado (Curso de Pós graduação em Engenharia Ambiental), Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. Disponível em:

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

<<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/103142/225786.pdf?sequenc e=1>>. Acesso em: 06 set. 2018.

SOUZA, J. T. de. Use of constructed wetland for the post-treatment of domestic sewage anaerobic effluent from UASB reactor. Eng. Sanit. Ambient, v. 9, p. 285-290, 2004. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v9n4/v9n4a03.pdf>>. Acesso em: 28 fev. 2019.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association. Water Environment Federation. Washington DC, USA, 1268p, 2012.

VON SPERLING, M. Princípios de tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 425p.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





USO DE EQUIPAMENTOS BASCULANTES PARA MEDIÇÃO DE VAZÃO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS: EXPERIÊNCIA OBTIDA AO LONGO DE TRÊS ANOS DE OPERAÇÃO EM UMA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL

Victor Ybarzo Fechine*

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina (SC), Brasil
Grupo de Estudo em Saneamento Descentralizado
victorybarzo@gmail.com

Mayara Oliveira dos Santos

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina (SC), Brasil
Grupo de Estudo em Saneamento Descentralizado
mayara.oliveira@posgrad.ufsc.br

Pablo Heleno Sezerino

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina (SC), Brasil
Grupo de Estudo em Saneamento Descentralizado
pablo.sezerino@ufsc.br

Resumo

O objetivo deste trabalho foi avaliar o funcionamento e compartilhar a experiência obtida com o uso de equipamentos de medição de vazão do tipo basculante em wetlands construídos. Foram utilizados dois equipamentos basculantes associados cada um deles a um wetland construído vertical (WCV), ambos implantados na Estação Experimental de Tratamento de Esgoto Sanitário, localizado na Universidade Federal de Santa Catarina. São apresentados os resultados de ensaios realizados em campo para determinação do comportamento hidráulico e das cargas aplicadas nos módulos WCV utilizando-se aferidores de vazão afluente recalçados por meio de bombeamento, bem como por meio de medidores basculantes para determinação da vazão efluente e das cargas removidas em cada WCV. Apesar de problemas pontuais observados, a utilização dos medidores basculantes se mostrou uma alternativa de baixo custo, fácil instalação e operação, para obtenção de parâmetros de controle e monitoramento dos módulos de wetlands construídos.

Palavras-chave: Equipamento basculante. Medição de vazão afluente e efluente. Comportamento hidráulico. Carga orgânica. Wetland construído vertical.

1 Introdução

Atualmente, uma das principais preocupações ambientais em relação às questões hídricas é a qualidade dos corpos d'água, onde as descargas de efluentes desempenham um papel importante. Para atender às legislações pertinentes de lançamento de efluentes, muitas vezes além de saber as concentrações dos poluentes, se faz necessário também saber as cargas aplicadas e removidas, obtidas através de medições de vazão.

Dentre as atividades de medição, verificação e controle de variáveis, a medição de vazão sempre apresenta grandes dificuldades, tanto do ponto de vista da instalação e operação quanto da qualidade dos dados gerados. Além disso, os medidores de vazão comumente encontrados no mercado são caros, aumentando o custo tanto para estações experimentais quanto para sistemas em escala real.

Para os sistemas wetlands construídos, que muitas vezes são dimensionados para atender residências unifamiliares, loteamentos ou para situações que a geração de efluente não é constante, como em pousadas, há dificuldades em obter os valores de vazão, uma vez que o tempo de percolação no maciço filtrante pode ser lento, com pequenos volumes de esgoto sendo aplicados intermitentemente.

Diante disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar o funcionamento e compartilhar a experiência obtida com o uso de equipamentos de medição de vazão do tipo basculante em wetlands construídos.

2 Metodologia

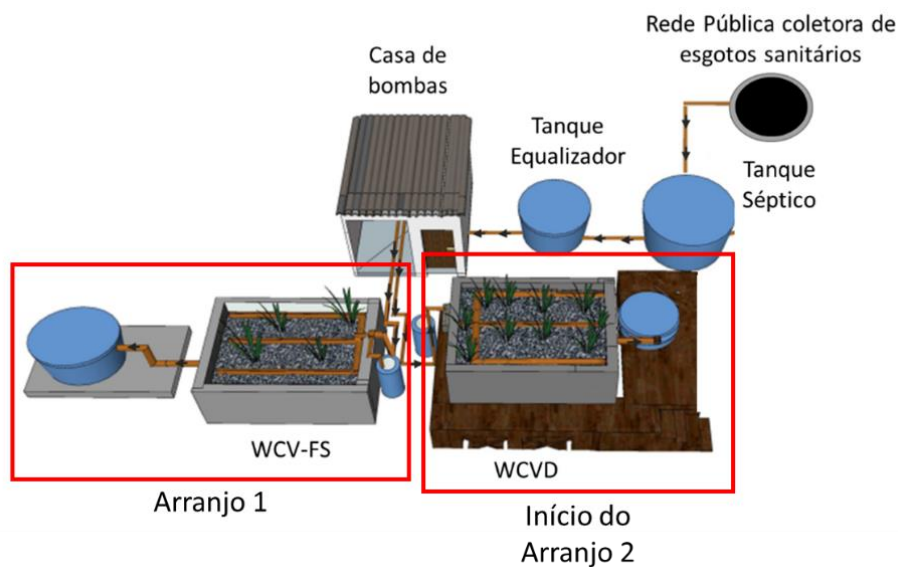
2.1 Estação experimental

A Estação Experimental de Tratamento de Esgoto Sanitário empregando a Ecotecnologia dos Wetlands Construídos (EETE) é composta por um tanque séptico (TS), um tanque equalizador e três wetlands construídos (WC), inseridos em dois arranjos tecnológicos diferentes: o primeiro constituído por um wetland construído vertical (WCV) seguido de um wetland construído horizontal (WCH), compondo o chamado arranjo híbrido; e o segundo por um wetland construído vertical de fundo saturado (WCV-FS). A EETE foi instalada em 2015 e continua em operação até o presente momento.



O esgoto bruto é primeiramente recalcado a partir de um poço de visita da rede pública da concessionária do município (CASAN) para ter o tratamento primário no TS, em seguida passa para o tanque equalizador para então ser bombeado para os dois arranjos tecnológicos. Um fluxograma de como a EETE funciona pode ser melhor observado na Figura 4. Ressalta-se que para a presente pesquisa somente os comportamentos hidráulicos dos WCV e WCV-FS foram estudados.

Figura 4 - Fluxograma de funcionamento dos dois arranjos na estação experimental.

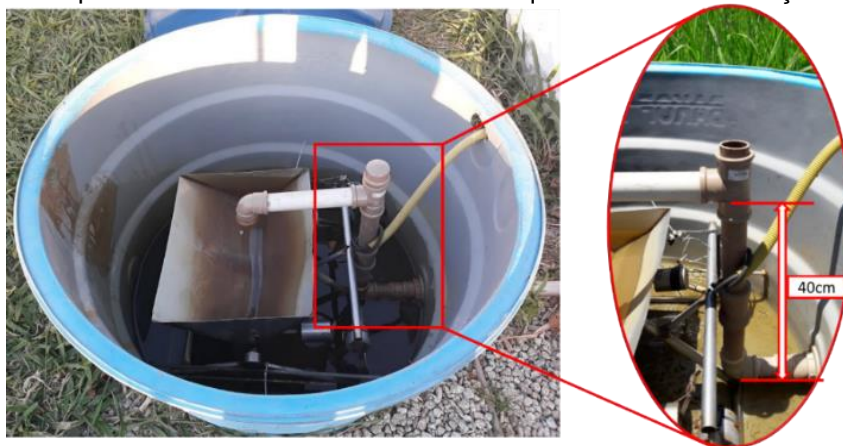


Fonte: Acervo GESAD.

Ambos os WC estudados possuem 7,5 m² de área superficial e são compostos por aproximadamente 60 cm de areia grossa ($d_{10} = 0,29$ mm; $d_{60} = 1,16$ mm; $d_{60}/d_{10} = 4,05$), com uma camada de brita na superfície e no fundo. Foram plantados com *Typha domingensis* (taboa) com densidade inicial de 4 mudas/m². A diferença entre ambos os sistemas é que o WCV-FS possui uma saturação de fundo de 40 cm, como mostrado na Figura 5.



Figura 5 – Anteparo de saída do WCV-FS com destaque a altura de saturação do sistema.



Fonte: Acervo GESAD.

2.2 Aferição da vazão de entrada

A aferição de vazão de entrada era realizada quinzenalmente, juntamente com a coleta das amostras na EETE. Esta aferição se processava acionando-se os conjuntos motor-bomba e mantendo-os ligados até a lâmina de esgoto no aparato medidor de vazão (Figura 6) atingir a tubulação de acrílico. Com as vazões das bombas determinadas e de acordo com a concentração do efluente de entrada dos WC, o tempo necessário para que elas permanecessem ligadas era programado em um *timer* eletrônico, de forma que a carga orgânica de projeto de 41 gDQO/m².d fosse mantida.

2.3 Inferência da vazão de saída

A inferência da vazão de saída foi feita por meio de dois equipamentos basculantes. Os equipamentos acumulavam esgoto até o volume calibrado e, ao atingir o volume, eles giravam e derramavam o efluente. Nesse momento em que giravam, por meio de dois sensores acoplados a cada um deles, a basculada era contabilizada em um datalogger. Com o registro dos giros no datalogger e o volume calibrado dos basculantes, foi possível inferir a vazão de saída nos intervalos dos giros. O basculante em repouso e girando pode ser observado na Figura 7.



Figura 6 - Dispositivo para medição de vazão de entrada (pós bombeamento) nos módulos WC.



Fonte: Rouso (2017)

Figura 7 - Equipamento basculante em funcionamento. (a) Em repouso. (b) Basculando.



Fonte: Rouso (2017)

3 Resultados obtidos

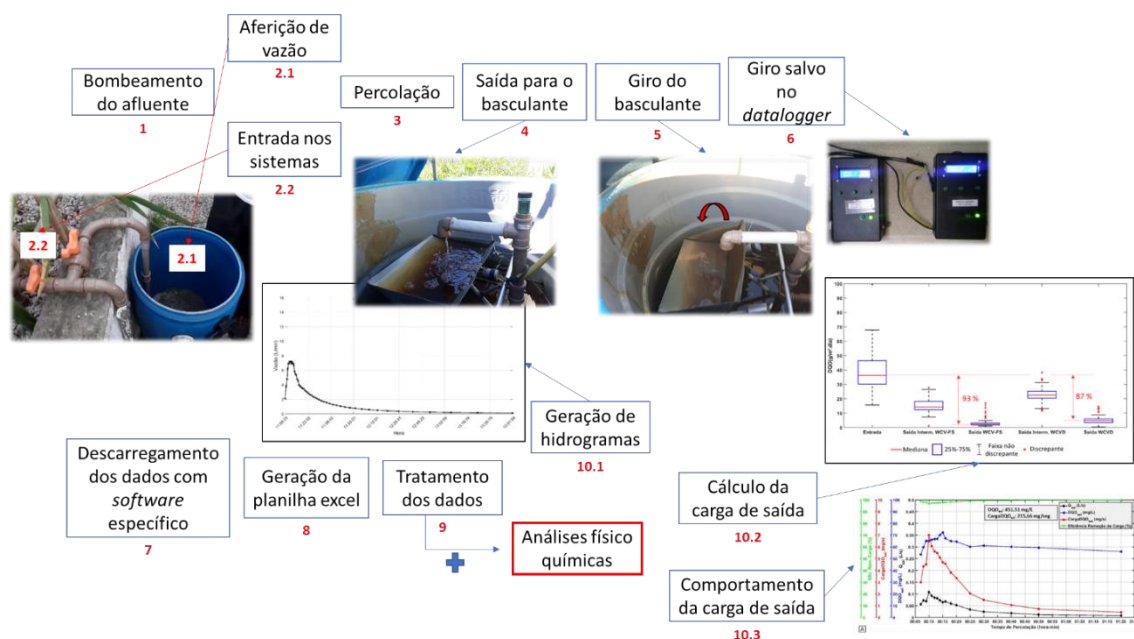
3.1 Fluxograma de funcionamento

O funcionamento se iniciava pelo bombeamento do afluente aos módulos WC, podendo ele ser direcionado para aferição de vazão ou para entrada nos módulos, por meio da manobra de dois registros. Após, os efluentes percolavam pelos WCV e WCV-FS e saíam para o basculante, que ao término do enchimento girava, e então, o *datalogger* registrava a basculada. Os dados registrados no *datalogger* eram descarregados semanalmente, sendo geradas planilhas do *software* Excel® para posterior tratamento destes dados, sendo feita a organização deles e exclusão dos repetidos, de acordo com problemas ocorridos, os quais serão melhor explorados em tópico posterior. O *datalogger* utilizado foi desenvolvido na plataforma de código aberto Arduino, com contratação de



empresa especializada para realização do serviço. Apesar disso, o valor total gasto com o equipamento basculante, com o desenvolvimento do sistema *datalogger* e do programa para descarregamento dos dados, foi inferior ao que seria necessário para a compra de *datalogger* e medidores de vazão encontrados no mercado. Com os dados coletados foi possível a geração de hidrogramas de saída dos módulos WC. A partir do monitoramento físico-químico realizado na EETE (avaliação esta que não está contemplada neste trabalho) em conjunto com os hidrogramas, foi possível identificar o comportamento da carga efluente do WCV e do WCV-FS, conforme pode ser visualizado na Figura 5.

Figura 8 - Fluxograma de funcionamento da entrada do afluente até coleta dos dados do efluente.



Fonte: Acervo GESAD.

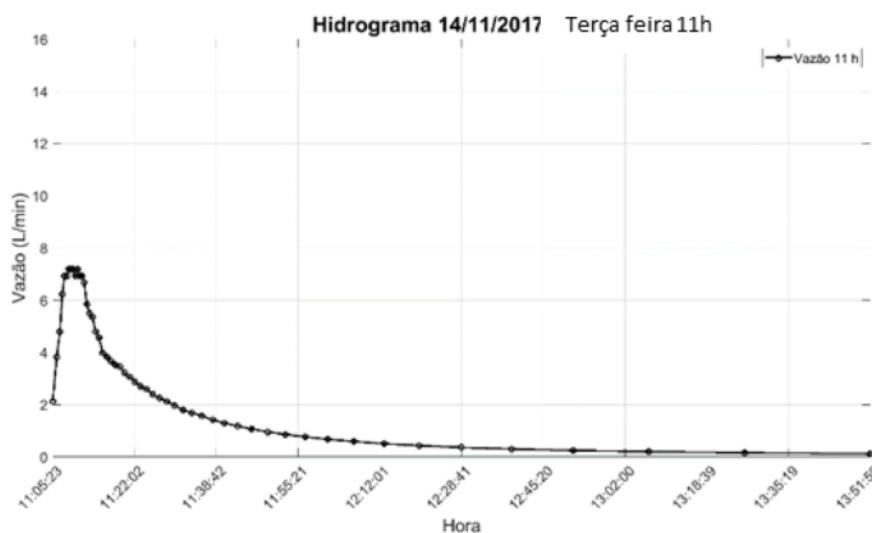
3.2 Série de dados gerada

Ao longo dos três anos em operação foram coletados cerca de 68000 dados de acionamento do basculante do WCVD e 26000 dados de acionamento do WCV-FS. Para compilação e apresentação desses dados de forma automatizada, foi desenvolvido um programa no *software* Matlab®, no qual liam-se os dados de acionamento dos basculantes, calculava-se o intervalo temporal entre eles, e junto com o volume pré-determinado do



basculante calculava-se a vazão nesses intervalos, o que possibilitou a geração de cerca de 1500 hidrogramas do WCVD e 1300 hidrogramas do WCV-FS. A diferença na quantidade de dados entre o WCVD e o WCV-FS se deu principalmente pelo basculante do WCV-FS ser maior, sendo acionado menos vezes. Já a diferença da quantidade de hidrogramas entre os dois se deu principalmente pelo basculante do WCV-FS estar em funcionamento a menos tempo que o do WCVD. Um hidrograma típico pode ser observado na Figura 9.

Figura 9 - Hidrograma típico observado no WCVD.

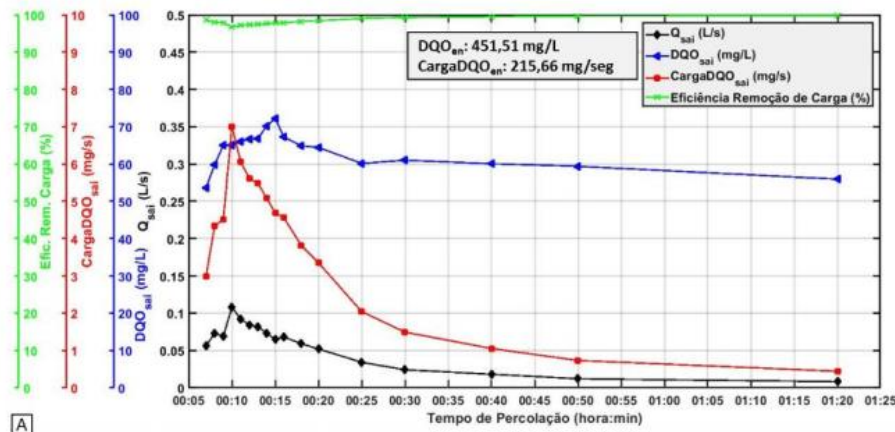


Fonte: Fechine (2019)

Paralelamente aos dados coletados do basculante, foram realizadas 83 coletas de amostras do efluente, que juntamente com os dados de vazão possibilitaram o cálculo da carga de saída dos módulos. Além disso, por meio de três análises durante o período de drenagem, foi possível observar o comportamento da carga de saída durante a drenagem do efluente nos WC, e não só o seu valor exato. O comportamento típico observado para o WCVD é apresentado na Figura 10.



Figura 10 - Comportamento da carga de saída do WCVD.



Fonte: Fachine (2019)

3.4 Problemas observados

Os principais problemas observados no funcionamento dos basculantes foram a falta de lubrificação dos rolamentos, a rachadura na solda de sua estrutura e a contagem repetitiva de dados. A lubrificação dos rolamentos dos equipamentos basculantes semanalmente era necessária para evitar seu travamento, e acredita-se que a frequência deu-se desta forma devido ao ambiente abrasivo e ao seu acionamento constante. A rachadura na solda foi devido ao desgaste temporal e pelo material o qual eles eram compostos, podendo ser evitado caso fosse feito de outro material. No trabalho de Zumalacarregui (2018) também foi utilizado um equipamento semelhante a este, porém feito de PEAD, não sendo constatado problemas semelhantes no período observado. O problema em relação repetitiva de dados foi causado pelo mal posicionamento dos sensores que detectavam quando o equipamento era acionado. Após o aprendizado dos operadores em como posicionar os sensores de forma adequada, o erro não se repetiu. Além disso, os erros contabilizados pelo *datalogger* puderam ser identificados e excluídos da planilha gerada dos dados pela proximidade de tempo entre os registros.

4 Conclusão

Por meio da utilização de equipamentos basculantes na medição de vazão efluente em wetlands construídos verticais aplicados no tratamento de esgoto sanitário, pode-se concluir que:

- Medidores basculantes são de baixo custo quando comparados com os medidores de vazão comumente disponíveis no mercado, além de apresentarem fácil instalação e operação;
- Permitem medir vazões pequenas, uma vez que todo o líquido é encaminhado para o basculante, acumulado e então contabilizado após cada basculada;
- Os dados obtidos possibilitam a geração de gráficos por pulsos de alimentação, diários, semanais e/ou mensais;
- Os sistemas se mostraram tão robustos, com poucas oscilações nas variações de vazões efluentes, com exceção de momentos críticos de chuvas intensas, que os dados sugerem uma não necessidade de instalação permanente de medidores de vazão em wetlands construídos, podendo ser utilizados apenas em campanhas específicas, permitindo assim, a alternância dos medidores em diferentes sistemas.

Referências

- FECHINE, Victor Ybarzo. **AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO E DA ROTINA OPERACIONAL EM WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS EMPREGADOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**. 2019. 159 f. Dissertação (Mestrado) - Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.
- ROUSSO, B. Z. **AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA HÍBRIDO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS EMPREGADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**. 2017. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, 2017.
- ZUMALACARREGUI, J. A. G. **INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES HIDRODINÂMICAS NOS PROCESSO DE CONVERSÃO AERÓBIA EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO VERTICAL NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO BRUTO**. 2018. Tese de doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, 2018.



CRIAÇÃO DO CONCEITO DE *HUMEDAL CENTINELA*

Wagner David Gerber*

Ecocell, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil
wgerber@ecocell.com.br

Michel David Gerber

Instituto Federal Sul-rio-grandense, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil
mgerber@ecocell.com.br

Viviane Rodrigues Dorneles

Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil
Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos
vivianerdorneles@gmail.com

Istefâni Furtado Borges

Ecocell, Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil
iborges@ecocell.com.br

Resumo

Um sistema de wetland construído (SWC) foi desenvolvido e implementado para atuar como sentinela de monitoramento, numa empresa localizada em Valdivia, Chile, com as espécies representativas do humedal natural, que recebe o efluente industrial de produção de celulose, que mesmo atendendo aos padrões de emissão fixados, pode ser nocivo ao meio ambiente. Este trabalho tem por objetivo apresentar o conceito do *Humedal Centinela* (HC) e sua aplicação como inovador sistema de monitoramento. O HC fornece informações a respeito da qualidade do efluente após o tratamento terciário e seus possíveis efeitos, antes que os cause no ecossistema do Río Cruces localizado no Santuario de la Naturaleza “Carlos Anwandter” na região de Los Rios no Chile. O sistema de caráter sentinela não apresenta antecedentes e é considerado um inovador sistema de monitoramento de efluentes, implementado como medida compensatória devido a exigências ambientais do órgão ambiental competente. Para a concepção do sistema foram desenvolvidos uma rede hidráulica adaptada para permitir a simulação e vários tipos de fluxo de alimentação, seleção das plantas adaptadas, determinação da geometria e parâmetros de monitoramento físico-químicos, microbiológicos e biológicos. O HC é um SWC utilizado como sistema de alerta prevenindo que o efluente produza efeitos deletérios ao meio ambiente. A partir do monitoramento dos parâmetros de todos os componentes do sistema (efluente, plantas e organismos) é possível determinar alterações no comportamento do efluente e prever acidentes ambientais com ampla antecedência, permitindo uma eficaz ação de prevenção e remediação aos danos causados.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





Palavras-chave: Concepção. Sistema Wetlands Construídos. Monitoramento de efluentes. Alerta de interferências. Prevenção.

1 Introdução

O uso de plantas aquáticas em sistemas, como os wetlands construídos (SWC), tem sido empregado há vários anos. Agindo como sistemas de fitodepuração, consiste no cultivo de macrófitas num sistema biológico, formado por plantas, microrganismos e meio ambiente, proporcionando uma série de complexas interações físicas, químicas e microbiológicas (SCHOLZ et al., 2005; KADLEC et al., 2009; DELGADILLO et al., 2010). Devido ao processo de crescimento das plantas, as raízes retiram do meio compostos orgânicos e inorgânicos essenciais à sua estruturação, tornando os SWC possíveis sistemas de remediação, diminuindo a toxicidade de seu entorno (BOROS et al., 2014). A partir da análise do efluente, da comunidade microbológica presente na zona de raízes e camada suporte, na saúde das plantas e/ou análise de suas partes, é possível determinar a situação atual do sistema (YADAV et al., 2012; BOROS et al., 2014).

A versatilidade na utilização dos SWC para processo de tratamento de efluentes, pode ser observada através de diversas pesquisas realizadas nesta área como Choudhary et al. (2011), Gill et al. (2014), Arivoli et al. (2015), Vystavna et al. (2017) e Vasconcellos et al. (2019). Todavia, efluentes industriais gerados em grande quantidade e de propriedades variadas, podem ocasionar desastres ambientais devido à alterações no seu comportamento e pelo lançamento direto deste, mesmo após o tratamento, para o corpo receptor. Isso ocorre devido à falta de tempo de aviso, para prever acidentes ambientais com plena antecedência e por não ser realizado o monitoramento das possíveis interferências do contato do efluente ao corpo receptor. Portanto, busca-se soluções relativas a sistemas que contenham as mesmas características do corpo receptor mas com a finalidade de monitoramento das possíveis alterações do despejo do efluente naquele meio.

Com base na ampla utilização dos SWC para diversos fins, direcionados a gestão de efluentes, bem como para reconstituição de paisagens (HARRINGTON et al., 2011), foi desenvolvido um projeto singular e inovador para utilização do SWC com caráter

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





sentinela, para monitoramento e avaliação da interferência pelo lançamento do efluente tratado, gerado em uma indústria, implementado entre o sistema terciário de tratamento e o corpo receptor. O sistema, denominado *Humedal Centinela* (HC), fornece informações dos efeitos causados no corpo receptor devido ao lançamento de um efluente industrial, antecedentemente ao despejo, que, a partir do monitoramento dos parâmetros de componentes do sistema, é possível determinar alterações no comportamento do efluente e prever acidentes ambientais com ampla antecedência, permitindo uma eficaz ação de prevenção e/ou remediação aos danos causados. Desta forma, o objetivo deste trabalho é apresentar o conceito do sistema *Humedal Centinela*, implementado e em operação, numa indústria localizada em Valdivia no Chile.

2 Concepção do *Humedal Centinela*

A concepção de um sistema de wetland construído (SWC) que possua caráter de sentinela, denominado de *Humedal Centinela* (HC), para monitoramento de um efluente tratado no nível terciário, único no mundo, foi realizada mediante um acordo entre o empreendimento industrial e o órgão ambiental competente. O acordo foi realizado devido a exigências ambientais, a partir de uma demanda judicial, como medida compensatória após acidentes ambientais ocorridos no Santuario de la Naturaleza “Carlos Anwandter” localizado na região de Los Rios no Chile.

Por não ser possível o desenvolvimento de um clone do humedal natural, o qual recebe o efluente industrial de onde o HC foi instalado, em Valdivia no Chile, foi necessário a criação de um sistema para reproduzir condições, servindo de vigilante aos efeitos e impactos que o efluente possa apresentar, sobre a flora e a fauna, sem monitoramento adequado, permitindo alertar sobre mudanças significativas associadas aos parâmetros do efluentes. Deste modo, foi excluído do conceito de HC a ideia de desenvolver um clone do humedal natural, bem como, a construção do sistema com a finalidade de tratamento de efluentes. Portanto, elaborou-se o HC para que não apresentasse grandes dimensões, nem grande consumo e que possuísse baixa carga de nutrientes, para não ser direcionado ao tratamento do efluente e sim ter a característica de sentinela para monitoramento.

Organização:



Apoio:



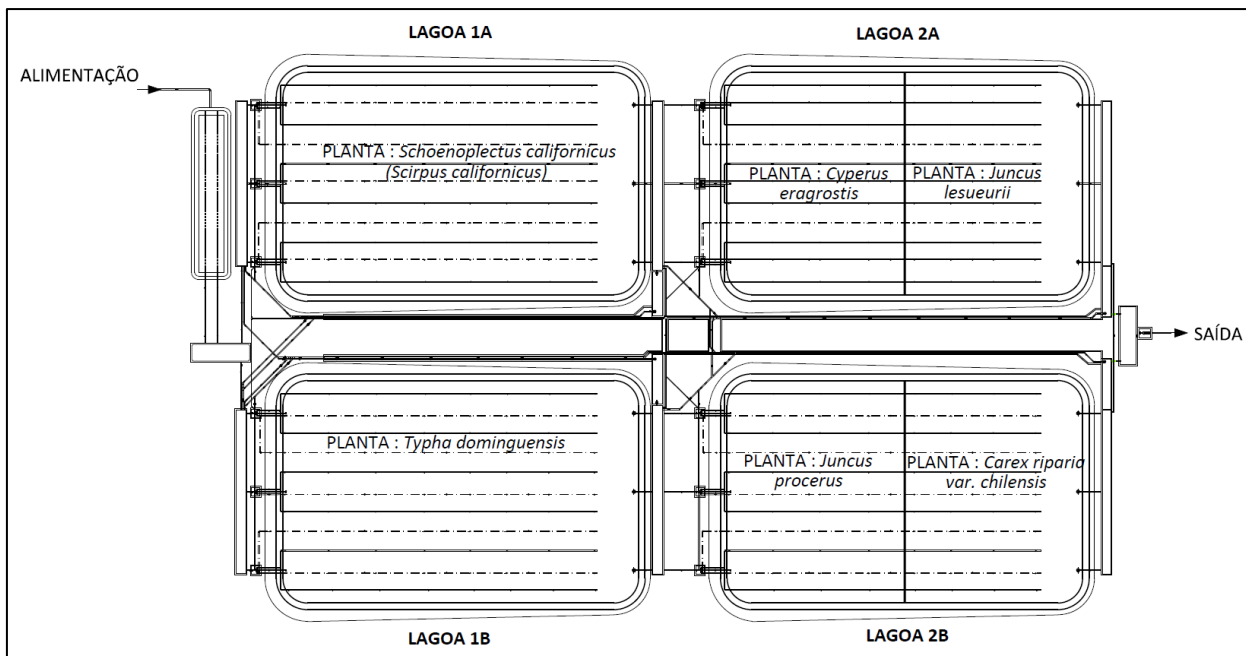
Patrocínio:



Localizado dentro dos limites da indústria, o HC é composto de uma linha que recebe o efluente oriundo da produção e outra linha alimentada com água do Ríó Cruces, o qual recebe o efluente industrial tratado, bombeada de um ponto de monitoramento localizado 1500 m a jusante a partir do efluente difusor. As duas linhas de monitoramento são iguais e possuem quatro lagoas diferentes entre si, apresentando uma área utilizada de 5.000 m² por linha, em que cada lagoa possui uma área de 1.250 m² com uma profundidade de 0,8 m (ARAUCO, 2019). Para os suportes, são utilizados cascalho laminado classificado com granulometrias específicas de ½” e ¾”, escolhidas de modo a não aumentar parâmetros no efluente, bem como, garantir vida longa ao HC, reduzindo o possível processo de entupimento. A estrutura hidráulica do sistema foi desenvolvida para permitir a conexão entre todas as lagoas de uma mesma linha e simulação de quatro tipos de fluxo: subsuperficial horizontal, vertical ascendente, vertical descendente e com superfície de água livre, de modo que o HC possa simular qualquer um dos tipos de fluxo supracitados.

O HC está localizado entre o tratamento terciário da indústria e o corpo receptor. Considerando que o tratamento ou polimento do efluente industrial não são objetivos principais do sistema, o mesmo foi projetado para operar com 1% da vazão total de efluente gerado na produção. O sistema permite a simulação de tempos de detenção que variam de um a três dias com recirculações parciais ou totais de até 100% da alimentação. A Figura 1 apresenta a estrutura de operação do HC localizado na indústria.

Figura 11: Estrutura de operação normal do *Humedal Centinela* para a linha de efluente terciário proveniente da indústria e da linha de água proveniente do Ríó Cruces



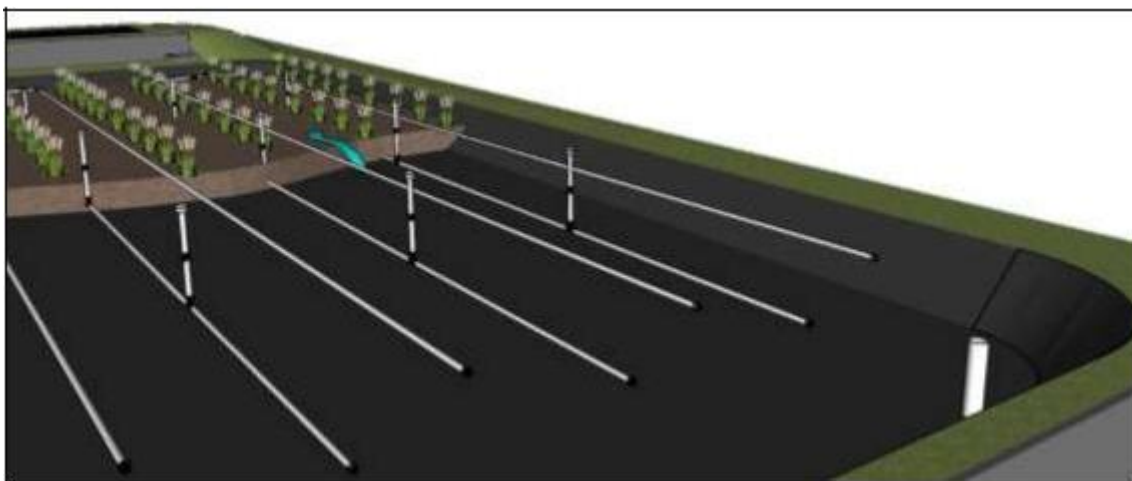
Autoria própria (2014)

O fluxo do sistema da linha que recebe efluente terciário é igual para a linha que recebe a água do Ríó (Figura 1). Conforme a Figura 1, em operação normal, a alimentação do sistema é realizada através de um tanque de alimentação para dois tanques de distribuição de entrada, para então alimentar as lagoas de efluente terciário 1A e 1B. Após isso, o efluente é direcionado aos tanques de distribuição intermediários para alimentar as lagoas 2A e 2B. Ao final do processo o efluente é encaminhado para a os tanques finais de distribuição. Embora o fluxo do sistema tenha sido descrito para a linha que recebe efluente terciário, é igual para a linha de água de rio.

Além de ser possível a realização de amostragens de efluente ou água, nos tanques de distribuição e alimentação, assim como na água superficial do wetland construído, foram instaladas um total de 120 chaminés em todo o sistema, 15 em cada lagoa, para permitir o monitoramento do efluente subsuperficial em diversos pontos das lagoas. As chaminés instaladas no sistema permitem a amostragem de efluente ou água no interior

da lagoa, onde seria inacessível caso não existissem. Na Figura 2, é apresentado a distribuição das chaminés, instaladas da mesma forma para cada uma das 8 lagoas (4 para linha alimentada com água Ríó Cruces e 4 para linha alimentada com o efluente).

Figura 12: Distribuição e estrutura do conjunto de chaminés implementado nas lagoas do HC



Autoria própria (2014)

A título de ilustração, é apresentado na Figura 3 o detalhamento dos tubos verticais das 15 chaminés instaladas em cada lagoa, que representam os pontos de amostragem do efluente ou água do Ríó Cruces.



Figura 13: Detalhamento das chaminés de amostragem instaladas nas lagoas do HC



Autoria própria (2014)

A combinação de espécies de plantas no sistema permite que o HC represente o humedal natural, que apresenta várias espécies como qualquer wetland natural. O HC é constituído das espécies *Scirpus californicus*, *Cyperus eragrostis*, *Juncus lesueurii*, *Typha dominguis*, *Juncus procerus* e *Carex riparia var. chilensis*. A linha do HC que recebe efluente do tratamento terciário da indústria, recebeu as primeiras plantas emergentes em novembro de 2017 e a linha que recebe água do Ríó Cruces teve o plantio realizado em dezembro de 2017. A posta em marcha do sistema foi realizada a partir de janeiro de 2018. Para adaptação das plantas da linha de efluente terciário a alimentação foi realizada como uma mistura de efluente terciário e água do rio, com a proporção de efluente terciário aumentando gradativamente até atingir a totalidade da alimentação.

Como o conceito de HC está ligado ao alerta de mudanças significativas no monitoramento e operação do sistema, associadas a alterações no efluente, foram definidos 6 níveis de alertas, que permitem interpretações isoladas ou conjuntas dos



fenômenos. Os níveis de alerta estão ligados a alterações nos parâmetros primários de monitoramento do efluente, parâmetros laboratoriais, modificações em parâmetros específicos de eficiência, mudanças associadas as plantas e organismos como crescimento e diminuição, e resultados de acumulação e ciclo biogeoquímico.

3 Conceito do *Humedal Centinela*

O conceito de um sistema sentinela é de um indicador e um alerta de qualidade do efluente, em relação a problemas que possam afetar a área natural, a qual recebe o efluente tratado da indústria. O HC representa a inovação em termos de SWC principalmente devido ao fato de não ser destinado ao tratamento final de efluentes ou o polimento destes. Sua ação prioritária em exibir alertas a respeito da qualidade do efluente e seu possível dano ao corpo receptor só é possível devido ao seu design que representa a evolução de um SWC tradicional.

O HC é um SWC mais versátil possível, mesmo sendo de baixa carga, utilizado como sistema de alerta, prevenindo que o efluente produza efeitos deletérios ao meio ambiente. A partir do monitoramento dos parâmetros dos componentes que constituem o HC (efluente, plantas e organismos) é possível observar alterações no comportamento do efluente e prever acidentes ambientais com ampla antecedência, permitindo uma eficaz ação de prevenção e/ou remediação aos danos causados.

Embora a finalidade do SWC seja de monitoramento, no HC existe remoção de parâmetros de monitoramento, como para sólidos suspensos e Demanda Química de Oxigênio (DQO). Desta forma, o consumo de alguns nutrientes e material orgânico também deve ser avaliado como processo natural que ocorre em todas as áreas úmidas, como indicador de desempenho e também como sentinela. Do mesmo modo, é necessário considerar que alguns parâmetros podem ser aumentados, como fósforo, nitrogênio e metais, por exemplo, devido ao suporte utilizado e as reações entre os fatores wetland e climáticos.

O sistema permite alertar principalmente sobre mudanças associadas aos parâmetros de monitoramento de efluente, sendo preparado para 6 níveis de alertas, permitindo simular as condições da zona natural, sendo controlado o fluxo, variações

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





hidráulicas e aeração. Considerando que o HC é um sistema natural, precisa de tempo para se adaptar e reproduzir todos os fenômenos necessários. Devido ao seu design o sistema requereu um tempo estimado de um ano para completar o primeiro ciclo biológico das plantas.

Para o HC foram concebidos 6 níveis de alertas, desenvolvidos para avisar sobre alterações significativas associadas ao efluente, o que permite gerar interpretações isoladas ou em conjunto sobre os fenômenos. Os níveis de alertas são organizados em: (1) Alerta prévio, que está associado a mudanças no efluente percebidas no sistema de monitoramento convencional existente na indústria, antes do HC; (2) Alerta imediato, quando há mudanças nos 8 parâmetros de medição instrumental de potencial redox, oxigênio dissolvido, pH, condutividade, salinidade, sólidos dissolvidos, turbidez e temperatura; (3) Alerta **cedo**, quando os alertas refletiram em mudanças nos parâmetros normais de monitoramento físico-químico e biológico; (4) Alerta de eficiência, quando há mudanças nos parâmetros específicos de eficiência, como desempenho do sistema, mesmo que este não seja o objetivo do HC, melhorias em alguns parâmetros serão apreciadas; (5) Alerta de médio prazo, está associado a mudanças em plantas e organismos, como crescimento, declínio, agregação e troca; (6) Alerta de longo prazo, quando há resultados de acumulação, ciclo biogeoquímico e metais (Al, Fe e Mn).

Para a realização do monitoramento são efetuadas amostragens planejadas no efluente, na água, no suporte, nas plantas e nos organismos. Com oito parâmetros primários monitorados, em que uma grande parte da variação de outros parâmetros pode ser prevista. Os parâmetros de potencial redox, oxigênio dissolvido, pH, condutividade, salinidade, sólidos dissolvidos, temperatura e gases do sistema podem estar relacionados ao comportamento de um grande grupo de parâmetros resultantes de análises laboratoriais como carbono orgânico total, DQO, coliformes fecais, nitrogênio total, fósforo total, cloratos, sulfatos, cloretos, metais, entre outros, que, geralmente, possuem um prazo para obtenção da sua quantificação, mediante resultados laboratoriais, de 10 dias. O monitoramento dos diversos parâmetros são divididos sobre a frequência diária, semanal, mensal, trimestral, anual ou eventual dependendo de cada um dos parâmetros.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





Como o conceito de HC o monitoramento está ligado a alertas de mudanças significativas do sistema. Em caso de exceder qualquer limite máximo pré-estabelecido de controle definido no projeto, associados aos parâmetros do efluente, imediatamente é acionado o alerta específico, independente do seu valor. Após a detecção do alerta, é investigado todas as possíveis causas, que podem estar associadas ao sistema de tratamento do efluente da indústria, localizado antecedentemente ao sistema HC, ou ao processo de produção industrial. Desta forma, após a identificação das irregularidades, medidas de controle são tomadas evitando que o efluente seja despejado no corpo receptor naquelas condições, deixando de causar impactos e acidentes ambientais.

4 Conclusões

O conceito de um sistema wetland construído de caráter sentinela, denominado de *Humedal Centinela*, é apresentado como um sistema único de alerta e inovador para o monitoramento do efluente de tratamento terciário, oriundo de uma indústria, localizada em Valdivia no Chile. A partir desse sistema é possível prognosticar possíveis interferências e impactos que o efluente possa causar no corpo receptor, mesmo que após o tratamento, com ampla antecedência, permitindo uma eficaz ação de prevenção e/ou remediação aos danos causados.

Referências

- ARAUCO VALDIVIA. Manual de Fundamentos y Operaciones: Humedal Centinela Planta Valdivia (Area 385). 2019.
- ARIVOLI, A. *et al.* Application of vertical flow Constructed wetland in treatment of heavy metals from pulp and paper industry wastewater. **Environmental Science and Pollution Research**, 2015.
- BOROS, M. N. *et al.* Study on the mechanisms of phytoremediation. **Journal of Environmental Research and Protection**, v.11, n.3, 2014.
- CHOUHARY, A. *et al.* Constructed wetlands: An option for pulp and paper mil wastewater treatment. **Electronic Journal of Environmental**, v. 10, p. 3023-3037, 2011.
- DELGADILLO, O. *et al.* **Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales**. Cochabamba: Centro AGUA, 2010.
- GILL, L. W. *et al.* Accumulation of heavy metals in constructed wetlands treating road runoff. **Ecological Engineering**, v.70, 2014.
- HARRINGTON, R. *et al.* Integrated Constructed wetlands: water management as a land-use issue, implementing the 'Ecosystem Approach'. **Water Science & Technology**, v.63, n.12, p.2929-2937, 2011.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**. Boca Raton: Taylor & Francis Group, 2 Ed. 2009.



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

SCHOLZ, M.; LEE, B. H. Constructed wetlands: a review. **International Journal of Environmental Studies**. v. 62, p.421-447, 2005.

VASCONCELLOS, G. *et al.* From start-up to heavy clogging: performance evaluation of horizontal subsurface flow constructed wetlands during ten years of operation. **Water Science & Technology**, 2019.

VYSTAVNA, Y. *et al.* Removal efficiency of pharmaceuticals in a full scale constructed wetland in East Ukraine. **Ecological Engineering**, v.108, p.50-58, 2017.

YADAV, A. K. *et al.* The removal of heavy metals in wetland microcosms: Effects of bed depth, plant species, and metal mobility. **Chemical Engineering Journal**, v.211, 2012.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





PRODUTIVIDADE DE PLANTAS ORNAMENTAIS E DA GRAMÍNEA TIFTON 85 EM WETLANDS CONSTRUÍDOS COMO UNIDADE DE TRATAMENTO E APROVEITAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

Juciara Oliveira Lopes*

Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, Brasil
Departamento de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola
juciara.oliveira@ufv.br

Elisa Mariane Soares Sousa

Instituto Federal do Norte de Minas Gerais, Campus Januária, Januária – MG, Brasil
Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental
elisa-mariane@hotmail.com

Washington Willer Mota Figueiredo

Instituto Federal do Norte de Minas Gerais, Campus Januária, Januária – MG, Brasil
Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental
washingtonwiller@gmail.com

Gabriel Pires França

Instituto Federal do Norte de Minas Gerais, Campus Januária, Januária – MG, Brasil
Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental
gabrielcajoneiro@gmail.com

Jéssica Mota Pimenta, Danilo Pereira Ribeiro

Instituto Federal do Norte de Minas Gerais, Campus Januária, Januária – MG, Brasil
Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental
jehssica_mp@hotmail.com

Danilo Pereira Ribeiro

Instituto Federal do Norte de Minas Gerais, Campus Januária, Januária – MG, Brasil
Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental
danilo.ribeiro@ifnmg.edu.br

Resumo

Objetivou-se analisar a produtividade de plantas ornamentais, espécies helicônias e *Canna indica* e do capim Tifton 85 em dois canteiros construídos tipo *wetlands* recebendo esgoto doméstico após tratamento primário em fossas biodigestoras. As *wetlands* de fluxo horizontal subsuperficial, construídas de forma econômica tinham dimensões de 8 x 1 x 0,40 m, foram impermeabilizadas com lona coextruzada 200 micra e preenchidos a partir

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





do fundo, por camada de 0,03 m de areia e 0,15 m de brita nº 2 e o restante com solo do local. No período avaliado de 418 dias (18/03/2017) à (10/05/2018) foram realizadas 6 podas no canteiro cultivado com plantas ornamentais e 7 podas no canteiro cultivado com o capim Tifton 85 para avaliar a produtividade de matéria fresca e seca. As helicônias não floresceram no período de 418 dias de experimento, já a *Canna indica* acumulou 67,45 Mg ha⁻¹ de matéria seca, enquanto o Tifton 85 apresentou 48,28 Mg ha⁻¹, o que são resultados excelentes.

Palavras-chave: Efluentes, Fossa biodigestor, Jardins Filtrantes.

1 Introdução

A escassez hídrica é um dos problemas mais preocupantes em todo o mundo. Esse problema, por sua vez, é agravado pela deterioração dos copos d'água ocasionada por gestão inadequada de águas residuais, a qual pode acarretar riscos à saúde humana e ao meio ambiente (LISTOSZ et al., 2018). Em 2015, mais de 2 milhões de pessoas careciam de acesso à água potável segura, e a situação é ainda mais crítica quanto ao saneamento, com 4 bilhões e meio de pessoas sem instalações sanitárias geridas de forma segura em suas residências (ONU BRASIL, 2019).

No Brasil, com a precariedade do serviço de saneamento, a presença de fossas rudimentares provoca contaminação do solo e água, e acarreta também em problemas de saúde humana, principalmente no meio rural (SOUSA et al., 2016). No entanto, o esgoto doméstico, além da água, é rico em nutrientes, estes quando bem manejados podem ser aproveitados em jardins e plantação de capim, por exemplo, reciclando nutriente e polpando água limpa para outros usos mais nobres. Atualmente estão disponíveis algumas tecnologias para tratamento e reuso de esgoto, como as fossas biodigestoras específico para tratamento de esgoto proveniente do vaso, e os jardins filtrantes, canteiros impermeabilizados, onde são cultivadas espécies vegetais que recebem apenas a água cinza, proveniente das pias e chuveiros, ambos desenvolvidos pela Embrapa (EMBRAPA, 2015).

Estudos de sistemas que proporcione o uso agrícola do esgoto doméstico, tanto a água negra como as águas de cinzas, são fundamentais para a gestão eficiente de sistemas de tratamento e aproveitamento de esgoto, especialmente em residências na zona rural.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





Assim, objetivou-se avaliar o desenvolvimento de plantas ornamentais como *Canna indica*, *Helicônias spp.* e capim Tifton-85 (*Cynodon spp.*) cultivadas em canteiros econômicos, tipo *wetlands*, recebendo todo o esgoto doméstico após passar por fossas biodigestoras, em um sistema adaptado.

2 Material e métodos

O trabalho foi desenvolvido no Instituto Federal do Norte de Minas Gerais (IFNMG), campus Januária, no setor de agroecologia, onde construiu-se um sistema experimental para tratamento de efluentes doméstico. O sistema foi projetado para o tratamento do esgoto de uma casa utilizada por 7 pessoas. Para esse módulo, construiu-se um conjunto composto por 3 fossas sépticas em série (Figura 1), com dimensões de 1,0 m de diâmetro e 1,5 m de profundidade, utilizando, em cada uma delas, 3 manilhas de concreto.

Figura 14 - Fossas biodigestoras em série. Detalhe da tubulação de PVC de 100 mm, com sistema de inspeção entre fossas. Caixa de gordura alternativa, feita com bombona plástica de 50 L e tubos de PVC de 50 mm na entrada e 75 mm na saída. Sistema de fossas montadas



Fonte: Autoria própria (2017)

O efluente do banheiro é direcionado a primeira fossa e passa, em sequência, pela segunda e terceira fossa. A última fossa recebe também o efluente da cozinha, após passar pela caixa de gordura, e do tanque da lavanderia, onde o efluente do conjunto é destinado paralelamente a dois *wetlands* construídos de forma econômica (Figura 2). Os *wetlands* foram construídos com dimensões 8 x 1 x 0,40 m (C x L x prof.), escavados no chão em nível e impermeabilizados com lona coextruzada preta e branca de 200 micra,

104

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





preenchidos a partir do fundo, por camada de 0,03 m de areia grossa e 0,15 m de brita nº 2 e o restante com solo do local, que possui textura franco-argilo-arenosa (65,4% de areia e 25,4% de argila).

O efluente das fossas, direcionado aos *wetlands*, foi aplicado de forma sub superficial por tubulação de PVC de 50 mm de diâmetro perfurada e instalados em nível a 0,30 m do início dos canteiros (Figura 2). Mensalmente adicionava-se as fossas esterco fresco de bovino, como recomendado para a fossa Biodigestora. As características médias do esgoto sanitário que era lançado nos *wetlands* estão apresentados na Tabela 1. O esgoto excedente aos *wetlands* era drenado por tubulação de saída idêntica à de entrada e na sequência era disposto numa área próxima para a fertirrigação de plantas.

Figura 15- *Wetlands* escavados a 0,40 m de profundidade, impermeabilizados com lona coextrusada (A). Detalhe da camada de 0,03 m de areia no fundo e 0,15 m de brita acima da areia. (B). Tubulação de entrada nos Jardins filtrantes (C). Tubulação protegida por telhas , após nivelamento (D).



Fonte: Autoria própria (2017)



Tabela 2- Análise do esgoto sanitário antes da entrada nos *wetlands* cultivados com o capim Tifton 85 e as plantas ornamentais.

Análises	Unidade	Média	Desvio Padrão
DBO	mg/L	259,42	130,37
pH		6,1	1,697
CE	mS/cm	1545,9	260,923
P	mg/L	10,3	1,301
K	mg/L	38,1	10,804
Na	cmol _c /L	0,414	0,123
Ca	cmol _c /L	0,025	0,010
Mg	cmol _c /L	0,011	0,005
RAS		9,76	0,413

Fonte: Autoria própria (2018)

Em um dos *wetlands* foram cultivadas diversas espécies de plantas ornamentais: trapoeraba roxa (*Tradescantia pallida purpurea*), singônio (*Syngonium angustatum*), petúnia mexicanas roxa (*Ruellia brittoniana*), Caninha do brejo (*Canna indica*), helicônia (*Heliconia rostrata*), helicônia papagaio (*Heliconia psittacorum*), veludo (*Celosia cristata*), abacaxi-roxo grande (*Tradescantia spathacea*), escolhidas aleatoriamente pelo seus belos efeitos ornamentais, buscando o maior povoamento possível do canteiro e diversidade de flores e cores. O outro canteiro foi cultivado com a grama Tifton 85 (*Cynodon spp.*) com densidade de 10 mudas por metro quadrado, densidade que também foi adotada para o canteiro de plantas ornamentais de forma equitativa. As plantas foram plantadas nos *wetlands* no dia 18 de março de 2017. A área plantada de cada canteiro foi de 7m² (7x1m).

Após satisfatório pegamento das plantas, realizou-se no dia 27 de maio de 2017 a poda de uniformização do capim Tifton 85, podando todas as mudas a 0,05 m do nível do solo nos canteiros. A primeira poda drástica a 0,05 m da superfície, com determinação de massa do capim, ocorreu em 01/07/2017, aos 35 dias após a poda de uniformização. Em sequência foram efetuadas podas drásticas em intervalos próximos de 45 dias, totalizando sete podas durante o período experimental, de 348 dias.

As plantas ornamentais receberam podas seletivas a partir do dia 15 de agosto de 2017, sendo retiradas apenas as plantas floridas e redução na população da trapoeraba e justiça. Com o intervalo entre podas de 45 dias foram realizadas seis podas nas plantas ornamentais. A última poda foi no dia 10/05/2018, a única drástica, coletando-se todo o material produzido acima de 0,05 m do solo.

A produtividade das plantas ornamentais foi avaliada durante 418 dias de cultivo (desde 18/03/2017), pois não foi feita poda drástica de uniformização para iniciar a determinação da massa, como se fez no *wetland* cultivado com Tifton 85. As podas eram realizadas por corte de material vegetal agrupado a cada metro linear de canteiro. Após as podas determinava-se imediatamente a massa fresca das plantas, desse material retirava-se uma amostra que era novamente para determinação da massa da matéria seca.

3 Resultados e discussão

As plantas ornamentais cultivadas nos *wetlands* construídos de forma econômica apresentaram efeito exuberante e o capim Tifton 85 desenvolveu sem apresentar nenhum efeito visível de retardo no crescimento (Figura 3). Dentre as plantas cultivadas no jardim filtrante com espécies ornamentais, a espécie que predominou em todas as podas foi a *Canna indica*, especialmente a de cor vermelha. Na primeira poda foram retirados material vegetal de todas as espécies, contudo houve competição entre as plantas restantes no canteiro. A *Canna indica* se sobressaiu devido ao constante aumento no número de plantas, sombreando as demais que não produziram material suficiente para ser podado nas demais podas.

A *Canna indica* possui desenvolvimento por rizoma, similar ao da bananeira, desse modo novos indivíduos são formados constantemente e eram podados os que já haviam florescido e que perdiam o efeito paisagístico no canteiro. As demais plantas, com exceção do veludo, não perderam o efeito ornamental e portanto não foram podadas.

Figura 16 – (A) Canteiro cultivado com as plantas ornamentais 4 dias após a terceira poda e o canteiro cultivado com o capim Tifton 85 um dia após a quarta poda; (B) Wetlands cultivados com as plantas ornamentais 5 dias antes da quarta poda e capim Tifton 85 no dia da quinta poda



Fonte: Autoria própria (2018)

Todas as espécies demonstraram boa tolerância ao sistema de cultivo, pois não foi observada presença de folhas necrosadas ou morte de plantas. Contudo, as *Helicônias rostrata* e papagaio não floresceram durante o período experimental, não tendo o efeito ornamental esperado. Esse fato pode ter ocorrido devido a espécie não ter se adaptado as condições de cultivo de solo alagado e quantidade elevada de nutrientes. A partir da 3ª poda observou-se o tombamento da *Canna indica* e principalmente das helicônias, o que pode ser consequência da altura das plantas.

No período de pouco mais de um ano (418 dias) a *Cana indica* obteve produtividade acumulada de 67,45 Mg/ha de matéria seca, bem próximo aos 70,00 Mg/ha/ano encontrados na literatura para a taboa em sistema de tratamento de esgoto da suinocultura (MATOS; FREITAS; LO MONACO, 2009). Já no tratamento de esgoto doméstico, como feito no presente trabalho, constatou-se em literatura valor de produtividade média da taboa de 7,06 Mg/ha de matéria seca aos 226 dias de cultivo (BRASIL; MATOS; SOARES, 2007). A espécie ornamental, lírio amarelo, cultivada sobre diferentes taxas de aplicação de esgoto doméstico em *wetland* construído, apresentou produtividade de massa seca de apenas 0,152 Mg/ha aos 309 dias de cultivo (MATOS et al , 2013).

Os resultados obtidos na primeira poda apresentaram produtividade de matéria seca de 2,50 Mg/ha. Ao longo das seis podas a produtividade de *Canna indica* foi crescente, com exceção da 3ª poda que apresentou maior produtividade que a quarta poda,



15,12 e 10,33 Mg/ha, respectivamente (Tabela 3). A terceira poda coincidiu com um período de chuvas, em que se acumularam 150 mm em 15 dias (INMET, 2018), o que pode ter contribuído para que as plantas se desenvolvessem melhor. Outro fator a ser considerado é a variação de nutrientes presentes no efluente, é possível que a quantidade de nutrientes absorvidos pelas plantas possa ter variado ao longo do tempo, influenciando a produtividade nos *wetlands*. A partir da quinta poda, constatou-se tendência de estabilidade na produtividade de matéria seca, sendo 16.57 Mg/ha e na sexta poda 17.26 Mg/ha.

Tabela 3 - Produtividade média da *Canna indica* (Mg/ha), cultivada em jardim filtrante recebendo esgoto sanitário após passar por fossa biodigestora.

Variável	2017			2018			Total
	Poda 1	Poda 2	Poda 3	Poda 4	Poda 5	Poda 6	
	15/08	25/09	17/11	16/01	07/03	10/05	
Produtividade matéria fresca	34,71	38,51	71,35	81,60	94,96	121,75	442,9
Desvio padrão matéria fresca	23,88	16,68	21,77	34,09	51,34	39,15	186,91
Produtividade matéria seca	2,50	5,65	15,12	10,33	16,57	17,26	67,45
Desvio padrão Matéria seca	1,79	4,69	6,56	4,64	9,75	6,79	34,24

Fonte: Autoria própria (2018)

Em estudos sobre a produção de matéria fresca de plantas ornamentais cultivadas em *wetlands* construídos, a produtividade da *Canna indica* foi superior em relação a outras espécies, apresentando assim maior potencial de cultivo para esse tipo de sistema (COLARES, 2016). No presente trabalho a *Canna indica* apresentou maior produtividade de matéria seca que o capim Tifton 85. Isso refuta a afirmação de Matos et al., (2013) que consideraram a produtividade de massa seca de plantas ornamentais menor que a de forrageiras cultivadas em *wetlands* para tratamento de águas residuárias.

A produtividade do capim Tifton 85 atingiu 48,28 Mg/ha de matéria seca no período avaliado de 418 dias. A produção foi crescente nas 4 primeiras podas,



respectivamente, 1,33 Mg/ha, 3,74 Mg/ha, 7,06 Mg/ha e 13,80 Mg/ha reduzindo a partir de então para valores próximos ao da terceira poda (Tabela 4). Esse aumento na produtividade do Tifton 85 coincidiu com o mesmo período de aumento na produtividade das espécies ornamentais, que foi influenciado pelas chuvas.

Tabela 4: Produtividade média (Mg/ha) da grama Tifton 85, cultivada em jardim filtrante recebendo esgoto sanitário após passar por fossa biodigestora.

Variável	2017				2018			Total
	Poda 1 01/07	Poda 2 16/08	Poda 3 28/09	Poda 4 20/11	Poda 5 12/01	Poda 6 07/03	Poda 7 10/05	
Produtividade matéria fresca	5,93	17,95	34,33	74,40	34,98	32,64	35,34	235,58
Desvio padrão matéria fresca	2,88	6,13	17,3	21,51	9,66	7,40	10,61	75,52
Produtividade matéria seca	1,33	3,74	7,06	13,80	7,01	7,23	8,04	48,28
Desvio padrão matéria seca	0,68	1,31	3,77	4,04	2,40	1,95	2,53	16,70

Fonte: Autoria própria (2018)

A produtividade do capim Tifton 85 superou alguns valores observados em literatura para o cultivo do capim em *wetlands* construídos tratando água residuária de suinocultura, que foram de 28,77 a 38,08 Mg/ha/ ano (FIA et al., 2011), e 17,41 Mg/ha/ ano (MATOS et al., 2013). Em outros trabalhos que avaliaram o capim Tifton 85 cultivado em *wetlands*, para tratamento de água residuária da suinocultura, constatou-se maiores produtividades, atingindo cerca de 92,00 Mg/ha/ ano em Viçosa/MG (MATOS, FREITAS; LO MONACO, 2009) e 119,44 Mg/ha/ ano de matéria seca em Januária/MG (SANTOS, 2017). Vale ressaltar que o intervalo entre podas nos trabalhos anteriores foram de 90 e 60 dias, respectivamente, enquanto que no presente trabalho foram de apenas 45 dias.

Para o tratamento de água residuária de laticínio em *wetlands*, constatou-se produtividade do Tifton 85 de 30,42 a 60,43 Mg/ha/ ano (MATOS, 2010). E em *wetland* recebendo aplicação do percolado de resíduo sólido urbano a produtividade média foi de 45,62 Mg/ha/ ano (MATOS et al., 2012). O capim vetiver que vem sendo muito utilizado



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

para tratamento de efluentes em *wetlands*, alcançou produtividade de 35,59 Mg/ha/ ano em tratamento de esgoto sanitário (JESUS, 2016) e 94,00 Mg/ha/ ano em *wetland* tratando esgoto sanitário com adição de etanol (ZAPAROLI, 2011).

4 Considerações finais

Os *wetlands* construídos de forma econômica, tanto cultivados com Tifton 85 ou plantas ornamentais, se apresentaram como forma interessante para o aproveitamento de esgoto sanitário, favorecendo a diversidade de usos em propriedades agrícolas.

Agradecimentos

À Fapemig pela bolsa de iniciação científica e ao Programa de Apoio à Produtividade em Pesquisa do IFNMG – PROAPE 2016 pelo recurso para auxílio na execução do projeto.

Referências

- 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. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 266-272, 2007.
- COLARES, A. P. F.; SANTOS, V. K.; S.SILVA, V. V.; MARTINS, R. N.; RIBEIRO, D. P.. Produção de matéria fresca e seca de diferentes espécies ornamentais cultivadas em sistema alagado construído no Norte de Minas Gerais. V Seminário de Iniciação Científica do IFNMG, 2016, Montes Claros. **Anais do V Seminário de Iniciação Científica do IFNMG**. Montes Claros, 2016.
- LISTOSZ, A.; KOWALCZYK-JUSKO, A.; JÓZWIAKOWSKI, K.; MARZEC, M.; URBAN, D.; TOKARZ, E., & LIGEZA, S.. Productivity and chemical properties of *Salix viminalis* in a horizontal subsurface flow constructed wetland during long-term operation. **Ecological engineering**, v. 122, p. 76-83, 2018.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Notícias 2015**: Esgoto doméstico rural se transforma em adubo orgânico. Gestão ambiental e territorial. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/2531358/esgoto-domestico-rural-se-transforma-em-adubo-organico>. Acesso em 10 de maio de 2019.
- FIA, F.R.L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; LAMBERT, T.F.; MATOS, M.P. Remoção de nutrientes por *Typha* latifolia e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Revista Ambiente & Água**, v. 6, p. 77-89, 2011.
- INMET - INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Estações e Dados**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acesso em: 28 de ago de 2018.
- JESUS, F. L. F. **DESEMPENHO E INFLUÊNCIA DOS CAPINS TIFTON 85 (*Cynodon* sp.) E VETIVER (*Chrysopogon zizanioides*) NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS**. 2016. 95 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Agrícola, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2016.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios. **Engenharia Agrícola, Jaboticabal**, v. 32, n. 6, p. 1144-1155, 2012.

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. **Ambiente e Água**. V.4, n.2, p.31-45, 2009.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V.; SARMENTO, A. P.; MATOS, M. P. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.14, n.12, p.1.311-1.317, 2010.

MATOS, A. T. de et al. DESEMPENHO AGRONÔMICO DO LÍRIO AMARELO CULTIVADO SOB DIFERENTES TAXAS DE APLICAÇÃO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, v. 21, n. 1, p.79-88, jan./fev. 2013.

ONU BRASIL – Nações Unidas Brasil. **Notícias 2017**: ONU: 4,5 bilhões de pessoas não dispõem de saneamento seguro no mundo. Desenvolvimento sustentável. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/onu-45-bilhoes-de-pessoas-nao-dispoem-de-saneamento-seguro-no-mundo/>. Acesso em 15 de maio de 2019.

SANTOS, F. P.; LOPES, J. O.; FIGUEIREDO, W. W. M.; ANJOS, D. C. A.; MONTALVAO, M. L.; RIBEIRO, D. P.; NASCIMENTO, E. S. Produtividade da grama Tifton 85 cultivada em sistemas alagados construídos e com diferentes intervalos entre podas In: XXI Encontro Latino Americano de Iniciação Científica - XXI INIC, 2017, São José dos Campos - SP. **Anais de trabalhos completos do XXI Encontro Latinos Americano de Iniciação Científica**, 2017.

SOUSA, R. S. D.; MENEZES, L. G. C. D.; FELIZZOLA, J. F.; FIGUEIREDO, R. D. O.; SÁ, T. D. D. A.; GUERRA, G. A. D. Água e saúde no município de Igarapé-Açu, Pará. **Saúde e Sociedade**, v. 25, p. 1095-1107, 2016.

ZAPAROLI, B.R. **Capacidade desnitrificante de sistemas alagados construídos operados em bateladas sequenciais**. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal Viçosa, Viçosa, 81p. 2011.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





ATRIBUTOS DO SOLO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS CULTIVADOS COM O CAPIM TIFTON 85 E PLANTAS ORNAMENTAIS PARA TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

Juciara Oliveira Lopes*

Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, Brasil
Departamento de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola
juciara.oliveira@ufv.br

Elisa Mariane Soares Sousa

Instituto Federal do Norte de Minas Gerais, campus Januária, Januária – MG, Brasil
Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental
elisa-mariane@hotmail.com

Washington Willer Mota Figueiredo

Instituto Federal do Norte de Minas Gerais, campus Januária, Januária – MG, Brasil
Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental
washingtonwiller@gmail.com

Feliciano Pereira dos Santos

Instituto Federal do Norte de Minas Gerais, campus Januária, Januária – MG, Brasil
Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental
felicianoeaa@yahoo.com.br

Maurício Lopo Montalvão, Danilo Pereira Ribeiro

Instituto Federal do Norte de Minas Gerais, campus Januária, Januária – MG, Brasil
Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental
mauriciolopom7@gmail.com

Danilo Pereira Ribeiro

Instituto Federal do Norte de Minas Gerais, campus Januária, Januária – MG, Brasil
Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental
danilo.ribeiro@ifnmg.edu.br

Resumo

Objetivou-se avaliar a fertilidade do solo para verificar os riscos de salinização em dois *wetlands*, cultivados com plantas ornamentais e capim tifton, recebendo esgoto doméstico, após tratamento primário em fossas biodigestoras. Os *wetlands* possuíam fluxo horizontal

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

subsuperficial, tinham dimensões de 8 x 1 x 0,40 m, foram impermeabilizados com lona coextruzada 200 micra e preenchidos a partir do fundo, por camada de 0,03 m de areia e 0,15 m de brita nº 2 e o restante com solo do local. Para avaliar a fertilidade do solo, foram analisadas a condutividade elétrica da pasta saturada, pH, matéria orgânica (M.O), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), capacidade troca catiônica (CTC) e porcentagem sódio trocável (PST), em amostras coletadas nos dois canteiros e na área externa antes da chuva (18/10/2017) e ao final do experimento (10/05/2018). A fertilidade do solo foi consideravelmente alterada apenas para o pH e a PST que aumentaram, mas não prejudicaram o desenvolvimento das plantas.

Palavras-chave: Efluentes. Fertilidade do solo. Fossa biodigestor.

1 Introdução

A escassez de água enfrentada em todo o mundo tem incentivado diversos países a reutilizar as águas residuárias, após tratamento, afim de complementar suas demandas hídricas (JASIM et al., 2016; LI; WEN, 2016). No Brasil, principalmente em áreas com povoamento disperso, tem sido desenvolvida tecnologias de tratamento individual para contornar a ausência de instalações de tratamento e aproveitamento de esgoto, como as fossas biodigestoras e os jardins filtrantes desenvolvidos pela EMBRAPA.

No entanto, as fossas biodigestoras são destinadas apenas para o tratamento de esgoto do vaso sanitário, enquanto que os jardins filtrantes são destinados especificamente para as águas de cinzas, proveniente das pias e chuveiros (EMBRAPA, 2015). Desse modo, são necessárias a proposição ou adaptação de tecnologias que permitam o tratamento de todo esgoto doméstico de forma otimizada. Todavia, essas tecnologias precisam ser avaliadas quanto ao desempenho. Assim, objetivou-se avaliar a fertilidade do solo para verificar os riscos de salinização de *wetlands*, recebendo esgoto doméstico de um conjunto de fossas biodigestoras.

2 Materiais e Métodos

O trabalho foi desenvolvido no Instituto Federal do Norte de Minas Gerais, campus Januária no setor de agroecologia, onde construiu-se um sistema experimental para tratamento do esgoto de uma casa utilizada por 7 pessoas. O conjunto foi composto

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





por 3 fossas sépticas em série, com dimensões de 1,0 m de diâmetro e 1,5 m de profundidade. O efluente após terceira fossa foi destinado paralelamente a dois *wetlands* construídos de forma econômica (Figura 1).

Figura 17- *Wetlands* escavados a 0,40 m de profundidade, impermeabilizados com lona coextrusada (A). Detalhe da camada de 0,03 m de areia no fundo e 0,15 m de brita acima da areia. (B). Tubulação de entrada do efluente nos Jardins filtrantes (C). Tubulação protegida por telhas, após nivelamento (D).



Fonte: Autoria própria (2017)

As 3 fossas foram enterradas em nível à profundidade que permitisse a saída do esgoto do banheiro com folga para descarga das fezes acima do nível da água dentro das fossas. O efluente do banheiro era direcionado a primeira fossa e passava, em sequência, pela segunda e terceira fossa. A última fossa recebe também o efluente da cozinha, após passar pela caixa de gordura, e do tanque da lavanderia, onde o efluente do conjunto é direcionado aos *wetlands* construídos. Os *wetlands* foram construídos com dimensões 8 x 1 x 0,4 m (C x L x prof.), escavados no chão em nível e impermeabilizados com lona coextrusada preta e branca de 200 micra, preenchidos a partir do fundo, por camada de 0,03 m de areia grossa e 0,15 m de brita nº 2 e o restante com solo do local, que possui textura franco-argilo-arenosa (65,4% de areia e 25,4% de argila).

O efluente foi aplicado nos *wetlands* de forma sub superficial. As características médias do esgoto sanitário que era lançado nos *wetlands* estão apresentados na Tabela 1. As tubulações de entrada foram instaladas a 0,20 do fundo e as de saída a 0,10 m para



manter uma lâmina mínima de água residuária no interior dos *wetlands*, tentando manter o fluxo pela camada de brita no fundo. O esgoto excedente aos *wetlands* era drenado por tubulação de saída idêntica à de entrada e na sequência era disposto numa área próxima para a fertirrigação de plantas.

Tabela 5: Análise do esgoto sanitário antes da entrada nos *wetlands* cultivados com o capim Tifton 85 e as plantas ornamentais.

Análises	unidade	Média	Desvio Padrão
DBO	mg/L	259,42	130,37
pH		6,1	1,697
CE	µS/cm	1545,9	260,923
P	mg/L	10,3	1,301
K	mg/ L	38,1	10,804
Na	cmol _c /L	0,414	0,123
Ca	cmol _c /L	0,025	0,010
Mg	cmol _c / L	0,011	0,005
RAS		9,76	0,413

Fonte: Autoria própria (2018)

Em um dos *wetlands* construídos foram cultivadas diversas espécies de plantas ornamentais, como trapoeraba roxa (*Tradescantia pallida purpurea*), *Canna indica* (*Cannaceae*), helicônias (*Heliconia psittacorum* e *H. rostrata*), e veludo (*Celosia cristata*). E o outro *wetland* foi cultivado com a grama Tifton 85 (*Cynodon spp.*). A área cultivada em cada *wetland* foi de 7m² (7x1m). As plantas foram plantadas nos *wetlands* no dia 18 de março de 2017, e realizou-se seis podas seletivas e uma poda final drástica, durante o período experimental, com intervalos em torno de 45 dias.

Nos *wetlands*, a partir da extremidade não cultivada de 0,5 m, em cada um dos sete metros de solo cultivado, foram coletadas amostras de solo antes do período chuvoso (18/10/2017) e depois do período chuvoso, ao final do experimento (10/05/2018), para análises de fertilidade do solo. E utilizou-se como testemunha, para comparação, o solo do entorno dos *wetlands*, coletando-se também sete amostras, antes do período chuvoso.

Nas amostras de solo foram determinados o pH e a condutividade elétrica da pasta saturada (CE) pelo método padrão de Richards (1954), fósforo disponível (P) e matéria

orgânica por colorimetria, cálcio (Ca) e magnésio (Mg) por fotometria de absorção atômica, sódio (Na) e potássio (K) por fotometria de chama e a capacidade de troca de cátions (CTC). Com os resultados de teor de sódio e CTC calculou-se a porcentagem de sódio trocável (PST). Todas as análises de solo foram realizadas no Laboratório de Qualidade de Água e de Fertilidade do Solo do IFNMG, *campus* Januária. Os resultados dessas análises foram submetidos à estatísticas descritiva de média e desvio padrão.

3 Resultados e discussão

Os atributos do solo pH, P, Ca, Mg, matéria orgânica e capacidade de troca de cátions foram analisados e os resultados (Tabela 2) foram classificados de acordo os critérios recomendados para solos em Minas Gerais, em classes de interpretação da fertilidade que se divide em muito baixo, baixo, médio, bom e muito bom (ALVAREZ V, et al., 1999). A precipitação acumulada no período foi de 1111,2 mm, entre os meses de novembro de 2017 a abril de 2018.

O pH médio do solo em torno dos *wetlands* construídos foi de 6,63. Após 215 dias de aplicação de esgoto doméstico nos *wetlands* cultivados com capim Tifton 85 e plantas ornamentais o pH do solo foi, respectivamente, de 6,92 e 7,17 (Tabela 2). Esses resultados podem classificar os solos quimicamente como sendo, respectivamente, de baixa acidez e fraca alcalinidade, comparado com a classificação agronômica, não se caracteriza como pH ideal para cultivo que seria entre 5,5 a 6. A análise dos solos ao final dos 418 do período experimental, que foi após o período chuvoso, constatou que houve aumento no pH nos *wetlands*.



Tabela 2: Análise da fertilidade do solo do entorno (testemunha) e os dos *wetlands* construídos recebendo esgoto sanitário a 215 dias de início da aplicação de esgoto sanitário, antes do período chuvoso (18/10/17) e ao final do experimento aos 418 dias, após o período chuvoso (10/05/2018).

	Testemunha		Wetland tifton 85				Wetland plantas ornamentais			
			215 d		418d		215 d		418d	
	\bar{X}	Σ	\bar{X}	σ	\bar{X}	σ	\bar{X}	σ	\bar{X}	σ
pH	6,63	0,19	6,92	0,57	8,96	0,25	7,17	0,56	8,01	0,41
P	32,26	4,42	31,70	5,61	54,16	15,55	29,23	4,61	61,91	34,69
K	46,60	16,96	34,14	12,35	18,14	5,34	35,71	18,90	33,71	16,55
Na	0,05	0,04	0,89	0,44	1,14	0,29	1,23	0,73	0,61	0,30
Ca	3,12	0,29	3,26	0,28	3,18	0,47	3,39	1,02	5,91	1,59
Mg	0,46	0,25	0,56	0,14	0,37	0,27	0,44	0,19	0,08	0,11
MO	1,62	0,98	1,24	0,21	1,14	0,32	1,30	0,31	2,30	1,00
t	3,72	0,16	4,76	0,62	4,73	0,50	5,16	1,76	6,68	1,61
PST	1,34	0,97	18,69	7,56	24,1	4,79	23,8	6,00	10,5	5,94
CEs	0,240	0,085	0,948	0,379	0,556	0,174	1,710	1,211	0,745	0,222

\bar{X} - média e σ desvio padrão amostral. P e K (mg/dm³), Na, Ca, Mg e t (cmol_c/dm³), MO (dag/kg), PST (%) e CEs (dS/m). Fonte: Autoria própria (2018)

O pH médio do esgoto sanitário foi de 6,1 com elevado desvio padrão (Tabela 2), assim, por ser próximo ao neutro, pode ser suficiente para alcalinizar a acidez no solo gerada devido à absorção de nutrientes pelas plantas e ainda promover incremento de alcalinidade nos *wetlands*. Medeiros et al. (2005) utilizando esgoto sanitário em cafeeiro perceberam aumento no pH do solo, como constatado no presente trabalho.

Para o fósforo disponível (Tabela 2), avaliando os teores no solo em função do teor de argila (25,4%), os valores obtidos podem ser considerados ‘muito bom’ para o solo testemunha (solo do entorno da área) e do *wetland* cultivado com capim Tifton 85; e para o solo do *wetland* cultivado com plantas ornamentais pode ser considerado ‘bom’. Essa redução no teor de fósforo no *wetland* cultivado com plantas ornamentais pode estar relacionado à elevada produtividade de massa nesse *wetland* e florescimento abundante, o que requer considerável quantidade de fósforo.

Considerando a contínua aplicação de esgoto sanitário nos *wetlands*, os teores de nutrientes podem aumentar com o tempo de aplicação, especialmente para aqueles de menor mobilidade no solo como o fósforo. Contudo, os resultados dos teores de fósforo no solo demonstram redução nos seus teores nos *wetlands* em relação ao solo testemunha.



A concentração média de fósforo no esgoto sanitário (Tabela 1) foi pequena (10,3 mg/L) e pode ter sido suficiente para proporcionar satisfatório desenvolvimento de plantas nos *wetlands* (Figura 2) sem se acumular no solo.

Figura 2 – *Wetlands* construídos recebendo esgoto doméstico e cultivados com capim tifton 85 e plantas ornamentais.



Fonte: Autoria própria (2018)

Os valores de K (Tabela 2) se classificam como ‘baixo’ para todas as condições do solo avaliado. O elemento é considerado de alta mobilidade no solo e pode ter sido lixiviado com o efluente tratado excedente aos *wetlands*. Após o período chuvoso constatou-se que a chuva colaborou para a sua redução, ao intensificar a drenagem nos *wetlands*. Vale ressaltar que mesmo com os teores no solo baixos e com o esgoto sanitário apresentando concentração (Tabela 1) semelhante à observada no solo, o aporte de potássio nos *wetlands* foi suficiente para proporcionar satisfatório desenvolvimento das plantas cultivadas, sem sintomas de deficiência.

Os teores de matéria orgânica no solo aos 215 dias de aplicação de esgoto sanitário nos *wetlands* foram de 1,62 dag/kg para testemunha, 1,24 dag/kg para o *wetland* cultivado com capim e 1,30 dag/kg para o *wetland* cultivado com plantas ornamentais (Tabela 2), sendo todos classificados como baixo. Observa-se que a aplicação de água residuária nos *wetlands*, mesmo contendo material orgânico, tende a reduzir a sua disponibilidade no solo por promover aumento em sua utilização em razão de fornecer microrganismos decompositores e nutrientes em proporções balanceadas. A redução no teor de matéria

orgânica em solos que recebe aplicação de águas residuárias já foi constatado em vários trabalhos (FONSECA et al., 2007).

Após o período chuvoso o teor de matéria orgânica aumentou no solo do *wetland* cultivado com plantas ornamentais. Isso pode estar relacionado ao estímulo da chuva à decomposição de folhas senescentes que se depositaram sobre o solo deste *wetland* no período seco. No *wetland* cultivado com o Tifton-85, devido às podas drásticas não há estímulo para acúmulo de material vegetal sobre o solo.

A capacidade de troca catiônica (CTC) efetiva, após 215 dias de aplicação de esgoto sanitário nos *wetlands* apresentou aumento no solo passando de 3,72 no solo testemunha, para 4,76 no *wetland* cultivado com capim e 5,16 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ no *wetland* cultivado com plantas ornamentais (Tabela 2), sendo classificando como médio para a testemunha e bom nos *wetlands*. Esse resultado demonstra incremento de bases trocáveis no solo que está recebendo aplicação contínua de esgoto sanitário, especialmente o sódio. Ao final do experimento, após o período chuvoso, houve aumento da CTC no solo do *wetland* cultivado com plantas ornamentais, o que pode estar relacionado ao aumento no teor de cálcio. No solo do *wetland* cultivado com o capim Tifton 85 não houve alteração na CTC.

A aplicação, no solo, de água residuária da suinocultura rica em matéria orgânica aumentou a CTC, que passou de 5,94 cmol/dm^3 para 6,46 cmol/dm^3 após 145 dias de aplicação (QUEIROZ, 2004). Em solo que recebeu aplicação prolongada de água residuária da suinocultura, o valor de CTC passou de 1,63 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ para 3,72 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ (HOMEM et al., 2014).

Os teores de sódio no solo antes do período chuvoso foram de 0,05 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ para testemunha, 0,89 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ no solo cultivado com capim Tifton 85 e 1,23 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ no solo cultivado com plantas ornamentais (Tabela 2). Ao final experimento, após o período chuvoso os teores foram de 1,14 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ para o solo cultivado com capim e 0,61 $\text{cmol}_c/\text{dm}^3$ para o solo cultivado com plantas ornamentais. O sódio é um elemento químico de alta mobilidade no solo e pode ser consideravelmente lixiviado e drenado do *wetland*,

contudo, as plantas não requerem sódio, absorvendo muito pouco esse elemento, o que favorece seu acúmulo no solo.

Como houve aumento nos teores de sódio no solo, isso influenciou a porcentagem de sódio trocável (PST) e aos 215 dias de aplicação de esgoto sanitário nos *wetlands*, chegou a 18,69% para o solo cultivado com capim Tifton 85 e 23,8% para o solo cultivado com plantas ornamentais, enquanto o solo testemunha foi de 1,34% (Tabela 2). Ao final do experimento, para o solo do *wetland* cultivado com o capim Tifton 85, a PST aumentou para 24,1%, já o solo cultivado com plantas ornamentais apresentou considerável redução (10,5%). A redução está associada ao aumento no teor de cálcio que pode estar relacionado à provável decomposição de material vegetal e maior taxa de evapotranspiração em relação ao *wetland* cultivado com o capim Tifton 85.

Os aumentos na PST no solo dos *wetlands* podem comprometer a durabilidade do sistema de tratamento, ainda mais com solo franco argiloso que podem ter poros entupidos pela dispersão da argila. Em estudos com aplicação de esgoto doméstico em solo cultivado com cafeeiro o valor médio de PST no solo foi de 2,62% (MEDEIROS et al., 2005). Em solo que recebeu aplicação de percolado de resíduo sólido a PST máxima foi de 12,23% (SILVA et al., 2010).

A condutividade elétrica do extrato de saturação do solo aumentou nos *wetlands* recebendo aplicação contínua de esgoto sanitário por 215 dias, chegando a 1,71 dS/m no *wetland* cultivado com plantas ornamentais e 0,947 dS/m¹ no *wetland* cultivado com o capim Tifton 85, enquanto que o solo testemunha apresentou valor de 0,240 dS/m. Ao final do experimento, após o período chuvoso, constatou-se reduções da CEs nos *wetlands*, atingindo 0,556 dS/m no do Tifon 85 e 0,745 dS/m no de plantas ornamentais. Assim, a chuva na região foi suficiente para reduzir a salinização nos *wetlands*, o que favorece a sustentabilidade do sistema em anos de boa precipitação e em anos com baixa pluviosidade deve-se avaliar a possibilidade de aplicação extra de água limpa para promover a lixiviação do excesso de sais.

Após a análise dos atributos químicos do solo, constata-se que as alterações no pH e PST são os fatores que mais põem em risco a sustentabilidade do sistema. Na região de

Januária solos com pH próximo a 8,0 são facilmente encontrados, especialmente em áreas irrigadas por águas subterrâneas e os valores tendem a se estabilizar nesse valor.

Apesar do aumento na PST, em solos tropicais, avaliando a influência da RAS da água de irrigação, em colunas de solo preenchidas com amostras coletadas no horizonte B, de Latossolo Vermelho-Amarelo, Latossolo Vermelho e Argissolo Vermelho, que apresentavam, respectivamente, presença marcante dos minerais caulinita, hematita e gibbsita verificou-se tendência de estabilização da PST (MATOS et al., 2014). Parece haver limite na substituição de sódio por outros cátions no complexo de troca dos solos. Os valores máximos estimados de PST no estudo de Matos et al. (2014) foram de 16, 16,6 e 22,5%, para o LVA, LV e PV, respectivamente, concluindo-se que, os solos estudados podem receber águas de RAS e CE altas, sem sofrer sodificação expressiva.

Caso os atributos de pH e PST continuem aumentando nos *wetlands*, existem alternativas para reduzir seus impactos o que será favorecido pelo arranjo do *wetland* que é construído de modo a facilitar a drenagem. Assim, para reduzir o pH pode-se aplicar solução ácida nos *wetlands* e para controlar a PST pode-se aplicar água rica em potássio para substituição do sódio no complexo de troca, com posterior lixiviação do excedente. E após controlar o pH pode-se aplicar solução rica em magnésio para aumentar a disponibilidade desse nutriente nos *wetlands*, que também contribuirá para reduzir a PST.

Os resultados da análise do solo nos *wetlands* demonstram que é necessário manter monitoramento periódico, especialmente após o período chuvoso, para se conhecer as alterações nos atributos do solo e promover práticas que visem controlar alterações indesejáveis. De qualquer forma, mesmo que não haja o monitoramento, as plantas cultivadas irão apontar problemas no sistema que poderão ser remediados devido à facilidade de drenagem nos *wetlands*.

4 Considerações finais

Os atributos do solo da *wetlands* mantiveram valores aceitáveis, com excessão do pH e porcentagem de sódio trocável que sofreram alterações consideráveis. Para garantir



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

a sustentabilidade de uso do sistema é necessário monitoramento e adoção de práticas corretivas, facilitadas pelo sistema de drenagem dos *wetlands* propostos.

Agradecimentos

À Fapemig pela bolsa de iniciação científica e ao Programa de Apoio à Produtividade em Pesquisa do IFNMG – PROAPE 2016 pelo recurso para auxílio na execução do projeto.

Referências

- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Notícias 2015**: Esgoto doméstico rural se transforma em adubo orgânico. Gestão ambiental e territorial. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-noticias/-/noticia/2531358/esgoto-domestico-rural-se-transforma-em-adubo-organico>. Acesso em 10 de maio de 2019.
- FONSECA, A. F. ; HERPIN, U; PAULA, A. M.; VICTORIA, R. L.; MELFI, A. J. Agricultural use of treated sewage effluents: Agronomic and environmental implications and perspectives for Brazil. **Scientia Agricola**, v. 64, n.2, p.194-209, 2007.
- HOMEN, B. G. C.; NETO, O. B. A.; CONDE, M. S.; SILVA, M. D.; FERREIRA, I. M. Efeito do uso prolongado de água residuária da suinocultura sobre as propriedades químicas e físicas de um Latossolo Vermelho-Amarelo. **Científica**, Jaboticabal, v. 42, n. 3, p.299-309, maio 2014.
- JASIM, S. Y.; SATHTHASIVAM, J.; LOGANATHAN, K.; OGUNBIYI, O. O.; SARP, S. Reuse of Treated Sewage Effluent (TSE) in Qatar. **Journal of Water Process Engineering**, v. 11, p. 174–182, 2016.
- LI, J.; WEN, J. Effects of water managements on transport of E . coli in soil-plant system for drip irrigation applying secondary sewage effluent. **Agricultural Water Management**, v. 178, p. 12–20, 2016.
- MATOS, A. T.; ALMEIDA NETO, O. B. de; MATOS, M. P. Saturação do complexo de troca de solos oxídicos com sódio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, n. 5, p. 501-506, 2014.
- MEDEIROS, S. D. S.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A.; NEVES, J. C.; MATOS, A. D.; SOUZA, J. D. Utilização de água residuária de origem doméstica na agricultura: Estudo das alterações químicas do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 9, n. 4, p.603-612, out. 2005.
- QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A.; LEMOS, A. L. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Engenharia na Agricultura**, v.12, n.2, p.77-90, 2004.
- RICHARDS, L.A. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington: United States Salinity Laboratory. USDA, **Agriculture Handbook** 60., 160p., 1954.
- SILVA, D. F.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; CECON, P. R.; MOREIRA, D. A. Disponibilidade de sódio em solo com capim tifton e aplicação de percolado de resíduo sólido. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 10, p.1094-1100, jun. 2010.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





DESEMPENHO DE WETLAND CONSTRUÍDO PREENCHIDO COM ARGILA EXPANDIDA E PORCELANATO NA REMOÇÃO DE MATÉRIA CARBONÁCEA, NITROGENADA, FOSFORADA E MICROPOLUENTES

Gabriela Ribeiro Marcelino*

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental
gabrielaribeiro@alunos.utfpr.edu.br

Natália Katsuko Yamazaki

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

Myllena Maressa do Nascimento Duarte

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Departamento Acadêmico de Química e Biologia
mymaressa98@gmail.com

Mateus Xavier de Lima

Centro Universitário de Maringá, Maringá – PR, Brasil
mateusxavier.lima@gmail.com

Fernando Hermes Passig

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Departamento Acadêmico de Química e Biologia
fhpassig@utfpr.edu.br

Karina Querne de Carvalho

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Departamento Acadêmico de Construção Civil
kaquerne@utfpr.edu.br

Resumo

O objetivo deste trabalho foi avaliar o desempenho de um *wetland* construído (WC) no tratamento de efluente sintético com baixa concentração carbonácea ($< 250 \text{ mgDQO L}^{-1}$). O sistema em escala de microcosmo (0,5 m x 0,4 m x 0,3 m) foi preenchido com uma camada de 0,1 m de porcelanato (diâmetro 2-5 cm) e 0,1 m de argila expandida (diâmetro 6-15 mm), vegetado com a macrófita *Pistia stratiotes* e operado em bateladas de 48 h – 48 h – 72 h. Os parâmetros analisados foram pH, temperatura, OD, E_H, DQO, NTK, N-



NH₃, PT, ibuprofeno, paracetamol e etinilestradiol. Os resultados obtidos foram pH próximo à neutralidade (7,07), temperatura média de 20,32 °C, E_H média de 88 mV (indicativo de ambiente anóxico e levemente aeróbio) e OD de 0,99 mg L⁻¹ no efluente do sistema. As eficiências de remoção foram de 75% para DQO, 60% para NTK, 50% para N-NH₃, 22% para nitrito, 20% para nitrato e 41% para PT. O WC removeu 82% do ibuprofeno (inicial de 0,808 µg L⁻¹), 79% de paracetamol (inicial de 0,506 µg L⁻¹) e 69% de etinilestradiol (inicial de 53,552 µg L⁻¹).

Palavras-chave: *Wetlands* construídos. Micropoluentes. Argila expandida. Porcelanato.

1 Introdução

Os *wetlands* construídos (WC) podem ser considerados sistemas de tratamento de efluente sustentáveis, robustos, de fácil manipulação e que agregam um ecossistema variado¹. Estes sistemas descentralizados têm sido muito estudados em relação à variação de configurações, tratamento de nutrientes e de compostos orgânicos^{2,3,4}.

Os WC têm sido foco de pesquisas no tratamento de micropoluentes, como hormônios, anti-inflamatórios e analgésicos com resultados satisfatórios^{5,3,6}. Considerando estes fatores, o objetivo deste trabalho foi avaliar um WC preenchido com argila expandida e porcelanato e vegetado com *Pistia stratiotes* na remoção de matéria orgânica carbonácea, nitrogenada e fosforada e dos micropoluentes ibuprofeno, paracetamol e etinilestradiol.

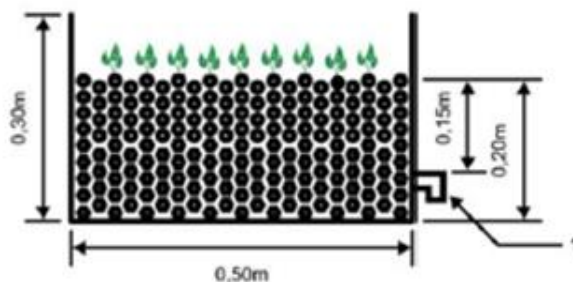
2 Material e métodos

Este trabalho foi desenvolvido na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, câmpus Curitiba, sede Ecoville, no Laboratório de Saneamento (LabSan) durante 188 dias (dezembro de 2017 a julho de 2018). O WC foi confeccionado em uma caixa de polipropileno (0,50 m x 0,40 m x 0,30 m), com volume total de 60 L e volume útil de 11 L, em escala de microcosmos (área superficial < 0,5 m²)³. Os substratos utilizados foram porcelanato (resíduo de construção civil com diâmetro de 2-5 cm) e argila expandida comercial (diâmetro de 6-15 mm), com porosidade de 18,33%. O WC foi



preenchido com uma camada de porcelanato de 0,1 m e uma camada de argila expandida de 0,1 m e foi mantido a 0,05 m de altura de fundo falso (volume morto) (Figura 1).

Figura 18 - Características físicas do WC preenchido com argila expandida e porcelanato.



Fonte: Autoria própria (2019).

A alimentação do WC foi feita em batelada, três vezes por semana (48 h – 48 h – 72 h) com efluente sintético simulando esgoto sanitário com baixa concentração de matéria carbonácea⁷ ($< 250 \text{ mg L}^{-1}$) e 12 h antes da realização dos ensaios físico-químicos. A macrófita utilizada foi a *Pistia stratiotes*, conhecida como alface d'água, coletada no Parque Náutico, em Curitiba/PR. As mudas foram lavadas com água deionizada abundantemente, e depois 5 mudas foram transplantadas no WC, totalizando densidade de $25 \text{ plantas m}^{-2}$.

O efluente sintético foi feito de acordo com⁸: extrato de carne (67 mg L^{-1}), amido solúvel $\text{C}_6\text{H}_{10}\text{O}_5$ ($3,3 \text{ mg L}^{-1}$), farinha de trigo (67 mg L^{-1}), sacarose $\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$ ($6,6 \text{ mg L}^{-1}$), cloreto de amônio NH_4Cl (51 mg L^{-1}), celulose microcristalina $(\text{C}_{12}\text{H}_{20}\text{O}_{10})_n$ (10 mg L^{-1}), cloreto de sódio NaCl (250 mg L^{-1}), cloreto de magnésio $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ (7 mg L^{-1}), cloreto de cálcio anidro CaCl_2 ($4,5 \text{ mg L}^{-1}$), fosfato monobásico de potássio KH_2PO_4 (16 mg L^{-1}) e bicarbonato de sódio NaHCO_3 (66 mg L^{-1}); além disso, foram adicionados 3 mg L^{-1} de paracetamol (Sigma Aldrich®, pureza $\geq 99,0\%$), $2,5 \mu\text{g L}^{-1}$ de ibuprofeno (Medley®, 100 mg mL^{-1}) e $187 \mu\text{g L}^{-1}$ de etinilestradiol (Melcon®, $0,035 \text{ mg por comprimido}$).



Foram determinados os parâmetros físico-químicos temperatura do líquido ($^{\circ}\text{C}$) e pH (4500-H⁺ B), oxigênio dissolvido OD (mg L^{-1}) (4500-O B⁺), potencial de oxirredução E_{H} (mV) (2580 ORP), demanda química de oxigênio DQO (mg L^{-1}) (5220 D), nitrogênio total Kjeldhal NTK (mg L^{-1}) (4500-N_{org} macro Kjeldahl), nitrogênio amoniacal N-NH₃ (mg L^{-1}) (4500-NH₃-N C) e fósforo total PT (mg L^{-1}) (4500-P I) nas amostras do afluente e efluente dos WC⁹, de acordo com Rice et al. (2012).

As determinações dos micropoluentes foram conduzidas no Laboratório de Estudos Avançados em Química Ambiental (LEAQUA) e no Núcleo Interdisciplinar de Pesquisa em Tecnologias Ambientais (NIPTA) do Departamento Acadêmico de Química e Biologia (DAQBi) da UTFPR, câmpus Curitiba, sede Ecoville. Foi utilizado o método de Cromatografia Gasosa (CG), no equipamento *Agilent Technologies*, modelo 7890, acoplado a um detector de massa triplo quadruplo (*Agilent Technologies* 7000) e equipado a um amostrador automático (*Agilent Technologies* 80), em coluna capilar HP-5Msi (30 m x 0,25 m x 0,25 μm).

3 Resultados e discussão

Na Tabela 2 são apresentados os resultados obtidos de pH, temperatura, OD e E_{H} . Nas amostras do afluente foi verificado pH de 7,22, indicando que a maior parte da amônia está na forma iônica (NH₄⁺), a qual não interfere negativamente no crescimento das macrófitas¹¹. Nas amostras do efluente, o pH resultou em 7,07, inferior ao limite mínimo de 7,5 recomendado para nitrificação¹². A temperatura permaneceu em média 19,98 $^{\circ}\text{C}$ e 20,32 $^{\circ}\text{C}$ nas amostras do afluente e efluente do WC, inferior a faixa ótima para desnitrificação de 25 $^{\circ}\text{C}$ a 35 $^{\circ}\text{C}$ ¹³. A temperatura pode influenciar no desenvolvimento de microrganismos oxidantes de amônia e nitrito, já que quanto menor a temperatura menor o crescimento de sua população¹⁴.



Tabela 2 - Resultados obtidos para os parâmetros pH, temperatura, OD, E_H, condutividade e turbidez nas amostras do afluente e do efluente do WC (N = 20).

Parâmetro	Afluente		WC	
	Med	DP	Med	DP
pH	7,22	0,34	7,07	0,29
Temperatura (°C)	19,98	0,34	20,32	1,51
OD (mg L ⁻¹)	4,91	1,60	0,99	0,38
E _H (mV)	133	41,94	88	23,49

Legenda: Méd - Média; DP - Desvio padrão; N - número de amostras.

Foi observada concentração média de OD de 0,99 mgO₂ L⁻¹ nas amostras do efluente, inferior às do afluente de 4,91 mgO₂ L⁻¹. A diminuição da concentração de OD pode ser relacionada aos processos bioquímicos que ocorreram no sistema¹⁵. Sistemas com concentrações de OD abaixo de 2 mgO₂ L⁻¹ tendem a apresentar condições anóxicas⁷. Nas amostras do efluente, foram observados valor médio de potencial de oxirredução (E_H) de 88 mV, com valor máximo de 130 mV, indicando ambiente anóxico e levemente aeróbio¹⁶.

Na Tabela 3 são apresentados resultados obtidos nas análises físico-químicas de DQO, NTK, N-NH₃ e PT. A DQO variou de 64 a 125 mg L⁻¹ nas amostras do afluente, o que permite classificar o efluente sintético como esgoto sanitário “fraco”⁷ (DQO < 250 mg L⁻¹). A eficiência média de remoção foi de 75% (10 a 55 mg L⁻¹). Similarmente, utilizando a *Pistia stratiotes* em um WC de fluxo livre (40 L), alguns autores¹⁷ notaram remoção de DQO de 82% tratando as águas do rio Sordo, no México com DQO inicial de 101,7 mg L⁻¹. A remoção de matéria orgânica em sistemas de WC se deve à maior translocação de oxigênio para a rizosfera, o que estimula a quebra de compostos carbonáceos pelas bactérias aeróbias^{18,19}.



Tabela 3 - Resultados obtidos para os parâmetros físico-químicos DQO, NTK, N-NH₃, nitrito, nitrato e PT nas amostras do afluente e do efluente do WC (N = 20).

Parâmetro	Afluente				WC			
	Méd	Min	Máx	DP	Méd	Min	Máx	DP
DQO (mg L ⁻¹)	98	64	125	17,05	27	10	55	16,24
Ef - DQO (%)					75			
NTK (mg L ⁻¹)	49,31	12,80	89,38	29,07	19,65	14,40	27,90	3,50
Ef - NTK (%)					60			
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	29,10	13,30	53,23	11,92	14,55	8,50	20,20	4,27
Ef - N-NH ₃ (%)					50			
PT (mg L ⁻¹)	9,76	7,78	13,55	1,82	5,74	2,38	8,47	1,64
Ef - PT (%)					41			

Legenda: Ef (%) – eficiência de remoção; Méd – média; Min – valor mínimo; Máx – valor máximo; DP – desvio padrão; N - número de amostras.

A concentração média de NTK foi de 49,31 mg L⁻¹ nas amostras do afluente, e está de acordo com classificação de esgoto sanitário “médio” (40 a 85 mgNTK L⁻¹)⁷. Nas amostras do efluente, a concentração de NTK variou de 14,40 a 27,90 mg L⁻¹, com remoção média de 60%. A principal via de remoção de nitrogênio é pela nitrificação e desnitrificação²¹ e não pelas plantas²⁰. A diminuição da concentração de oxigênio dissolvido do afluente (4,91 mg L⁻¹) para o efluente (0,99 mg L⁻¹) pode significar o consumo de OD pelos microorganismos aeróbios presentes²².

Lima et al. (2018)³ observaram remoção de NTK de 9% e 19% em WC não vegetado e vegetado com *E. crassipes*, preenchidos com argila expandida. Segundo os autores, as prováveis vias de remoção de NTK foram assimilação no biofilme, absorção pela planta, adsorção e volatilização da amônia.

A concentração de N-NH₃ variou de 13,30 a 53,23 mg L⁻¹ no afluente e de 8,50 a 20,20 mg L⁻¹ no afluente do WC, com remoção de 50%. Alguns autores observaram remoção de nitrogênio amoniacal de 70% no tratamento secundário de esgotos sanitários com concentração inicial de 27 a 47 mg L⁻¹ no afluente em um WC de fluxo superficial com brita (25 L, 40 cm de diâmetro e 30 cm de altura) vegetado com *P. stratiotes*²³. Além da remoção microbiana, o nitrogênio amoniacal pode ser absorvido pelas macrófitas nas formas mais facilmente assimiláveis de amônia (N-NH₃) e nitrato (NO₃⁻)²¹.



A concentração média de PT nas amostras do afluente foi de $9,8 \text{ mg L}^{-1}$, ou seja, está de acordo com a faixa de concentração “média” (7 mg L^{-1} a 15 mg L^{-1})⁷ em esgotos sanitários²⁴. Nas amostras do efluente do WC a concentração variou de 2,38 a $8,47 \text{ mg L}^{-1}$, com remoção de 41%. Resultado similar foi reportado em outro estudo²⁵, com remoções de 40% (vegetado com *P. australis*) e 38% (não vegetado) em WC subsuperficiais (0,2 x 2,45 x 0,45 m), preenchidos com argila expandida, tratando efluente sintético com TDH de 3 dias. Os autores relacionaram a remoção de fósforo do efluente à adsorção na argila expandida. Os processos que podem envolver a remoção de fósforo em WC são: acumulação no tecido vegetal e no solo, adsorção e dessorção, precipitação e dissolução, absorção pela planta e pelos microrganismos, fragmentação e lixiviação e mineralização²¹.

Na Tabela 4 são apresentados os resultados obtidos para o ibuprofeno, paracetamol e etinilestradiol. As concentrações médias de ibuprofeno foram de $4,631 \mu\text{g L}^{-1}$ nas amostras do afluente e de $0,808 \mu\text{g L}^{-1}$ nas amostras do efluente do WC, com remoção de 82%. A remoção de ibuprofeno, composto hidrofóbico, é relacionada à reação com os exsudatos das plantas e o biofilme formado na superfície das plantas^{26,27,28}. Portanto, seu acúmulo na superfície da planta pode aumentar sua biodegradabilidade pelos microrganismos presentes, sendo o processo majoritário para sua remoção.

O ibuprofeno apresenta coeficiente de partição octanol/água ($\log D_{ow}$) menor que 1, o que significa que sua remoção primariamente não deve ocorrer via absorção pela planta e nem adsorção na matéria orgânica^{29,30,31}. Alguns autores observaram 89,5% de remoção de ibuprofeno de efluente sintético em um WC utilizando argila expandida como substrato e *Phragmites australis*, e concluíram que a transformação biológica é o processo majoritário de remoção deste fármaco³². Em outro estudo, foi observado que a degradação de ibuprofeno depende das condições redox no WC, sendo que a biodegradação aeróbia parece ser o processo majoritário de degradação deste fármaco³³.



Tabela 4 - Resultados obtidos para ibuprofeno, paracetamol e etinilestradiol nas amostras do afluente e do efluente do WC (N = 20).

Amostra	Micropoluentes	n	Média	DP	Mín	Máx	E (%)
Afluente	Ibuprofeno	8	4,63	0,27	0,048	0,622	-
	Paracetamol	8	2,43	2,83	0,006	6,573	-
	Etinilestradiol	8	175,24	108,26	0,31	308,003	-
WC-AP	Ibuprofeno	8	0,808	1,18	0,042	3,251	82
	Paracetamol	8	0,506	0,76	0,007	2,078	79
	Etinilestradiol	8	53,552	26,24	7,92	85,734	69

Legenda: N - número de amostras; DP – desvio padrão; Mín – mínimo; Máx – máximo; E - Eficiência de remoção (%).

A concentração média de paracetamol nas amostras do afluente foi de $2,43 \mu\text{g L}^{-1}$ e nas amostras do efluente foi de $0,50 \mu\text{g L}^{-1}$, com 79% de eficiência de remoção. Assim como para o ibuprofeno, o coeficiente de partição octanol/água ($\log D_{ow}$) do paracetamol resulta menor que 1, ou seja, a remoção não deve ocorrer via absorção pela planta e nem adsorção na matéria orgânica^{29,30,31}.

Em um estudo com WC de lâmina livre contendo *P. stratiotes* (19 cm x 28 cm x 19 cm), com TDH de 6 h, os autores observaram remoções superiores a 90% de paracetamol de efluente sintético (com concentração inicial de $0,2 \text{ mg L}^{-1}$)³⁴. Foi notada relação direta entre o TDH do sistema e a remoção do paracetamol, visto que o aumento deste tempo pode facilitar os processos majoritários na remoção de paracetamol: a biodegradação e a sorção. Além disso, os autores observaram que a remoção deste micropolvente é diretamente proporcional à temperatura³⁵.

Em relação ao etinilestradiol, foi obtida eficiência de remoção de 69% para concentração média de $175,24 \mu\text{g L}^{-1}$ nas amostras do afluente. O $\log K_{ow}$ do etinilestradiol varia de 2 a 4, o que indica maior facilidade de absorção pelas plantas^{29,30,31}. Os principais mecanismos de remoção de hormônios e antibióticos de águas residuárias são a sorção e biodegradação, enquanto que a volatilização e fotodegradação podem ser desprezadas^{36,37}. Alguns autores indicaram as bactérias heterotróficas, oxidadoras de amônia e nitrificantes como responsáveis pelo processo de biodegradação de hormônios³⁸.



4 Conclusões

A concentração de OD diminuiu de $4,91 \text{ mg L}^{-1}$ no afluente para $0,99 \text{ mg L}^{-1}$ no efluente, o e E_H foi em média 88 mV, indicando ambiente anóxico e levemente aeróbio. Houve remoção de DQO (75%) que pode estar relacionada à presença de bactérias aeróbias e remoção de NTK (60%), N-NH_3 (50%), nitrato (20%), e PT (41%) provavelmente por adsorção.

A remoção de ibuprofeno (82%) e paracetamol (79%) está relacionada à biodegradabilidade do composto, que possui características hidrofóbicas. A remoção do etinilestradiol foi de 69% e pode estar relacionada tanto à biodegradação quanto à absorção pela planta.

5 Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (bolsa mestrado Capes-DS) e da Fundação Nacional de Saúde (Funasa) [Processo n. 419 25100.011.282 / 2014-87].

Referências

- [1] CARVALHO, P. N.; CARLOS, A. A.; HANS, B. Constructed wetlands for water treatment: new developments. **Water**, v. 9 (6), 397, 2017.
- [2] SHI, X., FAN, J., ZHANG, J., SHEN, Y. Enhanced phosphorus removal in intermittently aerated constructed wetlands filled with various construction wastes. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24 (28), p. 22524–22534, 2017.
- [3] LIMA, M. X.; CARVALHO, K. Q.; PASSIG, F. H.; BORGES, A. C.; FILIPPE, T. C.; AZEVEDO, J. C. R., NAGALLI, A. Performance of different substrates in constructed wetlands planted with *E. crassipes* treating low-strength sewage under subtropical conditions. **Science of Total Environment**, v. 630, p. 1365-1373, 2018.
- [4] YASAR, A.; ZAHEER, A.; TABINDA, A. B.; KHAN, M.; MAHFOOZ, Y.; RANI, S.; SIDDIQUA, A. Comparison of reed and water lettuce in constructed wetlands for wastewater treatment. **Water environmental Research**, v. 90, n. 2, p. 129-135, 2018.
- [5] ZHANG, L.; LV, T.; ZHANG, Y.; STEIN, O. R.; ARIAS, C. A.; BRIX, H.; CARVALHO, P. N. Effects of constructed wetland design on ibuprofen removal – a mesocosm scale study. **Science of the total environment**, v. 609, n.1, p. 38-45, 2017.
- [6] ZHANG, L.; LYU, T.; VARGAS, C. A. R.; ARIAS, C. A.; CARVALHO, P. N.; BRIX, H. New insights into the effects of support matrix on the removal of organic micro-pollutants and the microbial community in constructed wetlands. **Environmental Pollution**, v. 240, n.1, p. 699-708, 2018.
- [7] METCALF, L.; EDDY, H. **Waste water engineering: treatment, disposal and reuse**. 5. ed. Estados Unidos, McGraw-Hill. 2005.
- [8] TORRES, P. Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários. São CARLOS, 1992. **Dissertação de mestrado** – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, 1992.



- [9] RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; CLESCERI, L. S. **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.
- [11] VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas**. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. V.1. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental / Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2005.
- [12] IWA Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution. **Constructed Wetlands for pollution Control: Process, Performance, design and Operation. Scientific and Technical Report**. N.8. London, England: IWA Publishing. 156 p, 2000.
- [13] 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, n 1, p. 151-158, 2015.
- [14] 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.
- [15] LOPES, T. R. **Caracterização do esgoto sanitário e lodo proveniente de reator anaeróbio e de lagoas de estabilização para avaliação da eficiência na remoção de contaminantes**. Dissertação - Programa de Pós-Graduação em Tecnologia Ambiental UTFPR, Medianeira. 2015
- [16] MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; BRASIL, M. S.; BORGES, A. C. Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox de sistemas alagados construídos. **Engenharia Agrícola**, V. 30, p. 518-526, 2010.
- [17] ROBLES-PLIEGO, M.; OLGUÍN, E. J.; HERNÁNDEZ-LANDA, J.; GONZÁLEZ-PORTELA, R. E.; SÁNCHEZ-GALVÁN, G.; CUERVO-LÓPEZ, F. Dual purpose system for water treatment from a polluted river and the production of Pistia stratiotes biomass within a biorefinery. **Clean – Soil, air, water**, v. 43 (11), p. 1514-1521, 2015.
- [18] ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. Deformação em inflorescência de taboa (*Typha angustifolia* L.) submetida a esgoto sanitário. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 37, n. 2.125-129p., 2007.
- [19] ZHOU, X.; LIANG, C.; JIA, L.; FENG, L.; WANG, R.; WU, H. An innovative biochar-amended substrate vertical flow constructed wetland for low C/N wastewater treatment: Impact of influent strengths. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 844-850, 2018.
- [20] STOTTMEISTER, U., WIEßNER, A., KUSCHK, P., KAPPELMEYER, U., KÄSTNER, M., BEDERSKI, O., MULLER, R., Moormann, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. **Biotechnology advances**, v. 22, n. 1-2, p. 93-117, 2003.
- [21] VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the total environment**, p. 48-65, 2007.
- [22] KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment wetlands**. CRC press, 2008.
- [23] PRAJAPATI, M.; BRUGGEN, J. J. A.; DALU, T.; MALA, R. Assessing the effectiveness of pollutant removal by macrophytes in a floating wetland for wastewater treatment. **Applied Water Science**, v. 7, p. 4801-4809, 2017.
- [24] VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Vol. 1. Editora UFMG, 1996.
- [25] OZENGİN, N.; ELMACI, A.; YONAR, T. Application of artificial neural network in horizontal subsurface flow constructed wetland for nutrient removal prediction. **Applied ecology and environmental research**, v. 14(4), p. 305-324, 2016a.
- [26] LIN, Y.; LI, B. Removal of pharmaceuticals and personal care products by *Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes*. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 58, p. 318-323, 2016.
- [27] MATAMOROS, V.; NGUYEN, L.X.; ARIAS, C.A.; SALVADO, V.; BRIX, H. Evaluation of aquatic plants for removing polar microcontaminants: a microcosm experiment. **Chemosphere**, v. 88, p.1257-1264, 2012.



- [28] REINHOLD, D.; VISHWANATHAN, S.; PARK, J.J.; OH, D., MICHAELSAUNDERS, F. Assessment of plant-driven removal of emerging organic pollutants by duckweed. **Chemosphere** v. 80, p. 687–692, 2010.
- [29] PILON-SMITS, E. Phytoremediation. **Annual Review Plant Biology**, v. 56, p. 15–39, 2005.
- [30] LIN, AY-C, LIN, C-A, TUNG, H-H, CHARY, N. S. Potential for biodegradation and sorption of acetaminophen, caffeine, propranolol and acebutolol in lab-scale aqueous environments. **Journal of Hazardous Materials**, v. 183(1–3), p. 242–250, 2010.
- [31] DEEGAN, A.; SHAIK, B.; NOLAN, K.; URELL, K.; OELGEMÖLLER, M., TOBIN, J., MORRISSEY, A. Treatment options for wastewater effluents from pharmaceutical companies. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 8(3), p.649–666, 2011.
- [32] OZENGİN, N.; ELMACI, A. Removal of Pharmaceutical Products in a Constructed Wetland. **Iranian Journal of Biotechnology**, v. 14(4), p. e1223, 2016b.
- [33] ÁVILA, C.; REYES, C.; BAYONA, J. M.; GARCÍA, J. Emerging organic contaminant removal depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Influence of redox. **Water research**, v. 47, p. 315-325, 2013.
- [34] YAMAMOTO, H., KAGOTA, K. I., HIEJIMA, A., TAMURA, I., KASSAI, H., YAMADA, T., & TANAKA, M. Removal of selected pollutants in household effluent by solidified coal ash and water lettuce. **Journal of Water and Environment Technology**, v. 12(4), p. 389-406, 2014.
- [35] VYMAZAL, J.; BREZINOVÁ, T. D.; KOZELUH, M.; KULE, L. Occurrence and removal of pharmaceuticals in four full-scale constructed wetlands in the Czech Republic – the first year of monitoring. **Ecological Engineering**, vol. 98, p. 354-364, 2017.
- [36] CHEN, J.; LIU, Y-S.; ZHANG, J-N.; YANG, Y-Q.; HU, L-X.; YANG, Y-Y.; ZHAO, J-L.; CHEN, F-R.; YING, G-G. Removal of antibiotics from piggery wastewater by biological aerated filter system: Treatment efficiency and biodegradation kinetics. **Bioresource Technology**, v. 238, p. 70-77, 2017.
- [37] KUMAR, A. K., CHIRANJEEVI, P., MOHANAKRISHNA, G.; MOHAN, S. V. Natural attenuation of endocrine-disrupting estrogens in an ecologically engineered treatment system (EETS) designed with floating, submerged and emergent macrophytes. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 10, p. 1555-1562, 2011.
- [38] AMIN, S. K.; EL-SHERBINY, S. A.; ABO EL-MAGD, A. A. M.; BELAL, A.; ABADIR, M. F. Fabrication of geopolymer bricks using ceramic dust waste. **Construction and Building Materials**, v. 157, p. 610-620, 2017.



EFEITO DA INTRODUÇÃO DE CHICANAS NO COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL

Ana Flávia Santos Rabelo de Melo*

Universidade Federal de Lavras, Lavras – Minas Gerais (MG), Brasil
Departamento de Engenharia Agrícola
afsrmeo@gmail.com

Jonathan da Silva Faria

Universidade Federal de Lavras, Lavras – Minas Gerais (MG), Brasil
Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento
jdasilvafaria@estudante.ufla.br

Breno Leal de Paula

Universidade Federal de Lavras, Lavras – Minas Gerais (MG), Brasil
Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento
blealpaula@estudante.ufla.br

Fátima Resende Luiz Fia

Universidade Federal de Lavras, Lavras – Minas Gerais (MG), Brasil
Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento
fatimarlf@ufla.br

Mateus Pimentel de Matos

Universidade Federal de Lavras, Lavras – Minas Gerais (MG), Brasil
Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento
mateus.matos@ufla.br

Ronaldo Fia

Universidade Federal de Lavras, Lavras – Minas Gerais (MG), Brasil
Departamento de Recursos Hídricos e Saneamento
ronaldo.fia@ufla.br

Resumo

Nos últimos anos, têm-se avaliado a intensificação de Sistemas Alagados Construídos (SACs), de forma a aproveitar o seu elevado potencial de remoção em uma área menor, permitindo a sua utilização em maior número de estações de tratamento. Uma das possíveis modificações nos SACs é a introdução de chicanas, de forma a possibilitar reprodução mais próxima de escoamento em um reator de fluxo em pistão. Assim, o

presente trabalho objetivou investigar o efeito da introdução de distintas disposições de chicanas no regime de escoamento, em três SACs de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), empregando um traçador salino (NaCl). Os SACs foram construídos em fibra de vidro, se diferenciando pela presença de chicanas horizontais (SAC B), verticais (SAC C) ou ausência de divisórias internas (SAC A). O teste teve duração de 4 dias, 4 horas e 30 minutos, com coletas e determinação da condutividade elétrica (CE) a cada 15 minutos. Como resultado, verificou-se haver maior dispersão longitudinal do fluido e grau de mistura nas unidades A e B e menor em C. Assim, observa-se que há efeito da introdução de divisões internas na hidrodinâmica dos reatores, porém, as dimensões das chicanas horizontais podem ter causado o aumento da velocidade de passagem do líquido, implicando em maior dispersão no líquido e redução do tempo de residência hidráulica.

Palavras-chave: Dispersão. Tempo de residência hidráulica. Traçador salino.

1 Introdução

O aumento da população mundial tem como consequência o aumento da produção de águas residuárias e de passivos ambientais, sendo necessário dispor de soluções efetivas na remoção de diferentes poluentes, de forma a preservar o meio ambiente.

As estações convencionais de tratamento de águas residuárias, como as adotadas em grandes centros urbanos, não são eficazes na remoção de certos poluentes, como nitrogênio e fósforo. Uma alternativa para reduzir a carga destes poluentes que são lançadas no meio físico, é o uso de Sistemas Alagados Construídos (SAC), uma tecnologia de tratamento ambientalmente correta e economicamente viável, que, no entanto, exige grandes áreas para a sua instalação. Por esta razão, pesquisas têm sido realizadas de forma a melhorar a eficiência do tratamento, reduzindo os requisitos de espaço físico demandado (WU et al., 2014). A introdução de chicanas, por exemplo, poderia aproximar o escoamento ao de um reator de fluxo em pistão, implicando em aumento da capacidade de depuração de águas pelos SACs (METCALF; EDDY, 2003). Aumentando a relação L/B (comprimento/largura) de SACs, observa-se ser possível reduzir o número de dispersão (d) (COSTA et al., 2019), que é o efeito esperado pela introdução de divisões internas.



Para avaliação do regime de escoamento, verificando se as condições de operação se aproximam mais do fluxo em pistão ou de mistura completa, além de detectar a presença de anomalias nos processos que ocorrem no interior dos sistemas (caminhos preferenciais, zonas mortas e curtos circuitos), que podem reduzir a eficiência destas unidades, é necessário fazer a avaliação por meio de testes com traçadores (FIA et al., 2016).

Na literatura são citados diferentes traçadores que podem ser utilizados, cada um com o seu potencial e limitações. Porém, em função das boas respostas em reatores de tratamento de águas residuárias e a facilidade de aquisição (MATOS et al., 2015), traçadores salinos tendem a ser mais empregados na avaliação da hidrodinâmica de SACs.

2 Objetivo

O objetivo do presente trabalho foi avaliar a influência da introdução de chicanas no comportamento hidrodinâmico de três sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial utilizando o traçador salino, cloreto de sódio (NaCl).

3 Metodologia

O ensaio hidrodinâmico foi conduzido em três Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Horizontal Subsuperficial (SACs-EHSS) em escala experimental, cada um com configurações internas específicas. As unidades foram construídas em fibra de vidro, com dimensões de 2,0 m de comprimento, 0,5 m de largura e 0,7 m de altura. Os SACs-EHSS foram preenchidos com brita zero (diâmetro $D_{60} = 7,0$ mm; porosidade de $0,494 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) até a altura de 0,55 m, com o nível d'água sendo mantido a 0,05 m abaixo do material suporte. Em cada unidade foram plantadas 10 mudas da espécie *Pennisetum setaceum*, conhecida como Capim do Texas.

Os três SACs-EHSS se diferenciam pela presença ou não de divisórias no interior das unidades, sendo: o SAC-A construído sem divisórias internas, como ocorre nos SAC-EHSS convencionais; SAC-B com divisórias internas fixadas nas laterais de forma a favorecer o escoamento do tipo pistão de uma lateral à outra (chicanas horizontais); e o SAC-C com divisórias internas fixadas acima e abaixo do leito do SAC-EHSS de forma



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

a favorecer o escoamento ascendente e descendente (chicanas verticais). Nos reatores com divisórias foram utilizadas 4 chicanas espaçadas de 0,40 m. As chicanas horizontais possuem comprimento de 0,40 m ocupando 80% da largura total do sistema. Já as chicanas verticais, foram fixadas à 0,10 m do fundo do reator e à 0,05 m abaixo do nível do líquido.

Os SACs-EHSS avaliados nesta pesquisa estavam em operação desde o dia 20 de agosto de 2018, sendo alimentados com esgoto sanitário da Estação de Tratamento de Esgotos da Universidade Federal de Lavras (ETE-UFLA), após a passagem por reatores UASB, também em escala experimental.

Para a realização do ensaio hidrodinâmico, foi utilizado NaCl como traçador, devido a sua facilidade de aquisição, baixo custo e facilidade de detecção. Anteriormente ao ensaio, foi necessário avaliar a concentração de sódio presente naturalmente no meio. Dessa forma, foi realizado o monitoramento da concentração de sódio do *background* pela medição da condutividade elétrica (CE) do efluente, com posterior conversão à concentração de NaCl, como recomendado em Matos et al. (2015). Para leitura da CE do meio, foi utilizado o condutivímetro de bancada da marca AZ, modelo 8650. Foram realizadas leituras da CE do efluente em intervalos de 1 hora durante 8 horas para obter a concentração média de sódio do efluente anterior ao teste.

No dia 24 de setembro de 2018 deu-se início ao ensaio hidrodinâmico, com a aplicação de 12,0 kg de sal de cozinha (NaCl), previamente dissolvido em 50 litros de água, adicionados à entrada dos SACs-EHSS. A quantidade de traçador utilizada foi calculada com base no volume útil das unidades e no limite de detecção do equipamento de leitura utilizado.

Durante ensaios hidrodinâmicos com uso de traçadores, é recomendado o monitoramento por no mínimo 3 a 4 vezes o tempo de residência hidráulica teórico ($TRH_{teórico}$) das unidades, com finalidade de recuperação do máximo possível do traçador (BODIN et al., 2013). Dessa forma, seriam necessários 5 dias e 5 horas para a realização do teste. Entretanto, o ensaio foi realizado até que a CE alcançasse valor próximo do encontrado para o *background*, o que ocorreu após 4 dias, 4 horas e 30 minutos desde o

138

Organização:



Apoio:



Patrocínio:



início do teste. Durante o monitoramento, foram realizadas leituras da CE do efluente em intervalos de 15 minutos para melhor definição da curva de concentração do traçador. Também foi realizado o monitoramento da vazão efluente de cada sistema em intervalos de 1 hora.

As curvas experimentais da variação de concentração de cloreto de sódio ao longo do tempo, $C(t)$, foram normalizadas (área sobre a curva igual a 1) de acordo com Levenspiel (2000), resultando em curvas de distribuição do tempo de residência hidráulica (DTR) em função do tempo adimensional (θ). Após a normalização, foi possível calcular a variância para cada ensaio (σ_{θ}^2).

O ajuste das curvas experimentais de distribuição do tempo de residência hidráulica em função do tempo adimensional foi realizado com base nos modelos teóricos uniparamétricos de dispersão - de pequena (PD) e de grande intensidade (GD) e de tanques em série (N-CSTR) de acordo com Levenspiel (2000). Essas características podem ser verificadas pelos parâmetros d (ou D/uL) para os modelos de pequena e grande dispersão ou pelo número (N) de reatores de mistura completa em série para o modelo N-CSTR. A estimativa destes parâmetros foi realizada pela variância dos dados.

Para avaliação do desempenho hidráulico das unidades de tratamento foram utilizados índices propostos por Metcalf e Eddy (2003). Estas variáveis permitem inferir sobre o tipo, a extensão e as anomalias do escoamento, podendo ser calculados seguindo a metodologia proposta pelos autores.

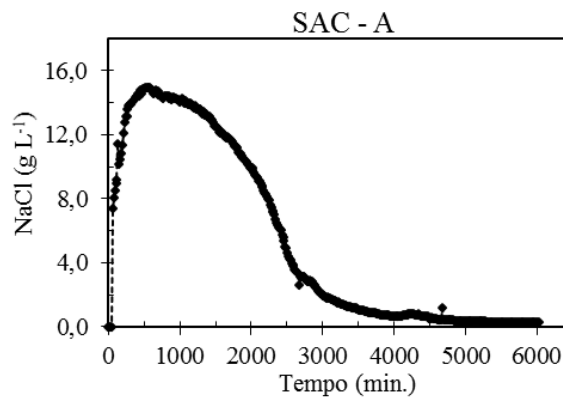
4 Resultados

Durante o ensaio, os SAC-A, SAC-B e SAC-C apresentaram vazões médias iguais a 182,7; 181,6 e 182,0 L d⁻¹. Obtendo tempo de residência hidráulica teórico ($TRH_{teórico}$), para os três sistemas, igual a 1,34 dia.

As curvas obtidas com o monitoramento da passagem do traçador pelas unidades, estão apresentadas nas Figuras 1, 2 e 3, respectivamente, para os SACs A, B e C.

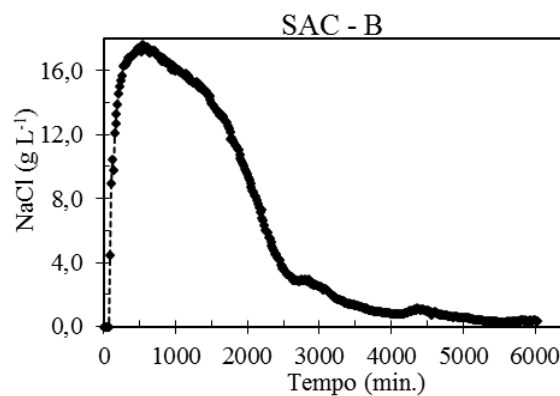


Figura 1 – Variação das concentrações de cloreto de sódio ao longo do tempo no SAC-A (sem a presença de divisões internas).



Fonte: Pesquisa de campo (2019)

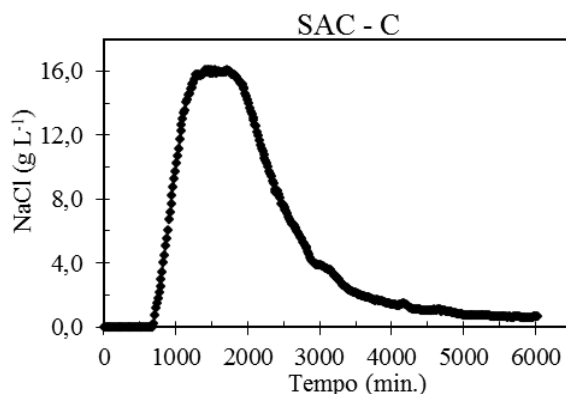
Figura 2 – Variação das concentrações de cloreto de sódio ao longo do tempo no SAC-B (com chicanas horizontais).



Fonte: Pesquisa de campo (2019)



Figura 3 – Variação das concentrações de cloreto de sódio ao longo do tempo no SAC-C (com chicanas verticais).



Fonte: Pesquisa de campo (2019)

Tabela 1 – Resultados obtidos com o ajuste das curvas de distribuição do tempo de residência aos modelos uniparamétricos de pequena dispersão (PD), de grande intensidade (GD) e de tanques em série (N-CSTR)

Unidades de Tratamento	TRH teórico (d)	TRH real (d)	N-CSTR	PD (D/uL)	GD (D/uL)	Coeficiente de determinação (R ²)		
						N-CSTR	PD	GD
SAC - A	1,34	0,98	2,0	0,2451	0,1523	0,9595	0,8437	0,5857
SAC - B	1,34	0,97	1,9	0,2630	0,1602	0,9706	0,7840	0,5662
SAC - C	1,34	1,45	4,4	0,1149	0,0856	0,9147	0,7049	0,7208

Fonte: Pesquisa de campo (2019)

Tabela 2 – Índices utilizados para complementar a avaliação hidrodinâmica das unidades experimentais

Índices	SAC - A	SAC - B	SAC - C
$\lambda = TRH_{real}/TRH_{teórico}$	0,73	0,72	1,07
$TRH_{pico}/TRH_{teórico}$	0,23	0,26	0,66
$ICC = TRH_i/TRH_{teórico}$	0,03	0,05	0,35
$TRH_{50\%}/TRH_{real}$	0,88	0,86	0,88
$IDM = TRH_{90\%}/TRH_{10\%}$	7,77	7,33	3,08

Fonte: Pesquisa de campo (2019)

5 Análise dos Resultados

Analisando as curvas de variação das concentrações de cloreto de sódio ao longo do tempo das três unidades, observa-se a detecção de NaCl no afluente já durante as primeiras horas do ensaio para os SACs A e B, demonstrando a ocorrência de curtos

circuitos nestas duas configurações. Enquanto que para o SAC-C, o traçador foi detectado somente após algumas horas desde o início do teste, o que demonstra o uso mais eficiente do volume útil desta unidade.

Nas últimas horas de ensaio, observou-se também um efeito caudal em todas as unidades, caracterizado pela redução exponencial da concentração do traçador ao final do ensaio. De acordo com Nardi, Zaiat e Foresti (1999), este efeito é decorrente da dispersão/difusão do traçador para regiões estagnadas do meio, ou ao atraso devido a sua sorção no material suporte, como observado também pelos autores Vilas Bôas (2012) e Costa et al. (2019).

Na Tabela 1 estão apresentados os resultados obtidos com o ajuste das curvas de distribuição do tempo de residência aos modelos uniparamétricos de pequena dispersão (PD), de grande intensidade (GD) e de tanques em série (N-CSTR), para as unidades SAC A, B e C (LEVENSPIEL, 2000). Observa-se no ensaio que o TRH real, obtido por meio da curva DTR, dos sistemas A e B, foram menores que o TRH teórico, o que deve provavelmente à formação de caminhos preferenciais dentro das unidades. Já para o SAC-C, o TRH real obtido foi superior ao TRH teórico, demonstrando haver um certo atraso na resposta do traçador, o que pode estar vinculado à existência de zonas de recirculação interna ou de zonas mortas no interior deste sistema.

Ainda observando a Tabela 1, nota-se que o modelo teórico de N-CSTR em série forneceu resultados para o SAC-A, SAC-B, e SAC-C iguais a 2,0; 1,9 e 4,4 reatores de mistura completa em série, respectivamente. Os valores do número de dispersão (D/uL) verificados nos modelos de pequena e grande intensidade de dispersão foram maiores nos SACs A e B, quando comparados ao C, indicando maior dispersão longitudinal do fluido e grau de mistura no interior nas unidades A e B que no sistema C. Para esta unidade, a intensidade de dispersão pode ser considerada como média (moderada), pois ficou entre 0,05 e 0,25 (METCALF e EDDY, 2003). O número de células em série (N) reforça esse conceito, uma vez que quanto maior, menor o grau de mistura.

Na Tabela 2, é possível observar que os índices utilizados corroboram a avaliação mais cuidadosa do desempenho hidráulico das unidades experimentais. Analisando o



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

índice que avalia a eficiência volumétrica (λ), nota-se que ocorreram curtos circuitos e zonas mortas nos sistemas A e B, visto que os valores foram diferentes de 1. Já no sistema C, o mesmo índice apresentou valor igual a 1,07, indicando o uso integral do volume de tratamento, segundo Metcalf e Eddy (2003).

A relação entre o tempo modal, tempo no qual a concentração de pico do traçador é registrada, e o tempo de residência teórico ($TRH_{pico}/TRH_{teórico}$) foi inferior a 1 para as três unidades, o que sugere distribuição não uniforme do escoamento com tendência a mistura completa. Valores de ICC inferiores a 1, como encontrado para todos os sistemas, confirmam a presença de curtos-circuitos em todas as unidades avaliadas. Ademais, a presença de áreas estagnadas também foi detectada em todas as unidades, já que a relação $TRH_{50\%}/TRH_{real}$, para os três sistemas foi inferior a 1. Por fim, com base nos valores obtidos de IDM, os SACs A e B apresentaram maior valor, indicando uma tendência ao escoamento de mistura completa, enquanto que o sistema C apresentou o menor valor de IDM, indicando maior proximidade de um sistema de escoamento pistonado, comparativamente.

A relação L/B para os SAC-A, SAC-B e SAC-C calculadas conforme von Sperling (2017) foram iguais a 4,0, 6,3, e 100. Segundo o autor, sistemas com L/B elevado tendem a apresentar regime de fluxo em pistão, corroborando com os resultados obtidos neste estudo, em que o SAC-C, com maior L/B, apresentou menor dispersão comparado aos outros avaliados. Ademais, o SAC-B, apesar de apresentar L/B maior que o SAC-A, apresentou tempo de retenção próximo deste. O fato pode ser justificado por um aumento na velocidade do líquido dentro do reator, já que o mesmo apresenta chicanas horizontais ocupando 80% da extensão na lateral do reator, como relatado por Li et al. (2018).

6 Conclusão

Os resultados indicaram que houve influência da introdução de chicanas no comportamento hidrodinâmico de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial (SACs-EHSS), no entanto, as dimensões das chicanas horizontais podem ter causado o aumento da velocidade de passagem do líquido e, conseqüentemente, maior dispersão e redução do tempo de residência hidráulica. Por esta

143

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

razão, o SAC com esta configuração, apresentou condições semelhantes à unidade sem divisões internas. Por outro lado, o leito com chicanas verticais foi aquele que apresentou hidrodinâmica mais próxima ao fluxo em pistão.

Agradecimentos

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG pelo auxílio financeiro na divulgação científica do trabalho.

Referências

- BODIN, H. et al. Influence of residence time analyses on estimates of wetland hydraulics and pollutant removal. **Journal of Hydrology**, v. 501, p. 1–12, 2013.
- COSTA, R. D. A. et al. Comportamento hidrodinâmico de sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial de diferentes proporções geométricas e tempos de operação. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, n. 1, p. 83–91, 2019.
- FIA, F. R. L. et al. Hydrodynamic behavior of a combined anaerobic-aerobic system employed in the treatment of vinasse. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 40, n. 6, p. 718–729, 2016.
- LEVENSPIEL, O. **Engenharia das Reações Químicas**. 3 ed. São Paulo. Ed. Edgard Blücher Ltda, 2000, 563 p.
- LI et al. On the hydrodynamics and treatment efficiency of waste stabilisation ponds: From a literature review to a strategic evaluation framework. **Journal of Cleaner Production**, v.183, p.495-514, 2018.
- MATOS, M. P. et al. Uso de traçador salino para avaliação da colmatção e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. **Engenharia Agrícola**, v.35, n.6, p.1137-1148, 2015.
- METCALF e EDDY, Inc. **Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse**. 4. ed. New York: Mc Graw Hill, 2003, 1848p.
- NARDI, I. R. DE; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. **Bioprocess Engineering**, v. 21, n. 5, p. 469–476, 1999.
- VILAS BÔAS, R. B. **Avaliação de sistemas alagados construídos combinados com diferentes configurações**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.
- VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização. Princípios Básicos do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. 3ª. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2017, 196p.
- WU 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.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





PRODUTIVIDADE DE ESPÉCIE ORNAMENTAL E GRAMÍNIAS EM WETLANDS NO SEMIÁRIDO MINEIRO

Maurício Lopo Montalvão*

Instituto Federal de Ciência, Tecnologia e Educação do Norte de Minas Gerais,
Januária – MG, Brasil
Curso de Engenharia Agrícola e Ambiental
mauriciolopom7@gmail.com

Sibele Pinheiro da Silva

Instituto Federal de Ciência, Tecnologia e Educação do Norte de Minas Gerais,
Januária – MG, Brasil
Curso de Engenharia Agrícola e Ambiental
sibelepinirosilva@gmail.com

Caio Vinicius Meira

Instituto Federal de Ciência, Tecnologia e Educação do Norte de Minas Gerais,
Januária – MG, Brasil
Curso de Engenharia Agrícola e Ambiental

Natanael Pereira Araújo de Sena

Instituto Federal de Ciência, Tecnologia e Educação do Norte de Minas Gerais,
Januária – MG, Brasil
Curso de Engenharia Agrícola e Ambiental

Tamires Santos Andrade

Instituto Federal de Ciência, Tecnologia e Educação do Norte de Minas Gerais,
Januária – MG, Brasil
Curso de Engenharia Agrícola e Ambiental
tamiressa30@gmail.com

Danilo Pereira Ribeiro

Instituto Federal de Ciência, Tecnologia e Educação do Norte de Minas Gerais,
Januária – MG, Brasil
Curso de Engenharia Agrícola e Ambiental
danilo.ribeiro@ifnmg.edu.br

Resumo

Objetivou-se analisar a produtividade das gramíneas Tifton 85 e Bengo e da planta ornamental *Canna indica* em *wetlands* construídos, com uma espécie por unidade de tratamento, recebendo aplicação de água residuária da suinocultura após biodigestão anaeróbia. Os *wetlands* construídos tinham fluxo horizontal subsuperficial, com

145

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





dimensões de 10 x 1 x 0,25 m. O plantio foi realizado em 02 de julho de 2018. No dia 02/09/2019 foi realizada a poda de uniformização para as gramíneas e após esse período as podas foram feitas a cada 60 dias, colhendo-se toda a matéria fresca acima de 0,05 m do leito, totalizando-se 2 podas. Para a espécie ornamental, a primeira poda foi realizada após a constatação de florescimento em todos os indivíduos, em 14/12/2018, retirando-se apenas plantas em florescimento ou em senescência, posteriormente as podas foram feitas a cada 20 dias, totalizando 4 podas. A produtividade total, respectivamente, de massa fresca e seca foi de 172,86 e 46,10 Mg ha⁻¹ para o Tifton 85, 281,27 e 62,78 Mg ha⁻¹ para o Bengo e 303,29 e 48,91 Mg ha⁻¹ para a *Canna indica*. Assim, as três espécies avaliadas apresentaram elevada produtividade em *wetlands*, em relação aos resultados constatados em literatura no mesmo período. Todas se mostraram promissoras para cultivo em *wetlands* visando o aproveitamento de biomassa ou do potencial ornamental.

Palavras-chave: paisagismo, jardins filtrantes, suinocultura.

1 Introdução

A escassez hídrica, problema sério a ser administrado pelos gestores públicos, é decorrente tanto das perdas na quantidade como na qualidade da água. No século 20, a população mundial triplicou, enquanto o consumo da água aumentou em cerca de seis vezes (RIJSBERMAN, 2006), ocasionando conflitos pelo uso desse recurso natural em diversas regiões do planeta (MATOS, 2015).

Além do aumento na demanda, também tem causado preocupação a piora da qualidade, em função da falta de sistemas de tratamento de águas residuárias e da baixa cobertura de sistemas de esgotamento sanitário. Segundo o Atlas Esgotos, elaborado pela Agência Nacional de Águas em 2017, no Brasil, apenas 43% do esgoto sanitário produzido é coletado e tratado, 18% é coletado e não tratado, 27% não é coletado e portanto, não tratado e 12% se define como solução individual (BRASIL, ANA, 2017).

Somam-se a isso os efluentes industriais que podem ser tratados com eficiência mínima de apenas 60% de remoção de DBO, segundo a legislação federal (BRASIL, 2011), com potencial de provocar diversos impactos negativos, tais como a depleção do oxigênio dissolvido (OD), aumento na turbidez e eutrofização (enriquecimento da população algal decorrente do aumento na concentração de fósforo e nitrogênio) das águas (VON SPERLING, 2014). Ainda segundo o Atlas Esgotos, 57% da população



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

reside em locais em que não há vazão suficiente para diluição da carga orgânica gerada mesmo recebendo tratamento convencional.

Diante do cenário atual é necessário buscar alternativas para o não lançamento de efluentes em cursos de água, tendo o uso agrícola o maior potencial para isso. Contudo, o direcionamento da coleta dos efluentes e a localização das estações desfavorece práticas de utilização de efluentes para fins agrícola, especialmente nas cidades mais populosas onde as estações se localizam muitas vezes em área urbana.

Existem sistemas de tratamento que permitem o aproveitamento dos efluentes para produção de biomassa e isso favorece a redução do volume a ser lançado nos corpos de água após tratamento, devido às perdas de água por evapotranspiração das plantas. Dentre essas soluções, podem-se citar a aplicação no solo por rampas de tratamento e os *wetlands* construídos.

O *wetland* construído cultivado com espécies ornamentais poderia ser empregado em pequenas empresas que produzem efluente e além de serem utilizados como sistema de tratamento podem servir de jardim. O que proporcionaria melhor aparência do local, em vez de denegrir devido ao aspecto grosseiro dos sistemas convencionais de tratamento e ao mau cheiro, que não ocorre no *wetland*, evitando o uso de áreas específicas para jardinagem e diminuindo a demanda por água limpa e nutrientes para as plantas.

Da mesma maneira, o uso de *wetlands* cultivados com espécies gramíneas, para alimentação animal, também é bastante interessante. Além de dar tratamento aos efluentes, produz biomassa com elevado potencial de uso e de forma contínua, favorecendo o aporte de alimentação de qualidade em épocas secas, como ocorre no semiárido brasileiro.

Assim, esse trabalho foi realizado com objetivo de avaliar a produtividade de matéria fresca (MF) e seca (MS) de duas gramíneas com poda drástica a cada 60 dias e de uma espécie ornamental com poda seletiva a cada 15 dias cultivadas em *wetlands* construídos, recebendo efluente de suinocultura, após biodigestão anaeróbia.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

2 Materiais e métodos

O experimento foi conduzido na área experimental de tratamento de efluentes do Instituto Federal do Norte de Minas Gerais (IFNMG), *campus* Januária, no setor de suinocultura, que possui 4 *wetlands* construídos, de fluxo horizontal subsuperficial com 10 m de comprimento, 1,0 m de largura e 0,25 m de profundidade (cada), impermeabilizados com lona de casa de vegetação e preenchidos com pedrisco. Em cada *wetlands* há uma caixa de polietileno de 1000 L para aplicação da água residuária. A água residuária aplicada no sistema é oriunda da suinocultura, após passar por um biodigestor anaeróbio, modelo canadense. O tempo de detenção hidráulico nos *wetlands* foi de 4 dias, o que representa em torno de 250 L por dia em 10 m².

O experimento foi constituído por quatro tratamentos, sendo um em cada *wetland*, definido de forma aleatória e constituído de três espécies vegetais para cultivo e um *wetland* não cultivado. Dentre as espécies escolhidas, duas foram gramíneas, sendo o Tifton-85 (*Cynodon spp.*) que possui elevado valor nutritivo, alta produtividade e está consolidado para uso em *wetlands* e o capim bengo (*Brachiaria mutica*) facilmente encontrado na região. A terceira espécie vegetal escolhida foi a caninha do brejo (*Canna indica*), espécie ornamental avaliada na área experimental e que apresentou excelente resultados de efeito ornamental, com elevada produção de biomassa.

Os *wetlands* foram plantados em 02 de julho de 2018. Para as gramíneas foram utilizados 10 estolões de 3 nós por metro quadrado e para a *Canna indica* foram utilizadas 5 mudas de rizoma, com apenas 1 folha, por metro quadrado. Após o primeiro mês foi realizado o replantio nos locais onde constatou-se a morte do material propagativo, que chegou a no máximo 20% no *wetland* cultivado com Tifton 85. E aos sessenta dias após o primeiro plantio, em 02/09/2019 foi realizada a poda de uniformização nas gramíneas a 0,05 m do leito.

Posteriormente as podas foram feitas a cada 60 dias para as gramíneas Tifton-85 e Bengo, colhendo-se toda a matéria fresca acima de 0,05 m do leito. Para a espécie ornamental, a primeira poda foi realizada após a constatação de florescimento em todos os indivíduos, em 14/12/2018, retirando-se apenas plantas em florescimento ou em

148

Organização:



Apoio:



Patrocínio:



senescência, após florescimento e a partir de então, o *wetland* com plantas ornamentais recebeu poda a cada 20 dias. Para determinação da matéria fresca, todo o material podado foi pesado e para determinação da matéria seca foi retirada uma amostra para ser secada, até obter peso constante, em estufa com circulação forçada a temperatura de 65 °C. Os resultados foram apresentados em quilogramas (kg) para massa de plantas e a produtividade em mega gramas por hectare (Mg ha^{-1}) que é equivalente a toneladas por hectare.

3 Resultados e discussão

A produtividade inicial da *Canna indica* foi maior devido ao maior intervalo para início das podas (Tabela 1). E após 20 dias ainda continuou elevado devido à quantidade de plantas aptas a florescer após a primeira poda. Nas demais podas constatou-se estabilização da produtividade. Houve variação na relação da massa seca com a massa fresca, o que pode ser devido a diferenças no estágio de senescência das plantas podadas que podiam estar em florescimento ou em senescência. A produtividade total para a *Canna indica*, após sete meses do plantio, podando-se apenas os indivíduos florescidos, foi de $303,29 \text{ Mg ha}^{-1}$ de massa fresca e de $48,91 \text{ Mg ha}^{-1}$ de massa seca.

Na mesma área experimental, cultivando a *Canna indica*, e realizando podas a cada 90 dias sendo a primeira e a última drástica, constatou-se produtividade anual de até $656,74 \text{ Mg ha}^{-1}$ de massa fresca e $111,798 \text{ Mg ha}^{-1}$ de massa seca (LOPES *et al.*, 2017). Em tratamento de água residuária de suinocultura foi obtida produtividade de MS da Taboa (*Thypha sp.*) de $73,00 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (MATOS *et al.*, 2009). Esses resultados demonstram que a *Canna indica* possui maior potencial de cultivo em *wetlands* do que a taboa.



Tabela 1 – Produtividade média da *Canna indica*, Tifton 85 e Bengo cultivados em sistema alagado construído recebendo aplicação de água residuária da suinocultura.

Espécie ornamental	Variável	Poda 1	Poda 2	Poda 3	Poda 4	Total
<i>Canna indica</i>	Massa fresca média por bloco (kg)	33,68	12,82	7,37	6,78	-
	Desvio Padrão	15,40	6,24	4,16	4,89	-
	Produtividade MF (Mg ha ⁻¹)	168,41	64,11	36,86	33,915	303,29
	Produtividade MS (Mg ha ⁻¹)	18,55	11,82	10,64	7,89	48,91
Tifton 85	Massa fresca média por bloco (kg)	17,40	17,17	-	-	-
	Desvio Padrão	10,07	4,91	-	-	-
	Produtividade MF (Mg ha ⁻¹)	87,02	85,84	-	-	172,86
	Produtividade MS (Mg ha ⁻¹)	22,74	23,36	-	-	46,10
Bengo	Massa fresca média por bloco (kg)	38.637,00	17.618,00	-	-	-
	Desvio Padrão	8.634,49	2.605,26	-	-	-
	Produtividade MF (Mg ha ⁻¹)	193,18	88,09	-	-	281,27
	Produtividade MS (Mg ha ⁻¹)	42,70	20,07	-	-	62,78

O capim Tifton 85 apresentou pouca variação na produtividade nos dois períodos de poda, com média de produtividade de massa fresca de 86,4 Mg ha⁻¹ e de massa seca de 23,05 Mg ha⁻¹. A produtividade total foi de 172,86 Mg ha⁻¹ de massa fresca e 46,10 Mg ha⁻¹ de massa seca em 120 dias de produção, desconsiderando a biomassa produzida na poda de uniformização.

Na mesma área experimental, constatou-se produtividade média do Tifton 85 em três podas com intervalos de 60 dias de 19,63 Mg ha⁻¹ de massa seca (SANTOS *et al.*, 2017) e produtividade total em 180 dias de 58,9 Mg ha⁻¹ de massa seca. Os resultados do



presente trabalho foram superiores. A aplicação de percolado de aterro sanitário em capim Tifton 85, como fonte de água e nutrientes, proporcionou produção de até 9,97 Mg ha⁻¹ de MS em 5 podas acumuladas num período de 209 dias (MATOS et al., 2013), em Viçosa/MG, no período de outubro a início de junho. Os intervalos entre podas variaram de 30 a 66 dias, com média de 42 dias, sendo as podas efetuadas quando os colmos atingiam 0,40 m.

Em cultivo de Tifton 85 em *wetland* construído recebendo aplicação de água residuária de laticínio, na cidade de Viçosa/MG, no período de agosto a novembro, com duas podas, a cada 45 dias, a produtividade máxima acumulada de massa seca foi de 15,4 Mg ha⁻¹ (MATOS *et al.*, 2008).

A produtividade do Tifton 85 em *wetland* construído após um ano de plantio com aplicação de água residuária de suinocultura na cidade de Viçosa/MG foi de 33 Mg ha⁻¹ de massa seca, (MATOS *et al.*, 2009). Em outra poda após 105 dias, no final do inverno, os autores constataram produtividade média em torno de 21 Mg ha⁻¹ de massa seca e numa terceira poda após 90 dias, no final da primavera, a produtividade de MS foi próxima a 30 Mg ha⁻¹. Isso demonstra que o intervalo entre podas maior que 60 dias pode proporcionar aumento na produtividade de matéria seca do Tifton-85 cultivado em *wetland* com água residuária rica em nutrientes, como a da suinocultura.

O capim bengo apresentou produtividade superior ao Tifton-85 com 42,7 Mg ha⁻¹ de massa seca na primeira poda. Maior resultado de produtividade em período de 60 dias, constatado em relação aos disponíveis na literatura para o capim Tifton-85 cultivado em *wetlands*. A produtividade total do bengo em 120 dias foi de 62,78 Mg ha⁻¹ de massa seca, sendo o melhor resultado entre as espécies avaliadas. Na mesma área experimental, com podas a cada 30 dias, constatou-se produtividade acumulada para o bengo de 10,49 Mg ha⁻¹ de massa seca (SANTOS *et al.*, 2016), demonstrando que o intervalo entre podas influencia drasticamente na produtividade da gramínea.

Dentre as espécies vegetais cultivadas em *wetlands*, as gramíneas tem apresentado os maiores resultados de produtividade de matéria seca. Em *wetlands* recebendo aplicação de águas residuárias de suinocultura, o capim Tifton-85 alcançou produtividade de



matéria seca de 95,56 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (MATOS *et al.*, 2009), 28,47 a 38,07 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (FIA *et al.*, 2011), 53,74 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (QUEIROZ *et al.*, 2004), 64,00 a 117,80 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (SANTOS *et al.*, 2017). Com aplicação de água residuária de laticínio a produtividade do Tifton variou de 30,44 a 60,37 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (MATOS *et al.*, 2010). O capim Vetiver alcançou produtividade de 60,37 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ de massa seca (MIRANDA-SANTOS, 2012) em *wetland* com esgoto, e 93,99 a 124,10 Mg ha⁻¹ ano⁻¹ (ZAPAROLI, 2011) em *wetland* com solução de nitrato.

4 Considerações finais

As três espécies avaliadas apresentaram elevada produtividade em *wetlands* em relação aos resultados constatados em literatura. Assim, todas se mostraram promissoras para cultivo em *wetlands* visando o aproveitamento de biomassa ou do potencial ornamental.

Agradecimentos

A Fapemig pela bolsa de iniciação científica e ao IFNMG pelo apoio ao desenvolvimento do projeto.

Referências

- BRASIL, AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). **Atlas esgotos:** despoluição de bacias hidrográficas. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, 2017. 88 p.
- FIA, F. R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; LAMBERT, T. F.; MATOS, M. P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon spp.* cultivadas em sistemas alagados construídos. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n° 1, p. 77-89, 2011.
- LOPES, J. O.; MONTALVAO, M. L.; SANTOS, F. P.; SOUZA, E. M. S.; NASCIMENTO, D. S.; RIBEIRO, D. P. Produtividade de espécie ornamentais em sistema alagado construído recebendo água residuária de suinocultura. In: XXI Encontro Latino Americano de Iniciação Científica (XXI INIC), 2017, São José dos Campos/SP. **Anais...** Ciência que Aproxima, Ciência que Liberta, 2017.
- 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-Agua**. v.4, n.2, p.31-45, 2009.
- MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V.; SARMENTO, A. P.; MATOS, M. P. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. Campina Grande, v.14, n.12, p.1.311-1.317, 2010
- MATOS, A. T.; SILVA, D. F.; LO MONACO, P. A. V.; PEREIRA, O. G.; Produtividade e composição química do capim-Tifton 85 submetido a diferentes taxas de aplicação do percolado de resíduo sólido urbano. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v, 33, n. 1, 2013.



MIRANDA-SANTOS, L. **Avaliação do desenvolvimento e a eficiência do capimvetiver (*Chrysopogon zizanioides*) em sistemas híbridos de alagados construídos.** Dissertação (Mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia. Bauru, 2012.

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A.; LEMOS, A. L. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Engenharia na Agricultura**. v.12, n.2, p.77-90, 2004.

RIJSBERMAN, F.R. Water scarcity: Fact or fiction? **Agricultural Water Management**, v.80, p.5-22. 2006.

SANTOS, V. K. S. ; COLARES, A. P. F. ; MARTINS, R. N. ; SOUZA, M. A. R. ; CORTE, W. C. ; RIBEIRO, D. P. Produtividade de gramíneas cultivadas em sistemas alagados construídos no Norte de Minas Gerais. In: XX Encontro Latino Americano de Iniciação Científica (XX INIC - UNIVAP), 2016, São José dos Campos-SP. **Anais...** Educação e Ciência para a Cidadania Global, 2016.

SANTOS, F. P.; LOPES, J. O.; FIGUEIREDO, W. W. M.; ANJOS, D. C. A.; MONTALVAO, M. L.; RIBEIRO, D. P.; NASCIMENTO, E. S. Produtividade da grama tifton 85 cultivada em sistemas alagados construídos e com diferentes intervalos entre podas In: XXI Encontro Latino Americano de Iniciação Científica - XXI INIC, 2017, São José dos Campos - SP. **Anais...** Educação e Ciência para a Cidadania Global, 2016.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos:** Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. UFMG, 4ª ed., Belo Horizonte, MG, 470p, 2014.

ZAPAROLI, B.R. **Capacidade desnitrificante de sistemas alagados construídos operados em bateladas sequenciais.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) -Universidade Federal Viçosa, Viçosa, 2011.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





USO DE COMPLEXANTE PARA APLICAÇÃO DE ^{99m}Tc COMO TRAÇADOR PARA O SISTEMA FRANCÊS

Mirene Augusta de Andrade Moraes*

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

Naro Júnio Martins Freitas

Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, Belo Horizonte-MG, Brasil
narojunio@yahoo.com.br

Ricardo Gomes Passos

Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, Belo Horizonte-MG, Brasil
ricardo.passos@cdtn.br

Vinícius Verna M. Ferreira

Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear, Belo Horizonte-MG, Brasil
vvmf@cdtn.br

Camila Maria Trein

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte-MG, Brasil
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
camilatrein@yahoo.com.br

Marcos von Sperling

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

Resumo

Os estudos com traçadores têm sido uma ferramenta importante para a análise do comportamento de *wetlands construídos* (WC). Os traçadores mais comuns são os colorimétricos e os salinos, contudo, a utilização de isótopos radioativos também é possível. Este trabalho propôs avaliar a necessidade do uso de complexante quando aplicado o traçador radioativo ^{99m}Tc em estudos hidrodinâmicos em WC de escoamento vertical – sistema francês (SF) para tratamento de esgotos sanitários brutos. Testes com traçador ^{99m}Tc via estímulo-resposta do tipo pulso foram realizados. Notou-se que o



traçador, apesar de ser aplicado no topo do meio filtrante, não apresentava atividade na saída do sistema. Concomitante, a atividade radioativa na superfície da célula operante estava elevada. Assim, o fluido não estava sendo marcado, pois o traçador estava retido no depósito de lodo superficial. Todavia, esses resultados podem indicar que o SF é um bom retentor de cátions ou até mesmo de sólidos dissolvidos. Com a constatação que o ^{99m}Tc não é um bom marcador quando em contato com a matéria orgânica (MO), foi adquirido o complexante DMSA (ácido dimercaptossuccínico). A partir de então, a retenção do ^{99m}Tc na MO parece ter sido minimizada. Observou-se que o ^{99m}Tc conseguiu representar bem o comportamento do sistema, quando reagido previamente com o quelante. Desta forma, o ^{99m}Tc pode ser apontado como um traçador promissor no estudo de WC de escoamento vertical.

Palavras-chave: hidrodinâmica, radioisótopo, traçador radioativo, wetlands verticais, DMSA.

1 Introdução

Os estudos com traçadores são uma ferramenta importante para a análise do comportamento de *wetlands construídos* (WC), como a caracterização do modelo hidráulico do reator e das imperfeições existentes dentro do meio filtrante, como a presença de zonas mortas e curtos circuitos. Uma variedade de traçadores tem sido utilizada em pesquisa de hidrodinâmica dos WC de escoamento vertical – sistema francês (SF), sendo os mais comuns os colorimétricos (Morvannou et al., 2012; Morvannou et al., 2017) e os salinos (Molle et al., 2008; Cota, 2011; García Zumalacarregui, 2018).

A utilização de isótopos radioativos como traçadores também é possível, caso os mesmos possuam propriedades úteis, como baixo limite de detecção e baixos valores de *background* (BG). Como desvantagens, são de difícil manipulação e passíveis de contaminar o meio ambiente e o ser humano (Silva et al., 2009), de forma que a sua utilização requer cumprimento rigoroso dos regulamentos oficiais da Comissão Nacional de Energia Nuclear (CNEN). O trítio tem sido relatado na literatura como traçador em pesquisas de hidrodinâmica de WC superficiais (Crohn et al., 2005; Xu et al., 2005; Kjellin et al., 2007).

Em estudo hidrosedimentológicos, Bandeira (2004) e Bandeira et al. (2012) fizeram uso do ^{99m}Tc como traçador. O gerador de ^{99}Mo - ^{99m}Tc é fabricado e distribuído

Organização:



Apoio:



Patrocínio:



pelo Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares (IPEN), e consiste em uma embalagem blindada com chumbo composta por uma coluna cromatográfica de óxido de alumínio, carregada com ^{99}Mo (Figura 19) (CNEN, 2015), que passa por eluição com solução de NaCl 0,9%. Quando o ^{99}Mo (meia vida de 66h) decai para $^{99\text{m}}\text{Tc}$ (meia vida de 6h) (Equação 1), forma-se o composto pertecnetato ($^{99\text{m}}\text{TcO}_4$).



As vantagens desse isótopo na aplicação no SF sobre outros traçadores radioativos são: meia vida de apenas 6 horas, ou seja, ele mantém atividade considerável por um período de tempo não muito longo; disponibilidade do gerador de ^{99}Mo - $^{99\text{m}}\text{Tc}$ com o advento da medicina nuclear; e energia γ baixa (140,5 keV), comparada a outros radionuclídeos. Até o momento, a literatura relata o uso de $^{99\text{m}}\text{Tc}$ traçador em pesquisas de saneamento apenas nos estudos de Alvarenga (2012) e Alvarenga et al. (2013).

Alvarenga (2012) investigou o potencial de traçadores ativáveis em hidrodinâmica de sistemas de tratamento de esgoto. A autora utilizou diferentes traçadores (radioativos: ^{82}Br , $^{99\text{m}}\text{Tc}$ e ^3H e ativáveis: complexos de In, La, Sm e Eu) aplicados a um reator anaeróbico de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB) e ao mesmo SF objeto desta pesquisa. A autora explica que os isótopos ativáveis foram complexados previamente para que não fossem adsorvidos, sendo os complexantes possíveis: NTA (ácido nitrilotriacético), EGTA (ácido bis- (2-aminoetil) etilenoglicol NNN'N'- tetracético), DCTA (ácido trans-1,2- diaminociclohexanotetracético), EDTA (ácido etilenodiamino tetra-acético), DOTA (ácido 1,4,7,10- tetra-azociclododecano NN'N''N'''- tetra-acético) e DTPA (ácido dietilenotriaminopentaacético), sendo este o mais comum (Alvarenga et al., 2013).

Diante do exposto, esta pesquisa propôs avaliar a necessidade do uso de complexante quando aplicado o traçador radioativo $^{99\text{m}}\text{Tc}$ (para leitura direta da radiação, ou seja, não ativável) em estudos hidrodinâmicos no SF para tratamento de esgotos sanitários brutos. O estudo foi desenvolvido no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS), que é uma parceria entre a Universidade Federal de Minas Gerais

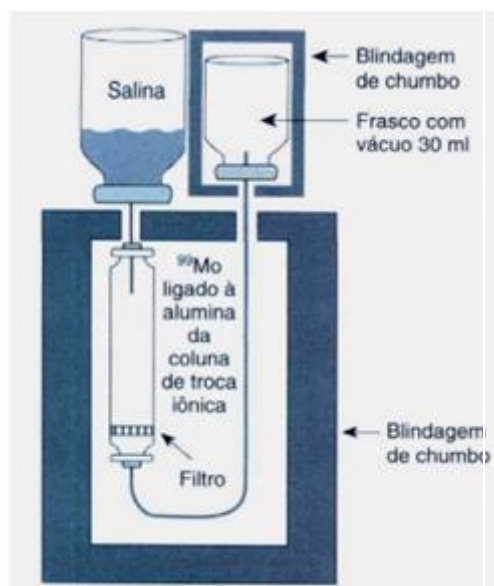


(UFMG) e a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA), e está localizado dentro da Estação de Tratamento de Esgotos do Ribeirão Arrudas (ETE Arrudas).

2 Material e métodos

Após passar pelo tratamento preliminar da ETE Arrudas, uma pequena alíquota da vazão de esgoto bruto do município de Belo Horizonte - MG era encaminhada à ETE experimental em questão, que se trata de um WC de escoamento vertical primeiro estágio do SF. O SF é operado por períodos alternados de alimentação e repouso com ciclos em bateladas. O sistema em estudo foi projetado para tratar uma vazão de esgoto bruto de $13 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$ (aproximadamente 100 habitantes), e é composto por um tanque de armazenamento e três unidades (células ou filtros) em paralelo, plantadas com a espécie vegetal tifton 85 (*Cynodon spp*) (ver Figura 20). Há a montante do filtro um tanque de acumulação que armazena o esgoto bruto até atingir um volume definido, sendo em seguida descarregado por sifão e lançado o afluente no topo da célula em operação.

Figura 19. Esquema de um gerador de ^{99}Mo - ^{99m}Tc .



Fonte: Camargo (2007)

Figura 20. Vista em planta do sistema



Fonte: autores (2018)



A vegetação foi podada antes da realização deste estudo, e durante todo ele, a ETE experimental foi cercada por faixa zebreada e placas de alerta. Testes com traçador radioativo ^{99m}Tc via estímulo-resposta do tipo pulso foram realizados sob a coordenação da equipe do Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear (CDTN). Para a proteção radiológica, Resoluções e Normas da CNEN foram seguidas.

Entre os dias 17 de setembro a 17 de dezembro de 2018, às segundas-feiras, um gerador de ^{99}Mo - ^{99m}Tc de terceira semana era transportado de uma clínica médica devidamente autorizada para o CePTS. Em posse do gerador, fazia-se a eluição, isto é, 6 mL de solução salina eram adicionados ao gerador para obtenção do ^{99m}Tc . A solução contendo ^{99m}Tc saía por uma cubeta e então na primeira batelada do ciclo de alimentação era aplicada com a ajuda de uma seringa no tanque de armazenamento e este era então homogeneizado. Um cintilador de detecção de radiação γ foi posto próximo ao canal de coleta de efluente tratado para realizar a leitura da taxa de contagem da radiação (TCR) no meio (Figura 22a). A extremidade do cintilador foi conectada a um contador de Geiger-Müller análogo do modelo IPP4 (Figura 22b) que recebe o sinal e o transforma em $\text{C}\cdot\text{s}^{-1}$ (contagem por segundo). As leituras foram efetuadas e anotadas de modo manual a cada 10 s, e foram encerradas quando por período superior a 40 min houve insignificante variação entre as medições ($\cong \Delta 50 \text{ C}\cdot\text{s}^{-1}$), o que ocorreu entre 3,0 a 4,5 h após o início do descarregamento do tanque de armazenamento com traçador injetado.

3 Resultados e discussão

Os dados foram tratados descontando-se o BG (considerado como $\cong 70 \text{ C}\cdot\text{s}^{-1}$) e corrigindo-se o decaimento do material, uma vez que sua meia vida é de apenas 6 horas. Os testes foram divididos em dois períodos:

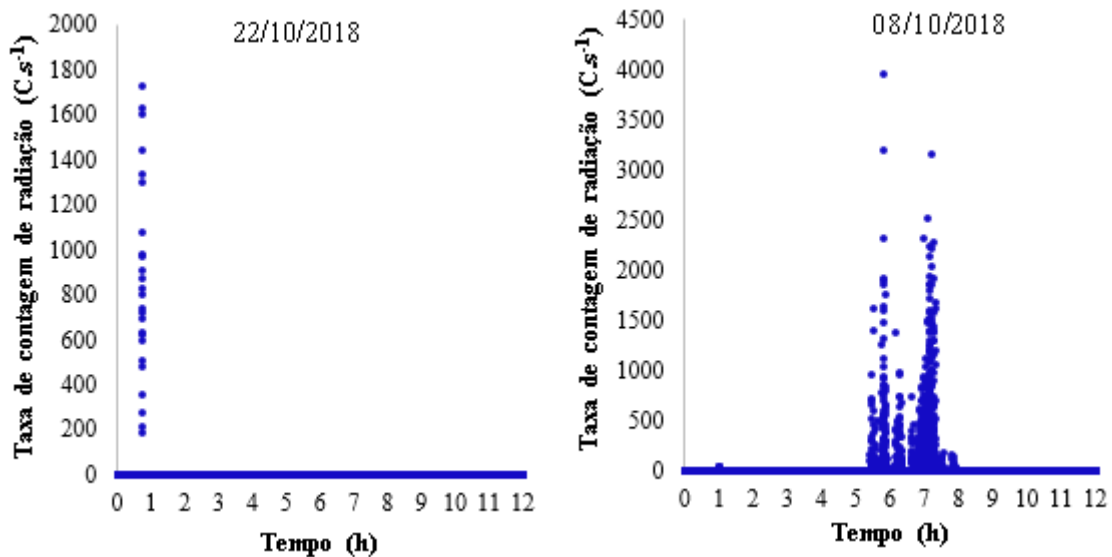
1) **A partir de 17/09/18** - Observou-se que o traçador, apesar de ser aplicado no topo do meio filtrante, não apresentava atividade na saída do sistema. Essa situação aconteceu por testes consecutivos. A Figura 21 contém algumas curvas-resposta da TCR durante o período (1), onde se percebe a existência de comportamento distinto e aleatório entre os testes. Nesses testes observou-se que havia saída de fluido do sistema, embora a



atividade do traçador não a estivesse acompanhando. Notou-se ainda que a TCR na superfície da célula operante estava elevada. Assim, o fluido não estava sendo marcado, pois o traçador estava retido no depósito de lodo.

O tecnécio é um metal, portanto possui carga positiva, e como todos os metais, está passível de sofrer complexação quando em contato com um meio de cargas predominantemente negativas, como a matéria orgânica (MO). Deste modo, conclui-se que o ^{99m}Tc não é um bom traçador em meio com alto teor de MO, como são os sistemas de tratamento de esgotos. Assim, apesar de demonstrar essa fragilidade como traçador de fluido, esses resultados podem indicar que o SF é um bom retentor de cátions ou até mesmo de sólidos dissolvidos. A permanência desses parâmetros dentro do filtro provavelmente é momentânea, já que os sítios de complexação são finitos, obrigando o escape *a posteriori* para que haja a mobilização de novos íons ou partículas. Assim, o que estava imobilizado outrora, seria liberado no efluente final. Não obstante, o tempo que esses compostos ficariam imobilizados precisa de investigação.

Figura 21. Exemplos de curva-resposta da atividade radioativa sem adição de complexante



Um comportamento anômalo aconteceu e está apresentado na Figura 24a. O teste realizado em 24/09/2018 não exibe a mesma reação da Figura 21. Nele, nota-se um padrão da curva-resposta, em que o traçador possui o comportamento de uma sucessão de formatos de sino (assim como o hidrograma efluente, onde cada sino representa uma

batelada) e ocorre sua liberação de forma gradual a cada batelada. Durante as primeiras bateladas é quando há maior variação da TCR e após 4 h, as medições vão diminuindo e suas variações são cada vez menores.

Diante da Figura 24a, deve ser questionado o motivo pelo qual o traçador efluíu junto com o fluido no teste do dia 24/09/2018 e nos demais, não. Para esclarecer esse comportamento pode haver duas explicações, em que uma alternativa não exclui a outra. A primeira é que nesse dia, o conteúdo de MO do esgoto afluyente poderia estar menor, ou seja, o esgoto bruto poderia estar diluído. Conforme dados da Estação Meteorológica disponível no local, choveu o total de 67 mm nos 10 dias que antecederam esse teste. Logo, ainda que não tenha havido monitoramento da qualidade do efluente nesse dia, é provável que o esgoto que chegou à ETE Arrudas estivesse de fato mais diluído do que o normal. Com o afluyente com menor teor de MO, o traçador não teria se complexado tanto. Nesse caso, deve ser levantada a hipótese de que a maior parte da complexação do metal com a MO ocorre já dentro no tanque de acumulação com a MO do esgoto bruto. A segunda alternativa é que, como o capim tifton-85 havia sido podado, a entrada de esgoto bruto no sistema foi cessada, de modo que o afluyente fosse encaminhado ao *by-pass*. Em vista disso, a célula filtrante ficou em período de repouso por tempo superior a 14 dias antes deste teste. Como o repouso foi excessivo e a atividade biológica possivelmente mais reduzida, pode-se ter contribuído para a criação de um meio menos propício à interação do ^{99m}Tc com o depósito de MO. Porém, essas alternativas não foram comprovadas e portanto, pode ainda ter ocorrido uma terceira explicação.

Com a constatação de que o ^{99m}Tc não é um bom marcador quando em contato com a MO, os testes foram interrompidos e pesquisou-se por complexantes de ^{99m}Tc .

2) **A partir de 29/11/18** - Foi adquirido junto ao Laboratório de Farmácia Nuclear da UFMG o complexante de ^{99m}Tc : DMSA (ácido dimercaptossuccínico). Cada kit de DMSA é composto por 5 frascos (um para cada injeção). Após a eluição, a solução contendo ^{99m}Tc era adicionada ao frasco de DMSA. Para a complexação, 15 min de espera eram necessários antes de se injetar o complexo formado no tanque de acumulação. Observe como o ^{99m}Tc fica encapsulado junto à molécula de DMSA (Figura 23),



impedindo sua ligação a outros compostos. A função do quelante é reagir em momento oportuno e de forma controlada com o íon-metálico, blindando-o, de forma a impossibilitar novas ligações e tornando o traçador inerte.

A contagem da atividade do ^{99m}Tc de um teste com uso do quelante está contida na Figura 24b. É importante perceber que a retenção do ^{99m}Tc na MO parece então ter sido minimizada. Com a adição do quelante ao ^{99m}Tc , formou-se um complexo inerte, mas com tamanho molecular maior. Apesar de se ter descartado a possibilidade de interações químicas, a retenção por mecanismos físicos, tal como filtração, pode ter ocorrido. Outros testes com o uso do quelante (não apresentados aqui) foram executados posteriormente com sucesso, e todos com respostas de saída semelhantes. O ^{99m}Tc previamente reagido com um quelante parece ter vantagem em relação aos traçadores usualmente utilizados nos estudos de WC, como os fluorescentes e os salinos, já que estes são passíveis de ficarem retidos com a MO.

Figura 22. a) Cintilador recostado na tubulação de coleta de efluente tratado.

b) Contador de Geiger-Müller

a)

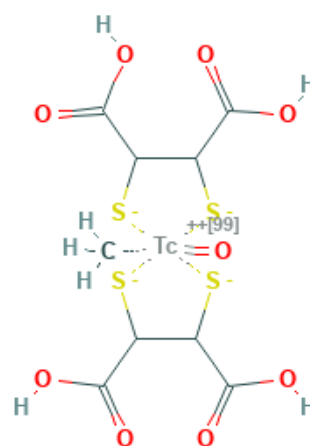


b)



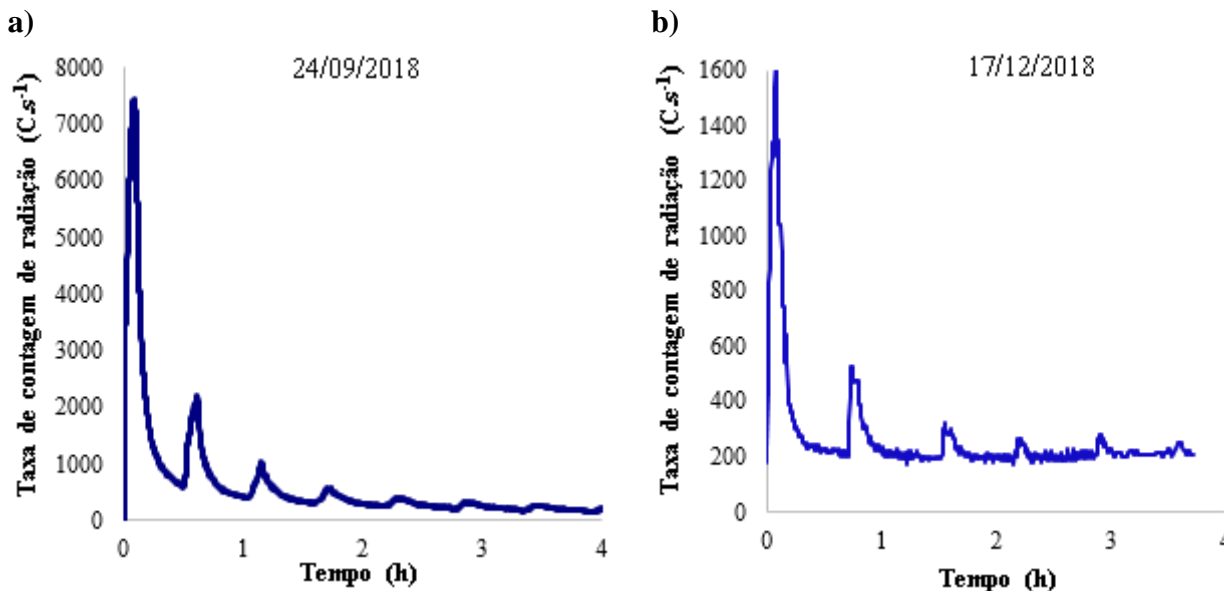
Fonte: autores (2018)

Figura 23. Complexo DMSA - ^{99m}Tc



Fonte: Estados Unidos (2019)

Figura 24. Curva-resposta da atividade radioativa. a) sem adição de complexante. b) com adição de complexante.



4 Conclusão

Os fluxos imperfeitos são inerentes a qualquer sistema, e devem ser considerados no projeto. O entendimento do fluxo real de um reator provem principalmente dos testes com traçadores, sendo que nesta pesquisa foi utilizado o ^{99m}Tc , um isótopo radioativo. Observou-se que o ^{99m}Tc conseguiu representar bem o comportamento do sistema, quando reagido previamente com um complexante, que no caso foi utilizado o DMSA. Sem o uso de um complexante apropriado, este traçador está sujeito a ficar retido na MO que compõe a superfície dos filtros do SF. Apesar de não ser um traçador não conservativo, correções de decaimento podem ser feitas depois. Desta forma, o ^{99m}Tc pode ser apontado como um traçador promissor no estudo de WC de escoamento vertical.

Agradecimentos

Os autores agradecem às agências e às instituições brasileiras CNEN, CDTN, CNPq, CAPES, FAPEMIG, FUNASA, UFMG e COPASA pelo apoio à pesquisa, juntamente com a Fundação Bill & Melinda Gates sob a coordenação da Unesco-IHE.



Referências

- ALVARENGA, G. L. S., **Traçadores ativáveis de índio e terras raras para estudos do desempenho de instalações de tratamento de efluente**. 2012, 166 f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia das Radiações, Minerais e Materiais) – Centro de Desenvolvimento da Tecnologia Nuclear.
- ALVARENGA, G. L. S.; SILVA, L. L.; BARRETO, A. A.; PINTO, A. M. F.; MOREIRA, R. M. Use of indium and rare-earths activable tracers for the evaluation of the hydraulic performance of wastewater treatment units. In **International Nuclear Atlantic Conference**. Associação Brasileira de Energia Nuclear. Recife, Brasil, 24-29 Novembro 2013.
- BANDEIRA, J. V. **Desenvolvimento de técnicas nucleares e correlatas para estudos em hidrologia urbana: aplicações na bacia hidrográfica da Pampulha e no Rio das Velhas, MG**. 2004 276 f., enc. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.
- BANDEIRA, J. V.; FERREIRA, V. V. M.; SALIN, L. H, Vieira, N. de S.; Meneghini, M. S. M; Sales, D. M; Junqueira, M. V. Carvalh o, M. D.; Mota, H. R. **Hydrosedimentological studies in the Paciencia dam, southeastern Brazil**. Latin American Journal of Sedimentology and Basin Analysis 19 (2) 2012, 89-103.
- CAMARGO, A. C. **Otimização dos procedimentos de preparação, marcação e controle de qualidade do glucarato-Tc99m para diagnóstico do infarto agudo do miocárdio**. 2007. Dissertação (Mestrado em Tecnologia Nuclear - Aplicações) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2007. doi:10.11606/D.85.2007.tde-29112007-154504.
- CNEN (Comissão Nacional de Energia Nuclear). **Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares**. Gerador IPEN-TEC, 2015.
- COTA, R. S.; von Sperling, M.; PENIDO, R. C. S. **Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and un-planted vertical-flow constructed wetlands**. Water Sci Technol 64 (5), p. 1056-1063, 2011. doi: 10.2166/wst.2011.544
- CROHN, D M.; RUUD, N. C.; DECRUYENAERE, J. G.; CARLON D. B. **Goodness-of-Fit Test for Modeling Tracer Breakthrough Curves in Wetlands**. Journal of Environmental Engineering © ASCE / February 2005.
- ESTADOS UNIDOS. **National Center for Biotechnology Information**. PubChem Database. KGKQVOQETUSNKL-RCUQKECRSA-J, CID=46245552. Disponível em: <<https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/compound/46245552> > . Acesso em 15.mar.2019.
- GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A. **Influência das condições hidrodinâmicas nos processos de conversão aeróbia em wetlands construídos de escoamento vertical no tratamento de esgoto doméstico bruto**. 2018. 200 f, enc. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia.
- KJELLIN, J.; WÖRMAN, A; JOHANSSON, H; LINDAHL, A. **Controlling factors for water residence time and flow patterns in Ekeby treatment wetland, Sweden**. Advances in Water Resources. 30 (2007) 838–850. doi:10.1016/j.advwatres.2006.07.002
- MOLLE, P.; PROST-BOUCLE, S.; AND LIÉNARD, A. **Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: a full-scale experiment study**. Ecological Engineering, 34(1), 23-29, 2008.
- MORVANNOU, A.; FORQUET, N.; VANCLOOSTER, M.; MOLLE, P. Which hydraulic model to use in vertical flow constructed wetlands?. In: **13th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, Nov 2012, Perth, Australia. 9 p.
- MORVANNOU, A., TROESCH, S., ESSER, D., FORQUET, N., PETITJEAN, A., MOLLE, P. **Using one filter stage of unsaturated/saturated vertical flow filters for nitrogen removal and footprint reduction of constructed wetlands**. Water Sci. Technol., 2017 76 (1), 124–133.
- SILVA, L.L.; DONNICI, C.L; AYALA, J. D.; FREITAS, C. H.; MOREIRA, R. M.; PINTO, A. M. F. **Traçadores: o uso de agentes químicos para estudos hidrológicos, ambientais, petroquímicos e biológicos**, Quim. Nova, Vol. 32, No. 6, 1576-1585, 2009.
- XU, S; WÖRMAN, A.; DVERSTORP, B. **Effects of compartmental model structure and long-term inflow pollutograph on model predictions**. Radioprotection, Suppl. 1, vol. 40 (2005) S477-S483. doi: 10.1051/radiopro:2005s1-070



USO DE SISTEMAS WETLANDS CONSTRUÍDOS NO SANEAMENTO RURAL NO BRASIL

Fernanda Deister Moreira*

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte – MG, Brasil
Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos
fernanda.deister@engenharia.ufjf.br

Edgard Henrique Oliveira Dias

Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora – MG, Brasil
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
edgard.dias@ufjf.edu.br

Resumo

O objetivo deste trabalho foi apresentar experiências no Brasil em relação ao uso do sistema de wetlands construídos (WC) como alternativa para o tratamento de esgoto sanitário em zonas rurais. A configuração mais comumente implementada contempla tanques sépticos seguidos de wetlands construídos de fluxo horizontal subsuperficial (remoções de DBO entre 61 e 99%). Entre as vantagens de sistemas WC para o saneamento rural estão as elevadas remoções de DBO e SST e as possibilidades de reúso do efluente tratado e do aproveitamento da biomassa (alimentação animal e produção de energia).

Palavras-chave: Alagados construídos. Zona de raízes. Área rural. Reúso.

1 Introdução

Estima-se que um quarto da população rural brasileira não é atendida com serviços de esgotamento sanitário, isto é, sem banheiro e com defecação a céu aberto (IBGE, 2010). Isso não significa que os outros 75% da população rural apresentem soluções adequadas de esgotamento sanitário e que não devam ser melhoradas: 54,1% da população rural apresentam atendimento precário de serviços de coleta de esgoto, mas sem tratamento. Logo, praticamente 80% da população rural não possui tratamento de esgoto.

Para áreas rurais, entende-se que o tratamento do esgoto deve ser próximo ao ponto de geração, caracterizando uma solução descentralizada (CRITES e



TCHOBANOGLIOUS, 1998). As soluções descentralizadas são consideradas as melhores opções para áreas rurais, uma vez que são dimensionadas para operar em pequena escala, sem grandes investimentos e débitos da população e de forma a possibilitar reúso do efluente tratado dependendo das características locais (MASSOUD *et al.*, 2009; CARDONA *et al.*, 2019).

Sistemas *wetlands* construídos (WC), também conhecido como sistemas alagados construídos (SAC), compõem uma técnica de tratamento de efluentes por processos naturais (DOTRO *et al.*, 2017). Esse sistema é uma simulação de um bioma de zonas úmidas que tem objetivo de reproduzi-lo de forma controlada. WC apresentam alta taxa de atividade biológica que transforma poluentes em nutrientes essenciais ou em subprodutos inofensivos que podem ser utilizados para a produção biológica do próprio sistema (KADLEC e WALLACE, 2008). Essa tipologia de tratamento pode ser utilizada tanto como tratamento primário, secundário ou terciário, dependendo da origem da água residuária e do objetivo do tratamento. É comum encontrar combinações de *wetlands* construídos com outras técnicas de tratamento, como tanques sépticos e reatores UASB.

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho foi realizar um compilado das experiências nacionais sobre o uso de WC no saneamento rural, visando apresentar vantagens e alternativas para implantação desses sistemas, bem como desvantagens e pontos de dificuldade.

2 Wetlands construídos no saneamento rural no Brasil

Tanque séptico + wetlands

Sabei (2015) realizou estudo em comunidade rural de São José dos Pinhas – PR, em que cinco sistemas WC de fluxo horizontal subsuperficial (WCFHSS) foram implantados, todos precedidos de caixa de gordura e tanque séptico. Após quatro meses de operação, verificou-se as seguintes faixas de remoção: 52-95% para DBO; 47-94% para DQO; 22-96% para fósforo; e 30-98% para nitrogênio amoniacal (SABEI, 2015). Além disso, verificou-se, em alguns casos, remoção de 99,9% ($3,0 \log_{10}$) de coliformes totais e 99,7% ($2,5 \log_{10}$) de *E. coli* (SABEI, 2015). O autor relatou aumento dessas eficiências de remoção nos três primeiros meses de monitoramento do sistema, mas

indicou necessidade de monitoramento de forma contínua para verificar como fatores externos, como variações de carga e vazão e fatores meteorológicos, afetam o sistema. Em três das cinco unidades, mesmo as eficiências mínimas estariam de acordo com a resolução CONAMA 430/2011¹ (BRASIL, 2011) em termos de DBO (SABEI, 2015).

Um sistema de dois tanques sépticos em série seguido por unidade WCFHSS foi implantado por Watanabe (2012) no distrito Nova Bilac, região rural de Floraí – PR. O parâmetro utilizado para verificar a eficiência de remoção de matéria orgânica foi a DQO, com eficiência média de remoção de 82%. Sabe-se que os valores de DQO são mais altos que o a DBO, pois a análise da DQO também oxida a matéria orgânica inerte (von SPERLING, 2014). Logo, pode-se presumir que o sistema atenderia o padrão de lançamento de DBO segundo a CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011).

Philippi *et al.* (2006) realizaram testes em efluentes de sistemas WC em áreas rurais do Estado de Santa Catarina. Nos três sistemas, constituídos por tanque séptico seguido de unidade WCFHSS, a remoção de DBO atendeu os padrões nacionais de lançamento. Além disso, dois dos sistemas monitorados atenderam o padrão de lançamento relacionado à nitrogênio amoniacal (20mg.L^{-1} – Resolução CONAMA 430/2011; BRASIL, 2011), enquanto a outra unidade apresentou concentração média de 21 mg.L^{-1} , ligeiramente superior ao determinado na legislação. Os autores chamam atenção para problemas de manutenção e operação de um dos sistemas, que apresentou colmatação, mostrando que esse fenômeno exerceu influência no desempenho do sistema em relação à remoção de DBO, DQO e $\text{NH}_4^+\text{-N}$.

Em estudo realizado na região de Agudo – RS, duas residências tiveram o tratamento de esgoto por tanque séptico seguido de WCFHSS (MAIER, 2007). Os sistemas apresentaram eficiência média de remoção de DBO de 99,1% e 98,7%, atingindo os padrões da CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011). A remoção média de fósforo total e nitrogênio total foram de 90,4% e 74,1%, respectivamente, em uma propriedade e

¹ De acordo com a Resolução CONAMA no. 430, de 13 de maio de 2011 (BRASIL, 2011), a concentração máxima de DBO no efluente tratado deve ser de 120 mg.L^{-1} ou remoção mínima no sistema de tratamento dever ser de 60%.



91,1% e 80,4%, respectivamente, na outra propriedade, superando as expectativas de remoção do sistema (MAIER, 2007). Em relação aos indicadores de microrganismos patogênicos, a remoção foi maior que 98%, mas não foi suficiente para atender o padrão de lançamento, como preconizado nas normativas estaduais vigentes (Resolução CONSEMA nº 128/2006 do estado do Rio Grande do Sul; RIO GRANDE DO SUL, 2006).

Em Gonçalves Junior, distrito rural de Irati – PR, um sistema de tanque séptico seguido de WCFHSS foi construído visando tratar o esgoto de duas propriedades, atendendo a um total de cinco moradores (SCHIRMER *et al.*, 2009). Os autores avaliaram a eficiência de remoção de DQO (80%), turbidez, fósforo total (54%), coliformes totais ($94\% = 1,22 \log_{10}$) e *E. coli* ($99,6\% = 2,40 \log_{10}$). Desta forma, o sistema atendeu à legislação federal quanto a remoção de matéria orgânica. A concentração média de fósforo no efluente tratado de 4 mg.L^{-1} , resultado promissor uma vez que o mesmo não é de fácil remoção em sistemas de tratamento biológico (von SPERLING, 2014). Em relação aos organismos indicadores de patógenos, verificou-se a necessidade de etapa de pós-tratamento para atendimento do padrão de lançamento.

Nagamati, Santos e Mendes (2018), realizaram a implantação de um sistema de tanque séptico seguido de *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) ascendente numa área rural da cidade de Itapuranga – GO. A redução da eficiência de remoção de DQO e DBO ao longo do monitoramento foi justificada pela intermitência na geração do efluente lançado no sistema e pelo tipo de coleta (simples) realizada (Nagamati, Santos e Mendes, 2018). Apesar disso, em todas as amostragens o efluente apresentou valores de DBO compatíveis com o padrão da Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011).

Tanque séptico + filtro anaeróbio + wetlands

Rodrigues, Santos e Lapolli (2015) implementaram um sistema de WCFHSS em uma escola na zona rural de Campos Novos – SC. O sistema de tratamento consistia em três tanques sépticos em série seguidos de um filtro anaeróbio e, então, unidades WC. O sistema apresentou remoção satisfatória para atender a Resolução CONAMA 430/2011

(BRASIL). Os autores também consideraram satisfatórias as remoções de fósforo e nitrogênio amoniacal, com média de remoção de aproximadamente 80% para ambos.

Reinaldo *et al.* (2012) implantaram na região rural de Mossoró-RN um sistema decanto digestor constituído por um tanque séptico de câmara dupla e filtro anaeróbio, seguido de uma unidade WCFHSS. Após esta etapa, o efluente seguia para um reator solar (visando desinfecção) e depois para um reservatório de efluente visando a irrigação. O sistema, além de remover satisfatoriamente a matéria orgânica e óleos e graxas, de acordo com os padrões nacionais, também removeu 99,99% ($4,0 \log_{10}$) de coliformes termotolerantes, apresentando um padrão microbiológico que atende as diretrizes estaduais do Ceará – Portaria SEMACE nº 154/2002 (CEARÁ, 2002) – para irrigação de culturas para alimentos comidos crus.

Reator UASB + wetlands

Lutterbeck *et al.* (2017) e Lutterbeck *et al.* (2018) estudaram um sistema integrado de reator UASB seguido de biofiltro anaeróbio, quatro unidades de WCFHSS em série seguidas de uma etapa de tratamento fotoquímico, visando o reúso do efluente em uma propriedade rural no Rio Grande do Sul. Como resultado, o sistema apresentou uma remoção de 99,5% de DBO, atendendo tanto à legislação nacional (BRASIL, 2011). Esse sistema, mesmo sem a etapa de remoção de citotoxicidade e genotoxicidade – etapa de tratamento fotoquímico – apresentaria resultados satisfatórios, já que a DBO de saída da quarta unidade de WC foi de 5 mg.L^{-1} . Em relação ao monitoramento de coliformes totais, verificou-se remoção de 99,99% ($4,0 \log_{10}$), com concentrações finais menores que $18 \text{ NMP.100mL}^{-1}$. Embora o apresentasse potencial para reúso, os autores recomendam que avaliações adicionais sejam feitas para aplicação em irrigação e/ou descargas sanitárias.

Wetlands

Pires (2012) implementou três sistemas de WCFHSS após caixa de gordura para águas cinzas no assentamento rural Olga Benário, município de Visconde do Rio Branco – MG. Três moradias foram contempladas com o sistema, com média de 5 moradores por



casa. A eficiência média de remoção de DBO das três unidades foi de 88%; nos três sistemas, a concentração de DBO no efluente esteve dentro do padrão estabelecido pela Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011).

Scherer, Fagundes e Lemos (2010) implantaram um sistema de WCFHSS em uma residência rural de Formigueiro – RS visando o reúso. Para verificar a possibilidade de reutilizar o efluente, amostras foram analisadas para coliformes totais (CT) e *E. coli*. No efluente tratado foi detectada concentração de CT igual a $2,3 \times 10^4$ NMP.100mL⁻¹ (4,4 log₁₀ NMP.100mL⁻¹), e não foram detectadas bactérias do grupo *E. coli*. Os autores consideraram a eficiência expressiva uma vez que o sistema ainda estava em fase experimental, mas adaptações no sistema teriam de ser realizadas para que o efluente realmente pudesse ter como sua destinação o reúso.

3 Discussão

No Brasil, a tecnologia de WC não é muito utilizada para sistemas municipais, mesmo em áreas rurais (MEDEIROS, 2017). Apesar de não ser tão implementada, diversos estudos apresentam sistemas WC como alternativa com grande potencial para o tratamento descentralizados de esgotos.

Na Tabela 1 estão compilados os dados da literatura estudada em relação à remoção de matéria orgânica, bem como atendimento ou não aos padrões estabelecidos na Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011). Percebe-se que a configuração mais comumente utilizada é composta por tanque séptico seguido de WCFHSS. Independente do sistema que precedeu unidades WC, todos apresentaram resultados promissores na remoção de DBO; a exceção foi um dos sistemas tanque séptico + WCFHSS monitorado por Sabei (2015).

Como vantagens em utilizar sistemas WC para o tratamento de esgoto em áreas rurais cita-se o baixo custo de implantação, a fácil utilização, a melhoria da qualidade da água, o aumento das áreas verdes (sistema natural com vegetação) e, ainda, a possibilidade de o efluente do sistema ser utilizado para irrigação de culturas e a redução de doenças causadas pelo esgoto (VYMAZAL, 2010; SEZERINO *et al.*, 2015; DOTRO *et al.*, 2017; KAVEH *et al.*, 2017).



O crescimento de vegetação em unidades WC também apresenta benefícios. De maneira geral, a vegetação contribui para melhor eficiência do sistema de tratamento no que tange à remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e patógenos (VYMAZAL, 2005; BRISSON e CHAZARENC, 2009). Adicionalmente, a biomassa vegetal pode ser aproveitada para alimentação animal, trazendo benefícios econômicos para os usuários do sistema, principalmente em áreas rurais em que é comum a criação de animais (MATOS *et al.*, 2008; FIA *et al.*, 2017). Outra possibilidade é a utilização da biomassa vegetal para geração de energia, através da combustão direta, produção de biogás ou produção de biocombustível (AVELLAN, ARDAKANIAN e GREMILLION, 2017).

Tabela 1 – Configurações de sistemas de tratamento com unidades WC mais usados no saneamento rural no Brasil e suas respectivas eficiências de remoção de matéria orgânica (DBO ou DQO).

Sistema	População atendida	Entrada (mg.L ⁻¹)	Saída (mg.L ⁻¹)	Eficiência (%)	Atendimento à Legislação*	Referência
Tanque + WCFHSS	160	342	66	66.3	SIM	Sabei (2015)
	450	345	154	61	SIM	Sabei (2015)
	3	804	47	94.3	SIM	Sabei (2015)
	130	2282	1075	40.1	NÃO	Sabei (2015)
	130	603	12	99	SIM	Sabei (2015)
	4	198	3	99.3	SIM	Sabei (2015)
	4	503**	89**	82**	SIM	Watanabe (2012)
	50	330	89	73	SIM	Philippi <i>et al.</i> (2006)
	150	232	35	85	SIM	Philippi <i>et al.</i> (2006)
	50	201	39	80	SIM	Philippi <i>et al.</i> (2006)
	5	4620	40	99.1	SIM	Maier (2007)
	5	3580	46	98.7	SIM	Maier (2007)
	5	309*	59*	80*	SIM	Schirmer <i>et al.</i> (2009)
Tanque + FA + WCFHSS	190	114	26	72.1	SIM	Rodrigues, Santos e Lapolli (2015)
UASB + FA + WCFHSS + UV	4	904	4	99.5	SIM	Lutterbeck <i>et al.</i> (2018)
Tanque + WCFV	6	423	89	79	SIM	Nagamati, Santos e Mendes (2018)
	5	739	87	88	SIM	
WCFHSS	5	532	102	81	SIM	Pires (2012)
	5	550	74	86	SIM	
Tanque + FA + WCFHSS + Reator solar	60	182	72	60	SIM	Reinaldo <i>et al.</i> (2012)

* De acordo com a Resolução CONAMA no. 430, de 13 de maio de 2011 (BRASIL, 2011), a concentração máxima de DBO no efluente tratado deve ser de 120 mg.L⁻¹ ou remoção mínima no sistema de tratamento dever ser de 60%.

**Concentração de DQO, em mg.L⁻¹; UASB = reatores UASB; Tanque = tanques sépticos; WCFHSS = wetlands construídos de fluxo horizontal subsuperficial; WCFV = wetlands construídos de fluxo vertical; FA = filtros anaeróbios; UV = fotoreatores ultravioleta; reator solar= etapa de desinfecção por luz solar.

Fonte: Autores

Em contrapartida, sistemas WC podem requerer grandes áreas. Tal fato, porém, pode não trazer grandes problemas em áreas rurais, onde normalmente existe oferta



elevada de área a preços relativamente baixos. Ademais, a relação custo-benefício é satisfatória, pois a operação e a manutenção simplificadas do sistema não implica em altos custos de implantação e manutenção do sistema, que não requer mão-de-obra qualificada (CALDERÓN, 2018).

Se mal operados, os sistemas podem causar problemas como baixa eficiência de remoção e colmatação. Nesse sentido, é comum a adoção de unidade de pré-tratamento (ex., tanque séptico, reator UASB, decantador primário) para a remoção de sólidos e matéria orgânica, o que diminui a possibilidade de colmatação, além de reduzir os requerimentos de água de unidades WC. Algumas referências levantadas no presente trabalho utilizaram pré-tratamento previamente a unidades WC (RODRIGUES, SANTOS e LAPOLLI, 2015; SABEI, 2015; LUTTERBECK *et al.*, 2018; NAGAMATI, SANTOS e MENDES, 2018). Estudos vêm sendo realizados visando otimizar o sistema WC para prevenir e/ou mitigar a colmatação. Como forma de mitigar o problema, caso ele já exista, a troca do meio suporte e da vegetação podem ser feitas quando for verificado o início da colmatação. No entanto, Kadlec e Wallace (2008) afirmam que os custos com a substituição podem ser de 10-19% dos custos iniciais com o sistema. Matos, von Sperling e Matos (2018) observam que o material pode ser retirado, lavado e reutilizado e caso a opção seja da substituição do material, o mesmo deve ter diâmetro maior afim de reduzir os caminhos preferenciais e curtos-circuitos no sistema.

5 Considerações finais

Os sistemas de tratamento de esgoto aplicados no saneamento contendo *wetlands* construídos mais encontrados no Brasil são sistemas compostos por tanques sépticos seguidos de WCHFSS. Porém, todas as outras soluções se mostram viáveis para realidade brasileira, dependendo do objetivo que se deseja alcançar com o tratamento dos esgotos. Sistemas WC apresentam-se como solução promissora e sustentável para o saneamento rural no Brasil em relação ao gerenciamento de esgotos domésticos, recuperação de recursos, e mitigação de impactos ambientais e à saúde pública, podendo, inclusive, agregar valor econômico e paisagístico ao sistema de tratamento.



Referências

- AVELLAN, CT.; ARDAKANIAN, R.; GREMILLION, P. **The role of constructed wetlands for biomass production within the water-soil-waste nexus. *Water Science and Technology*, 75 (10), p 2237–2245, 2017.**
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Conselho Nacional do Meio Ambiente: CONAMA, Brasília, DF, maio de 2011.
- BRISSON, J.; CHAZARENCO, F. Maximizing pollutant removal in constructed wetlands: Should we pay more attention to macrophyte species selection? ***Science of the total environment***, v 407, p 3923-3930, 2009
- CALDERÓN, C.B. **Análisis del ciclo de vida de un humedal construido para el tratamiento y reutilización de aguas residuales domésticas en la zona rural de Jaén, Perú.** 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia de Sistemas Biológicos). Universitat Politècnica de Catalunya, Barcelona, 2018.
- CARDONA, J.; LEPILOVA, A.; GIESELER, D.; KRETER, K. Reuse-oriented decentralized wastewater and sewage sludge treatment for small urbanized rural settlements in Brazil: an environmental cost-benefit analysis. in: U. Nehren *et al.* (eds.), **Strategies and tools for a sustainable rural Rio de Janeiro.** 2019.
- CEARÁ. Portaria n° 154 (Revogado pela Resolução COEMA N° 2 DE 02/02/2017). 2002.
- CRITES R, TCHOBANOGLOUS G. **Small and decentralized wastewater management systems. McGraw Hill series in water resources and environmental engineering.** WCB McGraw-Hill, Boston. 1998.
- DOTRO, G.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; NIVALA, J.; PUIGAGUT, J.; STEIN, O.; VON SPERLING, M. **Biological Wastewater Treatment Series - Treatment Wetlands, v. 07.** IWA Publishing. 2017.
- FIA, F.R.L.; MATOS, A.T.; FIA, R.; BORGES, A.C.; CECON, P.R. Efeito da vegetação em sistemas alagados construídos para tratar águas residuárias da suinocultura. **Eng. Sanit. Ambient.** v. 22, n.2, Mar./Apr. 2017
- IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, PNSB -2008. Rio de Janeiro: IBGE; 2010.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands.** Boca Raton: CRC Press, 2008.
- KAVEH, O.; SAEID, E.; THEODORE, C.; VIJAY, P.; NICOLAS, R.; MOHSEN, G.; NEDA, T. Investigation of Wetland Performance for Sewage Treatment in Rural Areas. **International Journal of Emerging Engineering Research and Technology**, vol. 5, no. 11, p. 36-54, 2017.
- LUTTERBECK, C.A.; KIST, L.T.; ZERWES, F.V.; LOPEZ, D.R.; MACHADO, E.L. Life cycle assessment of integrated wastewater treatment systems with constructed wetlands in rural areas. **Journal of Cleaner Production.** v 148, p 527 -536, 2017.
- LUTTERBECK, C.A.; ZERWES, F.V.; RADTKE, J.F.; KÖHLER, A.; KIST, L.T.; MACHADO, E.L. Integrated system with constructed wetlands for the treatment of domestic wastewaters generated at a rural property – Evaluation of general parameters ecotoxicity and cytogenetics. **Ecological Engineering.** v 115, p.1–8, 2018.
- MAIER, C. **Qualidade de águas superficiais e tratamento de águas residuárias por meio de zonas de raízes em propriedades de agricultores familiares.** Dissertação de mestrado (Pós Graduação em Ciências do Solo). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2007.
- MASSOUD, M.A.; TARHINI, A.; NASR, J.A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, v 90, p 652-659, 2009.
- MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (cynodon spp) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. **Revista Ambi-Água**, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008.
- MATOS, M.P.; von SPERLING, M.; MATOS, A.T. Clogging in horizontal subsurface flow constructed wetlands: influencing factors, research methods and remediation techniques. **Rev Environ Sci Biotechnol**, v 17, p 87-107, 2018.



- MEDEIROS, D. M. **Estudo sobre a aplicação de wetlands construídos para o tratamento de esgoto em loteamentos, condomínios e comunidades isoladas.** 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.
- NAGAMATI, F.L.; SANTOS, J.J.F.; MENDES, T.A. Execução de wetland construído para tratamento de efluente doméstico em propriedade rural. **R. gest. sust. Ambient.**, v. 7, n. 1, p. 418-446, 2018.
- PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P.H.; PANCERI, B.; OLJUNYK, D.P., KOSSATZ, B.; Root zone system to treat wastewater in rural areas in south of Brazil. In: **Proceedings of the 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, MAOTDR, Lisbon, Portugal, pp. 901-908, 2006.
- PIRES, F.J. **Construção participativa de sistemas de tratamento de esgoto doméstico no assentamento rural Olga Benário-MG.** 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2012.
- REINALDO, G. P. B.; BATISTA, R. O.; SILVA, P. C. M.; LEMOS FILHO, L. C. A.; FERREIRA NETO, M. SANTOS, D. B. Desempenho de sistema decanto-digestor com filtro biológico seguido por alagado construído e reator solar no tratamento de esgoto doméstico. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 62-74, 2012.
- RIO GRANDE DO SUL. RESOLUÇÃO CONSEMA N ° 128: Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. 2006.
- RODRIGUES, E.B.; SANTOS, M.A.A; LAPOLLI, F.R. Zona de raízes: experiência vivenciada numa escola rural no município de Campos Novos/SC. **R. Eng. Constr. Civ.**, Curitiba - PR, v. 2, n.2, p. 32-41, jul./dez., 2015.
- SABEI, T. R. **A inserção da educação ambiental não formal no processo de implantação de saneamento ambiental na comunidade rural Colônia Mergulhão, São José dos Pinhais – PR.** 2015. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2015.
- SCHERER, M.J.; FAGUNDES, R.M.; LEMOS, P.R. Tratamento de efluentes com sistema de zona de raízes: estudo de caso em residência rural. In: **2º Congresso Internacional de Tecnologias para o Meio Ambiente**, Bento Gonçalves/RS, Brasil, 2010.
- SCHIRMER, W.N.; MACHADO, G.O.; STUMPF, G.; LEMES, J.V.B.; AGASSI, J.D.; KAICK, T. Tratamento de esgoto por zona de raízes em comunidade rural – parte 2: avaliação. **Rev. Acad., Ciênc. Agrár. Ambient.**, Curitiba, v. 7, n. 2, p. 165-173, abr./jun. 2009
- SEZERINO, P.H.; SANTOS, M.O.; PELISSARI, C.; CELIS, G.S.; PHILIPPI, L.S. Wetlands construídos horizontais aplicados no tratamento descentralizado de esgotos. **R. Eng. Constr. Civ.**, Curitiba - PR, v. 2, n.2, p. 1-10, jul./dez., 2015.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Vol. 1, 4ª edição, Ed. UFMG, 2014.
- VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. **Water**, v 2, p 530-549, 2010.
- VYMAZAL, J. Removal of Enteric Bacteria in Constructed Treatment Wetlands with Emergent Macrophytes: A Review. **Journal of Environmental Science and Health -Part A**, v 40, p 1355-1367, 2005.
- WATANABE, A.Y.M. **Construção e avaliação da eficiência de sistema de leito cultivado no tratamento de águas cinzas.** 2012. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2012.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





TRATAMENTO DO EFLUENTE DE BENEFICIAMENTO DE PLÁSTICO COM O USO DE *TYPHA DOMINGENSIS* EM FLUTUAÇÃO

Camila Tamires Petry*

Universidade Feevale, Novo Hamburgo – RS, Brasil
Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental
camilapetry@yahoo.com.br

Günther Gehlen

Universidade Feevale, Novo Hamburgo – RS, Brasil
Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental

Annette Droste

Universidade Feevale, Novo Hamburgo – RS, Brasil
Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental

Resumo

O consumo abundante favorece a geração do resíduo sólido urbano, em especial, o resíduo plástico. No processo de beneficiamento de plásticos gera-se um efluente de alta carga poluidora, que necessita de tratamento. Foi avaliada a eficiência de *Typha domingensis* em flutuação no tratamento de efluente do processo de beneficiamento de plástico. 40 plantas foram expostas em flutuação a 100 L de efluente sob circulação constante por 60 dias. O volume do efluente foi renovado em 50% a cada 15 dias. Antes e após a exposição das plantas ao efluente foram analisados: pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), DBO₅, DQO, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, Fe, Pb, Zn e Mn. Diferenças entre médias de cada parâmetro antes e após o período de tratamento foram verificadas pelo teste *t* de Student para amostras pareadas ($p=0,05$). Os valores de CE, DBO₅, DQO, nitrogênio amoniacal, Fe, Zn e Mn foram significativamente inferiores após o tratamento; OD e nitrato foram significativamente superiores. Não houve diferença significativa nos valores de pH e, as concentrações de nitrito e Pb estiveram abaixo do limite de quantificação tanto antes quanto após o tratamento. Os resultados demonstram que a espécie em flutuação foi efetiva no transporte de oxigênio para o efluente, criando condições para a decomposição da matéria orgânica e para o crescimento de bactérias nitrificantes. As menores concentrações de metais após o tratamento indicaram a remediação dos mesmos pelas plantas. Conclui-se que o método foi efetivo para o tratamento de efluente do processo de beneficiamento de plástico.

Palavras-chave: Fitorremediação. Taboa. PEAD. PEBD.



1 Introdução

O aumento populacional e o consequente consumo em ritmo acelerado e exorbitante são os principais contribuintes para a geração do resíduo sólido urbano, em especial, o resíduo plástico. No processo de beneficiamento ou reciclagem de plásticos, existem diferentes etapas: a separação, a moagem, a lavagem, a secagem e o processamento. É principalmente na etapa de lavagem, que é o processo realizado para eliminar resíduos de produtos químicos, restos de alimentos e gorduras aderidos ao material que será processado, onde se gera o efluente que, devido a alta carga poluidora, necessita tratamento (Ragaert *et al.*, 2017).

A fitorremediação é um instrumento da biotecnologia que utiliza plantas e microrganismos associados com a rizosfera para remover, degradar, conter ou imobilizar contaminantes presentes no meio (EPA, 2000; Vidali, 2001; Susarla *et al.*, 2002). Pode ser utilizada em variadas configurações como, por exemplo, banhados construídos e, uma prática ainda não muito comum, mas que vem sendo utilizada nos últimos anos, em flutuação, onde as plantas crescem em um meio hidropônico flutuando artificialmente em balsas em vez de enraizadas em sedimento (Headly e Tanner, 2012; Martelo e Borrero, 2012). Esse método oferece a vantagem de oferecer um sistema de tratamento de efluentes de simples operação e com baixa manutenção (Headly e Tanner, 2012). Além disso, é entendido que a assimilação de nutrientes e outros elementos, como metais, pode ser maior nesse tipo de sistema se comparado com sistemas onde as plantas estão enraizadas no sedimento. Isso se dá devido às raízes das plantas não estarem em contato com o sedimento bentônico ou solo e, desse modo, podem somente acessar os nutrientes contidos na coluna d'água (Headley e Tanner, 2012).

Espécies de *Typha* são importantes e eficientes plantas para a remoção de íons de efluentes comparadas a outras macrófitas devido à sua estrutura aerada, que permite melhor absorção dos poluentes do efluente e uma ótima evapotranspiração, além de sua grande tolerância a agentes tóxicos (Mannarino *et al.*, 2006; Escosteguy *et al.*, 2008; Barros, 2013). *Typha domingensis* Pers. (Typhaceae), popularmente conhecida como taboa, nativa do Brasil, é uma espécie encontrada em uma grande variedade de habitats

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





aquáticos, desde banhados até ambientes totalmente submersos e vem sendo utilizada no tratamento dos mais variados tipos de efluentes (Hegazy *et al.*, 2011; Barros, 2013; Mojiri *et al.*, 2013; Schierano *et al.*, 2016). Entretanto, são escassos os estudos com a espécie para efluentes de recicladoras de plástico (Gondim, 2007), e para este tipo de efluente, ainda não há estudos com a espécie em flutuação.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência de um sistema piloto de tratamento do efluente do processo de beneficiamento de plástico dos tipos: polietileno de alta densidade (PEAD) e polietileno de baixa densidade (PEBD), com o uso de *Typha domingensis* artificialmente em flutuação.

2 Metodologia

2.1 Coleta e análises física e químicas

As coletas do efluente bruto para o sistema de tratamento foram realizadas com auxílio de baldes plásticos, a uma profundidade de 15 a 30 cm abaixo da superfície da lagoa de efluente do processo de beneficiamento de plástico dos tipos PEAD e PEBD, e armazenadas em bombonas plásticas de 50 L até chegada na universidade. Os seguintes parâmetros foram analisados antes e após o período de exposição das plantas ao efluente: pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE), DBO₅, DQO, nitrogênio amoniacal, nitrato, nitrito, ferro (Fe), chumbo (Pb), zinco (Zn) e manganês (Mn). A coleta, o armazenamento, a preservação e o transporte das amostras foram realizados de acordo com os critérios estabelecidos pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT/NBR 9898/1987) e *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA *et al.*, 2012).

2.2 Sistema piloto de tratamento de efluente de beneficiamento de plástico com taboa

Para o sistema piloto, utilizou-se uma caixa d'água Tigre[®] de polietileno de média densidade (PEMD) de 310 L, a qual recebeu 100 L de efluente bruto. Para a alimentação do sistema, foi utilizada uma bomba de circulação Flowclear Bestway[®], com vazão de 7 L/minuto. O efluente ficou sob circulação constante e foi renovado a cada 15 dias em uma taxa de 50% do volume. Foram utilizadas tubulações de entrada e saída de 25 mm onde

Organização:



Apoio:



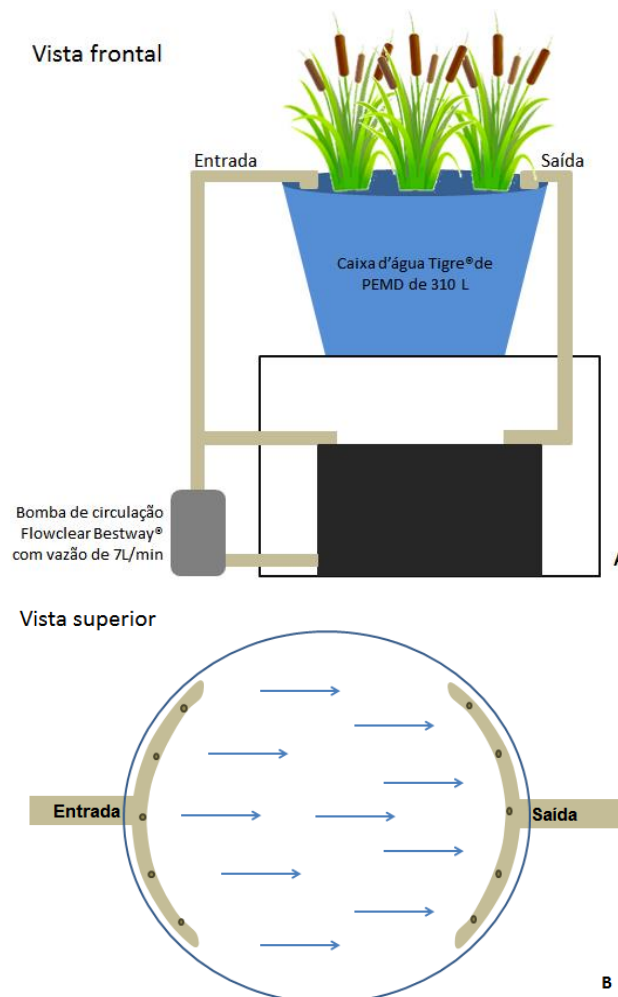
Patrocínio:





o tubo de distribuição, tanto de entrada quanto de saída, recebeu perfurações para facilitar a distribuição do efluente, conforme ilustra o esquema da figura 1. Foram utilizadas 40 plantas de aproximadamente dois anos de idade na caixa, onde ficaram artificialmente em flutuação por um período de 60 dias. Para o suporte das plantas, foram utilizados flutuadores feitos de PEAD da marca Werde®. As plantas utilizadas para o experimento foram germinadas no Laboratório de Biotecnologia Vegetal da Universidade Feevale.

Figura 1. Esquema do sistema piloto de tratamento de efluente de beneficiamento de plástico tipos PEAD e PEBD com *Typha domingensis* em flutuação. (a) Vista frontal do sistema; (b) Vista superior do sistema.



Fonte: Autoria própria (2019)



2.3 Análises estatísticas

Os dados foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk e, em seguida, diferenças significativas em cada parâmetro após o período de tratamento comparado ao início foram verificadas de acordo com o teste *t* de Student para amostras pareadas, a 5% de probabilidade.

3 Resultados e discussão

Após 60 dias de tratamento, observou-se que os valores de CE, DBO₅, DQO, nitrogênio amoniacal, Fe, Zn e Mn foram significativamente inferiores em relação a antes do tratamento; já OD e nitrato, foram significativamente superiores. Não houve diferença significativa nos valores de pH e, as concentrações de nitrito e Pb estiveram abaixo do limite de quantificação tanto antes, quanto após o tratamento (tabela 1).

Tabela 1. Resultados das análises física e químicas do efluente do processo de beneficiamento de plástico dos tipos PEAD e PEBD, antes e após o tratamento com *Typha domingensis* em flutuação (média ± desvio padrão). Asteriscos na mesma linha indicam diferença significativa em cada parâmetro após o tratamento em relação a antes, de acordo com o teste *t* de Student para amostras pareadas, a 5% de probabilidade.

Parâmetro	Antes do tratamento	Após o tratamento	LQ	Unidade
pH	6,96 ± 0,02	6,86 ± 0,08	2,00 - 12,00	-
OD	1,6 ± 0,32	4,5 ± 0,15 *	0	mg L ⁻¹
CE	1784 ± 7,57	843 ± 30,04 *	200	μS cm ⁻¹
DBO ₅	74 ± 8,00	<LQ *	20	mg O ₂ L ⁻¹
DQO	266,14 ± 21,37	<LQ *	45,07	mg O ₂ L ⁻¹
Nitrogênio amoniacal	54,45 ± 0,38	1,00 ± 0,04 *	0,99	mg N L ⁻¹
Nitrato	<LQ	19,988 ± 5,69 *	1,305	mg L ⁻¹ N em NO ₃
Nitrito	<LQ	<LQ	1,88	mg L ⁻¹ N em NO ₂
Fe	4,188 ± 1,07	0,108 ± 0,04 *	0,02	mg L ⁻¹
Pb	<LQ	<LQ	0,102	mg L ⁻¹
Zn	0,058 ± 0,009	0,013 ± 0,004 *	0,01	mg L ⁻¹
Mn	0,896 ± 0,02	<LQ *	0,059	mg L ⁻¹

Fonte: Autoria própria (2019)

Os resultados demonstram que a espécie em flutuação em um sistema em circulação foi efetiva no transporte de oxigênio para o efluente por meio de seu sistema



radicular, conforme afirmado por Mannarino *et al.* (2006), Andrade *et al.* (2007) e Sales Filho *et al.* (2015), criando condições para a decomposição da matéria orgânica e para o crescimento de bactérias nitrificantes (Mannarino *et al.*, 2006). De fato, a nitrificação é o processo de transformação do nitrogênio amoniacal em nitrito e em seguida, em nitrato (Barbieri *et al.*, 2014). Já a transformação de nitrato em nitrogênio gasoso (desnitrificação) só ocorre sob condições anóxicas, o que explica a sua concentração significativamente superior após o tratamento.

As concentrações de metais também foram significativamente inferiores após o tratamento, indicando a remediação dos mesmos pelas plantas, conforme amplamente já demonstrado pela literatura para uma grande variedade de efluentes (Manios *et al.*, 2003; Zocche *et al.*, 2010; Hegazy *et al.*, 2011; Mojiri *et al.*, 2013; Mufarrege *et al.*, 2015; Hadad *et al.*, 2018).

4 Conclusão

Os resultados obtidos demonstraram a eficiência de *Typha domingensis* na oxigenação do efluente e conseqüente remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, bem como redução da concentração de metais. Desse modo, conclui-se que a espécie pode ser utilizada em flutuação para o tratamento de efluente do processo de beneficiamento de PEAD e PEBD, sendo uma alternativa barata e eficiente aos métodos convencionais.

Referências

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA; WATER POLLUTION CONTROL FEDERATION - WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, 2012.
- ANDRADE, J. C. M.; TAVARES, S. R. L.; MAHLER, C. F. Fitorremediação: o uso de plantas na melhoria da qualidade ambiental. São Paulo: Oficina de Textos, 2007. 176 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 9898**: Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.
- BARBIERI, E. *et al.* Concentrações do nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato em áreas de engorda de ostras no município de Cananeia-SP. **O Mundo da Saúde**, v. 38, n. 1, p. 105-115, 2014.
- BARROS, M. J. G. **Utilização de wetlands no tratamento de lixiviado de aterros sanitários**. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) –Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2013.
- EPA. **EPA/600/R-99/107**: Environmental Protection Agency, Introduction to phytoremediation, Washington, DC, 2000. 105 p.



- ESCOSTEGUY, P. A. V. *et al.* Extração de nutrientes por macrófitas cultivadas com lixiviado de aterro de resíduos sólidos urbanos. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 32, n. 2, p. 853-860, 2008.
- GONDIM, J. A. **Tratamento de efluente de indústria recicladora de plásticos utilizando reator anaeróbio compartimentado e leitos cultivados**. 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007.
- HADAD, H. R. *et al.* Long-term study of Cr, Ni, Zn, and P distribution in *Typha domingensis* growing in a constructed wetland. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 1, p. 18130-18137, 2018.
- 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.
- HEGAZY, A. K.; ABDEL-GHANI, N. T.; EL-CHAGHABY, G. A. Phytoremediation of industrial wastewater potentiality by *Typha domingensis*. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 8, n. 3, p. 639-648, 2011.
- MANIOS, T.; STENTIFORD, E. I.; MILLNER, P. Removal of heavy metals from a metalliferous water solution by *Typha latifolia* plants and sewage sludge compost. **Chemosphere**, v. 53, n. 1, p. 487-494, 2003.
- MANNARINO, C. F. *et al.* Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 11, n. 2, p. 108-112, 2006.
- MARTELO, J.; BORRERO, J. A. L. Macrófitas flotantes en el tratamiento de aguas residuales: una revisión del estado del arte. **Ingeniería y Ciencia**, v. 8, n. 15, p. 221-243, 2012.
- MOJIRI, A. *et al.* Phytoremediation of heavy metals from urban waste leachate by Southern Cattail (*Typha domingensis*). **International Journal of Scientific Research in Environmental Sciences**, v. 1, n. 4, p. 63-70, 2013.
- MUFARREGE, M. M. *et al.* The ability of *Typha domingensis* to accumulate and tolerate high concentrations of Cr, Ni, and Zn. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 1, p. 286-292, 2015.
- SALES FILHO, I.; LIMA, H. C.; SANTOS, S. M. Tolerância da *Typha domingensis* a efluente de alta carga orgânica. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 8, n. 3, p. 823-830, 2015.
- SCHIERANO, M. C.; MAINE, M. A.; PANIGATTI, M. C. Dairy farm wastewater treatment using horizontal subsurface flow wetlands with *Typha domingensis* and different substrates. **Environmental Technology**, v. 38, n. 2, p. 192-198, 2016.
- SUSARLA, S.; MEDINA, V. F.; MCCUTHEON, S. C. Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. **Ecological Engineering**, v. 18, n. 5, p. 647-658, 2002.
- VIDALI, M. Bioremediation. An overview. **Pure and Applied Chemistry**, v. 73, n. 7, p. 1163-1172, 2001.
- ZOCHE, J. J.; FREITAS, M.; QUADROS, K. E. Concentração de Zn e Mn nos efluentes do beneficiamento de carvão mineral e em *Typha domingensis* Pers (Typhaceae). **Revista Árvore**, v. 34, n. 1, p. 177-188, 2010.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO EM SISTEMA DE TANQUE SÉPTICO SEGUIDO DE WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL COM RECIRCULAÇÃO

Rolando José Manuel González Ramírez*

Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, Brasil
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
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

Samara Terezinha Decezaro

Universidade Federal de Santa Maria, Frederico Westphalen – RS, Brasil
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
samaradecezar@hotmail.com

Sheron Maciel Manganeli

Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, Brasil
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
sheronmanganeli@gmail.com

Carine Baggiotto

Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, Brasil
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
baggiotto.esa@gmail.com

Luis Gustavo Marchioro

Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria – RS, Brasil
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
gustavomarchi@yahoo.com.br

Resumo

Os *wetlands* construídos de fluxo vertical, tecnologias naturais para o tratamento descentralizado de esgotos, destacam-se pela boa remoção de matéria orgânica e amônia, porém mostram-se limitados quanto a remoção de nitrogênio total. Este trabalho teve por objetivo avaliar a remoção da matéria orgânica e nitrogênio total (NT) em um sistema composto de tanque séptico (TS) seguido de um *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV) com uma estratégia operacional de 80% de recirculação do efluente final para o



TS. Foram determinadas remoções de 43% de sólidos totais (ST), 86% de sólidos em suspensão totais (SST), 82% de demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}), 77% de demanda química de oxigênio (DQO_t), 49% de nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) e 30% de NT. Portanto, a recirculação em sistema de TS seguido de WCFV com 80% de recirculação apresenta-se como uma boa estratégia operacional com elevada remoção de matéria orgânica, e remoção parcial de NT, suprindo a limitação de remoção do nitrogênio total em WCFV.

Palavras-chave: Filtro vertical. Recirculação. Remoção. Desnitrificação.

1 Introdução

No Brasil, o saneamento básico encontra-se em uma situação crítica, principalmente quanto ao tratamento de esgotos, onde apenas 42,7% da população conta com o serviço (BRASIL, 2015). Esta situação tem-se acentuado em áreas rurais e periferias, devido à priorização do tratamento centralizado destinado aos grandes centros urbanos. Assim, a fim de melhorar as condições destas áreas e prevenir à poluição dos corpos hídricos receptores dos efluentes não tratados, tem-se investido na procura de sistemas descentralizados de tratamento de alto desempenho.

Dentre os sistemas descentralizados existentes, os chamados *wetlands* construídos (WCs) tem-se destacado, apresentando sustentabilidade e elevada eficiência no tratamento de esgotos. Eles são constituídos por solo, plantas e microrganismos, e procuram otimizar os processos de depuração da água encontrados em ambientes naturais alagados (DROTO et al., 2017). O uso destes sistemas tem aumentado nas últimas décadas, sendo caracterizados pela boa remoção de matéria orgânica e sólidos em diversos tipos de esgotos (KADLEC e WALLACE, 2009).

Os WCs são versáteis quanto ao tipo de operação, grau de tratamento e tipo de poluente a ser removido, existindo uma série de configurações. Quanto ao tratamento de esgoto doméstico, a remoção da amônia e do nitrogênio total tem um papel importante na escolha da configuração a ser utilizada. Nesse sentido, das diversas configurações existentes de WCs, os *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) tornam-se interessantes. Além da boa remoção de matéria orgânica, os WCFV proporcionam

condições aeróbias apropriadas para o processo de nitrificação, com elevada remoção de amônia (SAEED; SUN, 2012). Estas características do WCFV são obtidas a partir da alimentação intermitente do sistema. Pulsos de águas residuárias são distribuídos ao longo de um curto intervalo de tempo, permitindo assim grande aporte de oxigênio atmosférico para o material filtrante por meio da convecção e difusão (SEZERINO *et al.*, 2015). Contudo, estes sistemas são limitados quanto ao processo de desnitrificação, restringindo a remoção do nitrogênio.

Com o intuito de melhorar o desempenho de remoção de nitrogênio em WCFV, estão sendo adotadas novas estratégias operacionais, dentre elas a recirculação. A recirculação permite que uma parcela do efluente tratado retorne à alimentação do sistema, aumentando o tempo de contato dos contaminantes com a superfície reativa (substrato, plantas, biofilme) e melhorando a difusão do oxigênio na passagem da água pelo leito filtrante (FOLADORI; RUABEN; ORTIGARA, 2013). Para sistemas de WCFV com pré-tratamento em reatores anaeróbios, como os tanques sépticos, a remoção do nitrogênio pode ocorrer a partir da recirculação do efluente tratado nos WCFV (nitrificado) para a unidade de tratamento primário, devido às condições favoráveis para a desnitrificação (FOLADORI; RUABEN; ORTIGARA, 2013).

Contudo, ainda são poucos os dados encontrados na literatura em relação ao uso da recirculação em WCFV e suas diversas variações. Portanto, este trabalho tem por objetivo a avaliação de uma estação de tratamento de esgoto (ETE) em escala real, composta por tanque séptico seguido de WCFV, operando com recirculação, na remoção de matéria orgânica carbonácea, sólidos e nitrogênio de efluente doméstico.

2 Metodologia

2.1 Descrição do local de estudo

A estação de tratamento de esgotos (ETE) experimental estudada neste trabalho encontra-se localizada no campus da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), município de Santa Maria, estado de Rio Grande do Sul, Brasil. A ETE, construída em

escala real, é destinada ao tratamento de esgoto doméstico do prédio 35 correspondente à Casa de Estudantes Universitários II (CEU), da UFSM.

A estação compreende duas unidades específicas para o tratamento das águas residuárias (Figura 1): tanque séptico (TS), destinado ao tratamento primário e; *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV), destinado ao tratamento a nível secundário. A estação ainda permite a recirculação do esgoto pós-tratamento secundário na linha de alimentação do TS.

O TS foi dimensionado com um volume útil cilíndrico de 4,7 m³ e área superficial de 3,14 m², diâmetro de 2 m e altura útil de 1,5 m. No caso do WCFV tem-se as seguintes dimensões: área superficial de 24,5 m², 3,5 m de largura e altura total de 1,15 m, sendo 0,75 m de altura útil e 0,40 m de altura livre. Como material filtrante foi utilizado brita, e a macrófita *Canna x generalis* como cobertura vegetal.

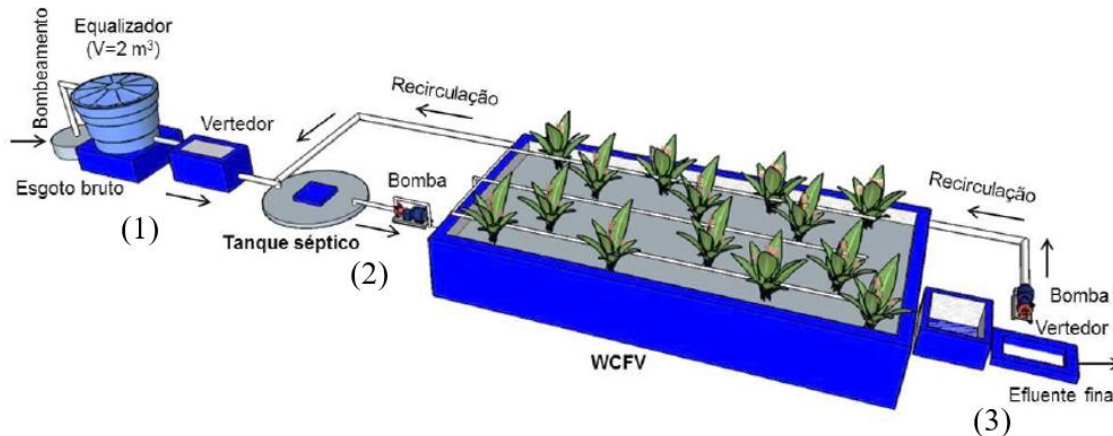
2.2 Operação do sistema

O TS foi dimensionado para uma taxa de recirculação (TR) de 100%, com uma entrada esperada de 1500 L d⁻¹ de esgoto bruto e 1500 L d⁻¹ de efluente tratado (efluente do WCFV), com uma entrada total de 3000 L d⁻¹. Os 3000 L d⁻¹ de efluente provenientes do TS são utilizados para a alimentação do WCFV através de 12 pulsos por dia, de 250 L cada, distribuídos em um intervalo de 2 minutos, a cada 2 horas. Com base à área superficial do WCFV (24,5 m²) e sua vazão afluente de 3000 L d⁻¹ a taxa de aplicação hidráulica esperada será de 120 mm d⁻¹.

De forma análoga à alimentação do WCFV, a recirculação alimenta o TS através de 12 pulsos por dia de 125 L cada. As bombas de alimentação do WCFV e de recirculação operam automaticamente através de temporizadores.



Figura 1 – Esquema geral da Estação de Tratamento de Esgoto Experimental



(1) Ponto de coleta: Efluente bruto; (2) Ponto de coleta: Efluente de tanque séptico; (3) Ponte de coleta: Efluente de WCFV.

Fonte: Decezaró (2018).

2.3 Monitoramento quali-quantitativo do efluente

Foram realizadas amostragens quinzenais, durante o período de 31 de janeiro até 11 de abril de 2019, totalizando 6 campanhas de amostragens, em três pontos (Figura 1): Ponto 1: Efluente bruto (na entrada do TS); Ponto 2: Efluente do TS (na linha de recalque); Ponto 3: Efluente do WCFV. Para o efluente do WCFV foram realizadas amostragens compostas devido à variabilidade da vazão de saída desta unidade. A primeira coleta em uma amostragem composta foi realizada após quatro minutos do início do pulso (tempo de vazão máxima). O tempo de vazão máxima foi determinado por testes hidrodinâmicos não contemplados neste trabalho. As demais coletas foram realizadas em intervalos de dez minutos durante um período de duas horas (6:30 h às 8:30 h).

A análise qualitativa da água foi realizada em relação aos seguintes parâmetros: demanda bioquímica de oxigênio ($DBO_{5,20}$), demanda química de oxigênio (DQO), sólidos totais (ST), sólidos em suspensão totais (SST), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$), nitrito ($N-NO_2^-$) e nitrato ($N-NO_3^-$). A determinação destes parâmetros foi realizada com base no *Standard Methods* (APHA, 2012).

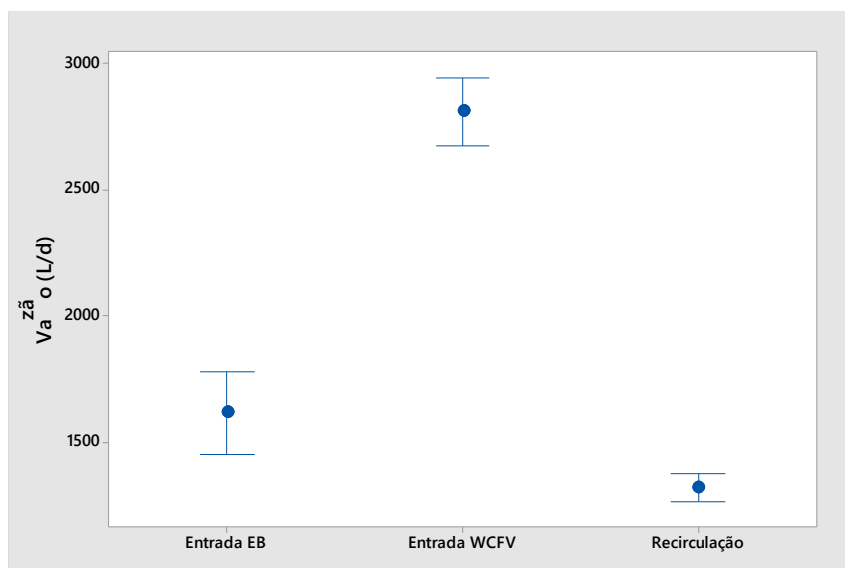
O monitoramento quantitativo foi realizado diariamente, utilizando medidores eletromagnéticos (Incontrol, VMF) para medições da vazão afluente ao WCFV e da vazão de recirculação. Para a vazão afluente ao TS foi utilizado um medidor ultrassônico (Incontrol, ITS 2000) acoplado a um canal com vertedor triangular de 60°.

3 Resultados

O monitoramento quantitativo da água é mostrado na Figura 2. Para a entrada de EB no sistema teve-se uma vazão média de 1618 L d⁻¹, enquanto a vazão de recirculação foi de 1319 L d⁻¹. Com base nestes resultados, a TR foi de 80%, diferente a TR esperada de 100%. No caso do WCFV a vazão afluente obtida foi de 2809 L d⁻¹, correspondendo a uma TAH de 115 mm d⁻¹.

Na Figura 3 são apresentados as concentrações de entrada e saída dos diversos parâmetros avaliados para análise da qualidade da água. Quanto à remoção de sólidos no sistema TS+WCFV, os parâmetros ST e SST apresentaram concentrações médias afluentes e efluentes ao sistema de 1011 mg L⁻¹ e 564 mg L⁻¹, e 555 mg L⁻¹ e 74 mg L⁻¹, respectivamente. Assim, as eficiências de remoção para ST e SST foram de 44% e 87%, respectivamente.

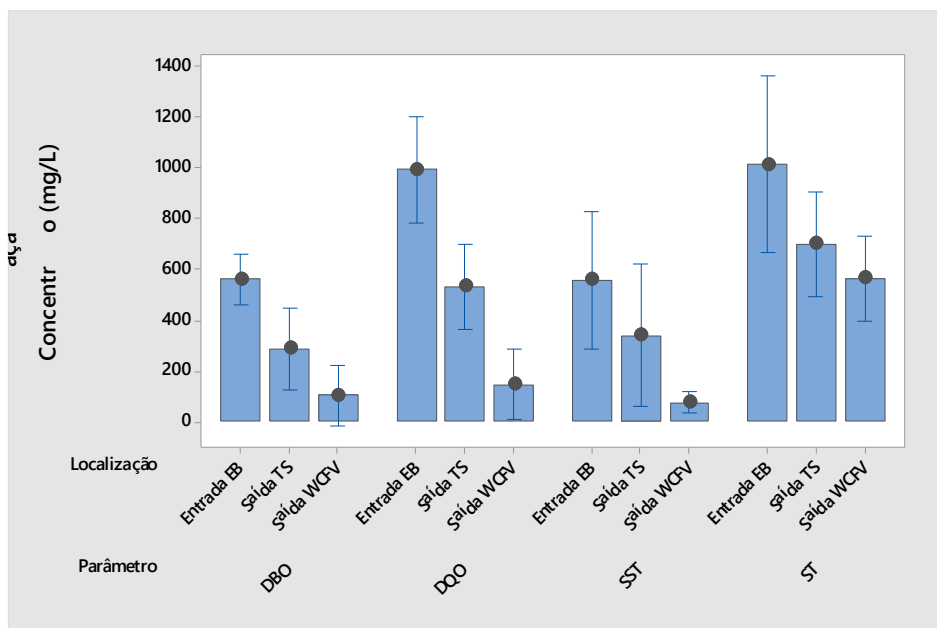
Figura 2 – Monitoramento quantitativo da ETE



Fonte: Autor.



Figura 3 – Monitoramento qualitativo na ETE



Fonte: Autor.

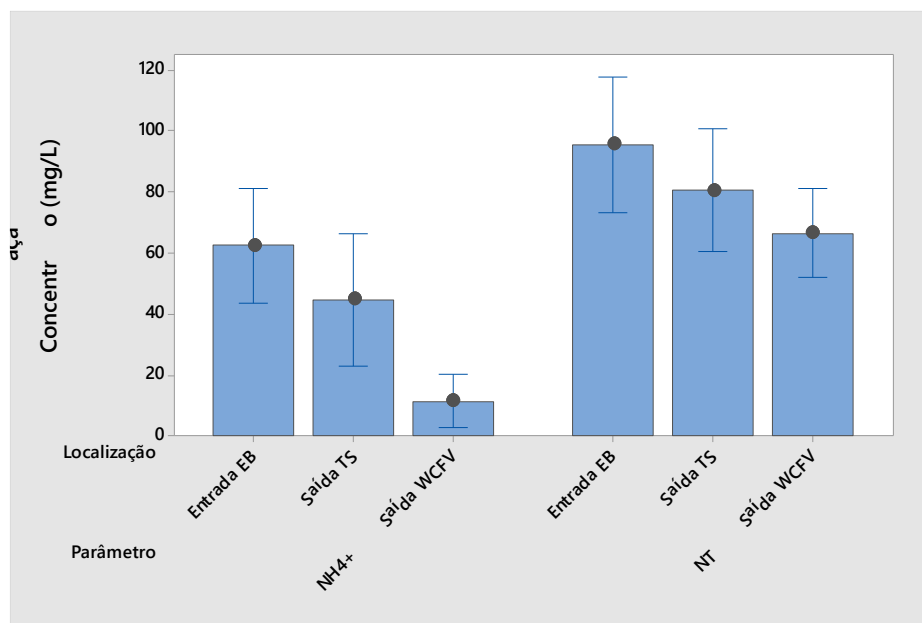
Em relação à remoção da matéria orgânica (Figura 3), o parâmetro DQO_t apresentou concentração média afluyente e efluente ao sistema TS+WCFV de 992 mg L^{-1} e 145 mg L^{-1} , respectivamente, tendo uma eficiência de remoção de 85%. Já o parâmetro $DBO_{5,20}$ apresentou concentração média afluyente e efluente de 560 mg L^{-1} e 102 mg L^{-1} , com eficiência de remoção de 82%.

No caso do nitrogênio (Figura 4), as concentrações afluentes e efluentes ao sistema TS+WCFV para os parâmetros NT e $N-NH_4^+$ foram de $95,6 \text{ mg L}^{-1}$ e $66,6 \text{ mg L}^{-1}$, e $62,5 \text{ mg L}^{-1}$ e $11,5 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Desta forma, a remoção do NT foi de 30%, e do $N-NH_4^+$ de 82%. Dos 82% de $N-NH_4^+$ removidos, uma parcela de 35,4% foram transformados em $N-NO_3^-$ pelo processo de nitrificação.

Ainda quanto à remoção do nitrogênio, o TS mostrou-se uma unidade anóxica capaz de remover 95% do $N-NO_3^-$ afluyente ($23,1 \text{ mg L}^{-1}$), contribuindo na remoção de NT com uma eficiência de 24%. Assim, dos 30% de NT removidos no sistema TS + WCFV, a desnitrificação no TS constituiu o principal processo de remoção do nitrogênio,

sendo os demais 6% de NT removidos por processos como adsorção, assimilação pelas macrófitas e biofilme, entre outros.

Figura 4 – Monitoramento do nitrogênio na ETE



Fonte: Autor.

4 Discussão

As eficiências de remoção de 86% de SST e de 82% de DBO_{5,20} demonstraram a elevada capacidade de remoção de sólidos e matéria orgânica do sistema, com predominância dos processos físicos de sedimentação (no TS) e filtração (no WCFV), e biológicos da degradação da matéria orgânica.

Trabalhando com o mesmo sistema apresentado nesse trabalho, Decezaro (2018) obteve remoções de 77% de DQO_t, 80% de DBO_{5,20} e 83% de SST para uma TR de 50%, enquanto que para o sistema sem recirculação as remoções foram de 68% de DQO_t, 68% de DBO_{5,20} e 69% de SST, mostrando um melhor desempenho do sistema trabalhando com recirculação. O aumento da TR para 80% neste trabalho permitiu ainda maiores eficiências quanto a remoção de sólidos e matéria orgânica, mostrando-se como condição ideal de operação. Segundo Zhao, Sun e Allen (2004), esta melhoria na eficiência do

tratamento devido ao aumento da TR pode ser devido ao aumento do tempo de contato entre poluentes e microrganismos, com melhoramento da atividade microbiana e a maior transferência de oxigênio para o material filtrante.

Quanto à remoção de $N-NH_4^+$ e NT, Decezaro (2018) obteve eficiências de remoção de 51% e 38%, respectivamente, para uma TR de 60%, superiores aos 32% e 12% encontrados para o sistema sem recirculação. Para este trabalho (TR de 80%), observa-se um aumento significativo na eficiência de remoção do $N-NH_4^+$ (82%) e uma leve diminuição na remoção de NT (30%), quando comparada à TR de 60%. Segundo Al-Zreiqat et al. (2018), o aumento na remoção da matéria orgânica no efluente recirculado pode ser um fator limitante para o processo de desnitrificação, devido à insuficiência de matéria orgânica, com diminuição da sua eficiência.

Outros autores também encontraram aumento na eficiência do tratamento de águas residuárias devido ao aumento da TR. Lian-sheng et al. (2006), trabalhando com um sistema de TS seguido de um WCFV para o tratamento de efluente de suinocultura, preenchido com zeolita, cinza e brita, reportou o aumento das eficiências de remoção com o aumento gradual da TR, com valores de 0%, 25%, 50% e 100%, tendo esta última eficiência de remoção de 74% de DBO_5 , 78% de SST e 57% de $N-NH_4^+$. No caso de Foladori, Ruaben e Ortigara (2013), trabalhando com um WCFV para o tratamento de esgoto doméstico preenchido com brita e areia, observaram aumento na eficiência de remoção de poluentes passando da TR de 0% para uma TR de 100%, com remoções de 85% de DQO, 76% de SST e 44% de NT. Ainda, para ambos autores, trabalhando com TR de 100%, as eficiências de remoção de poluentes ficaram próximas às observadas nesse trabalho com TR de 80%. Contudo, cabe salientar que além da recirculação, são vários os fatores que influenciam no tratamento com sistemas com WCFV, tais como o tipo de macrófita, tipo de material filtrante, condições climáticas e condições operacionais. Por essa razão, mais estudos são necessários com relação ao uso da recirculação e a variação das TR para otimização do desempenho desses sistemas.



5 Conclusão

O sistema de TS seguido de WCFV destinado ao tratamento de esgoto doméstico com uma TR de 80% e uma TAH de 115 mm d⁻¹ apresentou uma elevada remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos, e uma remoção parcial de nitrogênio, com:

- remoção de 44% de ST para uma concentração afluyente de 1011 mg L⁻¹ e 87% de SST para uma concentração afluyente de 555 mg L⁻¹;

- remoção de 85% de DQO_t para uma concentração afluyente de 992 mg L⁻¹ e 82% de DBO_{5,20} para uma concentração afluyente de 560 mg L⁻¹;

- remoção de 30% de NT para uma concentração afluyente de 96 mg L⁻¹ e 82% de N-NH₄⁺ para uma concentração afluyente de 63 mg L⁻¹.

- remoção de 95% de N-NO₃⁻ para uma concentração afluyente ao TS (recirculado) de 23 mg L⁻¹.

Referências

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 2012.

BRASIL, Ministério das cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **Diagnóstico dos serviços de Água e Esgotos – 2015**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2017. 212 p.

DECEZARO, S. T. **Sistema de tanque séptico e wetland construído vertical com recirculação para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto doméstico**. 2018. 200p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2018.

DOTRO, et al. **Biological wastewater treatment series: Treatment Wetlands**. Londres: IWA Publishing, v. 7, 2017.

FOLADORI, P.; RUABEN, J.; ORTIGARA, A. R. C. 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.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Boca Ratón, FL: Taylor & Francis Group, 2009.

LIAN-SHENG, H. et al. Effects of effluent recirculation in vertical-flow constructed wetland on treatment efficiency of livestock wastewater. **Water Science & Technology**, v. 54, n. 11, p. 137-146, 2006.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 429-448, 2012.

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



DESEMPENHO E MODELAGEM HIDRÁULICA-CINÉTICA DE SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS DE SUINOCULTURA

Nilton de Freitas Souza Ramos

Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, Brasil
Departamento de Engenharia Agrícola
niltinramos@gmail.com

Ana Paula Ferreira Colares

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

Gustavo de Castro Gonçalves

Universidade Federal de Viçosa, Viçosa – MG, Brasil
Departamento de Engenharia Agrícola
castrogoncalves@gmail.com

Alisson Carraro Borges*

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

Resumo

O uso de sistemas alagados construídos (SACs) apresenta-se como alternativa para o tratamento de efluentes, visto que, estes possuem reduzido custo de implantação e relativa facilidade de operação. No presente estudo, teve-se o intuito de avaliar: a remoção de poluentes da água residuária de suinocultura (ARS), o comportamento hidrodinâmico e a obtenção do ajuste de modelos matemáticos de cinética de primeira ordem em SACs. Implantou-se 3 SACs, utilizando argila expandida como meio suporte, sendo um cultivado com *Polygonum punctatum* (SAC_E), outro cultivado com *Chrysopogon zizanioides* (SAC_V) e um SAC mantido como controle, que não foi cultivado (SAC_C). Cada SAC era composto por 3 unidades (cochos de polietileno de alta densidade) sequenciais interligadas, tendo cada unidade dimensões de 0,35x0,49x1,95 m. A ARS afluente era proveniente de um reator anaeróbio híbrido e apresentava carga orgânica média de 270 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DQO, com um tempo de retenção hidráulica nominal (τ) de 3,21 dias. Com relação à τ_R , observou-se redução do tempo para 3,12 dias no SAC_C, enquanto que nos SAC_E e SAC_V observaram-se aumentos, para 4,14 e 4,11 dias, respectivamente, todos os sistemas apresentaram grande dispersão. As concentrações de DQO ao longo do comprimento dos SACs foram utilizadas para ajuste de dois modelos cinéticos de 1ª ordem que descrevem o decaimento da matéria orgânica ao longo dos



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

SACs. O modelo de escoamento arbitrário apresentou o melhor ajuste aos dados experimentais, em relação ao modelo de tanques em série.

Palavras-chave: *Wetlands* construídas. Traçadores. Modelagem cinética.

1 Introdução

Os sistemas alagados construídos vêm sendo utilizados para o tratamento de efluentes há algumas décadas (VYMAZAL, 2011; ZHANG et al. 2014). Atualmente, a maioria dos trabalhos desenvolvidos no Brasil, empregam os SACs de escoamento horizontal subsuperficial como tratamento secundário no pós-tratamento de digestores, tanques sépticos, reatores e lagoas anaeróbias (SEZERINO et al., 2015).

O projeto apropriado de sistemas alagados construídos é um dos principais fatores para alcançar uma eficiência de tratamento satisfatória (FIOREZE et al., 2019). Frequentemente, três formas são usadas para o dimensionamento de SACs, sendo elas, modelo oriundo da cinética de primeira ordem aplicada a reatores pistão (von SPERLING et al., 2013); relação área *per capita*; e carregamento orgânico superficial e taxa hidráulica (SEZERINO et al., 2015).

Estudos com estímulo-resposta (uso de traçadores) vêm sendo utilizados para compreender o comportamento hidrodinâmico de SACs, essas pesquisas possibilitam o entendimento a cerca da dispersão dos poluentes no sistema, facilitando o ajuste de modelos cinéticos de primeira ordem. Segundo Levenspiel (2000), em caso de desvios de idealidade em relação aos modelos teóricos de escoamento pistonado e mistura completa podem-se usar indistintamente dois modelos: o modelo conhecido como escoamento arbitrário e o modelo de tanques em série. Assim, este estudo teve como objetivo avaliar o comportamento hidrodinâmico de SACs por meio de traçadores e a partir desses dados efetuar o ajuste de modelos de cinética de primeira ordem para degradação da matéria orgânica.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





2 Material e métodos

Três sistemas alagados construídos (SACs) foram utilizados para a condução deste experimento, desenvolvido na zona rural do município de Viçosa, Minas Gerais, Brasil. A montagem de cada SAC foi realizada com a disposição em série de três recipientes, fabricados em polietileno de alta densidade (PEAD), com as seguintes dimensões: 35 cm de altura, 49 cm de largura e 195 cm de comprimento. O meio suporte utilizado foi argila expandida, com granulometria de 22 a 32 mm, densidade aparente de $450 \pm 10 \text{ kg m}^{-3}$, índice de vazios de $0,870 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ e macroporosidade de $0,465 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$. O preenchimento dos leitos foi feito até a altura de 30 cm, sendo a altura molhada equivalente a 27 cm, cada SAC estudado possuía volume total de $0,657 \text{ m}^3$. Os SACs operavam por meio de escoamento horizontal subsuperficial, e foram abastecidos com água residuária de suinocultura (ARS), pré-tratada em um reator anaeróbio híbrido. O experimento foi conduzido no período de um ano. A vazão de ARS aplicada nos SACs foi regulada por registros, de maneira que todos os sistemas recebessem a mesma carga orgânica inicial. Para atingir essa carga aplicou-se uma vazão de $0,110 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. O tempo de retenção hidráulica nominal (τ) para todos os SACs foi, então, equivalente a 3,2 d. Ao final do experimento, foram realizadas, em dois dias distintos, amostragens intermediárias a fim de analisar a cinética de remoção de poluentes ao longo do comprimento dos SACs.

O delineamento experimental consistiu em três tratamentos, sendo o SAC_V e SAC_E cultivados com *Chrysopogon zizanioides* (capim-vertiver) e *Polygonum punctatum* (erva-de-bicho), respectivamente, e o SAC_C, sem cultivo, foi utilizado como testemunha. As mudas da erva de bicho foram coletadas em alagados naturais e transplantadas para o SAC, na densidade de 10 mudas por m^2 , totalizando 10 mudas por recipiente. Para o vetiver, foi utilizada a densidade de 8 tufo de colmos por m^2 , com um total de 8 tufo por leito.

A fim de realizar o estudo hidrodinâmico nos sistemas, foram instaladas 3 sondas multiparamétricas com sensores para leitura de condutividade elétrica. Em uma das sondas, havia um fluorímetro acoplado. Os traçadores utilizados foram: solução salina (feita com NaCl a 15% m/v) e rodamina (solução a 20 g m^{-3}). Foram adicionados 5,0 L



de solução salina no SAC_V e SAC_C, enquanto no SAC_E foram adicionados 5,0 L de solução salina com rodamina WT. A injeção desses volumes foi feita em intervalo de aproximadamente 30 segundos. As sondas foram programadas para realizarem leituras com intervalos de 20 min e os dados ficavam armazenados em memória interna do equipamento, sendo essas informações passadas posteriormente para computador portátil com ajuda do aplicativo Hidras 3 LT. O experimento para avaliação da hidrodinâmica dos SACs durou 11 dias, período equivalente a aproximadamente 3 vezes o tempo de retenção nominal.

As amostras foram coletadas em pontos intermediários dos SACs, a fim de se observar o comportamento da DQO ao longo dos sistemas de tratamentos. Modelos de regressão adaptados da equação de cinética de primeira ordem foram ajustados aos dados obtidos, com auxílio do aplicativo Origin 8.0. Os resultados foram discutidos com base na estatística descritiva e de inferência estatística.

3 Resultados e discussões

3.1 Estudo hidrodinâmico

O tempo de retenção nominal (τ) desse estudo foi de 3,21 dias. Já os valores do tempo de retenção experimental (τ_R), encontrados para os sistemas foram: 3,12; 4,14 e 4,11 dias, para SAC_C, SAC_E e SAC_V, respectivamente. O τ_R do SAC_C foi menor que o τ , o que sugere que, nas condições estudadas, sistemas não vegetados foram mais propícios a entupimentos do que os vegetados, enquanto os SACs vegetados apresentaram aumento no τ_R . Matos et al. (2015), também verificaram um menor τ_R em relação ao τ , para sistemas plantados e não plantados. Já de Paoli e von Sperling (2013), obtiveram em seus dois SACs um τ_R de 1,30 e 1,43 d⁻¹ bem próximos do τ de 1,47 d⁻¹, para sistemas plantados e não plantados, respectivamente. Tal fato contrasta com o observado por Bonner et al. (2017), que verificou um maior tempo experimental nos SACs não plantados. Quanto ao SAC_E e SAC_V, pode-se supor que o τ_R maior, em comparação com τ , esteja relacionado a dois fatos, a saber: (i) a evapotranspiração das espécies vegetais, aumenta o tempo de retenção real (HEADLEY et al., 2012), pois a vazão média vigente no sistema é menor que a vazão afluyente, usada na estimativa de τ , (ii) a presença de raízes e rizomas impede

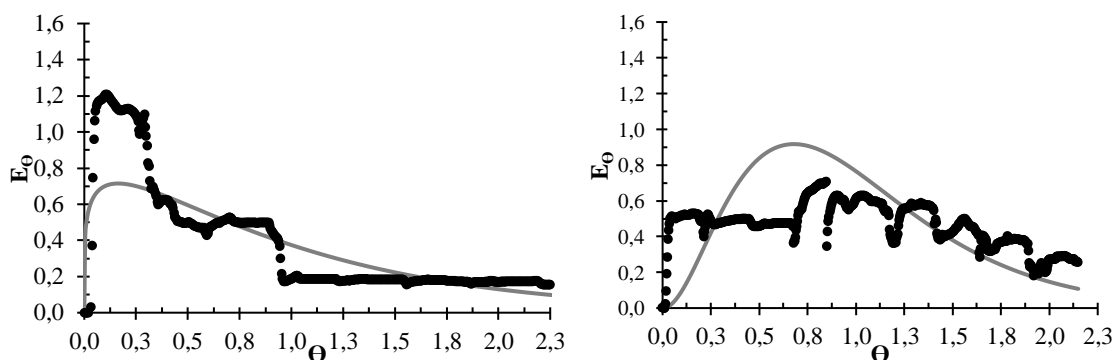


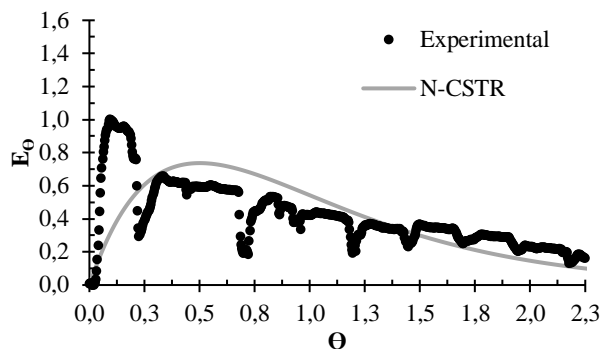
que haja entupimento nesses SACs. Outro fator que também pode ser observado são as possíveis perdas de traçador ao longo dos SACs, pois sabe-se que o NaCl pode ser absorvido pelas plantas (MATOS et al., 2015), na forma de íons Na^+ e Cl^- , ou adsorvido no sistema. Da mesma forma, a rodamina WT pode ser adsorvida ao substrato dos sistemas (RUNKEL, 2015) ou oxidada por fotólise.

3.2 Efeito do grau de dispersão nos sistemas estudados

Os valores do número de dispersão (d) encontrados para os SAC_C, SAC_E e SAC_V foram, respectivamente, de 1,785; 0,200 e 0,390, enquanto os valores N foram de 1,195; 3,116 e 2,003, respectivamente. Comparando os valores encontrados nesse trabalho com a classificação de níveis de dispersão dada por Metcalf e Eddy (2003), pode-se dizer que o SAC_E apresentou dispersão moderada, enquanto os SAC_C e SAC_V demonstraram alto grau de dispersão. Entretanto, todos os valores d , aqui encontrados, remetem aos modelos hidrodinâmicos de grande desvio do escoamento pistonado, sendo a condição de contorno a ser aplicada nesses casos, a conhecida como “vasos fechados” (LEVENSPIEL, 2000). Na Figura 1, está apresentada a representação dos valores encontrados nos testes com os traçadores e a curva do modelo de tanques em série (N-CSTR). A curva do modelo arbitrário não pode ser mostrada, pois na condição vigente (grandes desvios em vasos fechados) não há nenhuma expressão analítica que descreva esse modelo (LEVENSPIEL, 2000).

Figura 1. Dados experimentais da dispersão no SAC_C (a), SAC_E (b) e SAC_V (c) e curva do modelo N-CSTR.





Fonte: Autoria própria (2019).

Registra-se que nos SAC_C e SAC_V as curvas normalizadas plotadas correspondem às respostas ao traçador NaCl. No SAC_E , onde foi instalada o equipamento que detectaria rodamina WT e NaCl, somente as leituras do primeiro traçador foram obtidas, devido a um problema no condutivímetro do equipamento. Pode ser observado na Figura 1, o fenômeno de cauda, devido à difusão do traçador nos poros internos do meio suporte, esse evento é comum em testes com traçadores, sendo visto em vários trabalhos, como Barca et al. (2018), Borges et al. (2009), Dierberg e Debusk (2005), Guo et al. (2017), e Nardi et al. (1999). A apresentação de múltiplos picos, observada principalmente no ensaio com rodamina WT (SAC_E) sugere uma recirculação interna, que pode ter sido causada pelo estrangulamento entre as unidades (LEVENSPIEL, 2000).

3.3 Ajuste de modelos cinéticos que abrangem o desvio da idealidade em relação à dispersão

A determinação dos coeficientes cinéticos dos modelos de tanques em série (N-CSTR) e de escoamento arbitrário foi utilizado o programa estatístico Origin 8.0, procedendo-se as análises de duas maneiras: (i) com todos os coeficientes sendo estimados e (ii) apenas o coeficiente k sendo estimado. No ajuste feito pelo primeiro modo não se fixou nenhuma variável das equações dos modelos, deixando que o programa ajustasse-as da melhor forma aos dados experimentais. Já do segundo modo, foram fixadas as variáveis que foram encontradas neste estudo, como a concentração média do afluente (C_0) e os números d e N , obtidos pelo estudo da hidrodinâmica dos sistemas.



Os valores de k e N para o modelo de tanques em série e os valores de k e d para o modelo arbitrário, com todos os parâmetros variando, estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1- Valores dos parâmetros encontrados para ajuste dos modelos de tanques em séries (1) e do modelo arbitrário (2), para cada SAC.

Modelo	Parâmetro	SAC _C	SAC _E	SAC _V
1	k (d^{-1})	1,11	1,7	2,05
	N	1	1,61	1,71
	R^2	0,72	0,83	0,65
	RMSE	122,17	92,53	116,91
2	k (d^{-1})	0,67	1,31	2,51
	D	0,63	1,64	1,18E+10
	R^2	0,73	0,86	0,84
	RMSE	120,21	84,67	79,54

Fonte: Autoria própria (2019).

O fato dos números de dispersão (tanto os obtidos nos ensaios com traçadores quanto os estimados) serem elevados pode ser explicado devido à forma como foram montados os SACs, utilizando unidades interligadas e não uma unidade única. O líquido sofria “estrangulamento” quando passava pelas ligações entre as unidades de um mesmo SAC. Dessa maneira, cada SAC funcionou com uma sequência de 3 unidades na condição “fechado-fechado”. De acordo com Levenspiel (2000), essa perturbação no escoamento pode ter causado aumento na dispersão no meio, com possível recirculação de parte do traçador, sendo esse fato uma das possíveis explicações para os elevados valores de d . Elevados valores de N significam pequenos desvios no escoamento, já o contrário significa grandes desvios (LEVENSPIEL, 2000). Os resultados encontrados neste trabalho corroboram com essa afirmação, já que foram obtidos valores elevados para o número de dispersão d e baixos valores para N . Estão apresentados na Tabela 3 os valores de k para o modelo de tanques em série e para o modelo arbitrário, para os parâmetros obtidos em campo, fixados (C_0 , d , N).



Tabela 2- Valores dos parâmetros encontrados para ajuste dos modelos de tanques em séries (1) e do modelo arbitrário (2), para cada SAC, com os parâmetros obtidos em campo fixados (C_0 , d , N).

Modelo	Parâmetro	SAC _C	SAC _E	SAC _V
1	k (d ⁻¹)	0,97	1,22	3,45
	R ²	0,72	0,83	0,6
	RMSE	115,56	88,75	119,33
2	k (d ⁻¹)	0,7	0,95	1,59
	R ²	0,72	0,85	0,72
	RMSE	114,76	82,99	98,68

Fonte: Autoria própria (2019).

Com a execução do teste AIC (Akaike Information Criteria), observou-se que o modelo arbitrário se ajustou melhor do que o modelo N-CSTR, tanto quando fixados os parâmetros como quando estes foram estimados livremente pelo software.

4 Conclusões

Observou-se grande dispersão no interior dos SACs, fato associado ao tipo de configuração adotada no presente estudo, indicando tendência à mistura. Observou-se que o modelo arbitrário se ajustou melhor do que o modelo N-CSTR, tanto quando fixados os parâmetros como quando estes foram estimados livremente pelo software.

Referências

- BARCA, Cristian et al. Modelling hydrodynamics of horizontal flow steel slag filters designed to upgrade phosphorus removal in small wastewater treatment plants. **Journal of environmental management**, v. 206, p. 349-356, 2018.
- BONNER, Ricky et al. A comparison of three different residence time distribution modelling methodologies for horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 99-113, 2017.
- BORGES, A. C.; MATOS, A. T.; CALIJURI, M. C.; OLIVEIRA, G. H. H.; ROLDÃO, J. S. F. Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob condições climáticas tropicais. **Engenharia Agrícola** (Impresso), v. 29, p. 301-310, 2009.
- DE PAOLI, André Cordeiro; VON SPERLING, Marcos. Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, v. 1, n. 2, p. 213-222, 2013.
- DIERBERG, F.E.; DeBUSK, T. A. An evaluation of two tracers in surface-flow wetlands: rhodamine-WT and lithium. **Wetlands**, Lawrence, v.25, n.1, p.8-25, 2005.
- FIGLIAREZZA, Mariele; MANCUSO, Malva Andrea. MODFLOW and MODPATH for hydrodynamic simulation of porous media in horizontal subsurface flow constructed wetlands: A tool for design criteria. **Ecological Engineering**, v. 130, p. 45-52, 2019.
- GUO, Changqiang et al. Tracer study of the hydraulic performance of constructed wetlands planted with three different aquatic plant species. **Ecological Engineering**, v. 102, p. 433-442, 2017.



4º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

Headley et al., 2012 T.R. Headley, L. Davison, D.O. Huett, R. Müller. **Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with Phragmites australis in sub-tropical Australia.** *Water Res.*, 46 (2012), pp. 345-354.

KADLEC, R. H. The inadequacy of first-order treatment wetland models. **Ecological Engineering**, v.15, p.105-119, 2000.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das Reações Químicas: Cálculo de Reatores.** Editora. Edgard Blucher, São Paulo, 2000.

MATOS, Mateus P. et al. Saline tracer use for clogging and hydrodynamic evaluations in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 6, p. 1137-1148, 2015.

METCALF & EDDY, Inc. *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse.* 4th ed. **New York: McGraw-Hill, Inc.**, 1819p., 2003.

NARDI, I. R.; ZAIAT, M.; FORESTI, E. Influence of the tracer characteristics on hydrodynamic models of packed-bed bioreactors. **Bioprocess Engineering**, 21 p.469-476, 1999.

RUNKEL, Robert L. On the use of rhodamine WT for the characterization of stream hydrodynamics and transient storage. **Water Resources Research**, v. 51, n. 8, p. 6125-6142, 2015.

SEZERINO, Pablo Heleno et al. Brazilian experiences with constructed wetlands applied to wastewater treatment: design parameters for horizontal systems. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015.

VON SPERLING, Marcos; DE PAOLI, André Cordeiro. First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological engineering**, v. 57, p. 205-209, 2013.

VYMAZAL, Jan. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 1, p. 61-69, 2011.

ZHANG, Dong Qing et al. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries—a review of recent developments (2000–2013). **Journal of environmental management**, v. 141, p. 116-131, 2014.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





CONCEPÇÃO DE UM WETLAND VERTICAL SISTEMA FRANCÊS DE ÚNICO ESTÁGIO PARA O TRATAMENTO DE ESGOTO PROVENIENTE DE UM SETOR UNIVERSITÁRIO

Eduardo Bello Rodrigues*

Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages - SC, Brasil
Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária
eduardo.rodrigues@udesc.br

Ariane Andreola

Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages - SC, Brasil
Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária
ariane.andreola@udesc.br

Rubia Truppel dos Santos

Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages - SC, Brasil
Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária
rubia-truppel@hotmail.com

Daniele Damasceno Silveira

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – SC, Brasil
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
danid_bioeng@yahoo.com.br

Resumo

A destinação inadequada do esgoto doméstico, no Brasil, ainda é uma prática comum pois, somente 43% da população possui seus efluentes coletados e tratados e apenas 12% utilizam-se de soluções individuais. Uma alternativa eficiente e de fácil acesso para o tratamento do esgoto é o uso de sistemas de tratamento wetlands. Este trabalho tem como objetivo conceber a adaptação do primeiro estágio de um wetland do tipo francês para o tratamento de esgoto de uma unidade predial. Este estágio tem como finalidade a remoção da matéria orgânica e sólidos em suspensão, além da remoção parcial do nitrogênio amoniacal por nitrificação. Inicialmente foi estimado o volume de esgoto gerado e calculou-se a porcentagem que o sistema é capaz de tratar. Com esses dados foi possível efetuar um orçamento dos materiais utilizados para a construção do sistema, sendo estes: brita nº 0 e nº 3 como material filtrante, tubulações, bomba e caixas d'água, além de a espécie *Eucalyptus benthamii*. Conclui-se que o wetland Sistema Francês adaptado teve uma eficiência *start-up* de tratamento de 43%. Aliado a isso, o baixo custo e facilidade de construção, quando comparado com outras técnicas de tratamento de esgoto sanitário, torna este tipo de sistema bastante promissor no Brasil.

Palavras-chave: Tratamento de efluente predial. Sistema Francês adaptado. Concepção e operação.



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

1 Introdução

A destinação imprópria do efluente sanitário nos rios e nos solos ainda é uma prática comum no Brasil, o que leva a poluição dos recursos naturais originando um problema de saúde pública.

De acordo com a Agência Nacional de Águas (ANA, 2018), no Brasil somente 43% da população possui esgoto coletado e tratado, 12% utilizam-se de soluções individuais, 18% têm seu esgoto coletado e não tratado e 27% não possuem coleta nem tratamento.

Uma alternativa eficiente e de fácil acesso para o tratamento do esgoto sanitário é o uso de sistemas de wetlands contruídos, considerados tecnologias naturais de tratamento, pois são projetados para otimizar processos naturais, gerando eficiência no tratamento de águas residuárias.

Dessa forma, os sistemas de wetlands se mostram opções ecologicamente corretas e sustentáveis, com baixa exigência de operação e manutenção, por serem robustos e apresentarem menor suscetibilidade a variações de insumos (IWA, 2017).

Dentre as várias configurações de wetlands, atualmente vem crescendo no mundo a aplicação do fluxo vertical Francês. Wetlands Sistema Francês (*French vertical flow treatment wetlands*) tratam o lodo e as águas residuárias em uma única etapa. Sua concepção é composta por dois estágios que possuem 3 células operando alternadamente, sendo que o primeiro estágio recebe esgoto bruto (após gradeamento), e o segundo estágio recebe o efluente tratado no primeiro estágio. Portanto, não há necessidade de tratamento primário (tanque séptico) ou secundário, como os outros sistemas.

O primeiro estágio tem como principal finalidade o tratamento do lodo, a remoção da matéria orgânica e sólidos em suspensão, além da remoção parcial do nitrogênio amoniacal por nitrificação. No segundo estágio, ocorre o polimento no tratamento, a remoção complementar de matéria orgânica e sólidos em suspensão, mas, principalmente, a remoção de nitrogênio amoniacal por nitrificação, dadas as condições aeróbias do meio. O primeiro documento de orientação sobre wetlands Sistema Francês foi publicado em

Organização:



Apoio:



Patrocínio:



2005 (MOLLE et al., 2005) o qual contém as orientações básicas para o que é hoje referido como o Sistema clássico Francês de dois estágios.

Na última década modificações no sistema clássico Francês vêm sendo realizadas pra que ele se torne ainda mais atrativo em termos de custo-benefício. Uma das modificações que vem sendo realizadas tanto na França como em países de clima tropical é a eliminação do segundo estágio do tratamento. Alternativas para aumentar a eficiência no primeiro estágio, eliminando assim o segundo, e, conseqüentemente diminuir o quesito de área de implementação e custo já foram registradas em outros trabalhos (SILVEIRA et al., 2015; LANA et al., 2013; MANJATE et al., 2015; VON SPERLING, 2015; MANJATE, 2016)

Diante do exposto, este trabalho tem como objetivo conceber a adaptação do primeiro estágio de um wetland Sistema Francês para o tratamento de esgoto de uma unidade predial da Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), contribuindo desta forma com esta linha de pesquisa que vem sendo desenvolvida em países de clima tropical.

2 Material e Métodos

2.1 Dimensionamento do sistema

O dimensionamento do wetland Sistema Francês foi realizado para efetuar o tratamento de efluentes gerados no Prédio Multidisciplinar da UDESC/CAV, na cidade de Lages, Santa Catarina.

O esgoto gerado no prédio passa por um tanque séptico sendo posteriormente lançado no rio Ponte Grande não passando portanto por nenhuma vala de infiltração como determina a norma técnica NBR/ABNT n° 13969/97 (BRASIL, 1997).

Inicialmente foi realizado um levantamento para verificar o número de pessoas que circulam no local diariamente, exeto nos finais de semana, totalizando 110 pessoas. De posse desse valor e consultando a norma técnica NBR/ABNT n° 7229/93 (BRASIL, 1993) foi possível encontrar os valores médios de contribuição de esgoto sanitário diário para cada tipo de ocupação.



Considerou-se que a maioria dos usuários que circulam no prédio só permanecem no mesmo por poucas horas, logo a contribuição desses é de 10 L/dia/usuário (Tabela 1).

Tabela 1 Contribuição diária de esgoto por tipo usuário do prédio Multidisciplinar da Universidade do Estado de Santa Catarina.

Usuários do Prédio	Número de usuários (dia)	Contribuição de esgoto (L/dia/usuário)	Total (L/dia)
Professores e profissionais fixos	8	50	400
Alunos temporários	102	10	1020

Fonte: Autoria própria (2018).

Para obter o volume de estogo que o sistema é capaz de tratar diariamente, relacionou-se a área total do wetland com a taxa de aplicação diária no sistema Equação 1.

$$Vt = A \times Txa \quad (1)$$

Sendo:

Vt: volume de esgoto tratado pelo wetland (m³/d);

A: área total do wetland (m²);

Txa: Taxa de aplicação diária (m³/m²/d).

Determinado o volume de esgoto a ser tratado no sistema, comparou-se este com o volume total de esgoto gerado no prédio, para obtenção de uma estimativa da porcentagem de tratamento diária do sistema.

Para alimentação do sistema empregou-se uma bomba submersível monofásica, que teve sua vazão determinada com o auxílio de um balde graduado e cronômetro. Essa medida foi necessária pois, com a instalação dos registros de gaveta a vazão dada pelo fabricante foi reduzida. Por fim, o tempo de funcionamento da bomba foi calculado por meio da Equação 2.

$$Tb = Vt \times Qb \quad (2)$$

Sendo:

Tb: tempo de funcionamento da bomba (min/d);

Vt: volume de esgoto tratado pelo wetland (m³/d);

Qb: vazão da bomba (m³/min).



2.2 Construção do sistema

Os materiais utilizados para a construção do wetland Sistema Francês de um estágio, as quantidades e seus respectivos valores estão dispostos na Tabela 2.

Tabela 2 Materiais utilizados, quantidade e valores para construção de duas unidades em paralelo do primeiro estágio do Wetlands Sistema Francês.

Materiais	Quantidade	Valores (R\$)
Tubos PVC (40mm)	27 m	89,19
Caixa d'água	2 L	599,80
Flanges PVC (40mm)	2 unidades	37,00
Brita 4	1 m ³	64,70
Brita 0 (pedrisco)	2 m ³	143,00
Bomba ¹	1 unidade	399,00
Mangote de borracha flexível	3m	80,10
Registro de Gaveta PVC (40mm)	8 unidades	295,2
Tê PVC (40mm)	18 unidades	116,82
Joelho 90° PVC (40mm)	13 unidades	51,87
TOTAL	-	1.876,68

¹Bomba submersível monofásica (modelo: QDX1.5 16 0.37).

*Mudas de *Eucalyptus benthamii* - 36 unidades – foram doadas pelo viveiro.

Fonte: A autoria própria (2018).

3 Resultados e Discussão

3.1 Dimensionamento do sistema

De acordo com os dados da Tabela 1, pode-se estimar que o volume de esgoto gerado no Prédio Multidisciplinar é de 1420 L/dia.

Considerando que a área da caixa d'água é de 1,54 m² e segundo Lombard (2017), a taxa de aplicação diária deve ser considerada 0,40 m³/m²/dia, obteve-se que o volume de esgoto que o sistema é capaz de tratar utilizando a Equação 1, totalizando 0,616 m³/dia ou 616 L/dia. Assim sendo, tem-se que o wetland Sistema Francês é capaz de tratar 43% do esgoto gerado no prédio.

Considerando uma contribuição de esgoto domiciliar, padrão médio, segundo NBR/ABNT n° 7229/93, de 130 L/hab.dia, o sistema atenderia um equivalente populacional de aproximadamente 5 pessoas, gerando um custo unitário por habitante de R\$375,34. Considerando uma contribuição de esgoto domiciliar, padrão médio, segundo



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

NBR/ABNT n° 7229/93, de 130 L/hab.dia, o sistema atenderia um equivalente populacional de aproximadamente 5 pessoas, gerando um custo unitário por habitante de R\$375,34.

Em relação à operação, o Sistema Francês funciona com alternância de ciclos – ciclo de alimentação e ciclo de repouso. Quando um dos três filtros do primeiro estágio entra no ciclo de alimentação, este recebe efluente bruto por 3 a 4 dias; em seguida, o filtro é mantido em repouso durante 7 dias. O mesmo acontece, sucessivamente, para os outros dois filtros. Essa alternância de ciclos entre os filtros é fundamental para o controle do crescimento bacteriano e para a manutenção das condições aeróbias no filtro, o que permite boa nitrificação, promoção da mineralização da matéria orgânica proveniente dos sólidos suspensos contidos no efluente bruto, além de evitar a colmatção (MOLLE et al., 2005).

Uma vez que o sistema dimensionado neste trabalho é uma adaptação do Sistema Francês, sendo composto, neste o primeiro estágio, por apenas 2 filtros, o ciclo de alimentação foi reduzido para 2 dias, alternados com 2 dias de repouso. A vazão medida na bomba submersível é de 1,1 L/s ou 0,066 m³/min, deste modo aplicando-se a Equação 2, tem-se que a bomba deverá funcionar 9,31 min/dia para alimentar o sistema. Contudo, para a manutenção da facilidade operacional do sistema arredondou-se o valor para 10 min/dia.

De acordo com Molle et al., (2005), as bateladas na unidade em operação devem ocorrer entre 6 e 24 vezes por dia, ou seja, em média, a cada 01 a 04 horas. A alimentação do sistema adaptado, é realizada 10 vezes por dia e tem duração de 1 minuto cada batelada, ou seja, a cada 2,4 horas.

3.2 Construção do sistema

A montagem do wetland deu-se início com a perfuração dos tubos de PVC (40 mm). O espaçamento entre os furos foi de 02 cm com broca n°10. Este procedimento é realizado pois os furos compõem o sistema de drenagem no fundo das caixas d'água,

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





coletando e retirando o efluente. Foram conectados na tubulação perfurada dois tubos (40 mm) para garantir a entrada de oxigênio no interior do sistema.

O filtro no primeiro estágio, englobou materiais de diferentes granulometrias. No fundo foi disposta uma camada de material de granulometria mais grossa composta por 17 cm de brita nº3 e na superfície foi disposta uma camada de material de granulometria mais fina, composta por uma 44 cm de brita nº0, restando 15 cm de borda livre em cada caixa d'água. A borda livre permite que se tenha o represamento do efluente acima do meio filtrante e que o mesmo não transborde do sistema (MOLLE et al., 2005).

O material filtrante está diretamente associado a várias funções, dentre elas: meio suporte para fixação das raízes e rizomas da vegetação; meio suporte para o crescimento microbiano e a filtragem e mineralização de partículas (VYMAZAL e KRÖPFELOVÁ, 2008).

Em seguida, plantou-se 18 mudas de *Eucalyptus benthamii* em cada filtro. Optou-se em utilizar esta espécie, pois segundo Schneider (2014), esta possui resistência à baixas temperaturas, a geada e rápido crescimento. Outra vantagem do *Eucalyptus benthamii*, é a possibilidade de se efetuar podas constantes, devido a sua capacidade de rebrota. As podas são necessárias pois segundo Lehmann (2003), quando realizadas o tamanho da raiz também é reduzido proporcionalmente, evitando o crescimento excessivo que podem causar rachaduras na caixa d'água, resultando em vazamento do efluente.

No sistema, as plantas desempenham a função de retirada dos elementos químicos do efluente, devido o seu requerimento nutricional e as raízes auxiliam na percolação do efluente no sistema (SEZERINO, 2006). Além disso, são importantes para os microorganismos, principalmente as bactérias, pois estas se aderem às superfícies de partículas sólidas, como raízes, formando biofilmes, responsáveis pela decomposição de contaminantes nas águas residuárias (SILVEIRA, 2015).

A próxima etapa consistiu em montar a estrutura de alimentação do sistema. Inicialmente fez-se a instalação elétrica e implantação da bomba submersível dentro da fossa séptica, conectada ao mangote flexível e este conectado a uma tubulação de PVC que conduz o efluente até as saídas para a alimentação do sistema. Em cada saída do

efluente colocou-se um registro para que seja possível o ajuste da vazão e futuras manutenções (Figura 1).

Figura 1 - Mudanças de *Eucalyptus benthamii* e estrutura de alimentação do wetland Sistema Francês.



Fonte: Autoria própria (2018).

Finalizou-se a etapa de instalação do wetland com a conexão da tubulação de PVC nas saídas das caixas d'água até a tubulação já existente da rede de esgoto do prédio Multidisciplinar, que transporta o efluente até o rio Ponte Grande.

4 Conclusão

O sistema wetland construído neste trabalho foi uma modificação do Sistema clássico Francês e como resultado do seu tratamento, valores de eficiência de análises preliminares mostraram que o filtro foi capaz de tratar 43% do esgoto gerado no prédio, representando uma pequena área em relação ao montante do esgoto gerado no prédio.

O baixo custo e a facilidade para a construção do Sistema Francês de um estágio, realizado neste trabalho, comparando com outras técnicas de tratamento de esgoto, foi satisfatória, enfatizando a rusticidade da tecnologia, sem necessidade de manejo de lodo primário e com eficiência atrativa em relação aos sistemas anaeróbios simplificados.



Referências

- BRASIL. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. (Org.). **ATLAS ESGOTOS Despoluição das Bacias Hidrográficas**. 2018.
- 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: Copyright, 1997. 60 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: Copyright, 1993. 15 p.
- LEHMANN, J. Subsoil root activity in tree-based cropping systems. **Plant and Soil**, v. 255, n.1, p.319 - 331, 2003.
- LOMBARD LATUNE, R., MOLLE, P. Les filtres plantés de végétaux pour le traitement des eaux usées domestiques en milieu tropical. **Guide de dimensionnement de la filière tropicalisée**. Agence française pour la biodiversité, collection Guides et protocoles, 72 p. 2017.
- MOLLE, P. et al. 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.
- SCHNEIDER, Priscilla Félix. Relação da tolerância ao frio de espécies do gênero Eucalyptus e Pinus com a presença de carboidratos totais em sementes e mudas. 2014. 119 f. **Dissertação (Mestrado)** - Curso de Ciências Agrárias, Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2014.
- SEZERINO, Pablo Heleno. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171 f. **Tese (Doutorado)** - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.
- SILVEIRA, Daniele Damasceno. **Potencial de remoção de nitrogênio em um único estágio de filtros plantados com macrófitas para o tratamento de esgoto doméstico bruto: aporte da biologia molecular para a compreensão dos processos**. 2015. 251 f. **Tese (Doutorado)** - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.
- VYMAZAL, J. KRÖPFELOVÁ, L. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. **Springer Science & Business Media**, 2008.
- LANA, L. C. O.; MORAES, D. C.; VON SPERLING, M., MORATO, M. L. N.; VASCONCELLOS, G. R.; PARAENSE, M. O.; MOREIRA, T. P. A. **Pereformance of a single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil**. *Water Science and Technology*, v. 68, n. 7 , p. 1599-1606, 2013.
- MANJATE, E. S. LANA, L. C. O.; MORAES, D. D.; VASCONCELLOS, G. R.; MACIEL, G. R.; VON SPERLING, M. **First stage of french vertical flow constructed wetland system: experiments with the reduction of surface area and number of units**. *Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development*, v. 5, n. 1, p. 50-55, 2015
- VON 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 and Technology*, v. 71, n. 3, p. 329-337, 2015.
- MANJATE, E. S. **Behaviour evaluation of vertical flow constructed wetlands for treatment of domestic sewage and septic tank sludge**. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais. Escola de Engenharia. Belo Horizonte, Minas Gerais, Brasil, 2016.



AValiação DA APLICABILIDADE DE MÉTODOS FÍSICOS E QUÍMICOS DE DESCOLMATAÇÃO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL

Letícia Silva Gomes Rosa*

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

Gabriel Rodrigues Vasconcellos

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

Marcos von Sperling

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

Resumo

Um dos principais problemas operacionais notados em sistemas *wetlands* de escoamento horizontal subsuperficial é a colmatagem do meio poroso do leito. Os compostos orgânicos e minerais são materiais colmatantes capazes de prejudicar diretamente as condições hidrodinâmicas no sistema e a eficiência do tratamento biológico do mesmo. Diante disso, esse trabalho visou descrever três diferentes técnicas de descolmatagem de teor físico e químico: lavagem do meio suporte, período de repouso e aplicação de peróxido de hidrogênio. A pesquisa foi desenvolvida no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento da UFMG/COPASA, em Belo Horizonte, durante o período de agosto a dezembro de 2018. As técnicas foram aplicadas em Reatores de Leito Fixo (RLF), e os parâmetros utilizados para avaliar o desempenho das mesmas foram condutividade hidráulica, porosidade drenável e sólidos voláteis e fixos. Os resultados indicam que todas as técnicas estudadas foram eficientes na restauração da porosidade drenável de amostra do leito. Quanto à condutividade hidráulica, a técnica de período de repouso, em que foram definidos 7 e 14 dias de repouso, demonstrou, em termos percentuais, um maior incremento da condutividade hidráulica parâmetro, comparado com a técnica de lavagem. A técnica de aplicação de H₂O₂ (35%) obteve o aumento do volume efetivo da amostra, em contrapartida, houve um decréscimo da condutividade. Na análise de sólidos, verificou-se uma diminuição de 43% nos sólidos voláteis, indicando a mineralização da matéria orgânica.



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

Palavras-chave: *Wetlands*. Métodos de descolmatação. Lavagem. Período de repouso. Peróxido de Hidrogênio.

1 Introdução

Grande parte dos problemas operacionais observados em *wetlands* de escoamento horizontal subsuperficial (WHFSS) é resultado da colmatação do meio filtrante, principalmente na região de entrada do sistema (KADLEC e WALLACE, 2009). Nesta região é observado um decréscimo considerável nos valores de condutividade hidráulica, podendo conduzir a escoamento superficial não desejado. De acordo com Matos *et al.* (2017), a colmatação está relacionada à deposição de sólidos suspensos no meio filtrante, à acumulação de material orgânico refratário, à deposição de precipitados químicos no meio filtrante, ao crescimento de biofilme e ao desenvolvimento das raízes das plantas ocupando o volume de poros do *wetland*, sendo que esta última, em contrapartida, também é responsável pelo efeito de “empolamento” do meio, isto é, expansão do espaço poroso, como informa Matos (2015).

Diante disso, inúmeras técnicas de descolmatação de *wetlands* têm sido desenvolvidas com o objetivo de aumentar a vida útil dos sistemas, sendo algumas delas apresentadas ao longo do trabalho. Dentre estas técnicas, buscou-se avaliar e aplicar três diferentes técnicas de descolmatação em campo, simuladas em Reatores de Leito Fixo (RLF). A avaliação da aplicabilidade destes métodos foi feita por meio de medições de três parâmetros: condutividade hidráulica, porosidade drenável e sólidos fixos (SF) e voláteis (SV) antes e após a aplicação das técnicas, como parâmetros de eficiência das mesmas. O último parâmetro (relações de sólidos) foi medido apenas no teste de aplicação de peróxido de hidrogênio.

Na literatura, há uma variedade de métodos capazes de atenuar ou até mesmo retomar as características iniciais do sistema, isto é, retornar às condições de funcionamento antecedentes à colmatação do meio suporte. A Figura 1 mostra uma compilação das técnicas encontradas na literatura, sendo subdivididas em três categorias: físicas, químicas e biológicas.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:



Os métodos de caráter físico são os mais comumente aplicados, sendo que a substituição do meio suporte e a lavagem do substrato são considerados os principais dentre eles. No entanto, estes dois métodos são procedimentos *ex situ*, isto é, o material colmatado precisa ser removido do sistema e introduzido, posteriormente, um material novo ou lavado. Estes fatores tornam a aplicação dos métodos complexa, invasiva e potencialmente de alto custo.

Figura 25- Métodos de descolmatção.

FÍSICOS	<ul style="list-style-type: none"> - Substituição do meio suporte - Lavagem do meio suporte - Tempo de repouso - Aeração Artificial - Reversão da direção de escoamento 	QUÍMICOS	<ul style="list-style-type: none"> - Apl. de Peróxido de Hidrogênio - Outros agentes químicos (NaOH, HCl, NaClO) - Solução nutritiva - Apl. de ozônio - Apl. de enzimas 	BIOLÓGICOS	<ul style="list-style-type: none"> - Utilização de minhocas
---------	--	----------	--	------------	--

Fonte: Autoria própria.

Diante disso, novas metodologias foram sendo desenvolvidas, a exemplo dos métodos químicos e biológicos. Técnicas de caráter biológico ainda são escassas, ao passo que a técnica de utilização de minhocas é aplicável apenas em *wetlands* verticais devido a maior disposição de oxigênio dissolvido no meio. Já os métodos químicos citados na Figura 1 são procedimentos *in situ*, menos invasivos e, que pouco afetam a operacionalidade do sistema quando se comparado aos métodos físicos tradicionais (substituição e lavagem do meio suporte).

2 Material e Métodos

2.1 Descrição da área de estudos

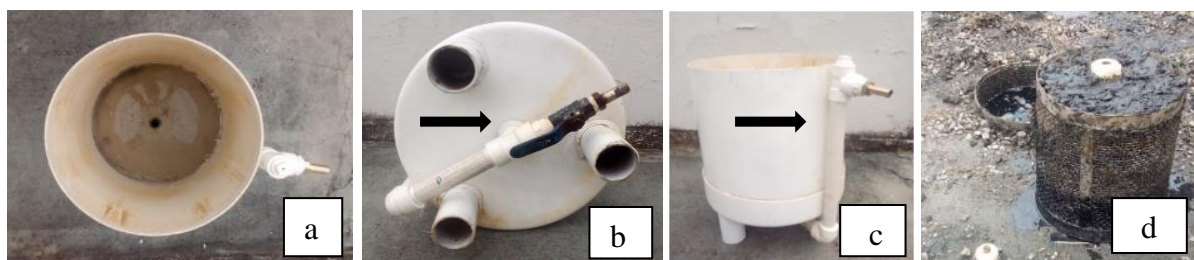
O estudo foi realizado no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), em parceria com a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA). O CePTS está localizado na Estação de Tratamento de Esgotos do Arrudas (ETE Arrudas), no município de Belo Horizonte, Minas Gerais.



2.2 Descrição do Reator de Leito Fixo (RLF)

O Reator de Leito Fixo (RLF) é uma versão adaptada do Planted Fixed bed Reactor (PFR) desenvolvido por Kappelmeyer *et al.* (2002), o qual representa e simula adequadamente as condições de escoamento subsuperficial dos *wetlands* horizontais. A versão atual do RLF foi adaptada por Vasconcellos (2015) e Barreto *et al.* (2015). A Figura 2 mostra algumas perspectivas do reator e da cesta que compõem o RLF. As cestas foram enterradas do leito para ambientação e após aproximadamente 2 anos foram retiradas para realização dos testes de descolmatação.

Figura 26 - Detalhes do reator: a) visão de cima, sem o tubo central, b) visão de fundo, com destaque para o registro; c) visão lateral, com destaque para o “pescoço” e d) visão da cesta preenchida com leito do wetland horizontal



Fonte: Autoria própria.

Os parâmetros físicos medidos no RLF para avaliação da aplicabilidade das técnicas de período de repouso e lavagem de meio suporte foram condutividade hidráulica e porosidade drenável. Previamente às medições, as cestas foram retiradas do leito e postas em um local que dispunha de água encanada e instrumentos de medição de volume e tempo corrido. Para a medição da condutividade, foi inserida água encanada por meio de uma mangueira, a uma vazão constante, de forma a manter constante o nível de água na cesta e no recipiente externo. A partir do momento em que era verificada essa constância no nível de água media-se o tempo em que a água adentrava o tubo central, saía pelo “pescoço” e preenchia um béquer de 1 L.

Para a medição da porosidade drenável, adicionava-se água até manter constante o nível de água da cesta interna e externa. Preenchido o RLF, abria-se o registro e media-se o volume total de água que saía do orifício, com o uso de um recipiente de 10 L.



A condutividade hidráulica (Equação 1) e a porosidade drenável (Equação 2) são estimadas a partir das seguintes equações, apresentadas por Bedient *et al.* (1994), com adaptações de Matos (2015). Para mais detalhes sobre esta metodologia, consultar Matos (2015).

$$k_s = \frac{Qb \cdot \ln(Ro/rdr) \cdot 86400}{\pi \cdot (hdr^2 - ha^2)} \quad (1)$$

Sendo, k_s condutividade hidráulica em meio saturado ($m \cdot d^{-1}$), Qb vazão ($L \cdot s^{-1}$), Ro distância radial do ponto mais remoto referenciado em relação ao poço (dreno) (14 cm), rdr raio interno do dreno (1,65 cm), hdr cota da água na cesta do RLF (30,0 cm) e ha cota da água dentro do dreno (26,3 cm).

$$\varepsilon = \frac{Vdren - [\pi \cdot hc \cdot (Dext^2 - Dint^2) / 4]}{\pi \cdot hc \cdot Dint / 4} \quad (2)$$

Sendo, ε porosidade drenável do meio poroso ($L^3 \cdot L^{-3}$), $Vdren$ é o volume coletado nos baldes graduados (L^3), $Dext$ diâmetro da cesta externa (L), $Dint$ diâmetro da cesta interna e hc altura da cesta (L).

2.3 Métodos de avaliação da descolmatação

2.3.1 Aplicação de peróxido de hidrogênio

A aplicação de peróxido de hidrogênio foi realizada em 19 de dezembro de 2019, no RLF localizado a 1 m da entrada do *wetland* horizontal não plantado. A dose de peróxido de hidrogênio foi definida a partir da Equação 3, desenvolvida por ROSA (2018), a qual obteve esta relação após a realização de testes preliminares em laboratório.

$$0,8 \text{ L de } H_2O_2 \text{ (35\%)/kg de lodo úmido} \quad (3)$$

A amostra foi mantida em reação por cerca de 24 horas, tempo estimado suficiente para ocorrer a oxidação do meio. Em seguida, foram determinadas a condutividade hidráulica, porosidade drenável e quantificada a série de sólidos (totais, fixos e voláteis) da amostra. Na análise de sólidos, as alíquotas foram inseridas na estufa a 103-105 °C por

24 h, e por 1 h na mufla a 550°C, respectivamente, segundo as recomendações descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2012).

2.3.2 Aplicação da técnica de período de repouso

A avaliação da aplicabilidade deste método foi feita a partir do monitoramento de dois parâmetros físicos: condutividade hidráulica e porosidade drenável no sistema Reator de Leito Fixo (RLF), ao longo de quatro semanas de repouso (18/09 até 16/10/2018), para caracterização das condições hidrodinâmicas e do grau de colmatção das amostras.

A técnica foi aplicada em amostra disposta a 13 m da entrada da unidade não plantada. Para realização das análises, a amostra foi retirada do sistema e disposta em um local provido de equipamentos de medição e água corrente. Assim que a amostra colmatada foi retirada, introduziu-se no RLF e realizaram-se as medições. Após 7 dias de repouso, uma nova medição foi realizada (25/09), e após 14 dias de repouso (09/10), contando a partir do último monitoramento realizado, uma outra medição foi feita.

2.3.3 Aplicação da técnica de lavagem do meio suporte

A lavagem do meio suporte ocorreu no dia 29/10/2018 com amostra da entrada da unidade não plantada (cerca de 1m da entrada do sistema). A cesta estava em ambientação/colmatção desde o dia 20/10/2016, com um período de aproximadamente 2 anos. Após a realização dos testes iniciais de condutividade hidráulica e porosidade drenável na amostra colmatada, o material foi retirado da cesta e submetido a um jateamento de água de alta pressão, até se observar que o material apresenta-se limpo, isento de sólidos. A lavagem ocorreu com uma vazão de 41 L min⁻¹ durante 2 minutos, resultando em um volume gasto de água de aproximadamente 82 litros.

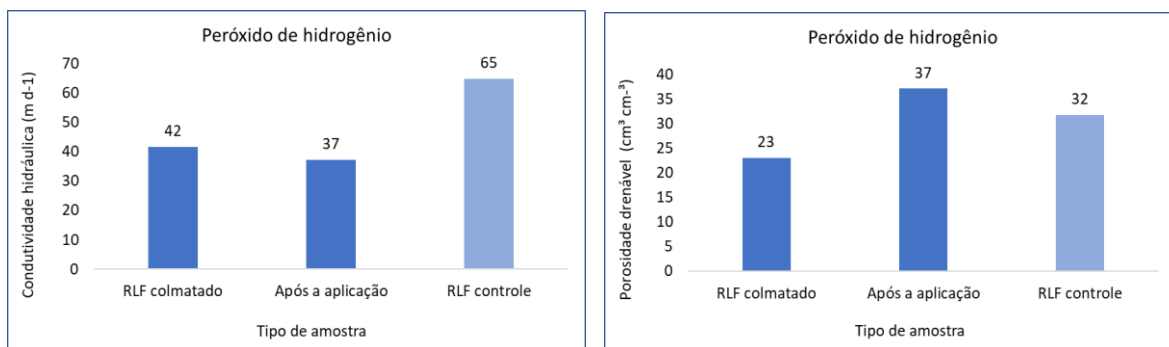
3 Discussão dos resultados

3.1 Avaliação da aplicação de peróxido de hidrogênio em campo

A adição de peróxido de hidrogênio na amostra resultou em diversas reações instantâneas, como geração de calor (atingindo uma temperatura de 90°C), formação de bolhas, produção de gases de odor forte e distinto, e intensa fluidização da amostra. Durante a reação, esse líquido fluidizado foi retirado, havendo um decréscimo de cerca de 17% no volume da amostra.

A Figura 3 mostra os resultados de condutividade hidráulica e porosidade drenável antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio. Quanto à condutividade hidráulica, observou-se redução em relação ao obtido antes da aplicação. Acredita-se que a fluidização da amostra e, conseqüentemente a redistribuição do material suporte no RLF, podem ter influenciado nesse resultado. Esperava-se que, com a oxidação do material colmatante, a condutividade do meio aumentaria. A porosidade drenável, por sua vez, aumentou, tendo em vista que parte da amostra foi oxidada e o fluido produzido foi retirado, aumentando-se o volume efetivo da amostra.

Figura 27 - Condutividade hidráulica e porosidade drenável em meio saturado medida no reator de leito fixo colmatado retirado a 1 m da entrada da unidade não plantada e reator de leito fixo controle.

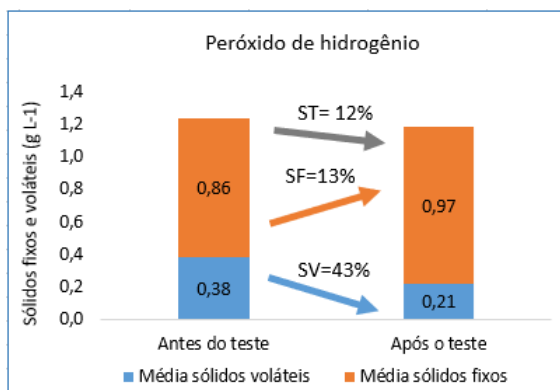


Fonte: Pesquisa em campo.

A Figura 4 mostra a relação de sólidos fixos (SF) e voláteis (SV) antes e após a aplicação de peróxido de hidrogênio (35%) na amostra. Observa-se um decréscimo percentual de SV da ordem de 43%. Nos teste de bancada realizados por ROSA (2018), constatou-se um decréscimo de aproximadamente 23% após aplicação da dose que

propiciou a formação da Equação 3. Behrends *et al.* (2006), com uma metodologia um pouco diferente, verificou em seus testes de bancada uma diminuição de até 50% dos sólidos voláteis com a adição de H₂O₂ (30% concentrado).

Figura 28 - Concentração de Sólidos Voláteis e Fixos antes e após a aplicação de peróxido de hidrogênio (35%). O teor de umidade médio da amostra é de 26%.



Fonte: Pesquisa em campo.

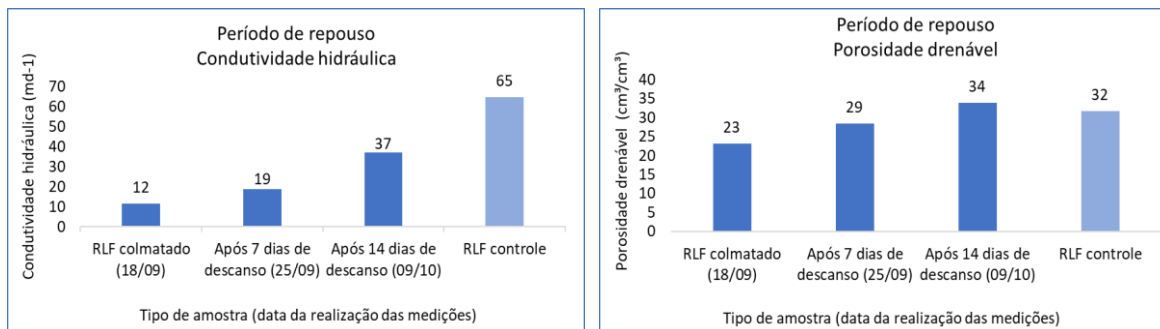
3.2 Avaliação da aplicação do teste de período de repouso em RLF no campo

A Figura 5 mostra os resultados das medições de condutividade hidráulica e porosidade drenável no RLF controle, isto é, contendo apenas o meio suporte limpo, e nos demais períodos de repouso pré-determinados (7 dias e 14 dias de repouso, sendo 21 dias cumulativos). Observa-se que, quanto maior o período de repouso, mais próximo o RLF monitorado ficou das condições controle.

Em 21 dias de período de repouso se verifica um acréscimo na condutividade hidráulica de cerca de 208%, enquanto que a porosidade drenável apresentou um aumento percentual de 48%, sendo esta última com resultados mais próximos do controle. É provável que, mesmo com a restauração da porosidade drenável, o biofilme ainda presente no sistema, mesmo que mais digerido e desaguado, tenha interferido no escoamento da água através do leito. Assim como, as frações inorgânica e inerte dos sólidos responsáveis pela colmatção, que provavelmente foram pouco afetadas pelo repouso imposto ao leito, tendo em vista que a condutividade hidráulica, após o período de repouso ainda diverge do valor medido no controle. Diante disso, infere-se que, após

21 dias de repouso, houve a mineralização da matéria orgânica acumulada na amostra, além de recuperar, possivelmente por completo, seu volume efetivo no leito do RLF.

Figura 29 - Condutividade hidráulica e Porosidade drenável em meio saturado medida no RLF colmatado retirado a 13 m da entrada da unidade não plantada (aproximadamente 50% da extensão do leito) e RLF controle.



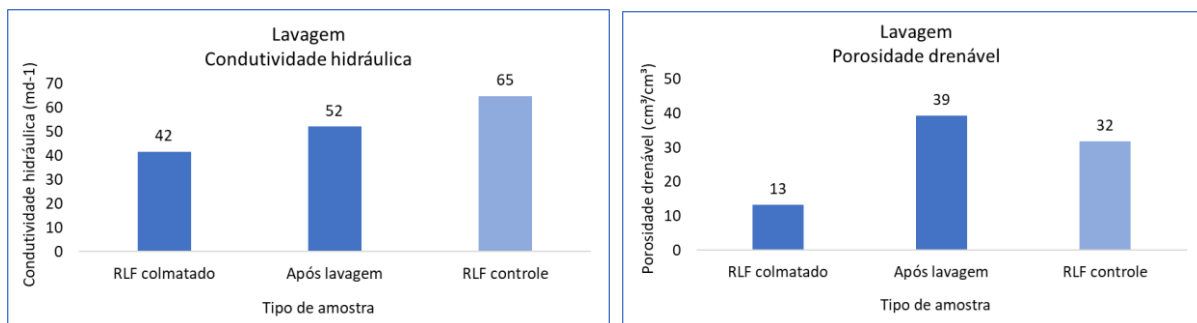
Fonte: Pesquisa de campo.

3.3 Avaliação da aplicação da técnica de lavagem do meio suporte em RLF no campo

Esse método foi relativamente simples de ser aplicado, tendo em vista que o reator comporta uma pequena alíquota de leito, cerca de 23 kg de amostra do leito, e por isso há menor quantidade de meio suporte a ser lavado. Foram gastos cerca de 82 L de água para lavar aproximadamente 18 L de leito, ou seja, uma proporção de aproximadamente 4,4 m³ de água para cada m³ de leito.

A Figura 6 mostra os resultados da condutividade hidráulica após aplicação da técnica de lavagem do meio suporte. Os valores obtidos antes e após a lavagem foram da ordem de 42 m d⁻¹ e 52 m d⁻¹, respectivamente. Foi constatado um aumento parcial de apenas 24% para esse parâmetro, o que mostra a relativa eficácia da remoção de material colmatante via jato de água na restauração da condutividade hidráulica do meio, mesmo que não de forma completa, tendo em vista que a unidade controle obteve um valor de 65 m d⁻¹. Em relação aos resultados de porosidade drenável, o valor encontrado após a lavagem foi de 39%, como indica a Figura 6, havendo um aumento do volume efetivo do sistema de cerca de 200%. Esse resultado superou o valor medido no reator controle. Essa diferença pode estar ligada à heterogeneidade do meio suporte, já que estão sendo comparados dois reatores de leito fixo distintos.

Figura 30 - Condutividade hidráulica e Porosidade drenável em meio saturado medida no RLF colmatado retirado a 1 metro da entrada da unidade não plantada, no RLF após aplicação da técnica de lavagem do meio suporte e no RLF controle.



Fonte: Pesquisa de campo.

4 Conclusão

- A técnica de aplicação de peróxido de hidrogênio conduziu à diminuição de sólidos voláteis em 43%, além de promover um aumento do volume efetivo da amostra em virtude da oxidação de parte do material colmatante e eliminação do líquido fluidizante do meio. O método resultou num decréscimo da condutividade hidráulica, provavelmente devido à redistribuição do meio suporte durante a reação.
- As duas outras técnicas de descolmatção aplicadas em RLF no campo (período de repouso e lavagem) também foram eficientes na recuperação do volume efetivo do leito, restaurando o mesmo para valores próximos ou iguais ao medidos no reator controle. Em contrapartida, ambas as técnicas não tiveram o mesmo êxito na recuperação da condutividade hidráulica. Acredita-se que o biofilme ainda presente no meio tenha interferido no escoamento de água através dos interstícios do leito.

Referências Bibliográficas

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2012, 1496p.



4º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

- BARRETO, A.B.; VASCONCELLOS, R.; VON SPERLING, M.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; VASEL, J.L. 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, 2015, p.553-650.
- BEDIENT, P.B.; RIFAI, H.S.; NEWELL, C.J. Ground Water Contamination: Transport and Remediation. **Prentice-Hall Inc.**, New Jersey, USA, 1994. 542p.
- BEHRENDTS, L.L., BAILEY, E., HOUKE, L., JANSEN, P., SMITH, S. Non-invasive methods for treating and removing sludge from subsurface flow constructed wetlands II. **In: Proceedings of the 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, 23 e 29 September 2006. Ministério de Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional (MAOTDR) e IWA, Lisbon, Portugal, 2006, p. 1271-1281.
- KADLEC, R.H.; WALLACE, R.D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Florida: CRC Press, 2009, 1016 p.
- KAPPELMEYER, U; WIEBNER, A; KUSCHK, P; KASTNER, M. Operation of a universal test for planted soil filters – planted fixed bed reactor. **Engineering in Life Sciences**, v. 2, n. 10, 2002.
- 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). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.
- MATOS, M.P.; VON SPERLING, M.; MATOS, A.T.; MIRANDA, S.T.; SOUZA, T.D.; COSTA, L.M. Key factors in the clogging process of horizontal subsurface flow constructed wetlands receiving anaerobically treated sewage. **Ecological Engineering**, 2017, p. 588–596.
- ROSA, L.S.G. **Avaliação da aplicabilidade de métodos físicos e químicos de descolmatção de um wetland construído De escoamento horizontal subsuperficial**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2018.
- VASCONCELLOS, G.R. **Avaliação das condições de oxirredução em sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial**. 2015. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) –Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





COMPORTAMENTO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO *TIDAL FLOW* TRATANDO ESGOTO PRÉ-TRATADO UTILIZANDO RESÍDUO DA CONSTRUÇÃO CIVIL COMO MATERIAL FILTRANTE

Jonar Johannes Roth*

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba– Paraná (PR), Brasil
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental
jonar.roth@outlook.com

Francine Leal

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba– Paraná (PR), Brasil
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental
flealzanetti@gmail.com

Janine Nicolosi Corrêa

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba– Paraná (PR), Brasil
Departamento Acadêmico de Construção Civil
janine@utfpr.edu.br

Karina Querne de Carvalho

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

Fernando Hermes Passig

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

Resumo

Neste trabalho foi avaliado o comportamento de um sistema de *wetland* construído (117 L) operado em *Tidal Flow* (WCTF), com alimentação subsuperficial descendente em um único leito, no tratamento de esgoto sanitário pré-tratado. O WCTF foi confeccionado em um tanque de polietileno com comprimento de 0,92 m, largura de 0,56 m e altura de 0,60 m, preenchido com fragmentos de blocos cerâmicos (tijolo vermelho) onde a macrófita *Althernanthera philoxeroides* (Mart.) foi transplantada com densidade de 32 plantas m⁻². Para cada ciclo de tratamento foram adotadas bateladas de 48 h e repouso de 12 h. Essa condição foi adotada durante 41 dias, onde oito bateladas foram avaliadas com análises em duplicatas. O objetivo dessa estratégia operacional é o

220

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





incremento de oxigênio, adsorção dos contaminantes no perifíton e posterior oxidação destes durante o período de repouso do leito. As eficiências de remoção obtidas para DQO, N-Amon e NTK foram de 73, 76 e 73%, respectivamente. A remoção de fósforo total de 79% foi atribuída à adsorção no material filtrante.

Palavras-chave: Fósforo. Tijolo. *Althernanthera philoxeroides*. Enchimento-Drenagem.

1 Introdução

As inovações em sistemas de *wetlands* foram capazes de incrementar sua eficiência de tratamento, reduzindo as limitações de nitrificação e remoção de nitrogênio total antes observadas em sistemas de fluxo passivo, onde não havia uso de energia mecânica, como aeração ou bombeamento hidráulico. Estas inovações contribuíram para o surgimento de uma nova geração desses sistemas, como o *wetland* construído *Tidal Flow*. O funcionamento deste sistema se baseia na operação em batelada com aplicação de *tides*, ou seja, ciclos compostos por enchimento, período de contato do efluente com o material filtrante, drenagem e período de repouso do leito drenado. A tecnologia foi inicialmente testada com a aplicação de várias *tides* em um período igual ou inferior a um dia, sendo este seu diferencial de outras que também empregam enchimento e drenagem (COOPER, 1999; SUN et al., 1999; AUSTIN et al., 2003).

No entanto, a eficiência de remoção de nitrogênio total não é ideal devido ao alto teor de oxigênio obtido quando aplicadas múltiplas *tides* (JU et al., 2014), sendo que a taxa de transferência de oxigênio pode atingir $450 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (WU et al., 2011).

Em estudos recentes tem sido reportados sistemas com aplicações de uma única *tide*, onde cada ciclo é composto por apenas um período de repouso e um de contato, podendo haver período de duração superior a um dia (JIA et al., 2010; LI et al., 2015; PANG et al., 2015).

A percepção científica acerca da aplicação de *Tidal Vertical Flow* é de que o principal processo de transformação de NH_4^+-N ocorre por sua adsorção no material filtrante durante o período de contato, e que a regeneração dessa capacidade ocorre após a nitrificação do elemento adsorvido durante o período de repouso. Além disso, a



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

aplicação desta tecnologia promoveu a nitrificação e desnitrificação simultânea durante o período de repouso (TANNER et al., 1999; AUSTIN et al., 2003; AUSTIN, 2006; HU; ZHAO; RYMSZEWICZ, 2014).

Neste trabalho foi avaliado o comportamento de um *wetland* construído operado em *Tidal Flow* no tratamento de esgoto sanitário de origem doméstica pré-tratado em um único ciclo de alimentação e repouso. O sistema foi preenchido com fragmentos de blocos cerâmicos como material filtrante e com a macrófita *Althernanthera philoxeroides* como cobertura vegetal.

2 Material e métodos

O experimento foi conduzido na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), câmpus Curitiba, sede Ecoville (25°26'39''S, 49°21'16''O, 934,36 m de altitude). O clima predominante na região é o Cfb, definido pelo clima úmido e temperado. Durante o período de estudo (25/02 a 07/04/2019), a precipitação atingiu 67,4 mm com período de insolação de 152,2 h (INMET, 2019), temperatura ambiente de 18,07 °C (12 a 33 °C) e umidade atmosférica de 50,86% (11 a 87%).

O sistema, em escala piloto, foi composto por um tanque afluente (310 L), um leito de WC (117 L) com poço de monitoramento, um tanque efluente (120 L) e duas eletrobombas (Consul, W10849469) controladas por temporizadores digitais pré-programados (YDT-MB). O sistema foi confeccionado em um tanque de polietileno com comprimento de 0,92 m, largura de 0,56 m e altura de 0,60 m, revestido por placas de madeira compensada e de isopor. O poço de monitoramento foi confeccionado com uma tubulação Policloreto de Vinila (PVC) de 100 mm de diâmetro com orifícios de 25 mm dispostos ao longo dos 0,60 m de comprimento. O poço foi posicionado no centro do leito.

A alimentação descendente e subsuperficial do sistema operado em *tidal flow* (WCTF) foi feita por uma tubulação ao longo do perímetro do leito. A drenagem foi feita por tubulações distribuídas em três linhas paralelas e equidistantes posicionadas a 6 cm da base do sistema. As tubulações de alimentação e drenagem foram confeccionadas em

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





tubos de PVC de 25 mm e perfuradas em suas superfícies com broca de 8” e espaçamentos de 10 cm e 5 cm, respectivamente.

O material filtrante foi composto, a partir da base, por uma camada de 51 cm com fragmentos de blocos cerâmicos (tijolo vermelho) com dimensões entre 2,4 e 1,4 cm a 8,3 e 4,8 cm e uma camada de 4 cm de argila expandida (acima do nível do efluente), culminando em 43,66% de porosidade. Nesta camada foram transplantadas 16 unidades de *Althernanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb, totalizando densidade de 32 plantas m⁻², a partir de 20 cm abaixo da superfície.

Neste artigo é abordado o desempenho da primeira etapa de operação do WCTF após o período de estabilização. Nesta fase foram avaliados ciclos de tratamento em batelada de 48 h, seguido de período de repouso de 12 h, semelhante ao adotado por Li et al. (2015), durante 41 dias. O afluente era bombeado por aproximadamente 25 min para enchimento e drenado por 30 min para esvaziamento do WCTF. O sistema foi alimentado com esgoto sanitário pré-tratado com baixa concentração de matéria carbonácea (DQO < 250 mg L⁻¹).

Na Tabela 1 são apresentados os parâmetros físico-químicos nas amostras do afluente e efluente do WCTF determinados em oito bateladas com frequência de duas a três análises semanais, em duplicata. A temperatura do líquido, potencial de oxirredução e oxigênio dissolvido foram medidos *in situ* por sondas no poço de monitoramento.

Tabela 1 - Parâmetros físico-químicos e biológicos, seus métodos e referências

Parâmetros	Método	Nº do Método	Referência
Temperatura do líquido (°C)*	Potenciométrico	4500-H ⁺ B	Rice et al. (2012)
pH	Potenciométrico	4500-H ⁺ B	Rice et al. (2012)
Turbidez (UNT)	Nefelométrico	2130_B	Rice et al. (2012)
Condutividade elétrica (µs cm ⁻¹)	Condutimétrico	2510_B	Rice et al. (2012)
Potencial de oxirredução (mV)*	Potenciométrico	2580 ORP	Rice et al. (2012)
Oxigênio dissolvido (mgO ₂ L ⁻¹)*	Polarográfico	4500_O ₂ B	Rice et al. (2012)
DQO (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico	5220_D	Rice et al. (2012)
N-NTK (mgNTK L ⁻¹)	Titulométrico	4500_N _{org}	Rice et al. (2012)
N-amoniaco (mgN-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Titulométrico	4500_N C	Rice et al. (2012)
Nitrito (mgN-NO ₂ ⁻ L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500_NO ₂ ⁻ B	Rice et al. (2012)
Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500_NO ₃ ⁻	Rice et al. (2012)
Fósforo Total (mgPO ₄ ³⁻ L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500_P	Rice et al. (2012)

*Medição *in situ* antes da alimentação do sistema no tanque afluente e após alimentação do sistema e no término do período de saturação no poço de monitoramento do WCTF

Fonte: Autoria própria (2019).

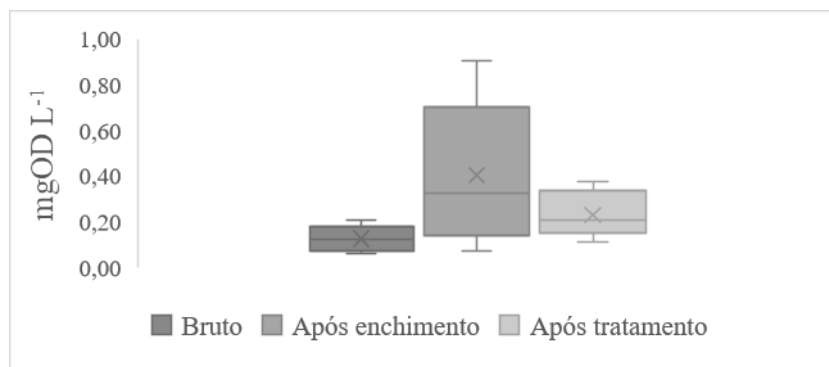


3 Resultados e discussão

Uma das principais contribuições da operação de sistemas de WC a partir do princípio *Tidal Flow* é o incremento de oxigênio ao esgoto afluente durante a alimentação do sistema, que ocorre após período de drenagem e repouso. Neste trabalho não foi feita recirculação para um segundo incremento de oxigênio durante a mesma batelada, processo descrito na literatura por múltiplas *tides* (HU; ZHAO; RYMSZEWICZ, 2014).

Na Figura 1 é apresentada a variação da concentração de OD nas amostras do afluente, após alimentação do WCTF e ao término do período de tratamento. .

Figura 31 – Variação da concentração de OD nas amostras do afluente, após alimentação do WCTF e ao término do período de tratamento



Fonte: Autoria própria (2019).

Durante a operação do WCTF, a concentração média de oxigênio dissolvido foi de 0,13 (0,10) mgOD L⁻¹ nas amostras do afluente, 0,40 (0,30) mgOD L⁻¹ nas amostras após alimentação do sistema (25 min) e 0,23 (0,1) mgOD L⁻¹ após o término do tratamento. Foi observada diferença estatística entre as amostras do afluente e após enchimento do sistema ao nível de significância de 5% ($p < 0,05$), ou seja, foi constatado incremento na concentração de OD após alimentação do sistema em relação ao afluente.

Os resultados das médias (X), desvio padrão (DP), valores mínimos (Min) e máximos (Máx) dos parâmetros físicos-químicos empregados no monitoramento do sistema são apresentados na Tabela 2.



Tabela 6 – Resultados de média, desvio padrão, mínimos e máximos do afluente e efluente e eficiências de remoção após 48 h de tratamento.

	Afluente				Efluente (após 48 h)				E%
	X	DP	Mín.	Máx.	X	DP	Mín.	Máx.	
T									-
pH	6,89	0,10	6,79	7,01	6,75	0,06	6,7	6,87	-
Eh*	9,38	31,0	-27,5	54,5	-52	19,6	-81	-18	-
OD*	0,40	0,3	0,075	0,90	0,23	0,1	0,11	0,38	-
CE	928,99	63,6	820,8	1007	843,81	28,7	813,7	883,3	-
Turbidez	24,75	12,3	13	53,2	7,52	2,9	3	13,2	67
DQO _b	200,19	40,7	130	246,5	51,50	13,8	22	70,5	73
DQO _f	134,63	21,6	100,5	166,5	40,94	14,2	18	53,5	70
N-NTK	34,54	4,4	29,2	41,5	9,28	1,6	7,4	11,64	73
N-Amon	20,77	4,6	14,72	27,6	4,92	1,1	3,08	6,56	76
Nitrito	0,023	0,003	0,017	0,027	0,010	0,003	0,008	0,015	-
Nitrato	5,93	0,8	4,58	7,01	3,68	0,6	2,46	4,54	-
PT	10,23	0,8	8,59	11,44	2,13	0,3	1,63	2,45	79

Legenda: X – média aritmética; DP – desvio padrão; Min – valor mínimo; Máx – valor máximo; E% - eficiência de remoção; pH – potencial Hidrogeniônico; T – temperatura do líquido (°C); Eh – potencial redox (mV); OD – oxigênio dissolvido (mgO₂ L⁻¹); CE – condutividade elétrica (µs cm⁻¹); Turbidez (NTU); DQO_b – demanda química de oxigênio em amostra bruta (mgDQO_b L⁻¹); DQO_f – demanda química de oxigênio em amostra filtrada (mgDQO_f L⁻¹); N-NTK – nitrogênio total de Kjeldahl (mgNTK L⁻¹); N-Amon – nitrogênio amoniacal (mgN-NH₄⁺ L⁻¹); Nitrito (mgN-NO₂⁻ L⁻¹); Nitrato (mgN-NO₃⁻ L⁻¹); PT – fósforo total (mgPO₄³⁻ L⁻¹).

Fonte: Pesquisa de campo (2019).

A concentração média de matéria carbonácea em termos de DQO nas amostras do afluente foi de 200,19 (40,7) mgDQO L⁻¹, considerado de concentração “fraca” de acordo com classificação de Metcalf e Eddy (2003). Após 48 h de tratamento a eficiência média de remoção foi de 73% nas amostras brutas e de 70% nas amostras filtradas.

Os valores de pH se mantiveram entre 6,89 e 6,75 nas amostras do afluente e efluente, respectivamente. Segundo Cooper et al. (1996) a faixa recomendada para o processo de amonificação é entre 6,5 e 8,5. Segundo Kadlec e Wallace (2009) o processo de desnitrificação é favorecido na faixa de pH entre 6,5 a 7,5. Desta forma, os valores de pH observados no estudo se mantiveram dentro da faixa ótima para os mecanismos de tratamento supracitados.



Quanto aos compostos nitrogenados, foi verificada eficiência média de remoção de 73% para NTK com concentração inicial de 34,54 (4,4) mgNTK L⁻¹ e de 76% para N-Amon com concentração inicial de 20,77 (4,6) mgN-Amon L⁻¹. Segundo Wiesmann (1994) para que ocorra nitrificação deve ser respeitada a relação de 4,3 gOD gNTK⁻¹. No entanto, a relação obtida neste trabalho foi de 0,01 gOD gNTK⁻¹.

Uma hipótese a ser aventada é que o material filtrante pode reter quantidades de oxigênio durante o período de repouso devido à porosidade da cerâmica, e que sua liberação ocorre de forma lenta para o meio líquido durante os ciclos de cheia, não sendo possível quantificá-lo pela forma de mediação utilizada.

Hu, Zhao e Rymaszewicz (2014) avaliaram um sistema de WCTF (2 L) operado em múltiplas *tides* com variações nos períodos de contato e repouso e da relação DQO/NTK aplicada, no tratamento de esgoto sanitário de origem doméstica “fraco”. Os autores observaram remoção de 60% para NTK e limitação da desnitrificação pela deficiência de carbono quando aplicada a relação DQO/NTK de 3,3 a 3,7. Os autores reportaram aumento da eficiência de remoção de NTK em até 92% ao variarem a relação DQO/NTK para 7,0 a 9,0, e que esta eficiência média de remoção variou de 40 a 86% com o aumento do tempo de repouso de 10 min para 1 h.

Neste trabalho sem aplicação de múltiplas *tides*, o WCTF alcançou eficiência de remoção de NTK de 73% para relação DQO/NTK de 5,8.

Li et al. (2015) operaram um sistema WCTF (8,8 L) montado em uma coluna com 0,4 m de comprimento, 0,2 m de largura e 1,20 m de altura preenchido com cascalho. Foi avaliado o tratamento de efluente sintético (200 mgDQO L⁻¹) com períodos de cheia de 48 h e repouso de 12 h, similar ao deste trabalho. Os autores obtiveram eficiências de remoção de NTK de 84% para concentração inicial de 40 mgNTK L⁻¹ e de 82% para N-Amon para concentração inicial de 35 mgN-Amon L⁻¹ e relação DQO/NTK de 5. As concentrações de nitrito e nitrato do efluente se mantiveram abaixo de 0,6 mg L⁻¹.

A remoção média de PT foi de 79% para concentração inicial de 10,23 (0,8) mgPT L⁻¹. Lima (2018) avaliou dois sistemas WC (12 L), plantado e não plantado com *Eichhornia crassipes* (25 plantas m⁻²), preenchidos com fragmentos de



blocos cerâmicos (porosidade de 40%). Os sistemas foram operados em batelada sequenciada com aplicação de efluente sintético simulando esgoto pré-tratado três vezes por semana, resultando em ciclos de contato de 48 h - 48 h - 72 h, obtendo remoção de 87% e 82% para PT no sistema plantado e não plantado, respectivamente.

3 Conclusão

O sistema de WCTF de leito único operado com bateladas de 48 h e repouso de 12 h alcançou remoção de NTK de 73%, não havendo acúmulo de nitrato ($< 3,68 \text{ mgN-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$). As eficiências de remoção obtidas para DQO, N-Amon e PT foram de 73, 76 e 79%, respectivamente. Os resultados obtidos indicam a aplicabilidade da estratégia operacional e do uso de fragmentos de blocos cerâmicos (tijolo vermelho) como material filtrante em sistemas de WC em maior escala. Investigações serão realizadas quanto à capacidade de transferência de oxigênio e mecanismos microbiológicos atuantes na conversão/remoção dos poluentes.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (bolsa mestrado Capes-DS) e da Fundação Nacional de Saúde (Funasa) [Processo n. 419 25100.011.282 / 2014-87].

Referências

- AUSTIN, D.; LOHAN, E.; VERNON, E. **Nitrification and denitrification in a tidal flow vertical flow wetland pilot**. Published in Proceedings of the Water Environment Technical Conference 2003, Los Angeles, California. Disponível em: <http://ocfpathplanning.org/graywater/AustinWEFTEC2003.pdf>.
- AUSTIN, D.. Influence of cation exchange capacity (CEC) in a tidal flow, flood and drain wastewater treatment wetland. **Ecological Engineering**, [s.l.], v. 28, n. 1, p.35-43, nov. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.03.010>.
- COOPER, P.F., et al. (1996). **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Swindon: WRc plc. 184 p.
- COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. **Water Science And Technology**, [s.l.], v. 40, n. 3, p.1-9, 1999. IWA Publishing.
- HU, Y.; ZHAO, Y.; RYMSZEWICZ, A. Robust biological nitrogen removal by creating multiple tides in a single bed tidal flow constructed wetland. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 470-471, p.1197-1204, fev. 2014. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.100>.
- Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), 2019. Estações e dados. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/>, Acesso: Abril 2019.



- JIA, W. et al. Effect of intermittent operation on contaminant removal and plant growth in vertical flow constructed wetlands: A microcosm experiment. **Desalination**, [s.l.], v. 262, n. 1-3, p.202-208, nov. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2010.06.012>.
- JU, X. et al. Intensified nitrogen and phosphorus removal in a novel electrolysis- integrated tidal flow constructed wetland system. **Water Research**, [s.l.], v. 59, p.37- 45, ago. 2014. Elsevier BV. Disponível em <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2014.04.004>> .
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC, Press 2 ed, 2009.
- LI, L. et al. Nitrogen removal pathways in a tidal flow constructed wetland under flooded time constraints. **Ecological Engineering**, [s.l.], v. 81, p.266-271, ago. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.073>.
- LIMA, M. X. et al. Performance of different substrates in constructed wetlands planted with *E. crassipes* treating low-strength sewage under subtropical conditions. **Science Of The Total Environment**, [s.l.], v. 630, p.1365-1373, jul. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.342>.
- METCALF, L; EDDY, H. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 3. ed. Estados Unidos, McGraw-Hill. 2003.
- PANG, Y. et al. Cold Temperature Effects on Long-Term Nitrogen Transformation Pathway in a Tidal Flow Constructed Wetland. **Environmental Science & Technology**, [s.l.], v. 49, n. 22, p.13550-13557, 27 out. 2015. American Chemical Society (ACS). <http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b04002>.
- PLATZER, C. Design Recommendations for Subsurface Flow Constructed Wetlands for Nitrification and Denitrification. **Water Science and Technology**, [s.l.], v. 40, n. 3, p.257-263, ago. 1999. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.1999.0170>.
- RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; CLESCERI, L. S. **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.
- SUN, G. GRAY, K.R. BIDDLESTONE, A.J. COOPER, D.J. 1999. Treatment of Agricultural Wastewater in a Combined Tidal Flow-Downflow Reed Bed System. **Water Science And Technology**, 40(3). Pp 139-146. 1999.
- TANNER, C. C. et al. Effect of water level fluctuation on nitrogen removal from constructed wetland mesocosms. **Ecological Engineering**, [s.l.], v. 12, n. 1-2, p.67-92, jan. 1999. Elsevier BV. [http://dx.doi.org/10.1016/s0925-8574\(98\)00055-x](http://dx.doi.org/10.1016/s0925-8574(98)00055-x).
- WIESMANN, U. (1994). Biological nitrogen removal from wastewater. *Adv. Biochemical Engineering Biotechnology*, 51. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg. <https://link.springer.com/chapter/10.1007/BFb0008736>
- WU, S. et al. Evaluation of a lab-scale tidal flow constructed wetland performance: Oxygen transfer capacity, organic matter and ammonium removal. **Ecological Engineering**, [s.l.], v. 37, n. 11, p.1789-1795, nov. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.026>

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





ANÁLISE SWOT PARA SISTEMAS DE FITORREMEDIAÇÃO EMPREGADOS PARA MELHORIA DA QUALIDADE DE RIOS URBANOS: OPORTUNIDADES E AMEAÇAS

Josete de Fátima de Sá*

Sanepar, Curitiba - PR, Brasil
Gerência de Pesquisa e Inovação
josetefs@sanepar.com.br

Aliny Lucia Borges Borba

Sanepar, Curitiba - PR, Brasil
Gerência de Planejamento e Desenvolvimento Ambiental
alborba@sanepar.com.br

Tamara Simone Van Kaick

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba - PR, Brasil
Departamento Acadêmico de
tamara.van.kaick@gmail.com

Lucy Marta Schellin

Prefeitura Municipal, Curitiba - PR, Brasil
Secretaria Municipal de Meio Ambiente
lucyschellin@gmail.com

Gustavo Rafael Collere Possetti

Sanepar, Curitiba - PR, Brasil
Gerência de Pesquisa e Inovação
gustavorcp@sanepar.com.br

Resumo

Espaços disponíveis para melhoria da qualidade da água em áreas urbanas estão cada vez mais escassos. A proposição de um projeto que utiliza sistemas de fitorremediação para tratar um determinado volume de água de um rio urbano, o Rio Juvevê do município de Curitiba/PR, deverá ser implementado aliando áreas verdes e lazer para a sociedade. Por ser um projeto inovador foi necessário realizar uma análise para defender a proposta do ponto de vista técnico, ambiental, social e para a administração pública. Para tanto foi aplicada a Matriz SWOT para realizar a análise de pontos forte, e fracos em relação aos aspectos de projeto, assim como assinalar as oportunidades e ameaças no que tange as condições externas. Para recuperar os rios urbanos, lança-se mão de tecnologias para remoção de poluentes nos espaços públicos, preferencialmente em trechos ainda abertos, considerando as particularidades existentes na bacia hidrográfica onde estão inseridos. Este trabalho propõe a avaliação utilizando a matriz SWOT por uma equipe



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

interdisciplinar de diversas instituições com expertises para a temática, a fim de avaliar as oportunidades e ameaças e argumentar a implantação de projetos inovadores para a conservação de rios urbanos. A análise do projeto de fitorremediação proposto para o Rio Juvevê, por meio da Matriz SWOT, indicou os desafios a serem superados entre a proposição dos aspectos técnicos, ambientais, sociais e da administração pública.

Palavras-chave: Fitorremediação. Rios urbanos. Matriz SWOT

1 Introdução

Um dos grandes desafios relacionados ao desenvolvimento das cidades é a integração da biodiversidade e manutenção e conservação dos corpos hídricos inseridos no planejamento urbano, no sentido de buscar a reconciliação do desenvolvimento urbano com a conservação dos ecossistemas aliado ao bem estar humano (ICLEI, 2019).

Porém as discussões e proposições de projetos para a conservação e restauração de cursos de água urbanos impõem algumas barreiras como a necessidade de conciliar a restauração de estruturas naturais com a existência de outras infraestruturas setoriais locais e regionais, que esbarram nos elevados custos associados e no aprimoramento em estabelecer políticas públicas, considerando a bacia hidrográfica como unidade de planejamento associado com a manutenção da biodiversidade e qualidade ambiental urbana (EVANGELISTA, 2016).

Aliado a estes fatores observa-se, ainda, um número reduzido de projetos voltados para a restauração fluvial, que contribuam com uma abordagem sistêmica que integre aspectos ambientais, sociais, econômico-financeiros, políticos, sendo necessário ressaltar a carência de modelos ou sistemas formalizados de avaliação de prioridades quanto às intervenções em rios, que é a proposta deste artigo.

O Objetivo é avaliar as oportunidades e ameaças de um projeto que envolve um sistema de fitorremediação adaptado para tratar determinado volume da água do Rio urbano Juvevê, no município de Curitiba/PR, e que possa servir de elemento paisagístico e educador da sociedade para o tema conservação dos rios urbanos.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





1.1 Projeto com sistema de fitorremediação para conservação de rio urbano

Curitiba já possui parques que foram concebidos para a contenção de enchentes, como o Parques Barigui, Tingui e São Lourenço. Mas a instalação de sistemas de fitorremediação voltados para a conservação dos rios, ainda não está na pauta do planejamento urbano desta cidade. Visando a possibilidade de desenvolver um projeto para esta temática, foi elaborada uma proposta para atender a Bacia do Rio Belém.

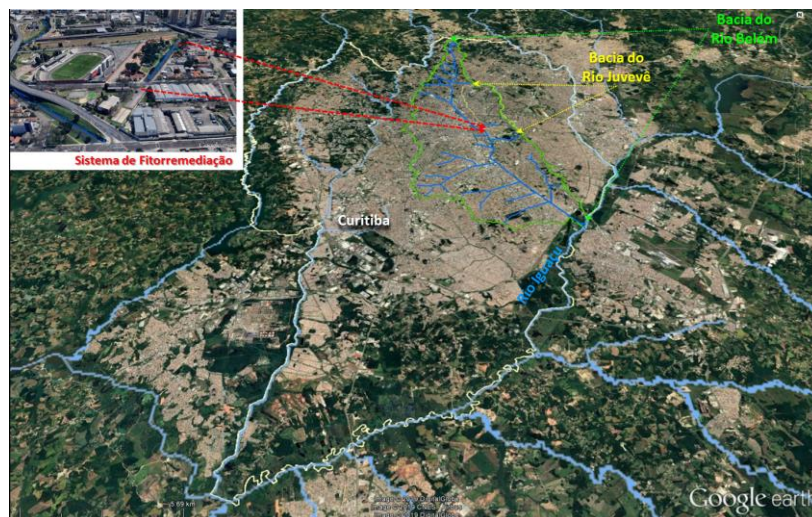
A primeira etapa foi realizar um levantamento da área da Bacia do Rio Belém do município de Curitiba afim de identificar uma área com potencial para implantação. O rio Belém, que possui uma importância histórica para a Cidade de Curitiba, possui na sua porção superior, conhecido como Alto Belém é o trecho da bacia mais íngreme e também o mais impermeabilizado, correspondendo a 40,6% da Bacia. Salienta-se que, devido à impermeabilização, esse trecho se apresenta vulnerável a riscos de inundação para Tempos de Recorrência (TRs) de 25 a 50 anos, com vazões entre 64.157 L/s e 76.415 L/s, respectivamente.

Desta forma foi inicialmente elaborado um levantamento detalhado que resultou no “Plano Emergencial de Melhorias no Belém 2017/2018” (Sanepar, 2018), no qual foram analisados alguns afluentes do rio Belém, destacando as áreas disponíveis que teriam potencial para viabilizar a implantação com a combinação de tecnologias de fitorremediação. Assim, as áreas eleitas para a proposição do projeto indicaram que o mesmo deveria ser desenhado para pequena escala, ou seja, com lançamento de volumes pré-determinados.

Com a elaboração do “Plano Emergencial de Melhorias no Belém 2017/2018” (Sanepar, 2017), constatou-se que as intervenções do saneamento, mais efetivas teriam um potencial efetivo se fosse realizado na bacia do rio Juvevê, que é um dos afluentes do Rio Belém. O rio Juvevê tem cerca de 5 km de extensão total e, em seu trecho final cerca 300 m antes da confluência no Rio Belém, apresenta um trecho com 255 m sem canalização e áreas ribeirinhas ainda com características de várzea. A área de drenagem deste rio é de 9,8 km², correspondente a 11,4% da área da Bacia do Belém com vazão média de 434 L/s (Q_{19,2%}) e vazão de estiagem de 142 L/s (Q_{95%}) (Fig. 1).



Figura 1 - A localização do Sistema de Fitorremediação (19.000 m²), nas áreas ribeirinhas do rio Juvevê, a 300 m da foz no rio Belém e a delimitações das bacias dos rios Juvevê (9,8 km²) e Belém (86,23 km²).



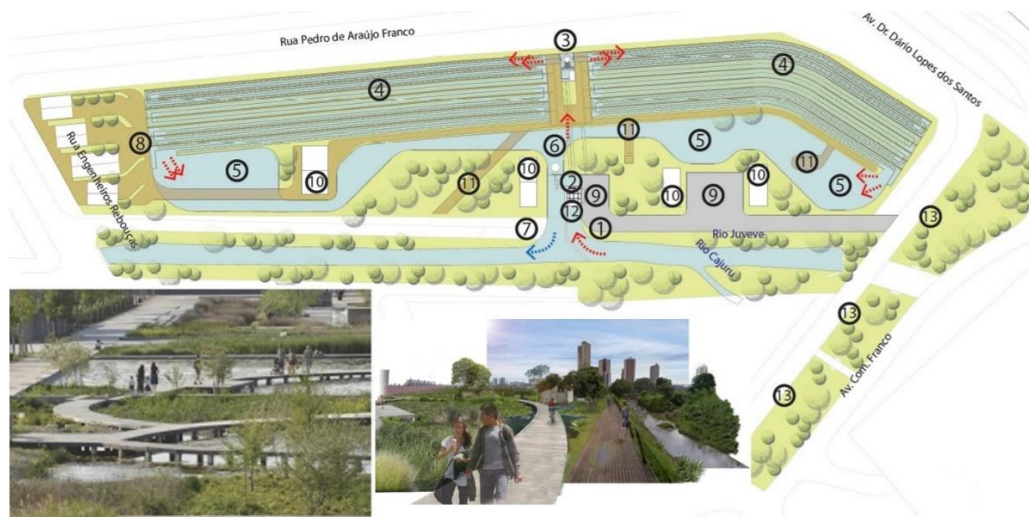
Fonte: Os autores (2017)

No entanto, que para discutir a implantação de projetos de fitorremediação para tratar as águas de rios urbanos devem levar em conta as questões de eventos críticos de cheias, que deverão ser contemplados e, as alternativas para a melhoria da qualidade de águas pluviais, no sistema de drenagem, e fluviais em áreas públicas devem contemplar dispositivos como coletores de resíduos sólidos, caixa de sedimentos que não causem estreitamento da seção transversal do rio.

A proposta de fitorremediação foi baseada utilizando os princípios de Filtros Plantados com Macrófitas (Philippi e Sezerino, 2004), também conhecidos por wetlands construídos, com o objetivo de desenvolver um projeto para a melhoria da qualidade da água dos rios urbanos. O volume de água do rio a ser tratado atravessa diversos tipos estruturas contendo vegetação, compondo um paisagismo que possa servir de contemplação e que seja adequado ao processo de tratamento, assim como elementos estruturais que permitam o escoamento da água, em diferentes configurações, para alcançar o melhor padrão de polimento em área menores. Adicionalmente ao tratamento, esta área de tratamento deve ser pensada para ser um ambiente como um parque ou uma área verde, com potencial de atrair biodiversidade e agregar valores urbanísticos e socioambientais para aquele espaço, anteriormente degradado (Fig. 2).



Figura 2 – Projeto com Sistema de Fitorremediação (Wetlands), nas áreas ribeirinhas do rio Juvevê.



Fonte: Os autores (2017)

Para avaliar o potencial e os riscos deste tipo de projeto foi realizada uma proposta de avaliação integrada dos aspectos ambientais, sociais, técnicos e de custos antes da implementação do projeto propriamente dito. Este tipo de avaliação deverá auxiliar no estabelecimento de procedimento para orientação do planejamento de intervenções em cursos de rios urbanos no tocante a alternativas para projeto no sentido de identificar pontos fortes e pontos fracos nos aspectos técnicos, considerados como fatores internos, assim como as oportunidades e ameaças como fatores externos. Optou-se assim por utilizar a ferramenta de avaliação a matriz SWOT.

A partir de atuais oportunidades de discussão Ad hoc entre diversas instituições, sobre o tema e pelos de interesses comuns, houve a possibilidade de reunir equipe técnica de instituições municipais (técnicos da Prefeitura de Curitiba), estaduais (Comp saneamento Sanepar) e federais (Professores pesquisadores da UTFPR UFPR), no qual foram definidas como objetivo desse estudo relacionar e discutir os impactos técnicos, socioambientais e de administração pública, que estão intrinsecamente relacionadas à escolha de sistemas de fitorremediação como tecnologia empregada para inserir nos sistemas de drenagem urbana associados e melhoria da qualidade da água de rios urbanos.

2 Materiais e Métodos

Para desenvolver o estudo, foram consideradas referências teóricas e práticas verificadas em literatura, somadas à experiência local de tratativas entre instituições que atualmente estão interessadas e somam esforços para a concepção de um projeto que utilize um sistema de fitorremediação a ser implantado em um corpo hídrico inserido em ambiente urbano, neste caso no Rio Juvevê. Para analisar e discutir todas as informações teóricas e práticas levantadas e registradas, foi utilizada a ferramenta de planejamento e gestão “Matriz SWOT” (FINE, 2011), que sistematiza as informações, identificando-as como “pontos fortes”, “pontos fracos”, “oportunidades” e “ameaças”, sob influência interna ou externa às organizações envolvidas.

A partir de relações cruzadas entre as informações identificadas como “pontos fortes”, “pontos fracos”, “oportunidades” e “ameaças”, foi possível estabelecer cinco cenários que identificam (i) **pontos fortes** que devem ser trabalhados para suprimir **pontos fracos**; (ii) **pontos fortes** que podem ser aproveitados para potencializar **oportunidades**; (iii) **pontos fortes** que podem proteger **ameaças**; (iv) **oportunidades** que podem ser perdidas se dependerem de **pontos fracos**; e (v) **ameaças** que podem ser concretizadas se estiverem relacionadas a **pontos fracos**.

A Matriz SWOT e a identificação de cada um dos cenários supracitados, permitiu realizar a análise, do ponto de vista do planejamento e argumentação técnica, para definir possíveis ações e desdobramentos relacionados aos aspectos analisados. Portanto, os aspectos **técnicos, ambientais, sociais** e de **administração pública** foram abordados com o objetivo de auxiliar na tomada de decisão para as definições da fase de implantação de sistemas de fitorremediação como tecnologia para a melhoria da qualidade de rios urbanos.

3 Resultados e Discussões

A matriz SWOT foi elaborada tendo 4 aspectos analisados: técnicos, ambientais, sociais e administração pública. Nos aspectos técnicos foram avaliados a aplicação de estruturas para a retenção de sólidos grosseiros; retenção de areia e gordura (decantador



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

e decantação primária); sistemas de controle de picos de vazão afluente; dimensionamento da área de fitorremediação (Tabela 1). Nos aspectos ambientais foram avaliados ecologia e estrutura física do ambiente (Tabela 2). Nos aspectos sociais foram avaliados: turismo, lazer e educação (Tabela 3). Nos aspectos voltados à administração pública foram avaliados: plano de bacia hidrográfica e infraestrutura (Tabela 4). A Matriz SWOT foi alimentada com as informações obtidas considerando literatura de pesquisa já realizadas, visitas técnicas, análises dos dados das ETEs em escala operacional e expertise técnica do grupo Ad hoc.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





Tabela 1 – Aspectos técnicos relacionados às etapas de concepção, dimensionamento e projeto

Aspectos internos		Aspectos externos	
S (pontos fortes)	W (pontos fracos)	O (oportunidades)	T (ameaças)
Retenção de sólidos grosseiros			
- equipamentos e fornecedores diversos disponíveis no mercado.	- demanda operação e manutenção (manual ou mecanizada); - considerar a cota de inundação a p/ locação.	- desenvolver técnicas e modelos adequados para aplicação em rios urbanos.	- vandalismo; - inundação.
Retenção de areia, sólidos e gordura (desarenador e decantador primário)			
- implantar desarenador e caixa de gordura com métodos tradicionais e de funcionamento simplificado; - pode ajudar a prevenir assoreamento do leito do rio a jusante.	- não é convencional para rios urbanos; - demanda operação e manutenção (manual ou mecanizada).	- adequar projeto para uso em rios urbanos (novas experiências); - possibilita lavagem e reaproveitamento da areia retida.	- vandalismo; - inundação.
- decantador primário elimina sólidos prejudiciais ao sistema; - realizar estabilização do lodo em leitos de fitorremediação (experiências nacionais)	- retirada de lodo não estabilizado; - necessita de processo para digestão; - estabilização do lodo	- desenvolver adequando para uso em rios urbanos; - possibilita realizar estabilização do lodo em wetland específico para lodo; - possibilita projetar um tanque séptico adaptado (visa a digestão do lodo).	- não tem sistema normativo de aprovação para um projeto inovador.
- possibilita especificar e adquirir esses processos unitários modular / compacto	- pesquisar fornecedores e opções com eficiência reconhecida.	- sistema inovadores que incluem todas as etapas de tratabilidade.	- inexistência de parâmetros de avaliação do custo vs. benefício da implantação de drenagem e conservação do rio.
Sistema de controle de picos de vazão afluente (equalizador)			
- tanque equalizador para armazenar a vazão, regulariza o necessário para o sistema e deixa passar o excedente	- área restrita para o armazenamento, não permite volumes ideais de controle de inundação; - demanda controle automatizado (comportas, sensores de nível), equipamentos eletromecânicos	- considerar fatores diversos/hidráulicos que influenciam a inundação vs. área e o processo	- a vazão armazenada depende da área disponível - resulta no tempo de armazenamento; - equipamentos sujeitos a vandalismo
- serve para manter níveis regularizados em períodos de estiagem, garante funcionamento do sistema de fitorremediação	- manutenção em períodos de chuva intensa/necessidade de monitoramento automatizado	- acoplar as técnicas de redução de sólidos grosseiros antes do armazenamento	- transbordamento em período de chuva intensa
Dimensionamento			
- oportunidade de desenvolver utilizando diferentes técnicas de wetlands associados- horizontal, vertical e lagoas rasas (polimento final).	- será realizado por meio de discussão Ad hoc por não haver casos anteriores com a mesma dimensão deste projeto.	- desenvolver expertise para este tipo de projeto com potencial de replicação em outros corpos hídricos urbanos.	- com as mudanças climáticas os eventos de chuvas forte estão com os padrões modificados. - fator chuva é essencial, pois existem riscos relacionados à inundação extrema.



Tabela 2 - Aspectos ambientais relacionados às etapas de concepção, dimensionamento e projeto

Aspectos internos		Aspectos externos	
S (pontos fortes)	W (pontos fracos)	O (oportunidades)	T (ameaças)
Ecológico (recuperação de áreas verdes, manutenção de várzeas, revitalização de corpos hídricos)			
- associar área verde com melhoria da qualidade de rios urbanos	- as espécies que melhor se adaptam ao processo de fitorremediação não possuem atributos paisagísticos	- o índice de áreas verdes per capita reflete a qualidade de vida das cidades	- espécies exóticas/ manutenção e sobrevivência das espécies indicadas/ não atrativas para paisagismo urbano
- possibilidade levantamento de espécies da fauna e flora associadas a este tipo de proposta	- atração de espécies que possam ser vetores de doenças como Aedes aegyti, borrachudos, pernilongos diversos	- atrair uma biota que possa ser predadora do Aedes aegypti, ex: libélulas, lagartixas, anfíbios.	- atrair uma biota que possa se tornar um incômodo, ex: borrachudos e pernilongos
- tornar o rio urbano e suas várzeas um elemento de atração para a sociedade urbana.	- desconhecer as reais necessidades de manutenção pela inovação pretendida, principalmente em eventos de forte chuva/aumento do volume de água no rio	- valorizar áreas anteriormente consideradas degradadas, com um potencial de área verde/lazer e de melhoria da qualidade do rio.	- desconhecer os efeitos de eventos pontuais de fortes chuvas /aumento do volume de água no rio nas estruturas construídas.
Estrutura física do ambiente (recuperação de várzeas e taludes)			
- revitalização de corpos hídricos urbanos	planejamento de modelos inovadores de revitalização de áreas verdes e integração de rios urbanos no paisagismo com diferentes experts/ atendimento ao plano diretor da Bacia do Alto Iguaçu	pouca expertise nesta área, por não haver muitos cases implantados no Brasil/definição e dimensionamento dos equipamentos apropriados	- Ser um modelo inovador
projeto prevê soluções para os taludes das margens /vegetação nativa.. Xxx	manutenção / segurança contra vandalismo	sensibilização e convivência com comunidade do entorno (ao meu ver aqui teria que trazer algo como : recuperação de estruturais de um rio como taludes, várzeas, vegetação apropriada	- eventos climáticos de grande magnitude podem alterar a configuração proposta da área, ex: fortes chuvas e enchentes com correnteza.

Tabela 3 - Aspectos sociais relacionados às etapas de concepção, dimensionamento e projeto

Aspectos internos		Aspectos externos	
S (pontos fortes)	W (pontos fracos)	O (oportunidades)	T (ameaças)
Turismo e lazer			
potencial turístico para a cidade, como ocorreu com os parques de Curitiba/ diferencial de um parque que potencializa e valoriza a várzea e o rio urbano.	a área não se tornar atraente para o turismo	ser um case pioneiro no Brasil como parque que promove a revitalização de um corpo hídrico urbano com proposta inovadora de aplicação de wetlands.	- a área não se tornar atraente para o turismo
potencial de lazer em área anteriormente degradada tanto socialmente quanto ambientalmente	possibilidade de insucesso quando não considerados os aspectos sociais/ áreas com corpos hídricos - lagos e lagoas são áreas de riscos para afogamentos	integração de área verde com corpo hídrico em áreas pouco valorizadas em determinado setor urbano	- vandalismo dos equipamentos/ risco de afogamento
Elemento educador (sensibilização)			
potencial educador da área revitalizada para a observação da vegetação e do rio e da proposta de fitorremediação para melhorar a qualidade da água dos rios urbanos.	atratividade paisagística ser baixa ao ponto de não sensibilizar a comunidade.	transformar áreas degradadas em espaços de conscientização e convivência (o corpo hídrico como um elemento natural integrado à área urbana)	- não conter elementos educadores suficientes/ou atinentes para sensibilizar a comunidade para o potencial educador do projeto.

Tabela 4 - Impactos de administração pública para a etapa de concepção, dimensionamento e projeto

Aspectos internos		Aspectos externos	
S (pontos fortes)	W (pontos fracos)	O (oportunidades)	T (ameaças)
Planos de bacia hidrográfica, infraestrutura e de zoneamento urbano			
- atender áreas reservadas para medidas de controle de cheias (MCs) previstas no Plano Diretor de Drenagem	- poucas áreas disponíveis; - medidas de controle até então apresentadas nos planos municipais não tratam dos aspectos relacionados à qualidade da água	- Integrar nos planos as áreas de controle de cheias como parques urbanos - Visibilidade da gestão pública no incremento de aspectos voltados à sustentabilidade (<i>benchmarking</i> para outros municípios) - Utilizar a bacia hidrográfica como unidade de planejamento urbano	- Especulação imobiliária (conflitos de interesses entre setor público e privado) - Propagação de vetores e Mosquitos - Mau cheiro/odores - transbordamento em período de chuva intensa

A Matriz SWOT se mostrou eficiente para apontar as oportunidade e ameaças, que devem ser discutidas com a gestão municipal para a argumentação da implantação do sistema. O resultado da matriz serve de tutorial para análise prática e que relaciona



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

diversos aspectos, o que permite a orientação para a definição de áreas, projetos e tecnologias voltadas para a valorização dos corpos hídricos que ainda estão acessíveis, com o objetivo de incorporá-los no planejamento urbano.

4 Considerações finais

A matriz SWOT demonstrou ser um instrumento que permite orientar a análise interdisciplinar das instituições envolvidas, de forma a estabelecer uma metodologia para a implementação de projetos inovadores, para os quais ainda não existem normas e procedimentos padronizados, que possa auxiliar na tomada de decisão. A análise do projeto de fitorremediação proposto para o Rio Juvevê, por meio da Matriz SWOT, indicou os desafios a serem superados entre a proposição dos aspectos técnicos, ambientais, sociais e da administração pública.

5 Referências

- EVANGELISTA, J. de A.. **Planejamento de intervenções em cursos de água priorização e avaliação de alternativas**. Tese - Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, 332p, 2016.
- FINE, Laurence G. *The SWOT Analysis*. KICK It. LLC, USA – Amazon Kindle Edition. 2011.
- ICLEI. *Gestão da Biodiversidade Urbana*. <http://sams.iclei.org/o-que-fazemos/promovemos-a-acao-local/programas/gestao-da-biodiversidade-urbana.html>. Acesso em: 20/05/2019.
- PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H.. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis/SC: Edição do Autor. v. 1. 144 p. 2004.
- NOCCETTIA, T.F.; CORDEIRO, J. S.. “**A Visão dos Atores no Sistema de Drenagem Urbana: Uma Análise Crítica da Gestão dos Recursos Humanos**”. *Revista de Ensino de Engenharia*, v. 29, n. 2, p. 14-26, 2010.
- SANEPAR. **Plano Emergencial de Melhorias no Belém 2017/2018**. Relatório Técnico. APD/USHI/USEA/URCTL/URCTS/URCTN/USEG. Curitiba - PR, 2017.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





WETLANDS CONSTRUÍDOS COMO ALTERNATIVA AO TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTO EM SANTA CATARINA

Amanda Kempt Schroeder*

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina (SC), Brasil
Grupo de Estudo em Saneamento Descentralizado
kemptamanda@hotmail.com

Larissa Walzburiech

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina (SC), Brasil
Grupo de Estudo em Saneamento Descentralizado
lari.walzburiech@gmail.com

Pablo Heleno Sezerino

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina (SC), Brasil
Grupo de Estudo em Saneamento Descentralizado
pablo.sezerino@ufsc.br

Resumo

O objetivo deste estudo é reportar o estágio atual do emprego de diferentes configurações de wetlands construídos (WC) no tratamento descentralizado de esgoto no estado de Santa Catarina (SC). Para isso, foi realizada uma pesquisa por unidades de WC em escala real, a fim de criar um inventário dessas unidades implantadas em SC. Para os sistemas inventariados foi informado o tipo de arranjo tecnológico, o ano e local de implantação, o tipo de efluente tratado e a população atendida. Além disso, foram selecionados quatro desses sistemas para uma avaliação mais aprofundada, analisando também as eficiências de tratamento. Como resultado, foram identificados 33 arranjos tecnológicos que possuem o WC como unidade de tratamento secundário ou avançado. Entre esses, o WC de escoamento vertical foi o mais presente, representando 75,75% de todas as unidades. Na avaliação dos quatro sistemas, pôde-se observar que todos atenderam as exigências das legislações e resoluções ambientais para lançamento de efluentes, mesmo tendo operado em diferentes situações (em condições iniciais, em sobrecarga, recebendo grandes variações de cargas orgânicas e inorgânicas, e em diferentes níveis de tratamento). Assim, afirma-se que os WC representam uma potencial alternativa para ampliar o acesso ao esgotamento sanitário em SC.

Palavras-chave: Inventário. Wetlands Construídos. Esgotamento Sanitário.

1 Introdução

Por muito tempo defendeu-se que a centralização dos sistemas de tratamento fosse a solução para atingir a universalização do acesso ao esgotamento sanitário no Brasil. Porém, atualmente os problemas e limitações dessa abordagem, como custos elevados e reduzida remoção de nutrientes, estão surgindo progressivamente (MASSOUD, TARHINI e NASR, 2009). Com isso, a alternativa descentralizada ganha mais atenção como forma de ampliar o acesso ao esgotamento sanitário. Em Santa Catarina, a abordagem descentralizada é ainda mais atrativa, tendo em vista que apenas 24,26% da população é atendida por sistema coletivo (ANA, 2017), e mais da metade das cidades catarinenses possuem população inferior a 10 mil habitantes.

Dentre as diferentes alternativas tecnológicas descentralizadas de tratamento de esgoto, destacam-se os wetlands construídos (WC). Os WC são sistemas de engenharia projetados para utilizar os processos naturais de depuração da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes que ocorrem em ambientes naturais alagados, envolvendo elementos como a vegetação, o solo e populações microbianas associadas. Os WC podem ser utilizados para fornecer algumas ou todas as funções do tratamento secundário e avançado de efluentes biodegradáveis (KADLEC e WALLACE, 2009; VYMAZAL, 2009). Podem, também, ser projetados para atender desde uma única residência até cerca de 2 mil pessoas, sob diversos tipos de cenários, sejam eles residenciais, comerciais, industriais ou municipais (COOPER *et al.*, 1996).

Os WC podem ser projetados numa variedade de regime hidráulico a depender das características do efluente que se deseja tratar. No atual estágio de desenvolvimento tecnológico, três configurações de WC estão em destaque: (i) de escoamento superficial, semelhante às lagoas com macrófitas; (ii) de escoamento subsuperficial com fluxo horizontal (WCFH); e (iii) de escoamento vertical com fluxo descendente (WCFV) (KADLEC e WALLACE, 2009).

As variações do regime hidráulico desencadeiam diferentes condições de tratamento, devido às regiões aeróbias e anaeróbias proporcionadas nas camadas do maciço filtrante e rizosfera. Ademais, as inúmeras possibilidades de arranjos



tecnológicos, proporcionam diferentes qualidades de efluentes tratados e requerimentos de área. Por isso, um levantamento e avaliação das configurações de WC para diversos cenários é relevante para a disseminação dessa alternativa tecnológica. Assim, o presente trabalho busca reportar o atual estágio de utilização dos WC no estado de Santa Catarina (SC) e avaliar como diferentes configurações dessa tecnologia proporcionam diferentes qualidades de tratamento.

2 Materiais e métodos

2.1 Inventário de sistemas do tipo wetlands construídos

A estratégia de busca para construção do inventário das unidades de WC em escala real no estado de Santa Catarina, foi direcionada a encontrar artigos publicados nas bases de dados eletrônicas (SciELO e Scopus) e em um banco de dados do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD). O GESAD é um grupo da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), que tem como objetivo o desenvolvimento e a disseminação de pesquisas direcionadas às melhorias no saneamento, envolvendo principalmente a ecotecnologia de wetlands construídos empregados no tratamento de efluentes.

Os sistemas levantados correspondem a diferentes arranjos tecnológicos e atendem diferentes cenários, sendo eles: doméstico, industrial, comercial ou municipal. Em todos os sistemas, o WC foi empregado com a finalidade de tratamento secundário ou avançado. Para cada sistema inventariado foi informado: as tecnologias de tratamento empregadas, o ano e local de implantação, o tipo de efluente e a população atendida.

É importante ressaltar que a maioria dos arranjos tecnológicos classificados como industriais e inventariados nessa pesquisa destinam-se, sobretudo, ao tratamento de efluentes gerados nos refeitórios e lavatórios das respectivas indústrias, e não necessariamente ao efluente gerado pelos processos industriais de fato. De forma semelhante, os comerciais são destinados ao tratamento de refeitórios e lavatórios dessas unidades comerciais. Para os cenários domésticos foram considerados além de residências multifamiliares com 10 habitantes ou mais, as pousadas e hotéis. Destaca-se que a principal diferença entre esses cenários está nas diferentes cargas orgânicas e

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





inorgânicas, bem como nas taxas hidráulicas, aplicadas em função dos hábitos e costumes diários.

2.2 Avaliação dos wetlands construídos aplicados em diferentes cenários

Da totalidade das unidades levantadas no inventário, foram selecionados quatro sistemas para uma avaliação mais detalhada. A seleção desses sistemas foi feita de forma a abordar todos os tipos de cenários apresentados (doméstico, industrial, comercial e municipal). Para cada um dos sistemas, além das informações fornecidas no inventário, também foram informadas as dimensões, área e volume das tecnologias empregadas, tipo de material filtrante e macrófita utilizados nos WC.

O objetivo dessa etapa é apresentar como os wetlands construídos vem sendo empregados em diferentes configurações para diferentes cenários no tratamento descentralizado, e avaliar a eficiência atingida para cada um dos sistemas apresentados.

Para esses quatro sistemas foi avaliada a eficiência de tratamento para os parâmetros de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$), fósforo ortofosfato ($P-PO_4^{3-}$) e sólidos suspensos (SS), relacionando o grau de qualidade de tratamento com a Resolução N° 430 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2011), e a Lei Estadual de Santa Catarina N° 14.675 (SANTA CATARINA, 2009), que condicionam os parâmetros para lançamento de efluente tratado em Santa Catarina.

3 Resultados e discussão

3.1 Inventário de sistemas do tipo wetlands construídos em Santa Catarina

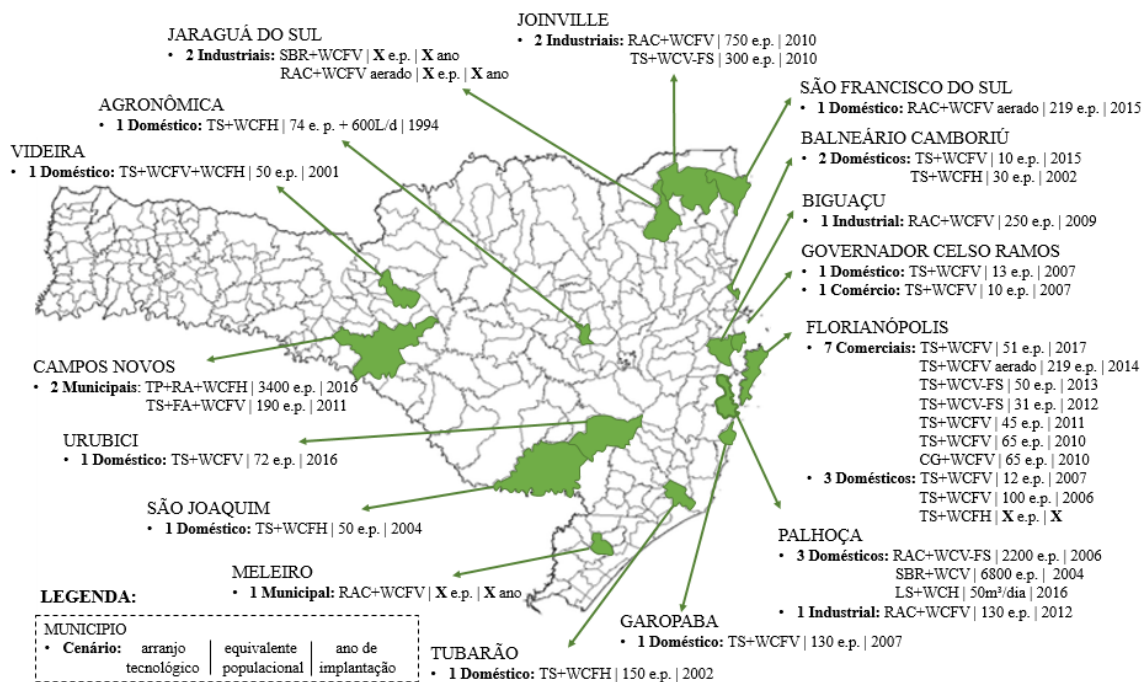
Na construção do inventário foram identificados 33 arranjos tecnológicos para o tratamento descentralizado de esgoto que possuem o WC como unidade de tratamento secundário ou avançado (Figura 32). Desses, 16 sistemas são implantados em unidades domésticas, 8 em unidades comerciais, 6 em industriais e 3 para o tratamento municipal.

Alguns dos sistemas inventariados apresentam particularidades que mostram que os WC podem ser aplicados para uma diversidade de cenários em diferentes condições de tratamento. As particularidades encontradas são referentes aos: (i) WCFV implantados



em uma indústria de Joinville, e em duas unidades comerciais de Florianópolis que são destinados ao tratamento de águas cinzas; (ii) WCFV de uma indústria de Jaraguá do Sul e de um loteamento da Palhoça, destinados ao tratamento do lodo gerado por um Reator em Batelada Sequencial (SBR); (iii) WCFH de uma desentupidora na Palhoça, que destina o lodo coletado a um leito de secagem (LS), e o percolado do LS é encaminhado ao wetland horizontal; e (iv) WCFH de Agronômica que foi dimensionamento para tratar esgoto doméstico e o efluente de uma unidade de processamento de alimentos. Com exceção desses sistemas, todos os demais recebem efluente com características predominantes de esgoto doméstico após um tratamento primário.

Figura 32 - Inventário de sistemas de tratamento empregando wetlands construídos no estado de Santa Catarina



Fonte: TS: Tanque Séptico | SBR: Reator em Batelada Sequencial | RAC: Reator Anaeróbio Compartimentado | CG: Caixa de Gordura | TP: Tratamento Preliminar | RA: Reator Anaeróbio | FA: Filtro Anaeróbio | LS: Leito de Secagem | WCFV: *Wetland* Construído de Fluxo Vertical | WCFH: *Wetland* Construído de Fluxo Horizontal | WCV-FS: *Wetland* Construído Vertical de Fundo Saturado | e.q.: equivalente populacional | X: dado não informado

Entre as tecnologias de tratamento primário mais utilizadas antecedendo o wetland construído está o tanque séptico (TS), presente em 63,63% dos arranjos inventariados.



Segundo Massoud, Tarhini e Nasr (2009), o TS é o método de tratamento primário mais comumente conhecido para tratamento *on site* (no lote). Isso se deve principalmente à simplicidade e aos baixos custos de construção e operação.

Em relação à configuração do wetland construído, o mais comum entre os sistemas inventariados foi o de escoamento vertical (WCFV), que representou 75,75% de todas as unidades de WC implantados. Para as unidades comerciais e industriais, todos os WC levantados são de escoamento vertical. Segundo Sezerino (2006), WCFV são mais empregados para, além de remoção da matéria orgânica carbonácea, obter-se a nitrificação em função da maior incorporação de oxigênio por convecção e difusão atmosférica no material filtrante. Enquanto que nos wetlands de escoamento subsuperficial horizontal (WCFH) o processo de desnitrificação é mais evidente. Nesse contexto, tendo em vista que as legislações que condicionam o lançamento de efluentes em Santa Catarina apenas mencionam limites para nitrogênio amoniacal, entende-se que a nitrificação seja um processo desejado, explicando assim, a preferência pelos WCFV nos arranjos tecnológicos inventariados.

Ainda em relação a remoção de nitrogênio, quando se deseja obter um tratamento mais avançado, é possível combinar WC de fluxo vertical aos de fluxo horizontal, conhecidos como sistemas híbridos. Nessa combinação, as vantagens de ambos são complementadas e, assim, é possível produzir efluentes completamente nitrificados e parcialmente desnitrificados (VYMAZAL, 2005). Essa combinação foi encontrada em um dos sistemas inventariados. Uma das possíveis justificativas para sua baixa representatividade pode estar na elevada área superficial requerida.

Nos últimos anos, uma modificação dos WCFV por meio da saturação de fundo do módulo de tratamento, recebeu destaque por proporcionar regiões aeróbias e anaeróbias em uma única unidade, e dessa forma, possibilitar a nitrificação e desnitrificação simultâneas. Essa configuração foi identificada em quatro sistemas levantados e denominada de wetland construído vertical de fundo saturado (WCV-FS).

Dentre todas as categorias, a doméstica foi a que teve a maior representação dos WCFH, com 37,5% do total para esse cenário. A maior representatividade dos WCH para



as atividades domésticas pode-se justificar na maior simplicidade de operação, já que essa configuração não exige a intermitência de aplicação do esgoto (como é necessário no WCFV), e por isso, não há necessidade de bombas hidráulicas para alimentação.

É importante ressaltar que podem haver ainda uma grande quantidade de sistemas com WC implantados em SC, porém que não foram publicados nas bases de dados pesquisadas. Ademais, nesse documento não foram inventariadas as residências unifamiliares com até nove habitantes, sistemas esses que podem representar uma grande quantidade de unidades instaladas no estado. Assim, o presente inventário demonstra a representatividade dessa tecnologia, que apesar de não normatizada, vem sendo muito utilizada nos municípios de Santa Catarina.

3.2 Avaliação dos wetlands construídos aplicados em diferentes cenários

Do total de sistemas inventariados, os quatro que foram selecionados para análise da configuração e eficiência são apresentados na Figura 33. As eficiências dos sistemas são apresentadas na Tabela 7.

A elevada eficiência do sistema 1 para todos os parâmetros amostrados pode ser justificada, principalmente, pela baixa carga afluyente aplicada em função da característica de operação da fase inicial, na qual o sistema atendia apenas 5% da população prevista em projeto. De modo oposto, no sistema 2 foram observados alguns problemas de colmatação decorrente ao alto carregamento orgânico no WCFV, em função da baixa eficiência do tratamento primário na retenção de sólidos. No entanto, as eficiências gerais dos sistemas ainda mostraram-se adequadas, mesmo com o wetland construído recebendo o triplo da carga recomendada em literatura. Isso demonstra a capacidade dos WC em absorver variações de carga e ainda manter o desempenho de tratamento.

Na análise desses quatro sistemas foi possível avaliar diferentes ocorrências: sistemas operando em condições iniciais, em sobrecarga, recebendo grandes variações de cargas orgânicas e inorgânicas decorrentes dos diferentes tipos de cenários, e em diferentes níveis de tratamento (o sistema 4 opera em nível terciário, e os demais, em nível secundário). Para todos eles, os resultados mostraram a excelente performance de tratamento, independente dessas configurações, condições de operação e cenários.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





Relativo ao aspecto legal, com exceção da concentração de nitrogênio amoniacal para os sistemas 2 e 3, todas as demais amostras apresentaram valores abaixo do limite exigido pela Resolução CONAMA N° 430 (BRASIL, 2011) e pela Lei Estadual 14.675 (SANTA CATARINA, 2009), que condicionam o lançamento de efluente tratado. Inclusive, para a maioria dos parâmetros a concentração de saída dos sistemas apresentou-se bem abaixo do valor máximo permitido por essas legislações. No entanto, vale ressaltar que os limites de nitrogênio amoniacal exigidos pela Resolução CONAMA N° 430 estão suspensos. Dessa forma, pode-se afirmar que todos os quatro sistemas analisados possuem efluente final com qualidade de acordo com as resoluções e legislações para o estado de SC.

Figura 33 - Sistemas de wetlands construídos empregado em diferentes cenários

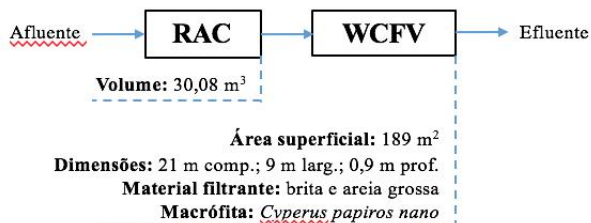
Sistema 1 – Cenário Doméstico - Palhoça

Condomínio residencial – 2.200 habitantes - 2006



Sistema 2 – Cenário Industrial – Biguaçu

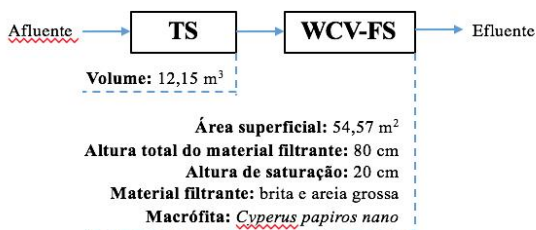
Industria de embalagem plástico – 250 funcionários - 2009



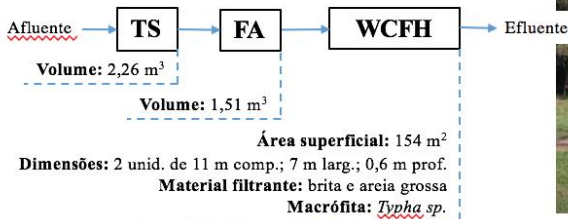


31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

Sistema 3 – Cenário Comercial- Florianópolis Loja de materiais de construção – 50 pessoas - 2013



Sistema 4 – Cenário Municipal – Campos Novos ETE para escola rural e ginásio de esportes – 190 pessoas - 2011



Fonte: Autoria própria (2018) elaborado com base em Trein (2015), Degen (2018) e Rodrigues (2015).

Tabela 7 - Valores médios de concentrações de saída e eficiências de remoção dos sistemas em análise

Parâmetros	Efluente Sistema 1		Efluente Sistema 2		Efluente Sistema 3		Efluente Sistema 4	
	Concentração de saída	Eficiência de remoção	Concentração de saída	Eficiência de remoção	Concentração de saída	Eficiência de remoção	Concentração de saída	Eficiência de remoção
pH	6,4 (n = 28)	-	6,3 (n = 27)	-	6,93 (n=7)	-	6,6 (n=8)	-
DQO (mg/L)	18 (n = 28)	93%	179 (n = 27)	75%	82 (n=7)	87%	58,5 (n=8)	77,40%
DBO5 (mg/L)	5 (n = 9)	97%	48 (n = 9)	88%	26 (n=7)	86%	25,6 (n=8)	72,10%
N-NH4+ (mg/L)	3 (n = 28)	94%	54 (n = 27)	47%	57 (n=7)	69%	2,4 (n=8)	80,70%
P-PO43- (mg/L)	0,8 (n = 28)	95%	10 (n = 27)	63%	8 (n=7)	42%	1,5 (n=8)	80,70%
SS (mg/L)	3 (n = 28)	94%	22 (n = 27)	83%	-	-	-	-

- valores não informados.
n = número de amostras.

Fonte: Autoria própria (2018). Elaborado com base em Trein (2015), Degen (2018) e Rodrigues (2015)

4 Conclusão

O inventário realizado serve como uma ferramenta para auxiliar a tomada de decisão quanto à utilização dos WC no tratamento descentralizado de esgotos. Assim, com esta pesquisa foi possível concluir que:

- O tanque séptico é a unidade de tratamento primário, antecedendo o WC, mais utilizada nos sistemas inventariados, presente em 63,63% dos arranjos tecnológicos;



- Os WC com fluxo vertical são a configuração mais utilizada em SC, presente em 25 das 33 unidades inventariadas;
- O mau funcionamento do tratamento primário pode resultar no mau funcionamento do WC, e fazer com que a qualidade de tratamento seja reduzida. No entanto, os WC apresentam boa capacidade de absorver as variações de carga, mostrando-se resilientes;
- Todos os arranjos tecnológicos com WC analisados atingiram eficiências superiores ao recomendado pelas legislações e resoluções, independente da configuração e cenário. A exceção é para a concentração de nitrogênio amoniacal para dois dos quatro sistemas analisados que ficou acima do valor permitido pela legislação estadual. Entretanto, considerando que no momento esse limite está suspenso, todos os quatro sistemas analisados atendem as exigências da resolução e legislação estadual.
- Os WC apresentam-se como uma tecnologia adequada para diferentes cenários e, por isso, representam uma potencial alternativa para ampliar o acesso aos serviços de esgotamento sanitário em Santa Catarina.

Referências

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas**. Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, 2017.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - **CONAMA. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011**. Diário Oficial da União, Brasília, 16 maio 2011.
- COOPER, P. F.; JOB, G. D.; GREEN, M.B.; SHUTES, R. B. E. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Swindon: WRc plc. 184 p., 1996.
- DEGEN, J. **Avaliação de sistemas locais de wetlands construídos de fluxo vertical aplicados no tratamento de esgotos em empreendimentos comerciais e industriais**. 2018. Trabalho de Conclusão de Curso em Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2018.
- KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. **Treatment Wetlands**, 2nd ed. CRC Press, Boca Raton, FL. 1016p. 2009.
- RODRIGUES, E. B. **Tratamento de esgoto por zona de raízes: experiências vivenciadas numa escola rural no município de Campos Novos/SC**. 2015. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.
- SANTA CATARINA. **Lei nº 14.675, de 13 de abril de 2009**. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. Disponível em: http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/20_12_2013_14.30.40.b479cb7a256a963c9e0bbf87bd860d38.pdf. Acesso em 01/10/2018.



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

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

TREIN, C. M. **Monitoramento de sistemas descentralizados de wetlands construídos de fluxo vertical aplicados no tratamento avançado de esgotos.** 2015. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 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. The use constructed wetlands with horizontal subsurface flow for various types of wastewater. **Ecological Engineering**, v. 35, p.1-17, 2009.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 1, p. 652-659, 2009.

MONTEIRO, V. R. C. **Wetlands Construídos empregados no tratamento descentralizado de águas cinzas residencial e de escritório.** Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





AVALIAÇÃO COMPARATIVA ENTRE WETLANDS CONSTRUÍDOS, FILTROS DE AREIA E ANAERÓBIO COMO ALTERNATIVAS AO TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTO SANITÁRIO

Amanda Kempt Schroeder*

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina (SC), Brasil
Grupo de Estudo em Saneamento Descentralizado
kemptamanda@hotmail.com

Luciane Dusi Pereira

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina (SC), Brasil
Grupo de Estudo em Saneamento Descentralizado
dusiluciane@gmail.com

Amanda da Cruz

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina (SC), Brasil
Grupo de Estudo em Saneamento Descentralizado
amandadacruz2009@hotmail.com

Pablo Heleno Sezerino

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina (SC), Brasil
Grupo de Estudo em Saneamento Descentralizado
pablo.sezerino@ufsc.br

Resumo

O objetivo deste estudo foi avaliar comparativamente os wetlands construídos (WC), filtros de areia (FA) e anaeróbio (FAN), sob o viés da eficiência de tratamento, área e custo de implantação. Essa avaliação considerou diferentes cenários populacionais entre 5 e 1000 habitantes, a fim de avaliar a variação dos parâmetros em análise com base no crescimento populacional. Os resultados do dimensionamento e levantamento de custos mostraram que o FAN apresentou o menor custo e área para implantação, seguido pelo wetland construído horizontal (WCH), vertical (WCV) e FA. Com relação a eficiência, o resultado foi o inverso, os WC apresentaram as maiores remoções de matéria orgânica e sólidos, sendo que o WCV se destacou em relação a remoção de nitrogênio amoniacal.

Palavras-chave: Custo de implantação. Eficiência de tratamento. Área para implantação. Cenários populacionais.



1 Introdução

Uma das metas previstas nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e no Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB) é alcançar até o ano de 2033 o acesso universal ao esgotamento sanitário no território brasileiro (UNITED NATIONS, 2005; BRASIL, 2013). Tendo em vista a atual situação do Brasil, onde 43% da população urbana é atendida por sistema coletivo de esgotamento sanitário (ANA, 2017), destaca-se a necessidade de ampliação das alternativas de tratamento descentralizadas dos esgotos gerados na zona urbana, peri-urbana e rural das cidades.

No entanto, frente as tantas alternativas tecnológicas aplicáveis, o processo de escolha não está relacionado à um único critério de julgamento. Segundo Hophmayer-Tokich (2006), os altos custos e os exigentes requerimentos de qualidade de tratamento são as principais restrições encontradas na definição da tecnologia ou arranjo tecnológico.

Nesse contexto, o presente estudo tem como objetivo realizar uma análise comparativa a partir dos custos de implantação, área necessária e eficiência de tratamento entre alternativas tecnológicas frequentemente utilizadas para o tratamento descentralizado de esgotos sanitários de pequenas comunidades, quais sejam: wetlands construídos, filtro de areia e filtro anaeróbio.

2 Metodologia

2.1 Tecnologias avaliadas

Para o presente estudo foram analisadas 4 tecnologias que promovem nível secundário e/ou superior de tratamento de esgoto sanitário. Duas dessas são tecnologias normatizadas na NBR 13.969 (ABNT, 1997), quais sejam: filtro anaeróbio (FAN) e filtro de areia (FA). As outras correspondem a duas modalidades diferentes de wetlands construídos (WC), sendo um de fluxo vertical (WCV) e outro de fluxo horizontal (WCH).

2.2 Análise comparativa entre tecnologias

A comparação entre as tecnologias em estudo foi realizada com base na análise do requerimento por área, custo para a implantação e eficiência de tratamento, tendo em vista a importância dessas variantes na escolha do arranjo tecnológico. A análise da

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





eficiência de remoção de poluentes deu-se tomando por base as faixas apresentadas pela NBR 13.969 (ABNT, 1997) para o FAN e FA, bem como na edição especial do Boletim Wetlands Brasil (VON SPERLING e SEZERINO, 2018) para as duas unidades de WC.

A área exigida e o levantamento dos custos de implantação foram definidos a partir do dimensionamento das unidades de tratamento. O dimensionamento do FAN e FA seguiu as recomendações da NBR 13.969/97 (ABNT, 1997). Os módulos de WC foram projetados a partir da aplicação de critérios de projeto publicados na edição especial do Boletim Wetlands Brasil (VON SPERLING e SEZERINO, 2018). A Tabela 8 apresenta os parâmetros de projeto utilizados para o dimensionamento.

Tabela 8 - Parâmetros de projeto para o dimensionamento das tecnologias de tratamento

PARÂMETROS DE DIMENSIONAMENTO	WCH	WCV	FA	FAN
Contribuição de esgoto	130 L.hab ⁻¹ .d ⁻¹	130 L.hab ⁻¹ .d ⁻¹	130 L.hab ⁻¹ .d ⁻¹	130 L.hab ⁻¹ .d ⁻¹
Carga orgânica afluente	45 gDBO.d ⁻¹	45 gDBO.d ⁻¹	45 gDBO.d ⁻¹	45 gDBO.d ⁻¹
Eficiência do TS	30%	30%	30%	30%
Taxa de aplicação orgânica superficial	12 gDBO.m ⁻² .d ⁻¹	15 gDBO.m ⁻² .d ⁻¹	-	-
Taxa de aplicação hidráulica	-	-	80 L.m ⁻² .d ⁻¹	-
Altura total	1,00 m	0,95 m	1,35 m	1,50 m
Altura do material filtrante	0,90 m* ¹	0,65 m* ²	0,70 m	1,20 m
Altura da camada de drenagem	-	0,10 m	0,15 m	-
Borda livre	0,10 m	0,20 m	0,50 m	0,30 m

*¹ O maciço filtrante do WCH possui 0,80 m de saturação;

*² O maciço filtrante do WCV é formado por uma camada suporte (superior) com 5 cm de brita.

A área e o custo de implantação variam com o equivalente populacional atendido. Para efetuar esta avaliação, aplicou-se uma variação populacional entre cenários com 5, 50, 100, 500 e 1000 habitantes.

No dimensionamento do WCV, o qual é necessário prever a alimentação de forma intermitente, considerou-se uma estratégia operacional de ½ de unidades em operação e ½ em descanso para os cenários populacionais dos sistemas de menor porte (5, 50 e 100 habitantes), enquanto que para as populações de 500 e 1000 habitantes optou-se pela estratégia de ¾ em operação e ¼ em descanso, conforme recomendações da edição especial do Boletim Wetlands Brasil (VON SPERLING e SEZERINO, 2018).



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

Para o FA, que também deve operar com intermitência de alimentação, conforme NBR 13.969/97 (ABNT, 1997), adotou-se duas unidades de FA em cada cenário, cada uma com capacidade plena de filtração.

É importante ressaltar que, apesar da edição especial do Boletim Wetlands Brasil (VON SPERLING e SEZERINO, 2018) recomendar a utilização de unidades em paralelo (para operação e descaso) nos WCH, este cita a possibilidade de adoção de apenas uma unidade operando. Ademais, observa-se que esta configuração com apenas um módulo é uma prática comum em sistemas implantados em escala real. Por isso, considerou-se nesse estudo, o dimensionamento de apenas uma unidade de WCH em operação.

Todas as tecnologias analisadas neste estudo exigem uma unidade de tratamento primário a montante, a qual pode ser realizado por um tanque séptico (TS). Sendo assim, para a estimativa de eficiências de remoção de poluentes foi considerado o conjunto TS seguido da tecnologia em estudo. Já na análise da área e dos custos de implantação consideraram-se apenas os valores relacionados a cada tecnologia isoladamente.

2.3 Composição dos custos

Para o levantamento de custos de implantação foram considerados os materiais, equipamentos, maquinários e serviços (Tabela 9). A composição desses custos foi realizada com base no Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI) referente ao mês de janeiro de 2019 para Santa Catarina (SC). Quando os itens não constavam no SINAPI, foram realizados orçamentos em lojas que possuíam o material em questão.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





Tabela 9 - Itens que compõem os custos de implantação

ITENS PARA LEVANTAMENTO DE CUSTO	WCH	WCV	FA	FAN
Tubulações	✓	✓	✓	✓
Acessórios para conexão	✓	✓	✓	✓
Material filtrante* ¹	✓	✓	✓	✓
Plantas (4 unidades por m ²)	✓	✓		
Materiais				
Lona* ²	✓	✓		
Manta geotêxtil* ²	✓	✓		
Tijolos			✓	✓
Argamassa com impermeabilizante			✓	✓
Concreto			✓	✓
Equipamentos				
Bombas submersíveis		✓	✓	
Serviços				
Mão de obra (pedreiro e servente)	✓	✓	✓	✓
Instalação de moto-bombas		✓	✓	
Maquinário				
Retroescavadeira	✓	✓	✓	✓
Betoneira			✓	✓

*¹ Utilizou-se a areia grossa como material filtrante para os WC e FA, e brita para o FAN; *² A lona e manta geotêxtil foram utilizadas para a impermeabilização dos WC.

A determinação das características das bombas foi baseada no fluxo hidráulico bombeado de 4 L.m⁻².min⁻¹ da estação experimental de WC do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), garantindo o balanço positivo de oxigênio ao sistema. A partir desse fluxo calculou-se a vazão de bombeamento, quesito utilizado para levantar o custo da bomba pelo SINAPI.

3 Resultados e discussão

3.1 Área para implantação

A Tabela 10 apresenta as áreas superficiais e a relativização da área por habitantes para os diferentes cenários populacionais. Para os sistemas que operam com intermitência de fluxo, a área corresponde à soma da parcela em operação e da parcela em descanso.



Tabela 10 - Áreas superficiais e relativização da área por habitante para diferentes cenários populacionais

Cenário/Tecnologia	Área superficial (m ²)				Área/habitante (m ² /hab)			
	WCH*	WCV	FAN	FA	WCH*	WCV	FAN	FA
5 habitantes	13,20	21,00	0,87	16,40	2,64	4,20	0,17	3,28
50 habitantes	131,30	210,00	5,81	162,60	2,63	4,20	0,12	3,25
100 habitantes	262,50	420,00	8,67	325,00	2,63	4,20	0,09	3,25
500 habitantes	1312,50	1400,00	43,33	1625,00	2,63	2,80	0,09	3,25
1000 habitantes	2625,00	2800,00	86,67	3250,00	2,63	2,80	0,09	3,25

* Destaca-se que foi adotado apenas 1 unidade WCH em operação, ou seja, não foi considerado unidade em descanso.

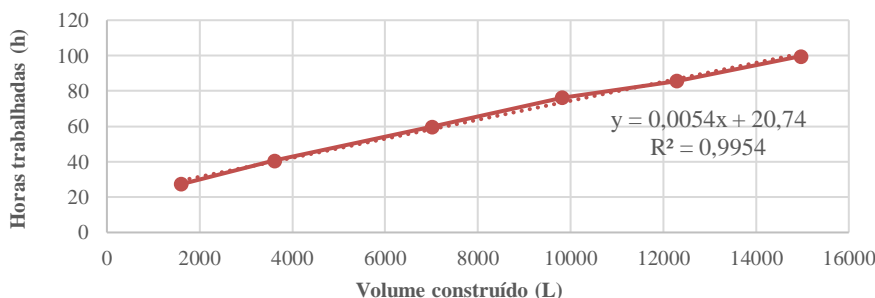
As maiores exigências por área foram para os WCV e FA, os quais exigem intermitência de alimentação, necessitando prever parte da área de tratamento em descanso. No entanto, se for analisada apenas a área em operação, a relação área/habitante cai para 2,10 nos WCV e 1,63 nos FA, para todos os cenários. Assim, nesse novo contexto, o WCH possuiria a maior exigência por área, seguido do WCV, FA e FAN.

Analisando a relativização da área por habitante, observa-se que de modo diferente dos WCH e FAN, os quais possuem valores constantes para todos os cenários, os WCV e FA apresentam relações diferentes. Nos WCV isso ocorre em função da diferença de estratégia de operação adotada para os diferentes cenários populacionais. A estratégia de 1/2 de unidades em operação e 1/2 em descanso, para os sistemas de menor porte, exige maior área do que a estratégia de 3/4 em operação e 1/4 em descanso, adotada para os sistemas de grande porte. Nos filtros anaeróbios a relação não constante da área por habitantes é justificada em função da variação do tempo de detenção hidráulica recomendado por norma, que decresce conforme o aumento da vazão de esgoto tratado.

3.2 Custos de implantação

A quantificação da mão de obra foi determinada com base em um levantamento de custos realizado pelo SINAPI, para o mês de janeiro de 2019 para SC. Esse documento apresenta as horas trabalhadas de um pedreiro e um servente para a construção de um FAN para seis cenários populacionais. A partir desses valores, realizou-se uma regressão linear para se obter uma equação que represente a relação entre as horas trabalhadas por esses profissionais e o volume total construído. A Figura 34 apresenta a regressão linear, bem como a equação obtida e o coeficiente de determinação (R^2) resultante.

Figura 34 - Regressão linear e obtenção da equação de horas trabalhadas em função do volume construído



É importante ressaltar que o FAN é uma tecnologia de tratamento com reduzido requisito de área. Contrariamente, os WC e FA são tecnologias extensivas, por exigirem grande área para sua construção. Ademais, para a construção dos WC foi considerada a escavação e impermeabilização, sem estrutura de alvenaria. Assim, a relação horas/volume construído para o FA é menor do que para o FAN, em função da maior área (princípio de economia de escala), e para os WC esse valor é ainda menor, em função da maior área e, também, da não necessidade de construção de alvenaria. Por isso, as horas trabalhadas para a construção do FAN foram determinadas com base na equação apresentada na Figura 34, e para o FA e WC considerou-se $\frac{1}{2}$ e $\frac{1}{4}$ das horas calculadas pela mesma equação, respectivamente.

Para a obtenção dos custos com a betoneira considerou-se que esse equipamento opera durante metade do tempo de trabalho do pedreiro. O custo da retroescavadeira foi obtido em função do volume escavado. O custo total de implantação é apresentado na Tabela 11, sendo que na Figura 35 apresenta-se a relação do custo com os habitantes.

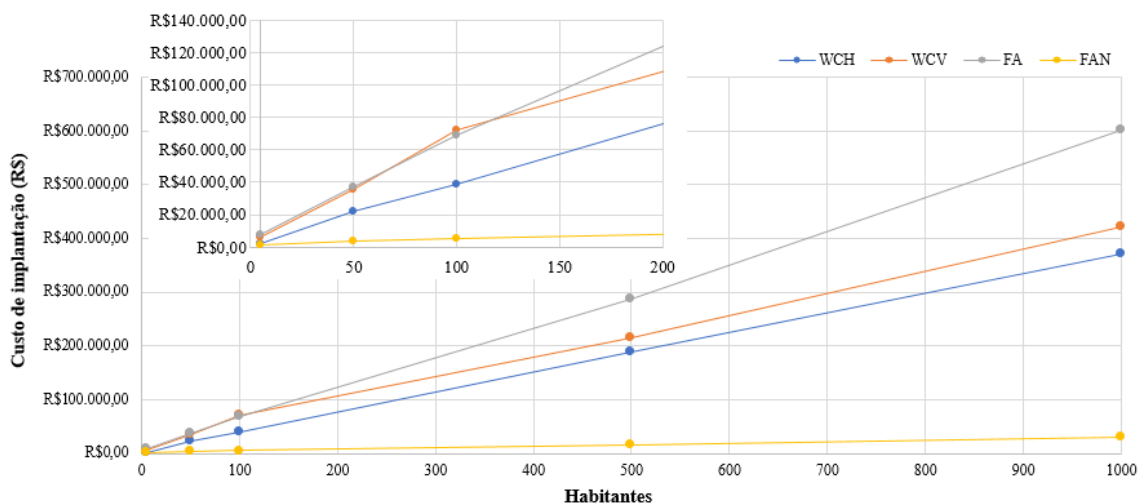
Tabela 11 - Custo de implantação para as tecnologias de tratamento em diferentes cenários populacionais

CENÁRIO/TECNOLOGIA	CUSTO DE IMPLANTAÇÃO			
	WCH*	WCV	FAN	FA
5 habitantes	R\$2.498,78	R\$6.227,97	R\$1.164,21	R\$7.488,89
50 habitantes	R\$21.896,12	R\$35.813,28	R\$3.655,66	R\$36.990,03
100 habitantes	R\$38.707,07	R\$72.041,47	R\$5.035,17	R\$68.992,60
500 habitantes	R\$187.745,89	R\$216.230,04	R\$15.381,41	R\$288.145,84
1000 habitantes	R\$370.428,68	R\$421.981,27	R\$29.759,71	601.144,32

* Destaca-se que foi adotado apenas 1 unidade WCH em operação, ou seja, não foi considerado unidade em descanso.



Figura 35 - Custo de implantação pelo total de habitantes atendidos



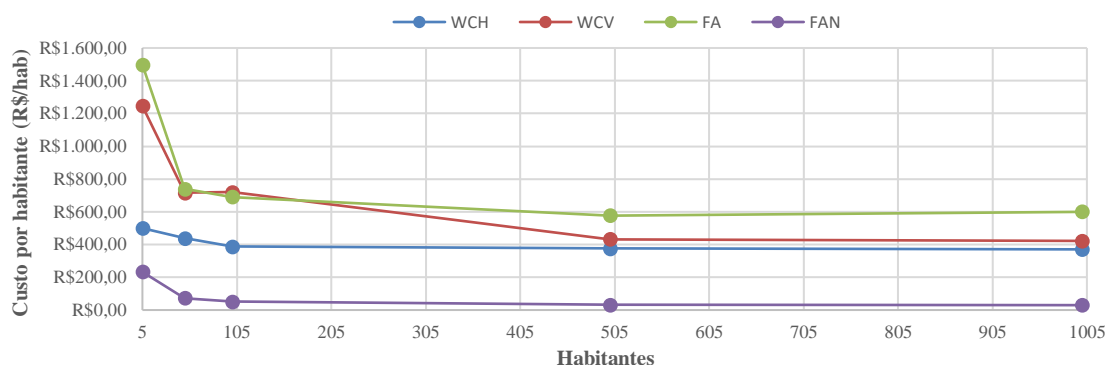
Os custos de construção apresentaram-se diretamente proporcionais as áreas, sendo assim, o WCV e FA obtiveram os custos mais elevados. A única exceção a esse comportamento é observada nos dois primeiros cenários do WCV, que apesar de possuírem área maior que o FA, obtiveram menores custos. Essa exceção é justificada em função do tipo de construção adotado para os WCV (escavado no solo sem alvenaria), que resultam em custos menores com materiais e serviços.

3.2.1 Custos por habitante

Outra análise realizada é a relação do custo por habitante (Figura 36). Como já esperado, pelo princípio da economia de escala, o custo por habitante de uma tecnologia tende a reduzir com o aumento do equivalente populacional de projeto. Além disso, observou-se nesse estudo que para todas as tecnologias, a queda mais expressiva dessa redução de custos ocorre entre os cenários iniciais.



Figura 36 - Relação do custo de implantação com o número de habitantes



O FAN foi a tecnologia que apresentou a maior queda entre os cenários de 5 e 50 habitantes, de 68,6%, seguido pelo FA, WCV e WCH, com 50,6%, 42,5% e 12,4%, respectivamente. Entre os dois últimos cenários populacionais, as tecnologias que registraram queda de custos por habitante foram: WCH (1,3%), WCV (2,4%) e FAN (3,3%). O FA apresentou um aumento de 4,3% dos custos por habitante para esse último cenário. Esse aumento também foi observado para o WCV no intervalo entre 50 e 100 habitantes. A principal justificativa para esse comportamento inverso ao princípio da economia de escala está nos custos com o conjunto moto-bomba. Por isso, os sistemas que não necessitam de bombeamento (WCH e FAN) apresentam um comportamento de queda constante.

3.2.2 Discriminação de custos

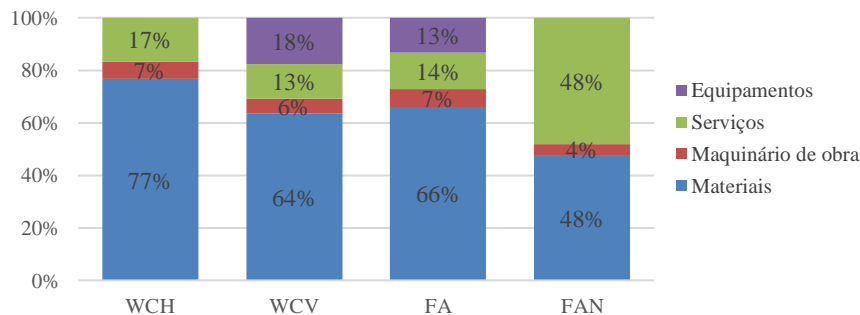
A Figura 37 destaca o peso de cada uma das quatro parcelas que compõem o custo de implantação. Vale ressaltar que esses valores correspondem à média para todos os cinco cenários populacionais.

Somando os materiais e equipamentos adquiridos, percebe-se que as tecnologias extensivas em área (WC e FA) apresentam pesos semelhantes, sendo esses os custos mais expressivos, seguido pelos custos com serviços e maquinário de obra, nessa ordem. Para o FAN, tecnologia compacta, os custos com materiais e serviços demonstraram a mesma representatividade, de 48% dos custos totais para cada um, ficando os maquinários de obra com apenas 4% da parcela do custo total.



A análise dos custos discriminados mostrou ainda que as bombas hidráulicas, utilizadas no WCV e FA, foram responsáveis por uma parcela considerável dos custos totais. Essa parcela tende a reduzir à medida que a população aumenta, no entanto para os sistemas de menor porte as bombas representam um custo elevado de implantação. A exemplo disso, nos WCV e FA apenas a aquisição da bomba representa 37% e 31%, respectivamente, dos custos totais em um cenário de 5 habitantes. Essa parcela reduz para 11% e 6%, nessa ordem, quando analisada para o cenário de 1000 habitantes.

Figura 37 - Discriminação dos custos de implantação em materiais, equipamentos, serviços e maquinário



3.3 Eficiência de tratamento

A Tabela 12 apresenta as eficiências esperadas para o tratamento pelas tecnologias avaliadas nesse estudo. Analisando essas eficiências, observa-se que os WC possuem as melhores remoções para matéria orgânica e sólidos, seguidos pelo FA e FAN.

Tabela 12 - Eficiências globais conforme tipo de tratamento considerando conjunto com o tanque séptico

PARÂMETRO/TECNOLOGIA	EFICIÊNCIAS DE TRATAMENTO			
	WCH	WCV	FAN	FA
DBO	> 85%	> 85%	40 a 75%	50 a 85%
DQO	> 80%	> 80%	40 a 70%	40 a 75%
SST	> 85%	> 85%	60 a 90%	70 a 95%
Nitrogênio Amoniacal (NH₄⁺)	< 40%	> 85%	-	50 a 80%
Nitrogênio total (NT)	< 50%	< 40%	-	-
Fósforo (P)	< 20%	< 20%	20 a 50%	30 a 70%

Fonte: VON SPERLING, SEZERINO (2018) e ABNT (1997).

Para nutrientes, complementando as informações da Tabela 12, segundo Florencio, Bastos e Aisse (2006) o conjunto TS+FAN apresenta eficiência para NH₄⁺, NT e P menores que 45%, 60% e 35%, nessa ordem. Von Sperling (1996) apresenta como



eficiência para esse mesmo conjunto 10 a 25% de remoção de NT e 10 a 20% de remoção de P. Em relação aos WCV, dados da estação experimental do GESAD mostram uma eficiência global de 43%, 69% e 71% para NT, amônia e P, nessa ordem. Assim, analisando conjuntamente os dados, conclui-se que, de modo geral, os WC e FA apresentam boas remoções de nutrientes, ficando os FAN com as menores remoções.

4 Conclusões

A partir da avaliação comparativa entre os WCH, WCV, FA e FAN para 5 cenários populacionais distintos, infere-se que o FAN apresentou o menor custo de implantação e área exigida para o tratamento, seguido pelo WCH, WCV e FA. Contudo, em relação à eficiência de tratamento, quesito este muitas vezes o mais determinante na tomada de decisão, os WC receberam destaque com as melhores remoções de matéria orgânica e sólidos, seguido do FA e, por último, FAN.

Referências

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Atlas Esgotos: Despoluição de Bacias Hidrográficas**. Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, 2017.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 13969**. Tanques Sépticos – Unidade de Tratamento Complementar e Disposição Final de Efluentes Líquidos – Projeto e Construção. Rio de Janeiro: ABNT, 1997, 60p.
- BRASIL. Ministério das Cidades. **Plano Nacional de Saneamento Básico - PLANSAB**. Brasília: Governo Federal, 2013. 173 p.
- VON SPERLING, M.; SEZERINO, P., H. **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil**. Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial, 2018. 65 p. Disponível em: <<http://gesad.ufsc.br/boletins/>>. Acesso em: 30 jan. 2018.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil**. Disponível em: <https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/precos/sinapi/>. Acesso em: 28 jan. 2019.
- UNITED NATIONS. **Transformando Nosso Mundo: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável**. Nova Iorque: Unic Rio, 2015. 49 p. Disponível em: <<https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>>. Acesso em: 24 abr. 2019.
- FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X.; AISSE M. M. (Coord.). **Tratamento e utilização de esgotos sanitários: Reúso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para este fim**. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 427 p. Projeto PROSAB
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Belo Horizonte. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.
- HOPHMAYER-TOKICH, S. Wastewater Management Strategy: centralized versus decentralized technologies for small communities. **CSTM-Reeks**, 271 (271), 27. 2006.



REATOR ANAERÓBIO + WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES URBANOS: SISTEMAS COM DIVERSIDADE DE MACRÓFITAS EM FLUXOS SUBSUPERFICIAL E VERTICAL COM REGIME INTERMITENTE

Bruna Amanda Schuster

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
Departamento Engenharia
brunaschu@mx2.unisc.br

Gustavo Stolzenberg Colares

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
PPGTA - UNISC
gutuscs@hotmail.com

Ana Cristina Rabuske

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
Departamento Engenharia
anarabuske@unisc.br

Fagner Pereira da Silva

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
PPGTA - UNISC
fagnersc88@yahoo.com.br

Carlos Alexandre Lutterbeck

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
PPGTA - UNISC
lutterbe@leuphana.de

Ênio Leandro Machado*

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
PPGTA - UNISC
enio@unisc.br

Resumo

Foram investigados sistemas integrados de Reator Anaeróbico de Fluxo Ascendente (RA) semelhante ao reator UASB integrado com *wetlands* construídos (WCs) com configurações de fluxos vertical (WCFV) e horizontal subsuperficial (WCFHSS). As macrófitas Papiro (*Cyperus Papyrus*), Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*) e Carnívã

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





(*Hymenachne grumosa*) foram dispostas de forma aleatória visando o tratamento de efluentes de campus universitário após pré-tratamento com gradeamento e desarenamento. Com RA tendo velocidade ascensional de até 1 m h^{-1} , volume útil de 1600 L, bem como, os WCs tendo tanques de volume útil de 200 L (preenchidos com seixos e britas de números 2 e 3) foram aplicados durante 20 min, 200 L de efluente pré-tratado anaerobiamente. Os procedimentos de carga foram semanais, sendo configurado processo de fluxo intermitente. Já na fase adulta das macrófitas foram observadas reduções de aproximadamente 100% de Carbono Orgânico Total (COT) para ambas as configurações, 78 e 61% para $P_{\text{solúvel}}$ e Nitrogênio Total (NT) para o WCFV, respectivamente, bem como, 87 e 78% para o $P_{\text{solúvel}}$ e Nitrogênio Total (NT), no caso do WCFHSS. Os valores de Pegada de Carbono foram semelhantes em termos da emissão de C-CO₂ para o WCFV ($1569,90 \text{ mg m}^{-3} \text{ mês}^{-1}$) e WCFHSS ($1537,60 \text{ mg m}^{-3} \text{ mês}^{-1}$). Para o C-CH₄, WCFV com $398,17 \text{ mg m}^{-3} \text{ mês}^{-1}$ e $16800 \text{ mg m}^{-3} \text{ mês}^{-1}$ para o WCFHSS. No caso do N₂O os valores foram muito maiores para o WCFHSS ($24,99 \text{ mg m}^{-3} \text{ mês}^{-1}$) do que para o WCFV ($1,99 \text{ mg m}^{-3} \text{ mês}^{-1}$). Logo, combinar sistemas de WCFV e WCFHSS deve ser pensado como estratégia de redução de eutrofização, porém com redução do efeito estufa dos gases CH₄ e N₂O.

Palavras-chave: *Hymenachne grumosa*. *Cyperus Papyrus*. *Chrysopogon zizanioides*.

1 Introdução

O uso sustentável das águas é uma das várias ações de tecnologias limpas para o constante desenvolvimento da gestão e gerenciamento ambiental. E para estas ações os parâmetros relacionados com a pegada ecológica (CHEN, 2015) irão incluir cada vez mais indicadores como pegada de CO₂eq, pegada hídrica e de energia (PENRU, *et al.*, 2016). Especificamente para a pegada de CO₂eq, Mander, *et al.* (2014) publicaram trabalho com referência de banco de dados com 158 artigos associando o desempenho de *wetlands* construídos de fluxo livre flutuante (WCFLF), bem como de fluxos subsuperficial e vertical direcionados para correlação com análises de carbono orgânico total e nitrogênio total, possibilitando associar valores de correlação significativa entre COT e CH₄ - C e entre os valores de emissão de NT com N₂O-N. Foram feitos estudos para zonas climáticas temperada, boreal, quente, mediterrânea e tropical. Isto trouxe

maior potencial de aplicação para as expressões de cálculos das emissões de gases de efeito estufa em outros sistemas de *wetlands* construídos com configurações semelhantes.

Com base nos aspectos anteriormente citados, em sistema que visa a remediação do efluente gerado pelo campus da UNISC de Santa Cruz do Sul, montou-se unidade integrada baseado na decomposição anaeróbia da matéria orgânica, juntamente com *wetlands* construídos, permitindo verificar a potencialidade deste sistema de atender a resolução CONSEMA 355/2017 e a norma ABNT NBR 13969/1997 que visa o reuso das águas residuárias, assim como, aplicar os estudos de Mander, *et al.* (2014) para determinação dos gases de efeito estufa em $\text{mg}\cdot\text{m}^{-1}/\text{semana}$ no sistema integrado Reator Anaeróbio + *Wetlands* Construídos, com configurações de fluxos vertical (WCFV) e horizontal subsuperficial (WCFHSS) propostas nesta pesquisa.

2 Metodologia

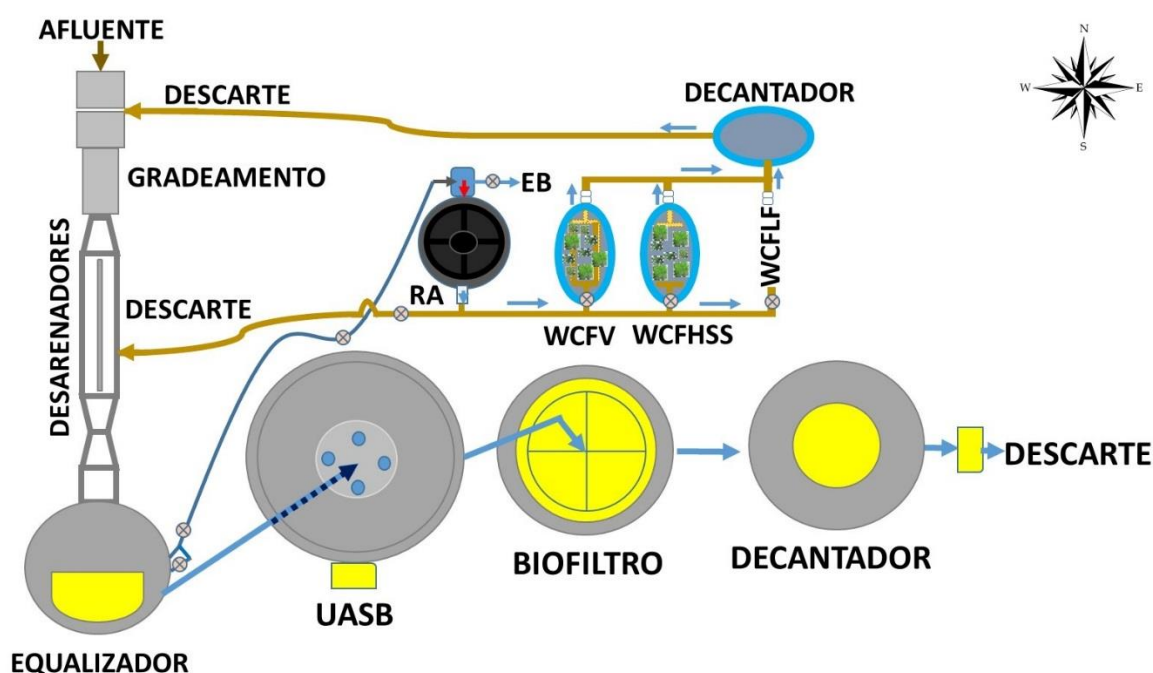
Os procedimentos experimentais foram divididos nas etapas de Reorganização e Partida do Sistema, Controle de Operação, Controle Analítico e Avaliação da Pegada de Carbono. As unidades de *wetlands* construídos (WCs) estão integradas com o sistema de bombeamento do tanque equalizador da Estação de Tratamento de Efluentes do campus da UNISC, considerando também o reator anaeróbio de fluxo ascendente e o tanque decantador. O sistema pode ser observado no desenho da vista superior, na Figura 1.

A velocidade ascensional do RA foi controlada para 1 m/h, com variações de vazão até 1600 L/h de afluente. A alimentação dos WCs foi feita em intervalos entre 7 e 20 min, especialmente devido as variações de vazão de bombeamento a partir do tanque equalizador.

Para os WCs foram selecionadas as macrófitas *Hymenachne grumosa* (Carnivão), *Cyperus papyrus* (Papiro) e o *Chrysopogon zizanioides* (Vetiver). O Carnivão foi obtido em área de várzea, na cidade de Vera Cruz, já o Vetiver e o Papiro foram adquiridos em floriculturas do Vale do Rio Pardo. A distribuição das macrófitas foi aleatória nos tanques dos WCs, sendo que a prioridade foi manter o Papiro nas entradas e saídas, objetivando proporcionar desobstrução dos suportes. O número de cada planta em cada leito foi de

três mudas de vetiver, três de Carnivão e quatro de papiros com espaçamento aproximadamente de 20 cm entre o vetiver, 20 entre o carnivão e 60 entre o papiro.

Figura 1- Unidade de estudos do sistema RA + WCs. Sistema instalado na ETE da UNISC. RA: Reator Anaeróbio de 1600 L de volume útil, fluxo ascendente; WCFV: Wetland Construído de Fluxo Vertical de 200 L de volume útil; WCFHSS: Wetland Construído de Fluxo Horizontal Subsuperficial de 200 L de volume útil.



2.1 Controle Analíticos dos Sistemas RA + WCs

Foram avaliados os parâmetros DQO, DBO₅, Coliformes termotolerantes, NT, COT, CI, CT, N-NH₃, P-PO₄³⁻, Condutividade, STD, pH, Absorbância (Cor real e aparente) em 420 nm, Turbidez, OD e DDP. Todos os procedimentos de amostragem e análise das águas residuárias foram feitos com referências ao *Standard Methods* (AWWA/APHA, 2012). Os controles de vazão e carga volumétrica, com podas trimestrais também foram conduzidos. Sendo os dados de operação do sistema durante 1 ano.

2.2 Pegada de Carbono dos Sistemas RA + WCs

O cálculo da pegada de carbono foi aplicado para o desempenho dos sistemas RA + WCFV e RA + WCFHSS, visando avaliar o efeito de desempenho para emissões de CO₂, CH₄ e N₂O, considerando os dados de expressões desenvolvidos por Mander *et al*, 2014. Foi considerada a unidade funcional como o volume de efluente tratado e o fluxo de referência de 200 L.

3 Resultados e Discussões

3.1 Caracterização Analítica dos Efluentes Brutos Estudados

A caracterização analítica dos efluentes brutos bombeados do tanque equalizador da ETE UNISC (Figura 1) apresenta os dados mostrados na Tabela 1.

Os principais aspectos operacionais de carga poluente para controle dos WCs são encontrados na literatura referendados para DQO, nitrogênio total e fósforo total (DE SOUSA *et al.*, 2004; DOTRO, *et al.*, 2017). Os valores de referência citados para COT e NT são descritos por Mander *et al.* (2014). Assim sendo, foram comparados com dados de literatura, especialmente os valores operacionais com as duas citações, tendo referência de P solúvel também como principal parâmetro de carga eutrofizante.

Desta forma, sem o maior detalhamento da relação DQO/DBO₅, e sendo métodos e procedimentos mais expeditos, preferiu-se adotar as determinações de COT/CT/NT como referências de rotina para acompanhamento da fração de carga poluente orgânica do efluente estudado, ficando DQO como parâmetro de avaliação comparativa com as normas do CONSEMA 355/2017 – RS . Outro aspecto importante é de que os valores de N-NH₃ e NT são próximos. No caso de N-NH₃, ele mostra o que seria esperado, o de ter valor próximo ao NT. No entanto, analiticamente, erros relativos com variação de até 5% podem ser aceitos para o método aplicado na determinação de N-NH₃, podendo então ter valores de N-NH₃ e NT muito próximos.

Quanto aos valores de fósforo (P) foi adotado o procedimento para determinação de fósforo solúvel devido aos trabalhos de Horn (2014), onde a relação com fósforo total foi de mostrarque 80% do P total foi como P solúvel.



Tabela 1- Caracterização do efluente bruto

Parâmetro	Efluente Bruto	Qualidade Média Esperada*	CONSEMA 355/17	CONAMA 357/2005 Limites para Classe 1
DBO ₅ (mg/L O ₂)	265,00 ± 26,26	200 - 500	120,00	3
DQO (mg/L O ₂)	1270,22 ± 245,20	400 - 800	330,00	-
COT (mg/L)	99,05 ± 16,56	-	-	-
C total (mg/L)	174,30 ± 35,82	-	-	-
N-NH ₃ (mg/L)	67,39 ± 27,50	20 - 40	20,00	3,7 mg/L N-NH ₃ com pH entre 7,5 e 8,0
NT (mg/L)	80,57 ± 34,24	35 - 70	-	-
P Solúvel (mgPO ₄ ³⁻ /L)	4,86 ± 1,45	5 - 25	4.00**	0,1 (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)***
pH	7,44 ± 0,44	6,7 - 7,5	6 a 9	6 a 9
Cor Aparente (λ=420nm)	1,02 ± 0,31	-	Não conferir mudança ao corpo receptor	-
Turbidez (NTU)	1119,05 ± 236,58	-	-	100
Coliformes Totais	15 x 10 ⁶ ± 2828427,12	-	1,0x10 ⁶	2500
STD (mg/L)	511,76 ± 192,14	500 - 900	140,00****	Virtualmente ausentes

Efluente a ser tratado fazendo-se relação às médias de literatura e padrões de emissão para efluentes domésticos (considerando a faixa de vazão do efluente em Q < 100 m³/d).

*Von Sperling (2005); **Valor para P Total em mg/L; ***Ambiente lótico: ambiente lótico: ambiente relativo a águas continentais moventes;****Valor para Sólidos Suspensos Totais(SST).

3.2 Desempenho dos Sistemas de RA em Combinação com os WCFV e WCFHSS

Nos cenários descritos na Figura 1 foram observados durante 12 meses o desempenho geral de tratamento dos sistemas RA + WCFV e RA + WCFHSS apresentados na Tabela 2.



Tabela 2 - Desempenho dos sistemas integrados RA + WCFV e RA WCFHSS, (considerando a faixa de vazão do efluente em $Q < 100 \text{ m}^3/\text{d}$).

Parâmetro	Efluente tratado WCFV	Efluente tratado WCFHSS	Qualidade Média Esperada*	CONSEMA-RS 355/17	CONAMA 357/2005 (classe 3)
DBO ₅ (mg/L)	24,07 ± 16,26	45,70 ± 30,60	200 - 500	120,00	10
DQO (mg/L)	27,27 ± 0,32	24,55 ± 9,86	400 - 800	330,00	-
COT (mg/L)	-0,26** ± 2,44	1,94 ± 5,62	-	-	-
C total (mg/L)	70,51 ± 8,83	74,97 ± 3,96	-	-	-
N-NH ₃ (mg/L)	18,20 ± 6,10	14,37 ± 5,30	20 - 40	20,00	5,6 mg/L N-NH ₃ (com pH entre 7,5 e 8,0)
NT (mg/L)	30,41 ± 2,21	17,46 ± 1,14	35 - 70	-	-
P Solúvel (mgPO ₄ ⁻³ /L)	1,18 ± 0,49	0,67 ± 0,27	5 - 25	4,00****	0,05 (ambiente lântico****)
pH	7,54 ± 0,40	7,50 ± 0,31	6,7 - 7,5	6 a 9	6 a 9
Absorbância (UA) Cor Real (λ=420nm)	0,08 ± 0,05	0,08 ± 0,05	-	Não conferir mudança ao corpo receptor	75 mg Pt/L
Absorbância (UA) Cor Aparente (λ=420nm)	0,09 ± 0,04	0,08 ± 0,04	-	Não conferir mudança ao corpo receptor	
Turbidez (NTU)	12,72 ± 10,82	6,02 ± 2,27	-	-	100
Coliformes Totais	80230 ± 112974,49	153,33 ± 47,84	-	1,0x10 ⁶	2500
STD (mg.L ⁻¹)	297,49 ± 68,14	260,49 ± 59,55	500 - 900	140,00*****	Virtualmente ausentes

*Von Sperling (2005); **Valores negativos para COT são interpretados como zero; ***Valor para P Total em mg/L; ****Ambiente lântico: ambiente que se refere à água parada, com movimento lento ou estagnado; *****Valor para Sólidos Suspensos Totais (SST).

A Tabela 2 mostra que mesmo que os parâmetros eutrofizantes ainda sejam críticos quanto aos parâmetros de carga nos WCs, todos os indicadores de controle foram atingidos quando comparados com a Consema-RS 355/17 e Conama 357/05. Também deve ser observado a potencialidade de reuso como classe 3, porém necessário seria a desinfecção com cloração, mesmo sendo o comparativo analítico com os Coliformes totais.



3.3 Pegada de Carbono dos Sistemas RA + WCs

Para Pegada de Carbono os dados aplicados aos sistemas RA + WCs podem ser observados no Quadro 1.

Quadro 1 - Dados de Pegada de Carbono nos processos RA + WCs

Pegada de Carbono	
C-CO₂	
RA + WCFV	
Expressão: $Y = 5,4 + (5869/x)$ $R_2 = 0,62$	Processo % Remoção COT - Emissão em mg CO ₂ m ⁻² semana ⁻¹
100% / 1569,26	
RA + WCFHSS	
Expressão: $Y = 5,4 + (5869/x)$ $R_2 = 0,62$	Processo % Remoção COT - Emissão em mg CO ₂ m ⁻² semana ⁻¹
98,04% / 1537,10	
C-CH₄	
RA + WCFV	
Expressão: $Y = 1,13 \ln X - 3,02$ $R_2 = 0,97$	Processo % Remoção COT - Emissão em mg CH ₄ m ⁻² semana ⁻¹
100% / 398,17	
RA + WCFHSS	
Expressão: $Y = 6,56 (1 - 0,97^x)$ $R_2 = 0,78$	Processo % Remoção - Emissão em mg CH ₄ m ⁻² semana ⁻¹
98,04% / 16800	
N-N₂O	
RA + WCFV	
Expressão: $Y = 0,0001X + 0,0131$ $R_2 = 0,65$	Processo % Remoção de NT/Emissão em mg N ₂ O m ⁻² semana ⁻¹
78/1,998	
RA + WCFHSS	
Expressão: $Y = 0,051 \ln X - 0,053$ $R_2 = 0,40$	Processo % Remoção de NT/Emissão em mg N ₂ O m ⁻² semana ⁻¹
62/24,59	



Chama a atenção o comportamento de melhor eficiência em impacto na Pegada de Carbono para o sistema RA + WCFV, especialmente quanto ao C-CH₄ e N-N₂O.

A menor representatividade pode ser vista para expressão de correlação C-CO₂ tanto para o RA + WCFV como para o RA + WCFHSS. Exceção ocorreu apenas para a correlação com o C-CH₄ na combinação RA + WCFV. Tais variações são justificadas por Mander *et al.* (2014) em função dos erros associados para reproduzir um processo e não, para um método analítico.

4 Conclusões

As macrófitas selecionadas mostraram desempenho satisfatório quanto ao uso do Papiros, pois a biomassa gerada foi a mais significativa em quantidade, contando a planta com excelente adaptação após o plantio com adubo orgânico no entorno em meio as britas de números 2 e 3. A continuidade do uso do Vetiver também é recomendável. No entanto, o alinhamento ordenado, considerando nos extremos o Papiros e o Vetiver, bem como, no centro do canteiro o Carnivão, deve ser observado. A eficiência para o tratamento dos efluentes, assim como, a Pegada de Carbono, mostraram o quanto há de ganho ambiental com as unidades de tratamento RA + WCs. O sistema com FV passa a ser prioritário no controle de gases de efeito estufa, especialmente metano e N₂O. Claro que “recuperar” os gases anaeróbios para geração de energia do RA também é fundamental. Nestes casos então, sistemas sequenciais com RA + WCFV + WCFHSS são recomendados com proposta de novos estudos, ainda mais se for considerado os ajustes de disposição das macrófitas.

Referências

- APHA/AWWA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF,2012.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: projeto, construção e operação de unidades de tratamento complementares e disposição final dos efluentes de tanques sépticos: procedimentos. Rio de Janeiro, 1997.
- CHEN, H-S. Establishment and Applied Research on a Wetland Ecosystem Evaluation Model in Taiwan Sustainability, 7, 15785–15793; doi:10.3390/su71215785, 2015.
- CONAMA. **Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 430, 13 de Maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA.



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

CONSEMA-RS. Conselho Estadual de Meio Ambiente - Resolução n. 355/2017. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201707/19110149-355-2017-criterios-e-padres-de-emissao-de-efluentes-liquidos.pdf>. Acesso em: 5 de maio de 2017.

DE SOUSA, J.T. *et al.* Utilização De Wetland Construído No Pós-Tratamento De Esgotos Domésticos Pré-Tratados Em Reator Uasb. **RESA** Vol. 9, Nº 4, 285-290, 2004.

DOTRO, G. *et al.* Treatment Wetlands, In: Biological Wastewater Treatment. Volume 7, IWA – 2017.ed. Nova Odessa, SP: Instituto Plantarum. p. 608. 2000 – 2017.

HORN, T. B. *et al.* Constructed wetland and photocatalytic ozonation for university sewage treatment **Ecological Engineering**, Volume 63, , Pages 134-141, Feb. 2014.

MANDER Ü. *et al.* Greenhouse gas emission in constructed wetlands for wastewater treatment: A review <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.006> , 2013.

PENRU, Y. *et al.* Water footprint calculation: application to urban water cycle. **Int. J. Interact Des. Manuf.** 10:213–216 DOI 10.1007/s12008-016-0327-2,2016.

VON SPERLING, M. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. **DESA** - UFMG. 3ª ed. 456 p – 2005.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS PLUVIAIS DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL

Franciele Serigheli*

Universidade do Oeste de Santa Catarina, Videira – SC, Brasil
Engenharia Sanitária e Ambiental
<https://www.unoesc.edu.br/>

Giuseppe Luigi Cirelli

Università degli Studi di Catania, Catania – Sicilia, Itália
Agricoltura, Alimentazione e Ambiente
<https://www.unict.it/>

Delia Ventura

Università degli Studi di Catania, Catania – Sicilia, Itália
Agricoltura, Alimentazione e Ambiente
<https://www.unict.it/>

Carla Suntti

Universidade do Oeste de Santa Catarina, Videira – SC, Brasil
Engenharia Sanitária e Ambiental
<https://www.unoesc.edu.br/>

Petrick Anderson Soares

Universidade do Oeste de Santa Catarina, Videira – SC, Brasil
Engenharia Sanitária e Ambiental
<https://www.unoesc.edu.br/>

Resumo

Várias abordagens vem sendo utilizadas para reduzir as cargas de poluentes das águas pluviais em áreas urbanas e, numerosos estudos vêm demonstrando a capacidade dos *wetlands* construídos (CWs) em proporcionar esta redução, além de apresentar características hidráulicas, técnicas, econômicas, ambientais e ecológicas bastante vantajosas. Com o presente estudo, buscou-se avaliar a eficiência de tratamento de águas residuais pluviais de escoamento superficial, drenadas de uma área de estacionamento de um estabelecimento comercial, por meio de um sistema piloto de *wetlands* construído, combinando leitos de fluxo subsuperficial horizontal (CW-HF) plantado com *Canna indica*, e leitos de fluxo superficial (CW-FWS) plantado com *Typha latifolia*. Os índices de atenuação dos principais poluentes foram satisfatórios, apresentando eficiência de remoção de 92% das cargas de zinco (Zn) e de 81,5% dos hidrocarbonetos policíclicos

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





aromáticos (HPAs), permanecendo dentro dos valores limítrofes impostos pelas legislações de reúso agrícola, industrial e descarga em corpos hídricos superficiais.

Palavras-chave: *Wetlands* construídos. Tratamento natural. Águas pluviais. Reúso.

1 Introdução

Indicadores do Painel Intergovernamental para as Mudanças Climáticas (IPCC), relatam que aproximadamente 80% da população mundial sofre sérias ameaças quanto a sua segurança hídrica e mais de 40% da população do planeta viverá, a curto prazo, em regiões afetadas por estresse hídrico (JACOBI; GRANDISOLI, 2017). Pesquisadores preveem que a disponibilidade de água doce enfrentará uma dupla pressão: por um lado, o crescimento populacional, por outro lado, o impacto das mudanças climáticas. Com isso, o gerenciamento da água frente às mudanças climáticas e crescimento populacional global exige inovação tecnológica e institucional (SCHEWEET et al., 2014).

As fontes de água alternativas se mostram como a possibilidade mais plausível para satisfazer as demandas menos restritivas, incluindo as águas residuais tratadas e recicladas, águas negras, águas cinzas e a água da chuva. Essas fontes podem ser aproveitadas economicamente por meio de esquemas mais ou menos descentralizados que servem a usos não potáveis, desde o nível de moradia até a escala de um grande empreendimento residencial (MAINALI et al., 2014).

Várias abordagens estão atualmente sendo usadas para reduzir as cargas de poluentes das águas pluviais em áreas urbanas. Uma prática comumente usada dentro de tais abordagens é a implementação de *wetlands* construídos (CWs) para retenção de águas pluviais e atenuação de nutrientes antes da descarga em um curso d'água (HATT et al., 2006; BURNS et al., 2012; FLETCHER et al., 2013).

Numerosos estudos vêm demonstrando a capacidade das CWs em manterem benefícios hidráulicos, técnicos, econômicos, ambientais e ecológicos (ZHOU et al., 2009; DIXON et al., 2003; VYMAZAL, 2002). Os resultados desses trabalhos são bastante variáveis em função, basicamente, dos tipos de compostos químicos presentes nesses efluentes, da carga, da área alagável e do tipo *wetland* construído utilizado.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





Objetiva-se com este estudo a verificação da eficiência de um sistema de CW em escala piloto no tratamento de águas residuais pluviais de escoamento superficial drenada de uma área de estacionamento de um grande estabelecimento comercial. A avaliação da eficiência do sistema foi verificada por meio da i) eficácia de remoção em clima mediterrâneo dos principais hidrocarbonetos e elementos traço presentes no meio; e ii) avaliação da possibilidade de reúso da água residual tratada.

2 Material e métodos

O presente estudo desenvolveu-se em um sistema piloto de *wetlands* construído em um espaço de estacionamento de uma grande área comercial localizada na cidade de Catania, Sicília Oriental-Itália (Latitude 37° 26' Norte, Longitude 15 ° 01' Leste), a uma altitude de cerca de 10 m acima nível do mar.

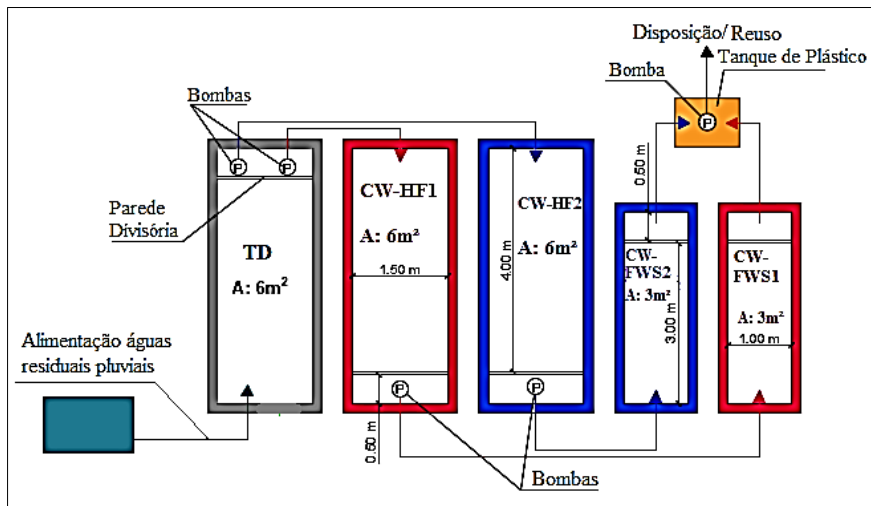
O CW piloto é composto de um tratamento preliminar de sedimentação seguindo por 2 linhas de tratamento idênticas (Figura 1) compostas por: um tanque de detenção (TD) seguido por um CW fluxo sub superficial horizontal (CW-HF) plantado com *Canna indica* e preenchido a uma profundidade média de 0,6 m com cascalho vulcânico (10 a 15 mm de diâmetro), ambos com dimensões de 1,50x4,50x1,10m, seguido por, um CW fluxo superficial (CW-FWS), plantado com *Typha latifolia* com uma profundidade de água estimada em 0,80 a 0,90 m e dimensões de 1,00x3,50x1,10m. A vazão de entrada é de 1 m³/d para cada linha, distribuídas através de um tubo transversal de polietileno de baixa densidade (PEBD) perfurado na direção do fluxo para a garantia de uma distribuição homogênea. O tempo de retenção hidráulica do sistema é de cerca de 96 horas.

Durante o período de monitoramento as amostras das águas residuais pluviais foram coletadas uma vez ao mês, tanto na entrada do tanque de detenção (TD) quanto na saída de cada estágio de tratamento seguindo-se a metodologia proposta pelo *Standard methods* (APHA, 1998). Os desempenhos de tratamento para cada parâmetro foram estimados usando a eficiência de remoção de carga (ERC) (CHUNG et al., 2008; DÍAZ et al., 2012) e os resultados comparados com a legislações para descarga em corpos d'água



superficiais, Decreto Legislativo nº 152 de 03 de abril de 2006 (ITÁLIA, 2006) e reúso na irrigação, Decreto Ministerial nº 185 de 12 de junho de 2003 (ITÁLIA, 2003).

Figura 1 - Planta baixa das linhas de tratamento



Fonte: Os autores

Para a determinação dos hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e hidrocarbonetos totais (HC totais) utilizou-se da técnica de cromatografia em fase gasosa, devido aos hidrocarbonetos apresentarem-se principalmente em forma particulada. Para a análise destes, inicialmente foi necessário a preparação das amostras através de um procedimento de extração em fase líquida ou sólida e posteriormente a separação dos sólidos a 250°C. Em seguida a leitura das amostras foram realizadas em um espectrômetro de massa (Clarus 560 S).

As análises para a determinação das concentrações de elementos traço como arsênio, chumbo cádmio, cromo, ferro, níquel, cobre e zinco presentes no meio, foi realizada através do método de espectroscopia de absorção atômica, onde inicialmente realizou-se um processo de mineralização das amostras com o objetivo de redução da turbidez e posteriormente, as mesmas, foram analisadas através de um espectrômetro de massa (NexION 350X) e um espectrômetro de emissão ótica (Optima 8000).

3 Resultados

Observou-se na caracterização inicial concentrações de elementos traço, hidrocarbonetos totais (HC totais) e policíclicos aromáticos (HPAs), as principais fontes dessas substâncias são, entre outras, a queima de combustíveis fósseis pelos processos industriais, pelos veículos automotores, pela produção de energia por usinas termelétricas, pelo uso de incineradores de resíduos e pelas emissões domésticas. Além disso, HPAs podem também ser liberados para o meio ambiente por fontes termais em ambientes marinhos, por atividade vulcânica e por incêndios florestais (SANTOS, 2002; PANDEY, 2011).

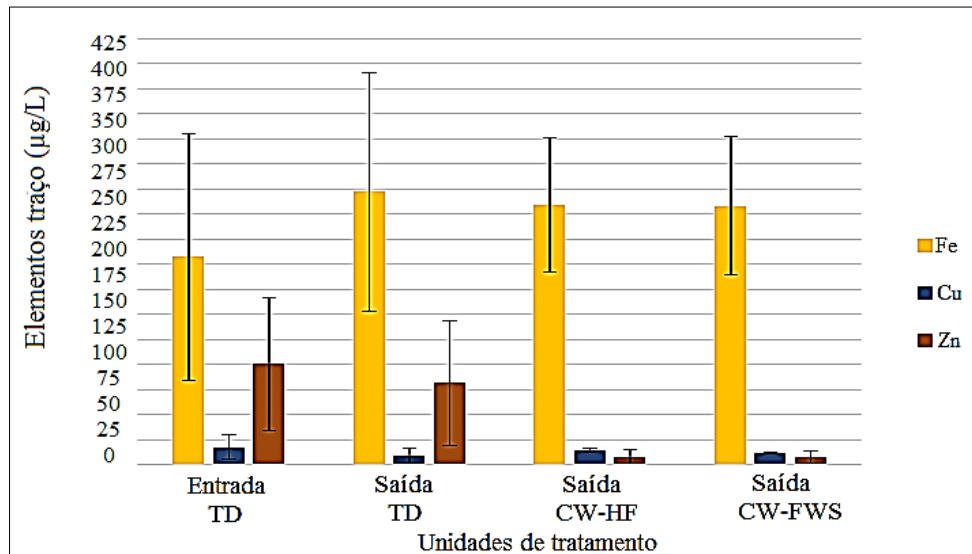
3.1 Elementos traço

Elementos traço referem-se àqueles elementos que ocorrem em níveis de parte por milhão, ou seja, em teores traço. Estes elementos traço podem ser tóxicos, como Pb, Cd, Hg, As, Ti e U e/ou elementos biologicamente essenciais como Co, Cu, Mn, Se e Zn (ALLOWAY, 1993).

Ressalta-se que os elementos traço não são removidos durante o tratamento, mas sim acumulados ou na massa filtrante ou no tecido das plantas, sendo, portanto, um potencial poluidor. Estudos mais avançados e detalhados devem ser conduzidos sob estes ambientes que acumulam elementos traço (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). As concentrações médias de elementos traço relatadas nas Figuras 2 e 3, demonstram que as maiores concentrações detectadas foram para Fe, Zn e Cu. Os valores encontrados de elementos traço presentes tanto na entrada quanto na saída do CW-HF apresentaram-se abaixo dos limites padrões para ambas legislações vigentes para descarga em corpos d'água superficiais (Decreto Legislativo nº 152/2006) e reúso na irrigação (Decreto Ministerial nº 185/2003).



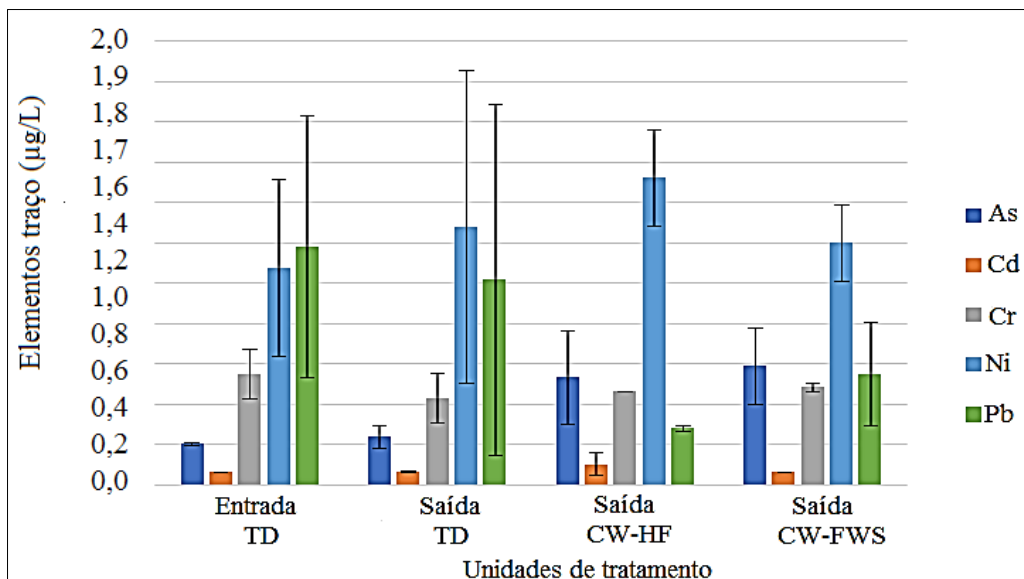
Figura 2 - Concentrações médias de elementos traço nas unidades de tratamento da CW piloto



Fonte: Os autores

Através da Figura 2, observou-se altas eficiências de remoção de Zn, possivelmente por meio da absorção pelas macrófitas e/ou a precipitação, atingindo uma eficiência de 92% ($\pm 3,7$), resultados semelhantes foram observados em outros estudos (TERZAKIS et al., 2008).

Figura 3 - Concentrações médias de elementos traço nas unidades de tratamento da CW piloto



Fonte: Os autores



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

Estudos realizados por Gromaire-Mertz, et al., (1999), Lau e Stenstrom (2005), Zgheib, et al., (2011) e Cooper et al., (1996), mostraram que os elementos traço nos escoamentos urbanos são principalmente particulados, mas que Cu e Zn também podem estar presentes na fração dissolvida. Esta pode ter sido a limitação para a não remoção total destes elementos das águas residuais pluviais pelo processo proposto. Adicionalmente, uma baixa eficiência de remoção de Ni na saída do sistema também foi relatada em estudos de CWs realizados por Arroyo, et al., (2010) e Senduran, et al., (2018). A variação ao longo do tratamento dos elementos como As, Cd, Cr, Ni e Pb pode ser explicada devido ao fato de estarem inter-relacionados, e definidos por vários outros fatores, como o material utilizado como meio filtrante, o tipo de plantas utilizadas no sistema, temperatura do ar e por último, não menos importante, a atividade microbiana (SENDURAN, et al., 2018).

3.2 Hidrocarbonetos

Órgãos internacionais reconhecem os perigos da ocorrência dos hidrocarbonetos (HC) totais e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) no ambiente, uma vez que, mais de 30 HPAs e seus derivados apresentam efeitos carcinogênicos. Isto faz deles a maior classe conhecida de compostos carcinogênicos (NEFF, 1979). Os valores finais de HC totais, calculados ao longo do período de alimentação de águas pluviais bem como HPAs, foram inferiores aos limites padrão para descarga de efluentes em corpos d'água superficiais (Figura 4). De acordo com Decreto Legislativo nº 152 de 03 de abril de 2006 (ITÁLIA, 2006) os valores limítrofes para HC totais e HPAs em corpos d'água superficiais são fixados em $\leq 500 \mu\text{g/L}$ e $200 \mu\text{g/L}$ respectivamente. No entanto, as eficiências de remoção deste poluente das águas residuais pluviais mostraram tendências positivas para ambos os parâmetros, em particular os HPAs, os quais alcançaram uma eficiência de 81,5% ($\pm 21,4$) na saída do CW.

Organização:



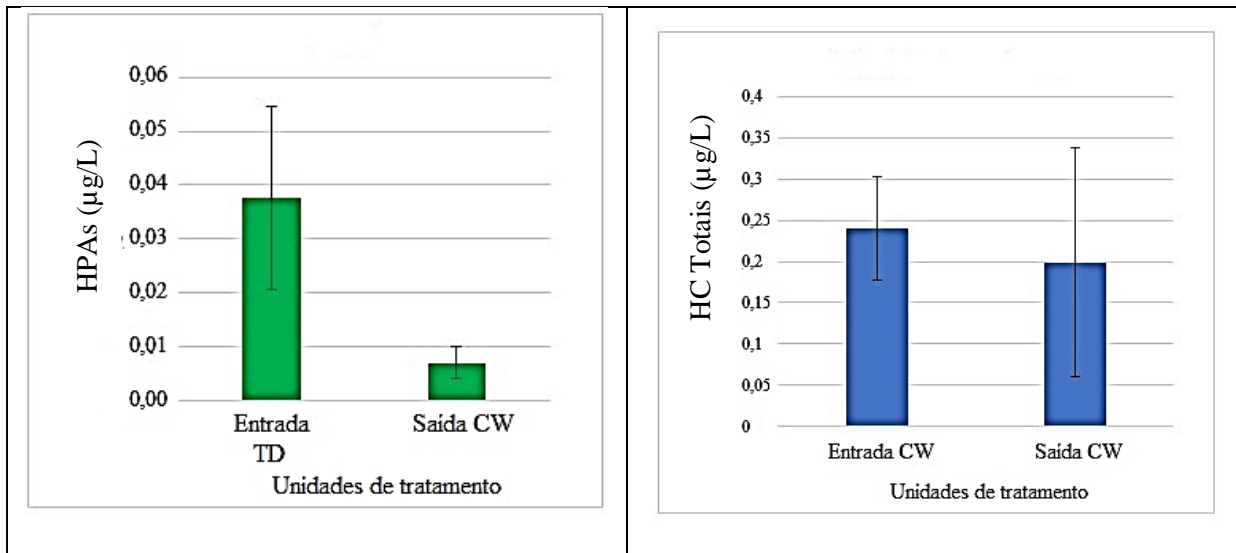
Apoio:



Patrocínio:



Figura 4 - Concentrações de HPAs na entrada e na saída da CW piloto (ESQUERDA) e concentrações de HC totais na entrada e na saída da CW piloto (DIREITA).



Fonte: Os autores

Lau e Stenstrom (2005) mostraram que os HPAs são quase exclusivamente presente em partículas grandes, portanto a sedimentação parece ser o principal mecanismo de retenção de HPAs. Isso também está de acordo com pesquisas anteriormente realizadas por Zheng, et al., (2002) e Howitt, et al., (2014) onde relataram uma diminuição da concentração de HPAs devido ao processo de sedimentação. Avaliação a longo prazo de HPAs nos sedimentos da CW piloto devem ser realizada para confirmar hipótese.

4 Conclusões

Os CWs surgem como uma alternativa para o tratamento de águas residuais pluviais destacando-se pelo seu baixo custo, fácil operação e alta eficiência de remoção dos principais poluentes, disponibilizando águas residuais tratadas que podem ser aproveitadas economicamente por meio de esquemas mais ou menos descentralizados que servem a usos não potáveis desde o nível de moradia até a escala de um grande empreendimento residencial, e também, podendo ser reutilizada na agricultura, visto que, este setor é responsável por consumir cerca de 70% da água disponível para produção alimentícia.



Estudos para fins de otimização de novas tecnologias naturais, de baixo custo, operação e impacto ambiental como os *wetlands* são de grande relevância científica e acadêmica, uma vez que, trata-se de uma alternativa para minimização da crise hídrica e redução das cargas de poluentes lançadas em corpos hídricos, de forma sustentável, visando garantir uma sadia qualidade de vida e um meio ambiente ecologicamente equilibrado para as atuais e futuras gerações.

De modo geral, os índices de atenuação dos principais poluentes pela CW piloto foram satisfatórios, indicando a possibilidade de reuso da água residual pluvial tratada para fins agrícolas e industriais, sendo que todos os parâmetros permaneceram abaixo dos valores limítrofes impostos de D.M 183/2006 para fins de reuso agrícola e industrial.

A CW piloto atenuou bons índices de elementos traço, com destaque para o Zn, onde obteve-se um percentual de remoção de 92% ($\pm 3,7$) na saída da CW-HF. Destaca-se, a atenuação dos HC em especial, HPAs em 81,5% ($\pm 21,4$) pela CW piloto, visto que, estes são classificados como a maior classe de compostos carcinogênicos.

Referências

- ALLOWAY, B. J. **Heavy metals in soils**. New York: John Wiley & Sons, 1993. 339 p.
- ANSARI, A. A.; GILL, S.S; GILL, R.; LANZA, G. R.; NEWMAN, L. (2016) **Phytoremediation: management of environmental contaminants**, Springer International Publishing Switzerland, v.4, p. 238-239. 2016.
- APAT. **Metodi Analitici Per L'Acqua**. Roma. 2003. Disponível em: <<http://www.irsa.cnr.it/Docs/Capitoli/1000.pdf>>. Acesso em 24 Ago. 2018.
- APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20th edition. APHA, AWWA, WEF, Washington, DC, USA.1998.
- ARROYO, P., ANSOLA, G., DE LUIS, E. Effectiveness of a full-scale constructed wetland for the 449 removal of metals from domestic wastewater. **Water Air Soil Pollut**, V.210, p.473-481, 2010.
- CHUNG A.K.C., WU Y., TAM N.F.Y., WONG, M.H. Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater. **Ecological Engineering**, v.32, p.81-89, 2008.
- BIRCH, G.F. et al., Efficiency of a constructed wetland in removing contaminants from storm water, **Wetlands**, v.24 (2), p.459-466, 2004. Disponível em: <[https://link.springer.com/article/10.1672/02775212\(2004\)024\[0459:EOACWI\]2.0.CO;2](https://link.springer.com/article/10.1672/02775212(2004)024[0459:EOACWI]2.0.CO;2)> Acesso em: 24 Ago. 2018.
- BORNE, K.E.; FASSMAN, E.A., TANNER, C.T. Floating treatment wetland retrofit to improve storm water pond performance for suspended solids, copper and zinc. **Ecological Engineering**. 54, p. 173-182, 2013.
- BURNS, M.J., FLETCHER, T.D., WALSH, C.J., LADSON, A.R., HATT, B.E. Hydrologic shortcomings of conventional urban storm water management and opportunities for reform. **Landscape and Urban Planning** v.105, p. 230-240, 2012.



- COORPER, P.F.; JOB, G.D.; GREEN, M.B.; SHUTES, R.B.E. **Reed beds and construed wetlands for wastewater treatment**. Swindon: Wrc plc. p.184, 1996.
- DÍAZ F.J., OGEEN A.T., DAHLGREN, R.A). Agricultural pollutant removal by constructed wetlands: implications for water management and design. **Agricultural Water Management**, v.104, p.171–183, 2012.
- DIXON, A., SIMON, M., BURKITT, T. assessing the environmental impact of two options for small-scale wastewater treatment: comparing a reed bed and an aerated biological filter using a life cycle approach. **Ecological Engineering**, v.20, p.297-308, 2003.
- G.J. ZHENG, et al., Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediment of a sub-tropical coastal wetland. **Water Research**, v. 36 (6), p.1457–1468, 2002.
- GROMAIRE-MERTZ, M.C., GARNAUD, S., GONZALEZ, A., CHEBBO, G. Characterization of urban runoff pollution in Paris. **Water Science and technology**, v. 39 (2), p.1-8, 1999.
- HATT, B.E.; DELETIC, A.; FLETCHER, T.D. Integrated treatment and recycling of storm water: a review of Australian practice. **Journal Environment Management**, v. 79, p.102-113, 2006.
- ITÁLIA. Decreto Legislativo nº 152 di 3 di aprile di 2006, Norme in materia ambientale. Pubblicato nella *Gazzetta Ufficiale* n. 88 del 14 aprile 2006 - Supplemento Ordinario n. 96. Disponível em: <<http://www.camera.it/parlam/leggi/deleghe/06152dl.htm>>. Acesso em: 24 Ago. 2018.
- ITÁLIA. Decreto Ministeriale nº 185 di 12 di giugno di 2003. Regolamento recante norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue in attuazione dell'articolo 26, comma 2, del D.Lgs. 11 maggio 1999, n. 152. Pubblicato nella *Gazzetta Ufficiale* nº 169 di 23 di luglio di 2003. Disponível em: <http://www.arpat.toscana.it/notizie/arpatnews/2010/035-relazioni/035-DM-185_2003.pdf>. Acesso em: 24 Ago. 2018.
- JACOBI, R; GRANDOSOLI, E. **Água e sustentabilidade: Desafios, perspectivas e soluções**. 2017. Disponível em: <<http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:wyAI2ngi6oJ:riosvivos.org.br/wp-content/uploads/2017/05/JacobiGrandisoli2017.pdf+&cd=1&hl=ptBR&ct=clnk&gl=br>> Acesso em: 28 Ago. 2018.
- J.A. HOWITT, et al., Urban stormwater inputs to an adapted coastal wetland: Role in water treatment and impacts on wetland biota. **Science of the Total Environmental**, v.485–486 (1), p. 534–544, 2014.
- LAU, S; STENSTROM, M. Metals and pahs adsorbed to street particles. **Water research**, v.39, p.4083-4092, 2005
- MAINALI, B, et al. Introduction and feasibility assessment of laundry use of recycled water in dual reticulation systems in Australia. **Science of the total environmental**, v.470-471, p.34-43, 2014
- NEFF, J.M. **Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Aquatic Environment – Sources, Fates and Biological Effects**. London: Applied Science Publishers LTD, 261 p. 1979.
- PANDEY, S. K. et al. A review of techniques for the determination of polycyclic aromatic hydrocarbons in air. **Track and Trends in Analytical Chemistry**, v.30 (11), p.1716-1719, 2011.
- PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P.H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias**. Florianópolis, 2004.
- SANTOS, F. J.; GALCERAN, M. T. V. The application of gas chromatography to environmental analysis. **Trends in Analytical Chemistry**, v. 21, p. 672-685, 2002.
- SCHEWEET, J.; HEINKE, J.; GERTEN, D.; HADDELAND, I.; ARNELL, N. W.; MAINALI B.; PHAM T.T.; NGO H.H. G. W.; LISTOWSKI A.; O'HALLORAN K.; MIECHEL C.; MUTHUKARUPPAN M.; JOHNSTON R. Introduction and feasibility assessment of laundry use of recycled water in dual reticulation. **Science of the Total Environment**, Australia, v.470–471, p. 34–43, 2014.
- SENDURAN, C.; GUNES, K.; TOPALOGLU, D.; HULUSI, O, D.; MASI,F.; KUCUKOSMANOGLU, O, A. Mitigation and treatment of pollutants from railway and highway runoff by pocket wetland system; A case study. **Chemosphere**, v.204, p. 335-343, 2018.



4^o Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

TERZAKIS, S.; FOUNTOULAKIS, M.S.; GEORGAKI, I.; ALBANTAKIS, D.; SABATHIANAKIS, I.; KARATHANASIS, A.D.; KALOGERAKIS, N.; MANIOS, T. Constructed wetlands treating highway runoff in the central Mediterranean region. **Chemosphere**, v. 72, p. 141–149, 2008.

VYMAZAL, J. Does clogging affect long-term removal of organics and suspended solids in gravel-based horizontal subsurface flow constructed wetlands? **Chemical Engineering Journal**, v. 331(July 2017), p.663–674, 2018.

ZGHEIB, S. et al., Partition of pollution between dissolved and particulate phases: What about emerging substances in urban stormwater catchments. **Water Research**, v. 45 (2), p. 913–925, 2011.

ZHOU, J.B., JIANG, M.M., CHEN, B., CHEN, G.Q. Emergy evaluations for constructed wetland and conventional wastewater treatments. **Communication in Nonlinear Science and Numerical Simulation**, v.14, p.1781-1789, 2009.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





AValiação DOS EFEITOS DA EVAPOTRANSPIRAÇÃO, SALINIDADE E PROPRIEDADES HIDRÁULICAS EM UM SISTEMA DE WETLANDS CONSTRUÍDO PARA O TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUAIS

Franciele Serigheli*

Universidade do Oeste de Santa Catarina, Videira – SC, Brasil
Engenharia Sanitária e Ambiental
<https://www.unoesc.edu.br/>

Giuseppe Luigi Cirelli

Università degli Studi di Catania, Catania – Sicilia, Itália
Agricoltura, Alimentazione e Ambiente
<https://www.unict.it/>

Delia Ventura

Università degli Studi di Catania, Catania – Sicilia, Itália
Agricoltura, Alimentazione e Ambiente
<https://www.unict.it/>

Carla Suntti

Universidade do Oeste de Santa Catarina, Videira – SC, Brasil
Engenharia Sanitária e Ambiental
<https://www.unoesc.edu.br/>

Petrick Anderson Soares

Universidade do Oeste de Santa Catarina, Videira – SC, Brasil
Engenharia Sanitária e Ambiental
<https://www.unoesc.edu.br/>

Resumo

Numerosos estudos vêm demonstrando a capacidade dos *wetlands* contruídos (CWs) em manterem benefícios hidráulicos, técnicos, econômicos, ambientais e ecológicos, sendo capazes de disponibilizar águas residuais tratadas que podem ser reaproveitadas economicamente. O presente estudo objetivou avaliar as propriedades hidráulicas e os efeitos da evapotranspiração e salinidade em um sistema piloto do tipo *wetlands* construído para o tratamento de águas residuais drenadas de um grande estabelecimento comercial. O sistema piloto constitui em leitos combinados de fluxo subsuperficial horizontal (CW-HF) plantado com *Canna indica* e leitos de fluxo superficial (CW-FWS) plantado com *Typha latifolia*. Foram realizados testes de condutividade hidráulica (Ks),



testes de condutividade elétrica (CE) e índice de adsorção do sódio (SAR). Os testes de condutividade hidráulica indicaram bons níveis, demonstrando que o efeito de colmatação não influenciará no processo de tratamento, assim como os testes de CE e índice SAR permaneceram dentro dos valores limítrofes impostos pelas legislações para fins de reúso agrícola e industrial e descarga em corpos hídricos superficiais e rede de esgoto.

Palavras-chaves: *Wetlands* construídos. Condutividade hidráulica. Condutividade elétrica. Índice SAR

1 Introdução

Atualmente vêm sendo desenvolvidas muitas abordagens teóricas e práticas sobre alternativas tecnológicas aplicáveis ao tratamento dos efluentes líquidos oriundos das atividades humanas. Essas abordagens são coletivamente referidas como Design Urbano Sensível à Água (WSUD) na Austrália, Sistemas Sustentáveis de Drenagem Urbana (SUDS) no Reino Unido e Projeto de Baixo Impacto (LID) nos EUA e Nova Zelândia (FLETCHER et al., 2014). Uma prática comumente usada dentro de tais abordagens é a implementação de *wetlands* construídos (CWs) para retenção de águas pluviais e atenuação de nutrientes antes da descarga em um curso d'água (HATT et al., 2006; BURNS et al., 2012; FLETCHER et al., 2013).

No Brasil, a primeira tentativa de utilização de sistemas de CWs para purificação de águas foi feita por Salati e Rodrigues (1982), com a construção de um lago artificial nas proximidades de um córrego altamente poluído (Rio Piracicaba Mirim) localizado em Piracicaba/SP. As experiências iniciais foram satisfatórias e os trabalhos foram continuados a partir de 1985.

Devido as variações climáticas, nas CWs que tratam águas pluviais há necessidade de compensar a evapotranspiração em períodos secos. A esse respeito, o uso de CWs para o tratamento combinado de águas residuais de esgoto e pluviais mostraram-se eficazes em estudos realizados por Van de Moortel et al. (2009) e Green et al. (1999).

Outro fator importante em CWs é o efeito de “colmatação” ou seja, entupimento do sistema. Blazejewski e Murat-Blazejewska (1997) concluíram em seus estudos que as principais causas da colmatação são: o acúmulo de sólidos de águas residuais e detritos,

Organização:



Apoio:



Patrocínio:



o crescimento do biofilme no meio granular, rizomas e raízes e finalmente, a deposição de precipitados químicos. Este processo acarreta alterações no desempenho hidráulico, e consequentemente a condutividade hidráulica, porosidade do meio granular, remoção de contaminantes, eficiência e vida útil do sistema (PLATZER; MAUCH, 1997; KNOWLES et al., 2008). Contudo, a implantação de um pré-tratamento para a remoção de sólidos suspensos grosseiros e escolha do material filtrante adequado, segundo as diretrizes europeias entre 5 e 20 mm, são essenciais para o retardamento do processo (VYMAZAL, 2018).

Desta forma, objetiva-se com este estudo a verificação da eficiência de um sistema de CW em escala piloto no tratamento de águas residuais drenadas de um grande estabelecimento comercial. A avaliação da eficácia do sistema foi verificada por meio; i) avaliação dos efeitos da evapotranspiração e salinidade no sistema; ii) avaliação do efeito colmatção sobre as propriedades hidráulicas do sistema de tratamento.

2 Material e métodos

O presente estudo desenvolveu-se em um sistema piloto de *wetlands* construído, alimentado com águas negras em períodos secos (abril a setembro) e com águas residuais pluvias em períodos chuvosos (outubro a março) drenadas de uma área de um grande estabelecimento comercial, o qual vem sendo operado desde o ano de 2016. O piloto está locado em um espaço de estacionamento de uma grande área comercial localizada na cidade de Catania, Sicília Oriental-Itália (Latitude 37° 26' Norte, Longitude 15 ° 01' Leste), a uma altitude de cerca de 10 m acima nível do mar.

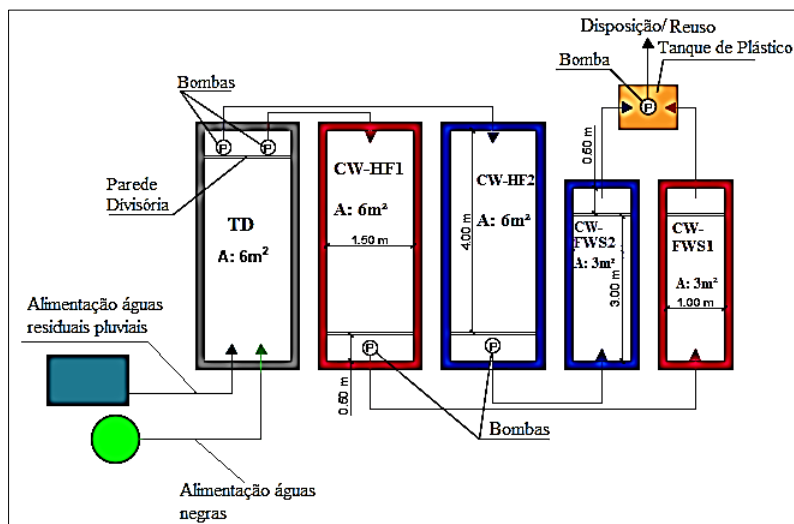
O CW piloto é composto de um tratamento preliminar de sedimentação seguindo por 2 linhas de tratamento idênticas (Figura 1) compostas por: um tanque de detenção (TD) seguido por um CW fluxo sub superficial horizontal (CW-HF) plantado com *Canna indica* e preenchido a uma profundidade média de 0,6 m com cascalho vulcânico (10 a 15 mm de diâmetro), ambos com dimensões de 1,50x4,50x1,10 m, seguido por um CW fluxo superficial (CW-FWS), plantado com *Typha latifolia* com uma profundidade de



água estimada em 0,80 a 0,90 m e dimensões de 1,00x3,50x1,10 m. A vazão de entrada é de 1 m³/d para cada linha, distribuídas através de um tubo transversal de polietileno de baixa densidade (PEBD) perfurado na direção do fluxo para a garantia de uma distribuição homogênea. O tempo de retenção hidráulica do sistema é de cerca de 96 horas.

Durante o período de monitoramento as amostras das águas residuais pluviais foram coletadas uma vez ao mês, tanto na entrada do tanque de detenção (TD) quanto na saída de cada estágio de tratamento seguindo-se a metodologia proposta pelo *Standard methods* (APHA, 1998). Os desempenhos de tratamento para cada parâmetro foram estimados usando a eficiência de remoção de carga (ERC) (CHUNG et al., 2008; DÍAZ et al., 2012) e os resultados comparados com a legislações italianas vigentes para descarga em corpos d'água superficiais e rede de esgoto Decreto Legislativo nº 152 de 03 de abril de 2006 (ITÁLIA, 2006) e reúso na irrigação, Decreto Ministerial nº 185 de 12 de junho de 2003 (ITÁLIA, 2003).

Figura 1 - Planta baixa das linhas de tratamento



Fonte: Os autores

Para a avaliação da condutividade hidráulica em leitos CW-HF utilizou-se do método *Falling Head* (FH). Este método, consiste na inserção de um permeâmetro em diversos pontos ao longo do comprimento de cada CW horizontal em intervalos regulares.



Utilizando uma adaptação do Teste Hvorslev, conforme proposto no Manual de Projeto de Mecânica de Solos Navais (NAVFAC, 1986), é possível determinar diretamente a condutividade do cascalho vulcânico na CW-HF de acordo com a fórmula de Lefranc (Equação 1).

$$K = \frac{d^2 \ln(2L/d)}{8Lt} \ln \frac{h_1}{h_2} \quad (1)$$

Sendo:

K= Condutividade hidráulica do material estudado, (L/T)

d= Diâmetro do tubo, (L)

L= Comprimento submerso do tubo (zona perfurada), (L)

h₁= Altura do nível do lençol freático dentro do tubo no tempo zero, (L)

h₂= Altura do nível do lençol freático dentro do tubo no tempo t, (L)

t= Tempo, (H)

Os valores de condutividade hidráulica foram obtidos a partir de um procedimento iterativo (Equação 2), visando minimizar a diferença entre dados experimentais e modelados de h₂:

$$\sum_{t=0}^{t=n} (h_2 - f(h_2))^2 \quad (2)$$

Sendo:

h₂= Altura do nível do lençol freático dentro do tubo no tempo t, (L)

f (h₂) = Dados modelados, (L)

t= Tempo, (H)



A determinação da CE foi realizada com base no método descrito por Headley e Kadlec (2007). Inicialmente foram injetados testes marcadores, utilizando cloreto de sódio (NaCl) como traçador, seguidamente a CE foi medida e registrada através de medidores de condutividade portáteis (Delta OHM - HD 2106.2) instalado na saída de cada estágio de tratamento (ou seja, saídas CW-HF1, CW-HF2, CW-FWS1 e CW-FWS2). A CE foi medida até que o nível de detecção da CE retornou àquele no início do teste e, em qualquer caso, por um tempo maior que o tempo nominal de detenção hidráulica (τ_n) (Equação 3).

$$\tau_n = \frac{Vn}{Q} = \frac{Ah\varepsilon}{Q} \quad (3)$$

Sendo:

Vn = Volume nominal de água dos *wetlands*, (m^3);

A = Área de superfície do *wetland*, (m^2);

h = Profundidade da água, (m);

ε = Porosidade, (m^3/m^3);

Q = Taxa de fluxo, (m^3/h)

O índice SAR foi calculado (Equação 4) a partir da equação desenvolvida pelo U.S. Salinity Laboratory (RICHARDS, 1954). Esta avalia o teor de sódio (Na^+) em relação ao cálcio (Ca^{2+}) e magnésio (Mg^{2+}).

$$SAR = \frac{Na^+}{\left(\frac{Ca^{2+} + Mg^{2+}}{2}\right)^{1/2}} \quad (4)$$

Sendo:

SAR = Razão de adsorção de sódio;



Na^+ = Concentração de sódio, (meq/L);

Ca^{2+} = Concentração de cálcio, (meq/L);

Mg^{2+} = Concentração de magnésio (meq/L).

3 Resultados

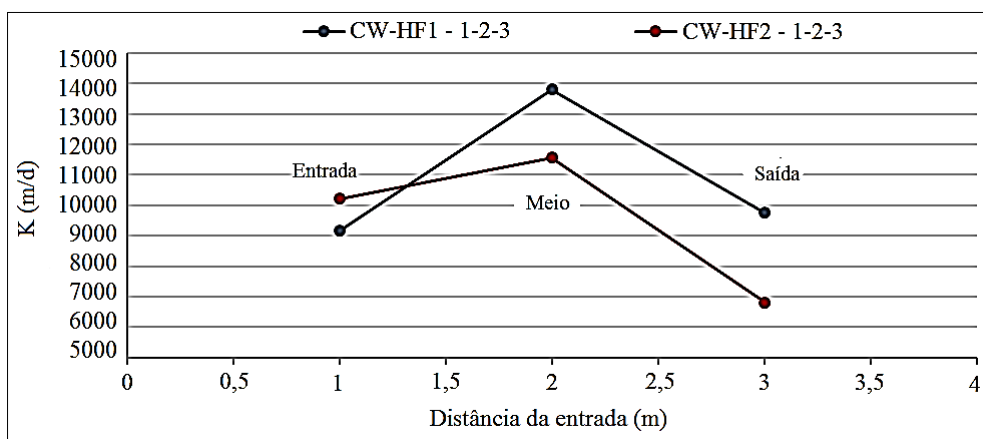
3.1 Avaliação da condutividade hidráulica saturada (K_s) em leitos horizontais CW-HF

A condutividade hidráulica varia em função da porosidade e granulometria do material filtrante escolhido para compor o sistema. Baixos valores de condutividade hidráulica favorecem o fenômeno de colmatção do mesmo, este processo diminui o desempenho hidráulico e conseqüentemente, pode afetar a remoção de contaminantes, eficiência e vida útil do CW (PLATZER; MAUCH, 1997; KNOWLES et al., 2008).

Os valores observados para a condutividade hidráulica saturada (K_s) são relatados na Figura 2, os quais permaneceram dentro do valor máximo descrito por Vyzimal (2018) para a condutividade hidráulica de meios de cascalho grosso (86400 m/d).

A condição observada demonstra um comportamento homogêneo, os valores decrescentes na saída são provavelmente devido à diminuição da velocidade do fluxo de água e ao aumento da deposição de matéria sólida.

Figura 2- Tendências de K_s obtidas durante o primeiro teste in situ de *Falling-Head* em relação à distância da entrada em leitos CW-HF1 e CW-HF2



Fonte: Os autores



Os menores valores de condutividade hidráulica na zona de entrada dos CW-HF podem ser explicados devido a formação do biofilme ser maior na entrada do sistema, acarretando na redução da porosidade do meio dificultando deste modo, a passagem das águas residuais a serem tratadas. Este fenômeno também foi observado em estudos realizados por Wallace e Knight (2006) onde os mesmos explicam que, devido ao biofilme crescer mais perto da zona de entrada (onde as cargas são maiores), isso pode acarretar uma perda local de porosidade do meio filtrante.

Os valores crescentes da entrada para o meio dos CW-HF podem ser creditados em virtude de uma maior porosidade do meio filtrante, em decorrência da formação do biofilme ser menor, pois as cargas de poluentes tendem a diminuir ao longo do tratamento, bem como, a possível formação de novos caminhos decorrentes do crescimento das raízes das macrófitas.

Esta afirmação coincide com a realizada por Brix (1997), o mesmo salienta que o incremento no valor da condutividade hidráulica em sistemas de CWs pode ser creditado à abertura de novos caminhos para escoamento da água residuais, decorrente do desenvolvimento das raízes das macrófitas. Também, pode-se creditar o incremento da condutividade hidráulica à diminuição da rugosidade do meio filtrante em virtude do desenvolvimento do biofilme em sua superfície.

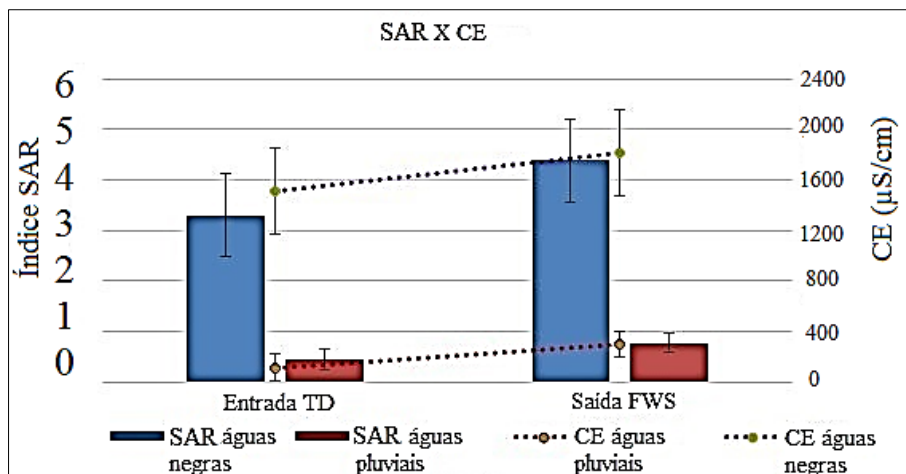
3.2 Razão de adsorção de sódio (SAR) X condutividade elétrica (CE)

A concentração de sais minerais solúveis presente em águas residuais tratadas e ou, no solo, é expressada pela condutividade elétrica (CE), este parâmetro juntamente com o índice SAR – razão de adsorção de sódio que, expressa a acumulação de íons sódio (Na^+) e o potencial hidrogeniônico (pH), indicam em valores elevados, altas concentrações de sais, em especial cálcio (Ca^{2+}), magnésio (Mg^{2+}) e sódio (Na^+).

O comportamento do índice SAR e CE durante os diferentes períodos de alimentação mostrou uma tendência similar (Figura 3), com um aumento na saída do processo mas, ainda abaixo dos valores máximos permitidos pelas legislações (ITÁLIA, 2006; ITÁLIA, 2003).



Figura 3 - Valores médios de SAR e CE na entrada e na saída da CW piloto durante todo o período de monitoramento



Fonte: Os autores

* Os dados vermelhos correspondem ao período de alimentação com águas residuais de escoamento superficial; dados azuis para o período alimentado com águas negras.

De acordo com Ayers e Westcot (1991) e Wanderley (2009), este fenômeno pôde ocorrer provavelmente devido ao fato de que uma possível evapotranspiração (ET) crescente levou a maiores valores de CE. Com a evapotranspiração superando a vazão de entrada no sistema, a drenagem dos sais principalmente de Ca^{+2} e de Mg^{+2} tornou-se deficiente, o que pôde contribuir para a acumulação desses sais no perfil e na superfície do meio filtrante, além de acarretar no aumento de pH, também observado nos resultados (Entrada do TD 7,4 ($\pm 0,3$) e Saída do CW-FWS 8,3 ($\pm 0,02$)). Richards (1954) salienta que pH acima de 7,5 ocorre a precipitação de carbonatos de Ca^{+2} e de Mg^{+2} passando a predominar íons Na^{+} , o que poderia explicar o aumento do índice SAR na saída do sistema.

O excesso de sais em CWs além de causar limitações no desenvolvimento e eficiência das macrófitas pode provocar a redução da porosidade do meio filtrante (MOREIRA et al., 2015), e conseqüentemente, a diminuição da condutividade hidráulica e da vazão do sistema.

No estudo realizado por Meira (2004) tratando água de um rio poluído com esgoto doméstico em CWs com meio suporte de brita, plantadas com *Thypha ssp.*, operando sob



regime de batelada e com tempo de detenção diferentes, observou a salinização do efluente, em um período de cinco meses de operação dos sistemas.

5 Conclusões

Uma possível evapotranspiração (ET) crescente levou a maiores valores de CE, porém os valores de CE e índice SAR obtidos foram bons, indicando a possibilidade de reúso da água residual tratada, visto que os mesmos permaneceram abaixo dos valores limítrofes impostos pelo Decreto Ministerial nº 183/2003 (ITÁLIA, 2003) para fins de reúso agrícola e industrial e, através do Decreto Legislativo nº 152/2006 (ITÁLIA, 2006) para descarga em corpos hídricos superficiais e rede de esgoto.

O efeito de colmatção nos leitos de filtração é uma consequência da sobrecarga e manutenção incorreta ou insuficiente. Os testes de (Ks) indicaram bons níveis de condutividade hidráulica do sistema, afirmando que o efeito de colmatção não tem efeitos negativos sobre este sistema de tratamento.

Referências

- APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 20th edition. APHA, AWWA, WEF, Washington, DC, USA. 1998.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. 1991. **A qualidade da água na agricultura**. Tradução de GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F.; DAMASCENO, F. A. V. Campina Grande, PB: UFPB, 218p.
- BLAZEJEWSKI, R.; MURAT-BLAZEJEWSKA, S. Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. **Water Science and Technology**, v.35 (5), p.183–188, 1997.
- BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands. **Water Science Technology**, v.35, n.5, p.11-17, 1997.
- BURNS, M.J., FLETCHER, T.D., WALSH, C.J., LADSON, A.R., HATT, B.E. Hydrologic shortcomings of conventional urban stormwater management and opportunities for reform. **Landscape and Urban Planning** v.105, p. 230-240, 2012.
- FLETCHER, T.D., SHUSTER, W., HUNT, W.F., ASHLEY, R., BUTLER, D., ARTHUR, S., TROWSDALE, S., BARRAUD, S., SEMADENI-DAVIES, A., BERTRAND-KRAJEWSKI, J.-L. SUDS, LID, BMPs, WSUD and more -The evolution and application of terminology surrounding urban drainage. **Urban Water**, v.12, p. 525-542, 2014.
- GREEN, M.B., MARTIN, J.R., GRIFFIN, P. Treatment of combined sewer overflows at small wastewater treatment works by constructed reed beds. **Water Science and Technology**, v.40, p.357–364, 1999.
- HATT, B.E.; DELETIC, A.; FLETCHER, T.D. Integrated treatment and recycling of stormwater: a review of Australian practice. **Journal Environment Management**, v. 79, p.102-113, 2006.
- HEADLEY, T. R.; KADLEC, R. H. Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. **Ecohydrology and Hydrobiology**, Warsaw, v.7, n.3-4, p.269-282, 2007
- ITÁLIA. Decreto Legislativo nº 152 di 3 di aprile di 2006, Norme in materia ambientale. Pubblicato nella *Gazzetta Ufficiale* n. 88 del 14 aprile 2006 - Supplemento Ordinario n. 96. Disponível em: <<http://www.camera.it/parlam/leggi/deleghe/06152dl.htm>>. Acesso em: 24 Ago. 2018.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





ITÁLIA. Decreto Ministeriale nº 185 di 12 di giugno di 2003. Regolamento recante norme tecniche per il riutilizzo delle acque reflue in attuazione dell'articolo 26, comma 2, del D.Lgs. 11 maggio 1999, n. 152. Pubblicato nella *Gazzetta Ufficiale* nº 169 di 23 di luglio di 2003. Disponível em: < <http://www.arpat.toscana.it/notizie/arpatnews/2010/035-relazioni/035-DM-185-2003.pdf>>. Acesso em: 24 Ago. 2018

KNOWLES, P.R.; GRIFFIN, P.; DAVIES, P.A. An investigation into development of heterogeneous hydraulic conductivity profiles in Constructed Wetlands for Wastewater treatment. In: 11TH INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, INDORE, India, 2008, p. 814–824

PLATZER, C.; MAUCH, K. Soil clogging in vertical flow reed beds—mechanisms, parameters, consequences and solutions?. **Water Science and Technology**, v.35 (5), p.175–181, 1997.

SALATI, E.; RODRIGUES, N.S. De poluente a nutriente, a descoberta do aguapé. **Revista Brasileira da Tecnologia**, v.13 (3), p. 37-42, 1982.

VAN DE MOORTEL, A.M.K.; ROUSSEAU, D.P.L.; TACK, F.M.G.; DE PAUW, N. A comparative study of surface and subsurface flow constructed wetlands for treatment of combined sewer overflows: A greenhouse experiment. **Ecological Engineering**, v.35, p.175–183, 2009.

VYMAZAL, J. (2018). Does clogging affect long-term removal of organics and suspended solids in gravel-based horizontal subsurface flow constructed wetlands? **Chemical Engineering Journal**, v. 331(July 2017), p.663–674, 2018.

MEIRA, C. M. B. **Utilização de Terras Úmidas no Tratamento de Águas Superficiais Poluídas: Influência do Tipo de Leito e de Macrófita**. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, João Pessoa, 2004.

MOREIRA, V. O. G.; HERNANDEZ, F. F. F.; ANJOS, D. C.; MARQUES, E. S.; LUNA, N. R. S. Teores de sódio e sais em água de irrigação e risco na degradação dos solos. In: CONGRESSO TÉCNICO CIENTÍFICO DA ENGENHARIA E DA AGRONOMIA - CONTECC 2015. Centro de Eventos do Ceará - Fortaleza – CE, 15 a 18 de setembro de 2015, Fortaleza-CE

NAVFAC. **Soil Mechanics**. Design Manual 7.01. Naval Facilities Engineering Command. Alexandria, Virginia, USA, 1986.

RICHARDS, L.A. Diagnosis and Improvement of Saline and Alkali Soils. United States Salinity Laboratory Staff. **Agriculture Handbook**, n. 60, USDA and IBH Pub. Coy Ltd., New Delhi, 98-99. 1954.

WALLACE, S., KNIGHT, R. Small-scale constructed wetland treatment systems. In: Feasibility, Design Criteria and O&M Requirements. **Water Environment Research Foundation (WERF)**, Alexandria, USA. 2006.

WANDERLEY, R. A. **Salinização de solos sob aplicação de rejeito de dessalinizadores com e sem adição de fertilizantes**. 52 p .2009, (Dissertação de Mestrado) – Universidade de Federal Rural de Pernambuco, Recife.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





AVALIAÇÃO DA HIDRODINÂMICA DE UM WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL DE FUNDO SATURADO

Arieleen Reis da Silva*

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina (SC), Brasil
Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
arieleen18@hotmail.com

Victor Ybarzo Fachine

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina (SC), Brasil
Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
victorybarzo@gmail.com

Leandro Bassani

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina (SC), Brasil
Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
bassani2609@gmail.com

Catiane Pelissari*

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina (SC), Brasil
Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
catianebti@gmail.com

Pablo Heleno Sezerino*

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis – Santa Catarina (SC), Brasil
Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
pablo.sezerino@ufsc.br

Resumo: O objetivo deste estudo foi avaliar o comportamento hidrodinâmico de um Wetland Construído Vertical de Fundo Saturado (WCV-FS), através de ensaios com traçador salino (NaCl). O WCV-FS possui uma área superficial de 7,5m² e profundidade de 75 cm (desta profundidade os últimos 40 cm estão saturados com o esgoto submetido ao tratamento). O módulo WCV-FS (em operação desde jun./2015) foi preenchido com areia como material filtrante ($d_{10} = 0,29$ mm; $d_{60} = 1,16$ mm; $d_{60}/d_{10} = 4,05$) e transplantado com a macrófita *Typha domingensis* (4 mudas/m²). Foram realizados 3 ensaios com o traçador salino (ago./2018; dez./2018; jan./2019), utilizando 310 L. de traçador em cada aplicação, com uma concentração de NaCl em torno de 10 g/L. Com a realização dos ensaios pôde-se avaliar o sistema WC com a utilização de indicadores hidrodinâmicos. O sistema apresentou uma alta eficiência volumétrica, porém os

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

resultados de ICC e ITMR indicam a presença de curto circuitos e zonas mortas no reator. Os ensaios com traçador obtiveram uma porcentagem de recuperação de 74%, 86% e 76% para para as três campanhas realizadas, respectivamente.

Palavras-chave: Traçador salino, Tempo de detenção hidráulico, Comportamento hidrodinâmico, Wetland Vertical de Fundo Saturado.

1 Introdução

A dinâmica de tratamento dentro dos Wetlands Construídos (WC) ocorre por diversas relações entre o substrato, sedimentos, microrganismos, atmosfera e o próprio movimento do efluente dentro do sistema (KADLEC e WALLACE, 2009). Qualquer curto circuito, zona morta e até mesmo imprecisões na medição do volume e vazão, chuvas e evapotranspiração, podem afetar no tempo de contato do efluente com todos os componentes do sistema, assim como alterar as velocidades de fluxo dentro do WC, afetando, conseqüentemente, as eficiências de tratamento (HEADLEY; KADLEC, 2007).

Para se compreender melhor como essa dinâmica funciona, é necessário se ter conhecimento do tempo de detenção hidráulico (TDH) e da distribuição de tempos de residência. Headley e Kadlec (2007) definem o TDH como o período que o efluente permanece dentro de um sistema. Já em sistemas com escoamento livre, ou seja, que não possuam retenção de efluente no interior do maciço filtrante, a hidrodinâmica pode ser avaliada pelo tempo de percolação, por meio da análise do hidrograma de saída.

A compreensão acerca dos processos hidrodinâmicos que atuam no interior dos WC, pode ser obtida através do uso de traçadores, que possibilitam a determinação do tempo médio de permanência dentro da unidade de WC, bem como o traçado da curva de distribuição dos tempos de detenção ao longo do ensaio (curva DTR). Uma vez obtidos o valor de tempo médio e a curva DTR, é possível calcular diversos indicadores hidrodinâmicos que podem ser usados para avaliar a eficiência hidráulica do sistema (KADLEC; WALLACE, 2009).

Atualmente, muitos tipo de traçadores são utilizados para essa finalidade, no entanto, o uso de traçadores salinos como o Cloreto de Sódio (NaCl), tem sido empregado pelo seu baixo custo, fácil detecção e fácil aquisição, sendo a sua eficácia comprovada

295

Organização:



UFMG

Apoio:



Patrocínio:



em diversos estudos (COTA, von SPERLING e PENIDO, 2011; MATOS et al., 2015; FREITAS, 2017). Tendo em vista as vantagens de aplicação dos traçadores, o objetivo desde estudo foi avaliar o comportamento hidrodinâmico em um módulo Wetland Construído Vertical de Fundo Saturado (WCV-FS).

2 Materiais e métodos

2.1 Descrição da estação de tratamento de esgoto

Esse estudo foi realizado em uma estação de tratamento de esgoto (ETE), implantada em 2015 pelo GESAD (Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado) na cidade de Florianópolis/SC, dimensionada e operada para o tratamento de esgoto sanitário. A ETE é composta por um tratamento primário tipo tanque séptico, seguido de um WCV-FS (Figura 1). O WCV-FS foi preenchido com areia como material filtrante ($d_{10} = 0,29$ mm; $d_{60} = 1,16$ mm; $d_{60}/d_{10} = 4,05$) e transplantado com a macrófita *Typha domingensis* (4 mudas/m²). A profundidade total do módulo é de 75 cm (3 cm de brita 1 na superfície, 62 cm de areia e 10 cm de brita 1 na camada drenante). Os últimos 40 cm do perfil do WCV-FS (53,3% da profundidade total) permanecem permanentemente saturados com o próprio esgoto submetido ao tratamento.

Durante o período desse estudo (ago./2018 até jan. /019) o WCV-FS operou com uma carga orgânica média de 36,23 g.DQO.m⁻².d⁻¹, uma taxa hidráulica média de 83 mm.d⁻¹ e um regime hidráulico com aplicação intermitente de 3 a 4 pulsos por dia, sendo o sistema alimentado 3,5 dias por semana e colocado em repouso por igual período.

Organização:



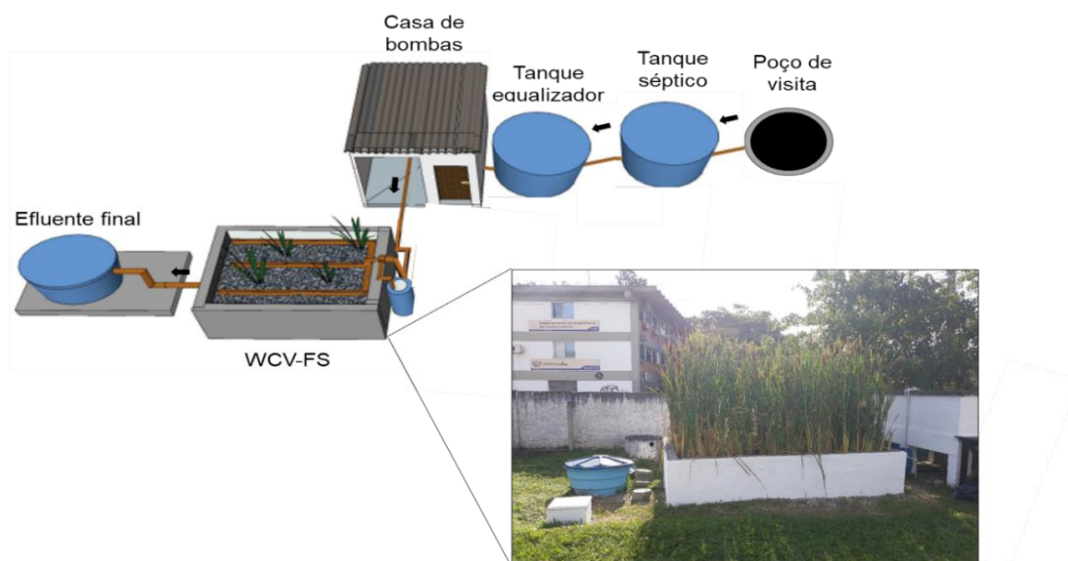
Apoio:



Patrocínio:



Figura 1 – Fluxograma da planta de tratamento de esgoto.



2.2 Ensaio com o traçador salino

Antes do início de cada teste o tanque equalizador era limpo, evitando a entrada de sólidos no sistema, pois poderia influenciar na retenção do traçador dentro do WCV-FS. Então, aplicou-se o traçador salino (NaCl) que foi misturado ao volume do tanque equalizador (310 L). A quantidade de sal adicionada foi calculada de modo que a concentração ficasse em torno de 10 g/L, seguindo recomendações de Freitas (2017). Essa concentração é inferior a solubilidade do sal em água (365 g/L), o que possibilitou a mistura completa do sal. A massa de traçador foi aplicada em um único pulso de modo a replicar a operação do sistema.

A leitura da concentração de traçador foi indireta, por meio da condutividade do efluente do WCV-FS. A leitura se deu até uma hora e meia após o início da alimentação do sistema, por meio de um condutímetro portátil. Para medição da vazão de saída havia um aparato medidor de vazão (modelo cuba basculante) e com isso foi possível aferir o fluxo de saída do traçador. Porém, devido o volume do equipamento basculante, nos períodos cuja vazão era pequena (após 24 minutos do início da alimentação do sistema), a vazão foi medida a cada minuto pela determinação do volume coletado. No entanto, por



ser feita de forma manual, o minuto seguinte ao término da medição era perdido, sendo este minuto interpolado com os valores medidos antes e depois dele.

Com os valores de vazão, concentração e de duração do teste, foi possível obter a massa total de NaCl recuperada. Previamente a cada teste, foi determinada uma curva de correlação linear condutividade *versus* concentração para o afluente e efluente da unidade WCV-FS, onde observou-se pouca diferença no coeficiente angular entre as duas retas. Utilizando-se da curva condutividade *versus* concentração para o efluente, foi possível transformar os valores medidos de condutividade em valores de concentração.

Durante o período de estudo foram realizados três testes, os quais remetem ao período de 37 meses de operação do WCV-FS para o primeiro teste, 41 meses para o segundo teste e 42 meses para o terceiro teste. Ressalta-se que o último teste teve que ser interrompido após o 8º pulso depois da inserção do traçador, em virtude de distúrbios climáticos. As técnicas de avaliação do traçador seguem descritas nos próximos itens.

2.2.1 A curva DTR e a curva DTR normalizada

A curva DTR foi obtida perturbando-se o sistema pela introdução do traçador e medindo-se a resposta do sistema (variação da condutividade). Com esses dados (tempo e concentração do traçador) se obtém a curva de distribuição dos tempos de residência (curva DTR bruta). Para que seja possível a comparação entre diferentes WC é recomendável que a curva DTR seja normalizada, de modo que pelo menos um, ou ambos os eixos, representem grandezas adimensionais. Normalmente a unidade de concentração (eixo y) é tornada adimensional pela divisão de seus valores pela massa de traçador recuperada até determinado instante de tempo. Esse procedimento define a chamada função $E(t)$, que nada mais é do que a função que descreve a variação da fração de massa do traçador que deixa o sistema ao longo do tempo. Segundo Bodin et al. (2013), a função $E(t)$ pode ser descrita e aproximada pela equação 1.

$$E(t) = \frac{C(t)}{\int_0^{\infty} C(t)dt} \approx \frac{C(ti)}{\sum_{i=2}^n \left\{ \frac{C(ti)+C(ti-1)}{2} \right\} \{t(i)-t(i-1)\}} \quad (1)$$



Sendo:

$C(t_i)$ = Concentração do traçador no tempo t_i ;

$C(t_{i-1})$ = Concentração do traçador na medida anterior a realizada no tempo t_i ;

N = Número de medidas discretas da concentração do traçador;

$t(i)-t(i-1)$ = Intervalo de tempo entre duas medidas consecutivas de concentração do traçador.

Uma vez determinados os valores discretos da função $E(t)$, pode-se traçar a curva $E(t)$ cuja a área resulta em um valor unitário (equação 2).

$$\int_0^{\infty} E(t)dt \approx F(t) = \sum_0^{t_f} E(t)dt \approx 1 \quad (2)$$

Sendo:

t_f = Tempo total de ensaio;

dt = Intervalo de tempo entre duas medidas discretas.

O somatório na equação 2 representa a função $F(t)$, ou seja, tempo de residência acumulado, que corresponde a massa de traçador acumulada que deixa o sistema ao longo do tempo, contando o início dos tempos a partir da injeção do traçador (quando é atribuído o valor zero a variável tempo).

2.2.2 Cálculo do tempo médio de detenção a partir da curva DRT normalizada (curva $E(t)$)

A função $E(t)$ pode ser vista também como uma função de distribuição da probabilidade que cada elemento de volume de efluente tenha em deixar o sistema em um determinado tempo t . Caso se deseje calcular o tempo médio de retenção do efluente, deve-se determinar o centroide da curva $E(t)$. Esta metodologia é chamada métodos dos momentos e será aplicada neste trabalho por ser de uso corrente. O tempo médio de retenção hidráulica (T_{med}) é dado pela equação 3:

$$T_{med} = \int_0^{\infty} t E(t)dt \approx \frac{\sum_{i=2}^n \left\{ \frac{(t_i) C(t_i) + (t_{i-1}) C(t_{i-1})}{2} \right\} \{t(i) - t(i-1)\}}{\sum_{i=2}^n \left\{ \frac{C(t_i) + C(t_{i-1})}{2} \right\} \{t(i) - t(i-1)\}} \quad (3)$$



Sendo:

$C(t_i)$ = Concentração do traçador no tempo t_i ;

$C(t_{i-1})$ = Concentração do traçador na medida anterior a realizada no tempo t_i ;

N = Número de medidas discretas da concentração do traçador.

2.3 Eficiência de recuperação do traçador e parâmetros de avaliação

Para se avaliar a efetividade de um ensaio com traçador é necessário verificar a fração de massa recuperada do traçador. Recomenda-se que essa fração seja no mínimo de 80%. A massa de traçador recuperada pode ser dada pela equação 4.

$$M_{out} = \int_0^{\infty} Q(out) C dt \approx \sum_0^{t_f} \Delta V (i-1, i) \left\{ \frac{C(i)+C(i-1)}{2} \right\} \quad (4)$$

Sendo:

$Q(out)$ = Vazão de saída da unidade Wetlands;

$\Delta V(i-1, i)$ = Volume escoado na saída, no intervalo de tempo entre as medidas i e $i-1$;

M_{out} = Massa de traçador recuperada.

Finalmente, a percentagem de recuperação pode ser calculada pela equação 5.

$$\% rec = \frac{M_{out}}{M_{apl}} \times 100 \quad (5)$$

Sendo: M_{apl} = Massa de traçador aplicada no ensaio.

Uma vez que se obtenha a função $E(t)$, pode-se avaliar o desempenho hidráulico da unidade WCV-FS, utilizando-se de vários indicadores hidrodinâmicos. Os indicadores mais comuns e que foram empregados neste trabalho são descritos na tabela 1.



Tabela 1 - Indicadores de avaliação hidrodinâmica

Índice	Definição	Interpretação
Índice de dispersão de Morril	$IDM = \frac{T_{90}}{T_{10}}$	Deve ser 1 para sistema pistonado ideal e por volta de 22 para sistema de mistura completa.
Índice de Curto Circuito	$ICC = \frac{T_i}{TDH_{teórico}}$	Para sistemas com comportamento pistonado ideal a razão é 1. Para sistemas com comportamento de mistura completa fica aproximadamente 0.
Índice de Tempo Modal de Retenção	$ITMR = \frac{T_p}{TDH_{teórico}}$	A relação se aproximará de 1 para comportamento pistonado e de 0 para comportamento de mistura completa.
Eficiência Volumétrica	$E_v = \frac{TDH_{médio}}{TDH_{teórico}}$	O valor 1 indica que foi feito o uso integral do volume do sistema. O valor da razão maior ou menor que 1 indica a existência de curto circuitos e zonas mortas.

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2003).

Sendo:

T_{90}/T_{10} = Razão entre os tempos de saída para 90% e 10% da massa do traçador;

$T_i/TDH_{teórico}$ = Razão entre o tempo de início da saída do traçador (T_i) e o TDH teórico;

$T_p/TDH_{teórico}$ = Razão entre o tempo de pico de concentração (T_p) e o TDH teórico;

$TDH_{médio}/TDH_{teórico}$ = Razão entre o TDH médio e o TDH teórico.

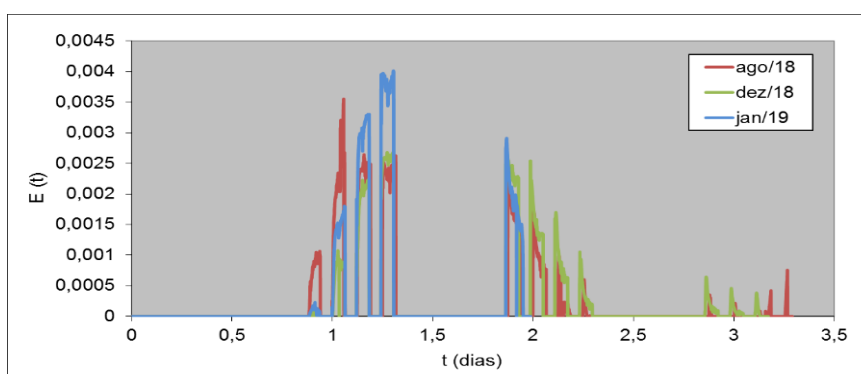
4 Resultados e discussão

Os resultados obtidos com os testes de traçador são apresentados na Tabela 2. Os WC possuem um comportamento hidrodinâmico complexo, sendo considerados sistemas de fluxo disperso (USEPA, 2000). Realizando a análise dos índices IDM e ITMR, o WCV-FS em estudo apresentou um comportamento mais aproximado ao fluxo pistão. O WCV-FS obteve uma alta eficiência volumétrica, representando uma boa condição hidráulica do sistema. Entretanto, os resultados de ICC e ITMR podem indicar a presença de curto circuitos e zonas mortas no reator, fato que corrobora com os valores obtidos na Figura 2, onde pode-se observar pequenos picos de concentração de traçador no começo das leituras e picos mais acentuados ao final das leituras, fato semelhante foi observado por Morvannou et al. (2017).

Tabela 2 - Índices Hidrodinâmicos inferidos com os testes de traçador realizados no WCV-FS

Parâmetro	Teste 1 (ago./2018)	Teste 2 (dez./2018)	Teste 3 (jan./2019)
Temp Med (°C)	22	25	27
Índice de dispersão de Morrill	2,1	2,0	1,7
Índice de Curto Circuito	0,5	0,5	0,6
Índice de Tempo Modal de Retenção	1,4	1,4	0,8
Eficiência Volumétrica	0,9	1,0	0,9
TDH teórico (dias)	1,59	1,64	1,58
TDH médio/real (dias)	1,45	1,65	1,36
% de recuperação do traçador	74	86	76

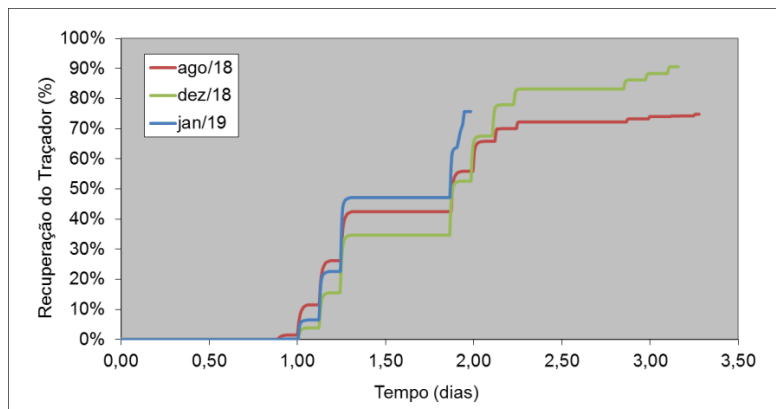
Figura 2 - Curva normalizada (E(t)) dos testes com traçador realizados



A variação da curva $E(t)$ (Figura 2) entre um teste e outro também serve como indicativo de diferentes graus de mistura em diferentes momentos do sistema (efeito da colmatção). No presente estudo não foram observadas mudanças significativas entre os ensaios. Observa-se uma variação significativa para o ITMR do ensaio 3, em relação aos ensaios 1 e 2. Isto ocorreu devido a fortes chuvas durante a realização deste ensaio. No entanto, o ICC, IDM e Ev. obtiveram valores semelhantes aos ensaios 1 e 2, corroborando a estabilidade das condições hidráulicas do sistema para o período de tempo em que os ensaios foram realizados. A Figura 3 apresenta a curva de recuperação da massa do traçador para os três ensaios, a recuperação média de massa foi de 78,7%, atingindo porcentagem próxima a mínima recomendada para se considerar como efetivo o ensaio.



Figura 3 - Curva de recuperação do traçador nos testes realizados



Com os valores dos índices hidrodinâmicos, principalmente referente a eficiência volumétrica obtida, e a não variação da eficiência de tratamento observada em análises periódicas do sistema, há a indicação que o WCV-FS está sendo pouco afetado pela obstrução dos poros do maciço filtrante (fenômeno conhecido por colmatção), mesmo após três anos e meio em operação.

A variação da porcentagem de sal recuperada entre os testes 1 e 2, deve ter ocorrido pela maior temperatura ambiente no período do teste 2, o que pode ter afetado a evapotranspiração reduzindo o volume de permanente saturação do WCV-FS, consequentemente, aumentando a concentração de sal nesse volume, dessa forma maior quantidade concentração de sal foi medida da saída do sistema. Tal hipótese é sustentada ainda no fato do volume de saída médio ser em torno de 10 litros menor por pulso no teste 2. A recuperação do traçador no terceiro teste apresentou um salto próximo ao 2º dia, em virtude da chuva que ocorreu nesse período, adiantando a saída do traçador.

5 Considerações finais

Com a realização dos testes com o traçador salino pôde-se determinar o TDH médio dos três ensaios no módulo WCV-FS, que foram respectivamente de 91,2%, 100% e 86,1% do TDH teórico, inferindo, assim, à reduzida velocidade de colmatção do maciço filtrante.



O WCV-FS apresenta um modelo hidráulico de reator com enchimento, e como não foi efetuado o cálculo do número de dispersão, não foi possível aproxima-lo a um modelo de mistura ideal. Além disso, estudos efetuados por Headley e Kadlec (2007) afirmam que a normalização da curva DTR pela concentração não é adequada para sistemas que trabalham com vazão variável ao longo do tempo, sugerindo a eliminação da variável tempo no eixo x e sua substituição pela fração do volume, em relação ao volume médio, que deixam o sistema em um determinado intervalo de tempo. Segundo os mesmos autores, a normalização tipo curva E(t) pode distorcer os índices de avaliação hidrodinâmica.

Referências

- BODIN, H.; PERSSON, J.; ENGLUND; MILBERG, P. Influence of residence time analyses on estimates of wetland hydraulics and pollutant removal. **Journal of Hydrology**. V. 501 p. 1–12, 2013
- COTA, R. S.; VON SPERLING, M.; PENIDO, R. C. S. Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and un-planted vertical-flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 5, p. 1056–1063, 2011.
- FREITAS, M. N. de. **Avaliação da hidrodinâmica e do desempenho de um Wetland Construído Horizontal componente de um sistema híbrido empregado no tratamento de esgoto sanitário**. 144 f. Dissertação - Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.
- HEADLEY, T. R.; KADLEC, R. H. Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: A practical guide. **Ecohydrology and Hydrobiology**, v. 7, n. 3–4, p. 269–282, 2007.
- KADLEC, R. H.; KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 893p, 1996.
- MATOS, M. P. et al. Uso de traçador salino para avaliação da colmatagem e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 6, p. 1137–1148, 2015.
- METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater engineering: Treatment, disposal and reuse**. 4.ed. New York: McGraw-Hill, 920 p, 2003.
- MORVANNOU, A. et al. Using one filter stage of unsaturated/saturated vertical flow filters for nitrogen removal and footprint reduction of constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 76, n. 1, p. 124–133, 2017.
- RIBEIRO, J. P. L. **Modelação do Comportamento Hidráulico de Leitos de Macrófitas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Ambiente). Instituto Superior Técnico – Universidade Técnica de Lisboa. 2007.
- USEPA. **Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters**. United States. Environmental Protection Agency, 2000. 154 p.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





CÉLULA DE COMBUSTÍVEL MICROBIANA INTEGRADA EM SISTEMA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE EFLUENTES URBANOS

Eduardo Souza da Cunha

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
Departamento Engenharia
eduardo76755@gmail.com

Gustavo Stolzenberg Colares

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
PPGTA - UNISC
gutuscs@hotmail.com

Pedro Henrique Ziemann Lemos

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
Química Industrial
pedroziemannn@gmail.com

Fagner Pereira da Silva

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
PPGTA - UNISC
fagnersc88@yahoo.com.br

Carlos Alexandre Lutterbeck

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
PPGTA - UNISC
carlosalexandre@unisc.br

Ênio Leandro Machado*

UNISC, Santa Cruz do Sul – RS, Brasil
PPGTA - UNISC
enio@unisc.br

Resumo

Os efluentes de setores de serviços em meio urbano possuem a carga de depleção de oxigênio dissolvido e a eutrofizante como os pontos mais críticos quanto ao impacto ambiental direto. No sentido de remediar de forma mais sustentável este impacto, a presente pesquisa desenvolveu com *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial e vertical (WCFHSS e WCFV), em uma etapa inicial de estudos, o funcionamento de sistema com célula de combustível microbiana em regime de batelada.



O desenvolvimento da célula de combustível microbiana (WC/CCM) foi feito utilizando eletrodos de grafite, tendo o efluente sanitário do campus universitário aplicação para desenvolvimento preliminar do sistema WC/CCM. Foram considerados os seguintes parâmetros eletroquímicos: diferença de potencial em célula aberta; eficiência Coulômbica e densidade de potência do sistema. O sistema de melhor desempenho operacional foi o WCFHSS/CCM combinado com WCFV, com tempo de detenção de 7 dias; previamente tratado por anaerobiose e com densidade de potência de $0,3 \text{ W m}^{-2}$, eficiência Coulômbica de 0,15% e eficiência de redução de COT (na etapa CCM) e nitrogênio total (com sistema integrado) superiores a 80%.

Palavras-chave: Célula de combustível microbiana. Bioenergia. *Hymenachne grumosa*. *Chrysopogon zizanioides*.

1 Introdução

As Células Combustíveis Microbianas (CCM) são sistemas bioeletroquímicos que podem gerar corrente por meio de microorganismos eletroquimicamente ativos. Em uma CCM, os substratos orgânicos e inorgânicos são oxidados por bactérias e os elétrons são transferidos para o ânodo de onde eles fluem através de um material condutor e um resistor para um receptor de elétrons, como o oxigênio, presente no cátodo (CORBELLA *et al.*, 2015). Para aplicações no tratamento de efluentes com conceito de tecnologias limpas, vem sendo pesquisados o uso combinado com macrófitas (DE SCHAMPHELAIRE *et al.*, 2008). A força eletromotriz para CCMs pode ser acentuada em regiões do meio aquoso como as dos *Wetlands* Construídos (WCFHSS, por exemplo), pois nestes sistemas são estabelecidos gradientes de meios óxicos e anóxicos ou aneróbios. Isto favoreceria em muito o surgimento da força eletromotriz para as CCMs.

Assim sendo, CCMs devem ser considerados como alternativa para a gestão sustentável de águas residuárias, ainda mais combinados com *Wetlands* construídos, os quais já são potenciais para captura de carbono e recuperação de nutrientes, especialmente para as demandas de poluição das águas que devem ser atendidas em sistemas descentralizados.

Este ponto ainda se torna mais relevante quando se referencia o estudo realizado pela Agência Nacional de Águas-ANA, em 2017, que mostra que o Brasil trata apenas

45% de suas águas residuárias. Esse fato implica na deterioração da qualidade dos recursos naturais, uma vez que o efluente é despejado diretamente em corpos hídricos, além de ir até reservatórios de água, e mananciais do país.

Através dessas prerrogativas, o presente trabalho visa ao tratamento de efluentes por meio de *Wetlands* Construídos de Fluxo Vertical com Célula de Combustível Microbiana (*WCFV/CCM*) e sistema integrado reator anaeróbico de fluxo ascendente + *wetland* construído de fluxo subsuperficial com célula microbiana (*WCFSS/CCM* + *WCFSS*), de modo a desenvolver um produto para a gestão ambiental e socialmente integrador e cada vez mais recorrente para um modo alternativo de saneamento sustentável.

2 Metodologia

A Figura 1 representa o conjunto das duas configurações de *Wetlands* Construídos (*WCs*) com CMM concebidas e construídas para esse estudo. Apesar da representação do reator anaeróbico no sistema, este não centrou parte de estudo. A montagem do sistema combinado *WCFV/CCM* foi realizada em tanque de 20 L de volume útil, considerando camadas, de 20 cm, de britas de números 2 e 3 divididas com lã de vidro (espessura= 10 cm), e com arranjos dos eletrodos retangulares de grafite (30 x 4 x 4 cm) em canos de PVC de 60 mm dispostos em profundidades distintas nas zonas anaeróbia/anóxica e óxica do tanque. As diferenças de profundidades foram responsáveis pela diferença de potencial associadas a presença das raízes da *Hymenachne grumosa*, aplicada para o estudo.

Nessa etapa do estudo foi utilizado para abastecimento do sistema efluente bruto de campus universitário, o qual se caracteriza por não receber tratamento primário. A captação foi realizada através de bomba submersa de 1 CV, com regime de batelada a cada 7 dias.

Nos primeiros quatro meses de estudo a configuração de fluxo vertical foi realizada para o conjunto *WCFV/CCM*. Em um segundo momento a configuração *WCFSS/CCM* + *WCFSS* foi construída, não apresentando problemas operacionais e sendo considerada para continuidade dos estudos. A montagem do segundo sistema

307

Organização:



Apoio:



Patrocínio:

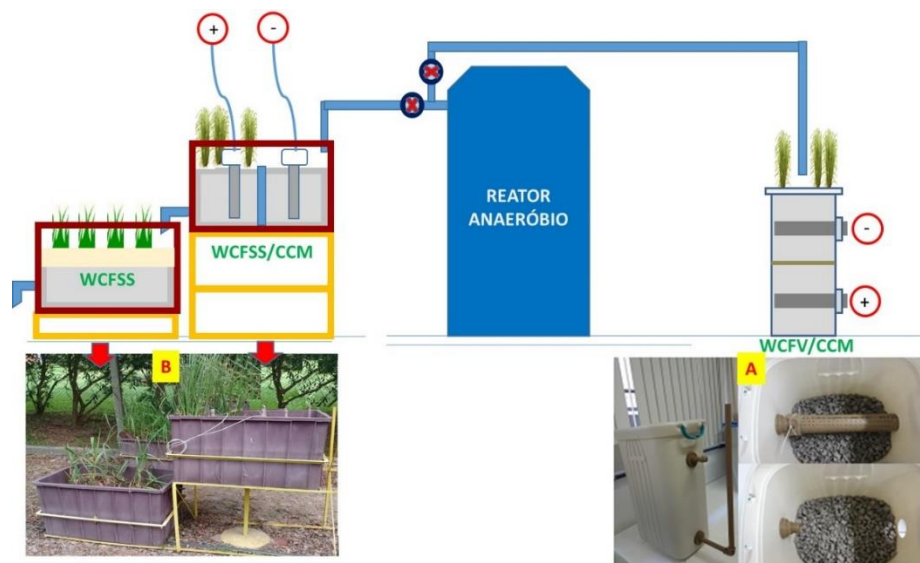




(WCFSS/CCM + WCFSS) ocorreu da seguinte maneira: ambos os WCs com volume útil de 100 L. WCFSS/CCM com suporte de britas número 2 e seixos divididas com lã de vidro (espessura= 10 cm), e com arranjos de eletrodos de grafite (4 x 20 cm). WCFSS com areia média, e suporte de britas número 2 e seixos.

Os efluentes selecionados para esta etapa dos estudos são coletados no tanque equalizador da unidade de tratamento de efluentes da UNISC, que funciona com a configuração: *gradeamento; caixa desarenadora; tanque equalizador; reator UASB; Biofiltro Aerado; Decantador Secundário e Cloração*. A captação de efluente para unidade estudada em escala piloto foi feita com bomba submersa de 1 CV, com regime de batelada a cada 7 dias e com velocidade ascensional para o reator anaeróbio em escala piloto de 1 m h^{-1} . O descarte dos efluentes tratados retorna ao tanque equalizador da unidade para posterior tratamento na escala real.

Figura 1 - Conjunto das duas configurações de WC/CCM propostas como primeiro e segundo sistemas.



Fonte: Autoria própria (2019).

As medições de diferença de potencial, resistividade e densidade de corrente foram realizadas através da utilização de um multímetro digital (marca: ICEL; modelo: ik-1500). Para tal, utilizavam-se dois cabos conectores do tipo jacaré. Um deles

conectado a zona óxica do sistema e a entrada “COM” do multímetro. E o segundo conectado a zona anóxica e a entrada “V” do multímetro. Para o sistema WCFV/CCM, semanalmente, coletou-se 500 mL de efluente tratado, e do efluente bruto. Após, foram realizadas análises em laboratório. Para o sistema WCFSS/CCM + WCFV, semanalmente, foi realizada a coleta nos seguintes pontos: pós reator anaeróbio, pós caixa WCFSS/CCM, pós WCFV, e efluente bruto. Após, foram realizadas análises em laboratório.

Todas as amostras foram coletadas e preservadas de acordo com as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - APHA/AWWA* (2012). Foram caracterizados os parâmetros de Cor Absorciométrica (420 nm); turbidez; condutividade; pH; STD. Para o segundo sistema, além dos parâmetros citados, foram determinados os seguintes parâmetros: Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃); Nitrogênio Total (NT); Fósforo solúvel (P); Carbono Orgânico Total (COT); Carbono Total (CT) e Carbono Inorgânico Total (CIT).

3 Resultados e Discussões

3.1 Sistema WCFV/CCM

A Figura 2 demonstra as limitações que essa configuração apresentou durante quatro meses de operação. Os principais problemas verificados foram especialmente acolmatação e vazamentos nas conexões dos eletrodos de grafite. O não desenvolvimento da macrófita *Hymenachne grumosa* fez com fosse selecionada o Vetiver (*Vetiveria zizanioides*) para continuidade dos estudos.



Figura 2 - Aspectos de acolmatação com as mudas de *Hymenachne grumosa* - Carnivão (a e b); Desenvolvimento com o Vetiver e Sistema WCFSS/CCM + WCFV COM Vetiver e Carnivão.

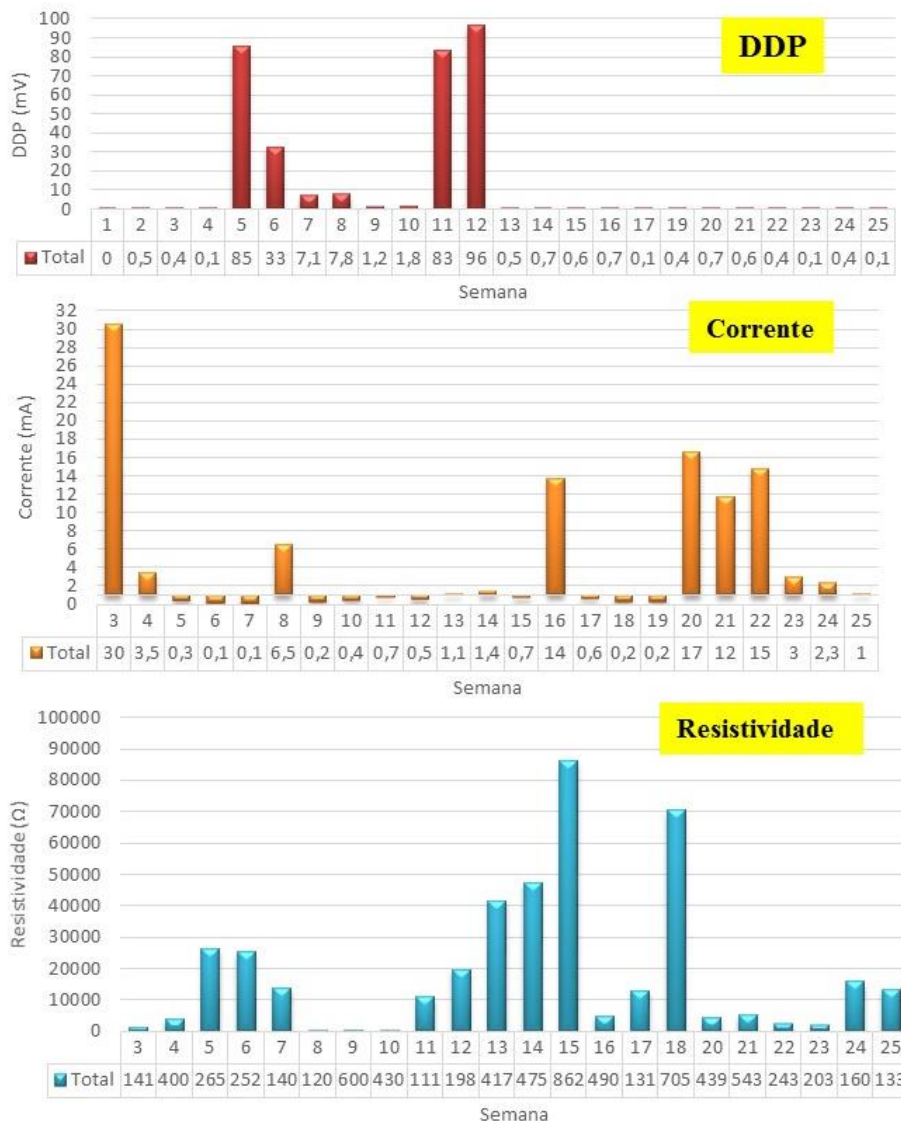


Fonte: Autoria própria (2019).

O capim Vetiver apresentou melhores características de adaptação ao meio. Entretanto, considerando os vazamentos nas junções dos eletrodos de grafite, decidiu-se pela não continuidade do sistema WCFV/CCM, mas sim, pela adoção do sistema WCFSS/CCM + WCFV, conforme item **d** da Figura 2. Os dados do gráfico da Figura 3 demonstram os parâmetros eletroquímicos da configuração WCFV/CCM. Há necessidade de melhoria do sistema, uma vez que os valores obtidos estão abaixo dos da literatura pesquisada. A pesquisa realizada por Winfield *et al.* (2012) apresentou correlação entre DDP e resistência de 30 k Ω para 370 mV, a de Xu *et al* (2017) 500 Ω para 590 mV. Entretanto, vale ressaltar que a distância entre os eletrodos é menor nesta pesquisa, o que influencia no desempenho do sistema.



Figura 3 – Aspectos eletroquímicos do sistema WCFV/CCM.



Fonte: Autoria própria (2019).

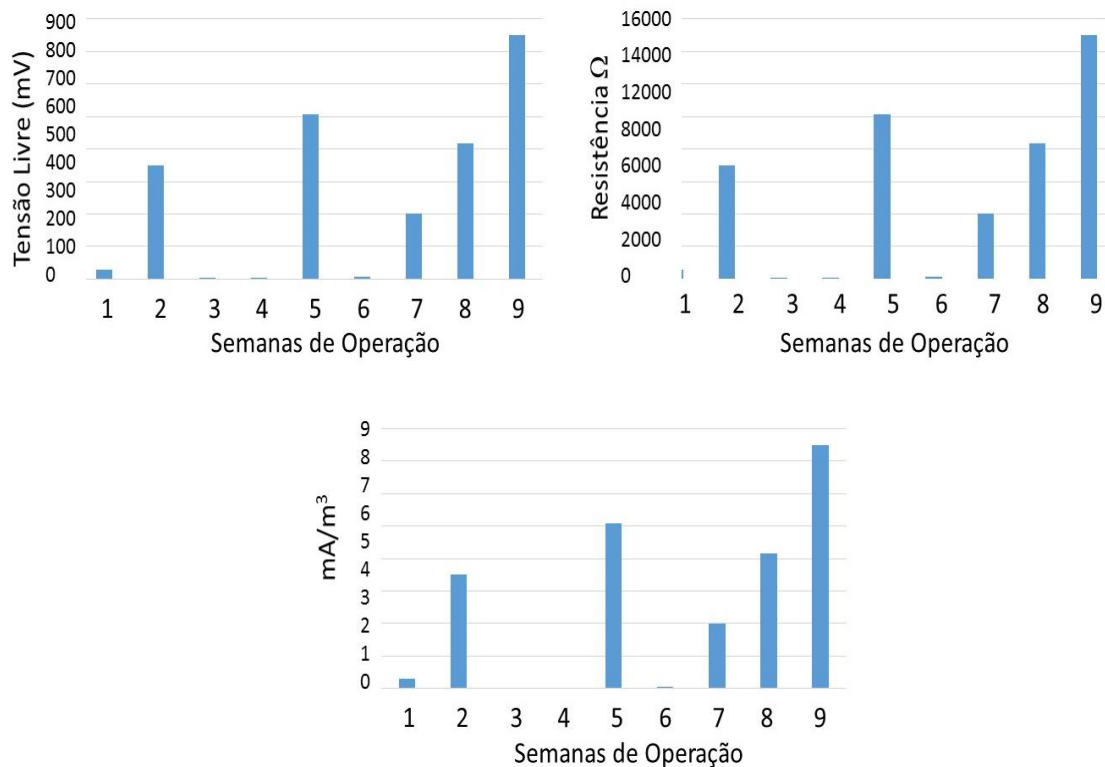
Outro fator a se considerar é que esse sistema foi abastecido com efluente bruto, caracterizado por conter altos níveis de carga orgânica, sólidos totais dissolvidos. Isso favorece a ocorrência de acolmatção no sistema, levando a criação de zona anaeróbia na superfície do WC, o que dificulta o fluxo de elétrons. A partir dos dados da Figura 3 foi decidido a continuidade de ensaios com a configuração WCFHSS/CCM (Vetiver) + WCFV (Carnivão).



3.2 Sistema WCFHSS/CCM + WCFV

As características dos parâmetros eletroquímicos do sistema WCFHSS/CCM + WCFV podem ser observados na Figura 4.

Figura 4 - Aspectos eletroquímicos do sistema WCFHSS/CCM + WCFV.



Fonte: Autoria Própria (2019).

No comparativo com os resultados obtidos por Xu *et al.* (2017) mostram que os resultados da Figura 4 devem merecer atenção para Resistência da unidade WCFHSS/CCM. Especialmente devido a uma tensão livre que deveria proporcionar maior densidade de corrente por volume do WC. Nos trabalhos desenvolvidos por CORBELLA e PUIGAGUT (2015) tendências de controle dos dados apresentados na Figuras 16 e 17 são considerados fundamentais para tornar ambientalmente viáveis o processo de integração das Células de Combustível Microbiana e os WCs.

A Tabela 1 mostra os dados de caracterização obtidos para os efluentes estudados com os *Wetlands* Construídos (WCs) estudados.



Tabela 1 - Dados de caracterização dos efluentes estudados.

Parâmetros	Parâmetros/Amostras		Primeiro	Segundo
	Bruto	Pós RA	Estágio WCFSS/CM	Estágio WCFV
pH	6,84	6,61	6,89	6,43
Condutiv. (uScm ⁻¹)	983	988	725	558
Turb. (NUT)	282,45	62,2	4,31	3,23
STD (ppm)	509	494	363	280
Cor (420 nm)	0,459	0,158	0,087	0,226
OD (mg L ⁻¹)	2,68	3,34	3,2	2,4
DDP (mV)	-75,9	-48,7	-63,83	-53,8
COT (mg L ⁻¹)	-	43,82	8,002	22,34
CI (mg L ⁻¹)	-	87,92	82,04	64,73
CT (mg L ⁻¹)	-	131,7	90,06	87,7
P solúvel (mg L ⁻¹)	-	3,43	1,41	2,18
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	-	54,32	24,08	6,72
Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	-	72,39	36,27	14,8

Fonte: Autoria própria (2019).

A chamada cor absorciométrica em 420 nm aumenta na última unidade de tratamento, especialmente devido aos materiais húmicos remanescente de folhas da *Hymenachne grumosa* em decomposição. No replantio destas mudas nem todo este material pode ser removido do substrato de areia e brita. O mesmo comportamento se observa para o COT (não para CT, devido as variações de redução de pH), P solúvel e oxigênio dissolvido (OD). Nos demais parâmetros as tendências são normais, ou seja, maior depuração dos efluentes com as unidades sequenciais.

4 Considerações Finais

A decisão da seleção dos efluentes da ETE UNISC foram fundamentais para desenvolver a CCM com os WCs, pois os efluentes são comparáveis as características dos efluentes gerais de unidades de setores de prestação de serviços. Assim sendo, foi observada a eficiência de tratamento na redução de carga orgânica em termos de COT e das ações eutrofizantes com P solúvel (maior fração na comparação com P Total no efluente estudado) e Nitrogênio Total. Os valores de DDP e densidade de corrente são significativos, especialmente no comparativo de coluna d'água nos WCs e na configuração dos mesmos, com máximos próximos a 250 mV e densidades de correntes



de 8 mA m^{-3} . Circuitos com resistores deverão ser pensados para configurações futuras, se aproximando das configurações vistas na literatura.

Referências

- APHA/AWWA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 2012.
- BEGOSSO, Larissa. **Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de Wetlands Construídos para o tratamento de água cinza**. 2009. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Limpas) 2009.
- BRASIL - Agencia Nacional de Aguas. **Atlas Esgotos revela mais de 110 mil km de rios com comprometimento da qualidade da água por carga orgânica**. 2017. Disponível: <<http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/noticias/atlas-esgotos-revela-mais-de-110-mil-km-de-rios-com-comprometimento-da-qualidade-da-agua-por-carga-organica>>. Acesso em: 20/05/2019.
- CORBELLA, C.; PUIGAGUT, J. Microbial fuel cells implemented in constructed wetlands: Fundamentals, current research and future perspectives. **Contributions to Science**. vol 11, p. 113-120 2015.
- DE SCHAMPHELAIRE, L.; VAN DEN BOSSCHE, L.; DANG[†], H. S.; HÖFTE, M.; BOON, N.; RABAEY, K.; AND VERSTRAETE, W. Microbial Fuel Cells Generating Electricity from Rhizodeposits of Rice Plants *Environ. Sci. Technol.*, v. 42, n. 8, p. 3053–3058, 2008.
- FRANCO, Barbara Fernandes Jaegger; MOURA, Matheus de Jesus Soares. **Emprego de wetlands para reuso de águas cinzas em um condomínio residencial**. 2017. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Química). 2017.
- HORN, T. B. Integração de Sistemas Wetlands Construídos+ Fotoozonização Catalítica no Tratamento de Efluentes de Campus Universitário (Systems Integration of Constructed Wetlands+ Photocatalytic Ozonation for wastewater treatment from campus university). **Postgraduate Program in Environmental Technology, University of Santa Cruz do Sul (UNISC), Santa Cruz do Sul, Brazil**, p. 1-157, 2011.
- MACHADO E.L., KIST L.T., SCHMIDT R., HOELTZ J.M., DALBERTO D., ALCAYAGA E.L. Secondary hospital wastewater detoxification and disinfection by advanced oxidation processes. **Environ Technol.** vol. 28(10), p.1135 - 1143. 2017.
- RACHINSKI, Silvio et al. Pilhas de combustíveis microbianas utilizadas na produção de eletricidade a partir de rejeitos orgânicos: uma perspectiva de futuro. **Química Nova**, v. 33, n. 8, p. 1773-1778, 2010.
- VILLASENOR, J. et al. Operation of a horizontal subsurface flow constructed wetland–microbial fuel cell treating wastewater under different organic loading rates. **Water Research**, v. 47, n. 17, p. 6731-6738, 2013.
- VYMAZAL, J. Constructed *wetlands* for wastewater treatment: Five decades of experience. **Environ. Sci. Technol.**, v. 45 (1), p. 61-69. 2010.
- XU, L.; ZHAO, Y.; WANG, T.; LIU, R.; & GAO, F. Energy capture and nutrients removal enhancement through a stacked constructed wetland incorporated with microbial fuel cell **Water Science & Technology** ·v. 76(1), p. 28-34. , 2017.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





SISTEMA ECOLÓGICO PARA TRATAMENTO ASSOCIADO DE ESGOTO UNIFAMILIAR

Bruna Villar Souza

UEMG, Unidade de João Monlevade – Minas Gerais (MG), Brasil
Graduanda em Engenharia Ambiental
villarbruna@gmail.com

Carla Alvernáz Figueiredo

UEMG, Unidade de João Monlevade – Minas Gerais (MG), Brasil
Graduanda em Engenharia Ambiental
carla.alvernaz@hotmail.com

Hebert Medeiros Gontijo

UEMG, Unidade de João Monlevade – Minas Gerais (MG), Brasil
Mestre em Desenvolvimento Sustentável e Extensão
hebert.gontijo@uemg.br

Nayra Martins Leite*

UEMG, Unidade de João Monlevade – Minas Gerais (MG), Brasil
Graduanda em Engenharia Ambiental
nayra_martins15@hotmail.com

Resumo

Este trabalho foi desenvolvido partindo da problemática causada pela falta de tratamento do esgoto doméstico que gera incalculáveis danos ao meio ambiente e à sociedade, nos países emergentes, principalmente nas comunidades rurais. Primeiramente, foi realizada uma revisão bibliográfica, seguida do desenvolvimento e implantação de um sistema ecológico, que consiste na associação da Fossa Biodigestora da EMBRAPA com o Wetlands Construídos, para o tratamento de águas residuárias e cinzas. Posteriormente à montagem do projeto, testes, ajustes, execução e desenvolvimento das plantas flutuantes e emergentes, foi feita a coleta de água para análise laboratorial que utilizou um método específico para cada um dos seguintes parâmetros: coliformes fecais, coliformes totais, cloro residual livre e pH. Visando o atendimento aos padrões da legislação vigente em relação ao seu destino final, concluiu-se pelos resultados apresentados, que água após o tratamento não pode ser destinada ao reuso doméstico apesar de ter atendido aos parâmetros básicos para o retorno ao meio ambiente. Ressalta-se, ainda, a importância de uma perspectiva inovadora para o desenvolvimento sustentável, no que tange soluções alternativas com viabilidade econômica e ecológica, de fácil montagem e manutenção e que possua eficiência comprovada.

Palavras-chave: Esgoto doméstico. Fossa biodigestora. Wetlands construídos. Desenvolvimento sustentável.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

1 Introdução

De acordo com o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, aproximadamente 16% dos brasileiros residem em zona rural, sendo esse índice representado numericamente por 29,9 milhões de pessoas (IBGE, 2010).

Conforme estabelecem Kobiyama et al. (2008) o tratamento do esgoto é fator indispensável para a saúde da população rural sendo definido como agrupamento de medidas que elevam o bem-estar de todos da comunidade.

Os problemas socioambientais atuais decorrem do fato de a humanidade ter ignorado e interferido nos padrões e processos de relacionamento dos ecossistemas, que sustentam a vida. E somente com a compreensão dessa perspectiva sistêmica, através da chama alfabetização ecológica, em que se busca o aprendizado a partir da natureza ao invés de buscar o que extrair dela, será garantido o desenvolvimento sustentável e a sobrevivência humana.

Diante desse cenário, foi elaborado o sistema ecológico com a fossa biodigestora desenvolvida pela Embrapa associada com wetlands construídos. Sistema desenvolvido a partir da necessidade de tratar águas residuárias e cinzas, proporcionando o saneamento rural completo. Nesse estudo, está sendo analisada a viabilidade e a eficiência desse sistema, cuja finalidade é o tratamento completo dos dejetos humanos, utilizando o processo anaeróbico da fossa em conjunto com a capacidade natural das plantas com suas raízes e folhas de exercerem a evapotranspiração, visando a despoluição da água e seu retorno para o ciclo hidrológico totalmente sem contaminantes.

2 Referencial teórico

A composição do efluente doméstico é representada por aproximadamente 99,9% de água e 0,1% de sólidos (CHERNICHARO, 1997). Existem três parâmetros em que o esgoto pode ser dividido: físico, químico e biológico, sendo que o potencial poluidor se difere entre essas categorias (SPERLING, 1996).

Organização:



Apoio:



Patrocínio:



2.1 Fossa séptica biodigestora

Novaes et al. (2006) foi o responsável pela criação da fossa biodigestora que foi desenvolvida no ano 2000. Esta é caracterizada por um sistema que trata os dejetos humanos, cujo propósito é substituir o esgoto a céu aberto e as fossas tradicionais utilizadas em zona rural, em razão dos vários benefícios oferecidos pela mesma (NOVAES et al., 2006). O processo das fossas sépticas se caracteriza com a separação e transformação da matéria sólida presente no efluente para tratamento primário do esgoto doméstico (CHERNICHARO, 1997).

A fossa da Embrapa é um sistema criado para tratar o efluente do banheiro de casas rurais, na qual o esgoto é lançado em um conjunto de recipientes interligados entre si. Nesse sistema, o esgoto doméstico é tratado através do processo de fermentação anaeróbica que reduz os agentes biológicos perigosos à saúde humana. O tempo do processo anaeróbico é dependente de duas variáveis, que são a quantidade de pessoas que fazem uso do sistema e a temperatura da mesma.

A instalação da fossa séptica biodigestora na propriedade rural minimiza a ocorrência de doenças causadas pela falta de saneamento básico e contribui para a preservação do meio ambiente. Além disso, proporciona o saneamento básico na zona rural tratando os desejos humanos de forma correta (OLIVER, 2007).

2.2 Wetlands construídos

De acordo com Oliveira et al. (2005) o sistema de wetlands construídos pode ser utilizado de forma ostensiva para tratamento de águas residuárias, não sendo necessário preocupar com a eficiência do processo, pois no alagado construído é significativo o grau de controle das descargas dos efluentes, uma vez que a experimentação com relação à composição do substrato, tipo de vegetação, padrão de fluxo, tempo de retenção e procedimento hidráulico conduzem a melhor eficiência e desempenho do processo de tratamento.

Esse sistema envolve dois tratamentos distintos: a filtração e degradação microbiana da matéria orgânica, adsorção e desorção, absorção de nutrientes pelos



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

rizomas das vegetações e microrganismos. O sistema apresenta relevante capacidade de nitrificação e desnitrificação, devido à presença de sítios aeróbios proporcionados pela transferência de oxigênio da planta para o meio suporte anóxico, por meio dos rizomas das vegetações cultivadas, dados concluídos pelos autores Cooper (1998), Mansor (1998), U.S.EPA (2000), Sezerino (2006) e Zanella (2008).

Para garantir a máxima eficiência do wetlands construído deve-se remover regularmente a biomassa vegetal do sistema para garantir a elevada remoção de nutrientes. De tal forma, quanto maior a produtividade da planta, maior a sua capacidade de remover poluentes das águas residuárias, por essa razão, a seleção da vegetação deve ser cuidadosa, de forma a se maximizar essas remoções.

Na escolha das espécies vegetais para compor o wetlands é importante selecionar plantas perenes, que tenham alta tolerância ao excesso de água e à ambientes eutrofizados, crescimento rápido e fácil propagação, além de alta capacidade de remover nutrientes e poluentes do efluente (MATOS et al., 2012).

3 Metodologia

Este trabalho iniciou-se com uma pesquisa bibliográfica para aprofundamento do tema, com consulta à livros, artigos de revistas, artigos científicos, trabalhos de conclusão de curso, dissertações de mestrado, teses de doutorado, sites, entre outros.

O sistema ecológico foi implantado numa propriedade na zona rural da cidade Rio Piracicaba-MG, e a escolha do local se deu pelas condições propícias, viabilização econômica e facilitação para executar e monitorar o mesmo.

Utilizou-se o modelo de pesquisa de campo, uma vez que a prática de toda teoria estudada foi aplicada, havendo a observação do desempenho da fossa biodigestora associada à construção do wetlands.

A montagem do sistema ocorreu em conformidade com a planta desenvolvida e apresentada na figura 1:

Organização:



Apoio:

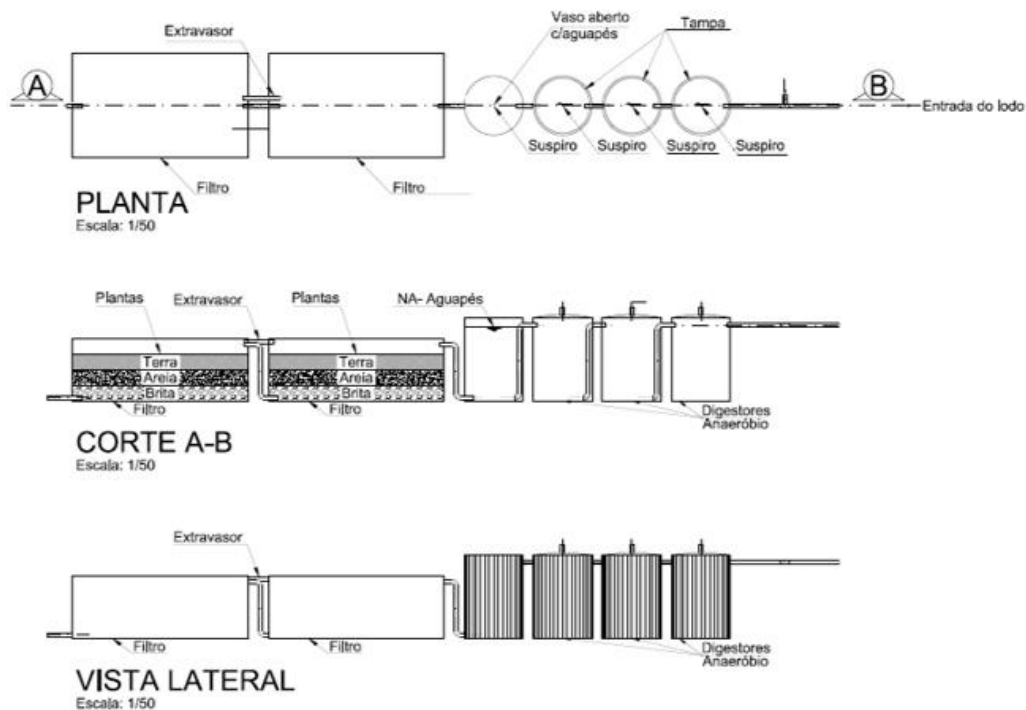


Patrocínio:





Figura 1 – Planta do sistema ecológico associado



Fonte: Autoria própria (2018)

Foi definida e preparada uma área de 10 m², onde foi instalada a fossa biodigestora. Para a montagem da fossa foram utilizadas três bombonas de 200 litros cada. Para os wetlands construídos foram utilizadas duas caixas d'água de 500 litros cada e toda a tubulação e conexões foram de PVC de 40 mm. O esgoto doméstico gerado foi coletado e destinado à fossa biodigestora através de uma rede hidráulica de tubos de PVC de 100 mm, com extensão total de cerca de 100 m.

O sistema ecológico é composto por seis seções, sendo que as três primeiras formam a fossa biodigestora receptora primária do esgoto doméstico. O tratamento desse esgoto é realizado através de processo anaeróbico com adição de esterco fresco diluído em água para contribuir no processo de decomposição da parte sólida das águas cinzas. Por conseguinte, a quarta bombona é a receptora do esgoto líquido e esta possui plantas aquáticas filtrantes (aguapés). As duas últimas seções são compostas por caixas d'água formando o wetlands, que foi construído por três camadas de 15 cm cada e compostas por



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

britas tipo zero, um e dois mescladas, acrescidas de areia fina e peneirada, terra para fixação das plantas e plantas aquáticas com raízes filtrantes com alto poder de evapotranspiração (taboa e taioba). Todo esse sistema tem a finalidade de tratar o esgoto doméstico (águas residuárias e cinzas), filtrar as impurezas, contribuir no processo de evapotranspiração e no retorno ao curso hídrico sem contaminação.

Posteriormente foi coletada a amostra de água do sistema ecológico, que foi encaminhada para realização das análises laboratoriais na Ecoar Monitoramento Ambiental Ltda, situada em João Monlevade – MG. Ela segue as especificações de normas internacionais de análise Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater - SMEWW 23RD Edition (Método 9223 B-9-82), (Método 9223 B-9-89) e (Método 9223 B-9-99).

As análises microbiológicas (presença e ausência de coliformes totais e fecais) foram realizados em frascos coletores de vidros estéril, com capacidade de 500 ml e com tampa de rosca. A quantificação ocorreu pela técnica de tubos múltiplos com utilização da técnica de substrato enzimático, sendo revelado através da coloração amarela (hidrolise do ONPG) e presença de fluorescência quando vista sob luz UV-365nm (hidrolise do MUG). Para resultado incolor considerar negativo, ou seja, ausência de coliformes totais, para cor amarelo, presença de coliformes totais e amarelo com fluorescência significa a presença de escherichia coli (ECOAR, 2018).

Para as análises físico-químicas (pH, oxigênio dissolvido, turbidez, temperatura, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), óleos e graxas totais) a quantificação ocorre através de propriedades físicas pela separação e quantificação utilizando a espectrometria, espectroscopia e turbidimetria. As propriedades químicas utilizam transformações químicas como base primária de separação e quantificação pela volumetria, titulometria, combustão e gravimetria (ECOAR, 2018).

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





4 Resultados e discussões

A figura 2, apresenta uma imagem real do sistema ecológico em funcionamento logo após a montagem. Período em que foram feitos os primeiros testes, ajustes, execução e desenvolvimento das plantas flutuantes e emergentes.

Figura 2 – Imagem real do sistema ecológico



Fonte: Autoria própria (2018)

Para a coleta primária da amostra do efluente, os parâmetros analisados foram coliformes fecais, coliformes totais, cloro residual livre e pH. Para facilitar a interpretação dos resultados e identificar a presença e/ou ausência de coliformes totais usou-se o parâmetro de coloração conforme exposto da tabela 1.

Tabela 1 – Interpretação dos resultados das análises

Coloração	Resultado	Significado
Incolor	Negativo	Ausência de Coliformes Totais
Amarelo	Positivo	Presença de Coliformes Totais
Amarelo com fluorescência azul (exposição à luz UV/365nm)	Positivo	Presença de Escherichia coli

Fonte: Ecoar (2018)



Na tabela 2, estão apresentados os resultados obtidos para os parâmetros analisados na amostra primária:

Tabela 2 – Resultados da análise

Ensaio	Resultado	LQ	Método
Coliformes Fecais	6.1 x 10 ³	1,8	SMEWW 23RD ed. 9223 B
Coliformes totais	> 8.0 x 10 ³	1,8	SMEWW 23RD ed. 9223 B
Cloro residual livre	0,03	0,02	SMEWW 23RD ed. 4500 Cl G
pH	6,72	0,01	SMEWW 23RD ed. 4500 H+ B

Legenda:

LQ - Limite de quantificação do método de ensaio

SM- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23 RD. Edition, 2017.

Fonte: Ecoar (2018)

As análises apontaram presença de coliformes totais e fecais comprometendo a potabilidade da água de acordo com a Portaria 5/2017 que dispõe sobre padrões de potabilidade da água para consumo humano. Todavia, o propósito do projeto foi a despoluição do efluente e seu retorno ao meio ambiente sem contaminação. Logo, não foi detectado na análise presença de *Escherichia coli* sendo um indicador patogênico de origem fecal muito importante designado como termotolerante, desprovido de vida livre no ambiente, indicando que, quando presente na água, a mesma está contaminada por fezes. Em seguida, foram identificados, cloro residual e pH, sendo que ambos estão dentro dos limites aceitáveis de acordo com a Resolução 357, de 17 de março de 2005.

Apesar dos resultados obtidos na análise revelarem a presença de coliformes totais e fecais, o efluente pode retornar ao curso d'água contribuindo na minimização de impactos ambientais.

4 Conclusão

Os resultados obtidos demonstram que, o efluente, após passar pelo tratamento associado, conseguiu minimizar a carga de contaminantes presentes na água se comparado ao esgoto doméstico bruto. O efluente não possui potabilidade para ser



consumido e não é recomendado seu reuso em atividades domésticas, porém pode voltar ao meio ambiente oferecendo menos impactos ambientais.

Com este trabalho, desenvolveu-se uma nova tecnologia alternativa para solucionar a problemática sanitária, principalmente, da zona rural. O sistema ecológico para tratamento associado de esgoto poderá pertencer aos modelos de tratamento de esgoto unifamiliar.

A fossa biodigestora associada com wetlands construídos é um projeto que iniciou-se no ano de 2018 e continua em execução, onde serão testadas todas as variáveis, feitos todos os ajustes e novas análises, para alcançar o objetivo que é a despoluição total de águas residuárias e cinzas nas residências de zona rural.

Referências

- BRASIL, Resolução CONAMA nº357, de 17 de março de 2005. **Classificação de águas, doces, salobras e salinas do Território Nacional**. Publicado no D.O.U.
- CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Princípios do tratamento Biológico de águas Residuárias: Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: UFMG, 1997.
- COOPER, P. **A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed. Treatment systems**. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 1., 27 set. a 02 out. 1998. Águas de São Pedro. Anais... Águas de São Pedro: CEA/UNESP;IAWQ, 1998. 1 CD-ROM.
- Ecoar Monitoramento Ambiental Ltda. **Relatório de Ensaios ECOAR Nº 10655/18**, 2018.
- EMBRAPA. **Fossa Séptica Biodigestora**. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/371570/fossa-septica-biodigestora>>. Acesso em: 24 de Setembro de 2018.
- IBGE. **Censo Demográfico 2000**. Brasil. Rio de Janeiro. 2010.
- KOBIYAMA, M.; MOTA, A.A. **Recursos hídricos e saneamento**. In: Seminário Saneamento Ambiental (2008: Rio Negrinho), Rio Negrinho: ACIRNE, Anais, 2008. CD-rom. 33p.
- MANSOR, M. T. C. **Uso de leitos de macrófitas no tratamento de águas residuárias**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 106f. 1998.
- MATOS, A. T., ABRAHÃO, S. S., MONACO, P. A. P. **Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios**. Eng. Agríc., Jaboticabal, v.32, n.6, p.1144-1155, nov./dez. 2012. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/eagri/v32n6/16.pdf>>. Acesso em: 24 de Setembro de 2018.
- NOVAES, A.P.; SIMÕES, M.L.; INAMASU, R.Y.; JESUS, E.A.P.; MARTINNETO, L.; SANTIAGO, G.; DASILVA, W.T.L. **Saneamento básico na área rural**. In: SPADOTTO, C. & RIBEIRO, W. (Org.). Gestão de resíduos na agricultura e na agroindústria. Botucatu: Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais. p. 262-275. 2006.
- OLIVEIRA, E. L.; TALAMONI, J. L. B; ENOKIBARA, M; FILHO, G. S. C; NETO, L. C. **Alagados Construídos no tratamento de águas residuárias do Jardim Botânico Municipal de Bauru/SP**. In: 23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.
- OLIVER A. P. M. **Manual de Treinamento em Biodigestão**. Instituto Winrock – Brasil: Versão 2.0, 2007.
- 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) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 176f. 2006.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

SPERLING, Marcos Von. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 1996.

U.S. EPA – UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Decentralized systems technology fact sheet, septic tank systems for large flow applications**. Report 832. Washington, D.C.: EPA/ Office of Water. 79 p. 2000.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: Wetlands-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. Originalmente apresentada como tese de doutorado, Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, SP, 2008. 219 p.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





USO DE MACRÓFITAS DO PANTANAL PARA APRIMORAR SISTEMAS NATURAIS DE TRATAMENTO

Karen Midori Takahashi*

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil
Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia
karen.takahashi@aluno.ufms.br

Juliano Akio Nakasato

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil
Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia
julianoanakazato95@gmail.com

Ana Camila Michelletti

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil
Instituto de Química
ana.micheletti@ufms.br

Arnildo Pott

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil
Faculdade de Ciências Farmacêuticas, Alimentos e Nutrição
arnildo.pott@gmail.com

Nídia Cristiane Yoshida

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil
Instituto de Química
nidia.yoshida@ufms.br

Paula Loureiro Paulo

Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande – MS, Brasil
Faculdade de Engenharias, Arquitetura e Urbanismo e Geografia
paula.paulo@ufms.br

Resumo

A presença de macrófitas em *wetlands* construídos (CW) são fundamentais tendo em vista seu potencial fitorremediador. O Pantanal, a maior área de zonas úmidas tropicais naturais do planeta, apresenta uma grande biodiversidade de macrófitas adaptadas as variações de água na região (estações de inundação e seca) com potencial de aplicação aos CW. Nesse estudo buscou-se selecionar espécies de macrófitas do Pantanal capazes de melhorar a performance de um sistema de CW para tratar água cinza. Como critérios de seleção das plantas foram utilizadas a avaliação da atividade antimicrobiana através da concentração



mínima inibitória (CMI)] e análise dos perfis químicos, através de cromatografia em camada delgada (CCD) e cromatografia líquida de alta eficiência acoplada a espectrometria em massa (CLAE-EM). Das cinco plantas inicialmente amostradas, as espécies *Polygonum acuminatum* (Fumo bravo) e *Ludwigia lagunae* (Erva-de-bicho) apresentaram atividade antimicrobiana contra *S. aureus* (MIC = 625 mg.mL⁻¹) e a um perfil químico rico em compostos fenólicos e taninos.

Palavras-chave: Água cinza. Sistemas naturais. Macrófitas. *Wetland* naturais.

1 Introdução

As plantas têm uma função primordial nos *wetlands* construídos (CW), por proporcionarem funcionalidades físicas como i) transpiração, ii) habilidade de fornecer resistência ao fluxo e iii) capturar partículas de águas residuárias (CARVALHO *et al.*, 2014, p. 11746; KADLEC; WALLACE, 2009, p. 59), além de viabilizarem funções ecológicas resultantes da criação de uma microfauna, agregando valor ao meio ambiente (KADLEC; WALLACE, 2009, p. 59; WALLACE; KNIGHT, 2006, p. 9-2).

Plantas como as macrófitas aquáticas têm relevância para aplicação aos CW devido sua capacidade de crescimento em zonas úmidas (KADLEC; WALLACE, 2009, p. 64), e pela habilidade de removerem compostos como a matéria orgânica e nutrientes. Macrófitas são plantas aquáticas que desempenham um papel extremamente importante no funcionamento dos ecossistemas em que estão inseridas, sendo capazes de estabelecer uma conexão forte entre sistema aquático e ambiente terrestre que as circundam (POMPÊO, 2017, p. 7).

O Pantanal é reconhecido no mundo todo como um importante ecossistema, abrigando pelos menos 1700 espécies de vegetais superiores, com cerca de 280 espécies de macrófitas aquáticas (POTT *et al.*, 2011, p. 266; POTT; POTT, 2000, p. 25). O Pantanal é uma região de planície, e devido à falta de gradiente hidráulico, representa a maior área de várzea do planeta, sendo dois terços dessa área localizada no Mato Grosso do Sul, ocupando 25% do território (POTT; POTT, 2000, p. 26).

O ambiente do Pantanal tem uma rica diversidade de macrófitas aquáticas, que são naturalmente adaptadas às variações hídricas típicas da região. Essas plantas têm um



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

ótimo potencial de adaptação em CW e, além disso, possuem propriedades que podem otimizar o sistema, como atividades antimicrobianas. Assim, o objetivo do trabalho foi selecionar espécies de macrófitas do Pantanal visando melhorar o desempenho do tratamento de águas cinzas claras em sistemas de *wetlands* construídos.

2 Material e métodos

Coleta e seleção das macrófitas

As macrófitas aquáticas foram coletadas em dezembro de 2017, no Pantanal Sulmato-grossense (19°34'37"S e 57°00'42"O). As espécies *Polygonum acuminatum* Kunth (Polygonaceae); *Sesbania bispinosa* (Jacq.) W. Wight (Fabaceae); *Ludwigia lagunae* (Morong) H. Hara (Onagraceae); *Aspilia latissima* Malme (Asteraceae) e *Ipomea carnea* Jacq. (Convolvulaceae) foram selecionadas e identificadas pelo botânico Dr. Arnildo Pott do herbário CGMS. O critério de seleção das espécies levou em consideração a localização das plantas, focando em regiões alagadas e o estágio de desenvolvimento, sendo coletados indivíduos adultos e mudas capazes de se adaptarem ao sistema e possivelmente apresentar a ação de despoluição.

Preparo dos extratos

Amostras das folhas, caules e raízes das macrófitas foram coletadas e secas à sombra, sob temperatura ambiente, e as partes das plantas (folha, caule e raízes - aproximadamente 100 g) foram moídas e extraídas com etanol, separadamente, durante 5 dias. Decorrido o período de extração, o solvente foi evaporado sob pressão reduzida a uma temperatura de, no máximo, 40° C. Os extratos resultantes foram completamente secos em capelas de exaustão e armazenados em freezer a -20° C.

Determinação da concentração mínima inibitória (CMI)

Os extratos foram pesados e diluídos em DMSO (dimetilsulfóxido) para obter a concentração de 5 mg.mL⁻¹. Placas de 96 poços foram preparadas adicionando-se 100 µL de caldo Mueller-Hinton em cada poço e 100 µL da solução dos extratos preparada na concentração de 5 mg.mL⁻¹ ao primeiro poço. Em seguida, esta solução foi transferida



para os demais poços com sucessivas diluições 1:2 para atingir concentrações finais entre $100 \mu\text{g.mL}^{-1}$ até $2,5 \text{ mg.mL}^{-1}$, com volume final de $100 \mu\text{L}$ em cada poço. Para o controle positivo, a gentamicina, a concentração final nos poços variou entre $60 \mu\text{g.mL}^{-1}$ e $0,47 \mu\text{g.mL}^{-1}$. O inóculo bacteriano constituiu de uma cultura de *Staphylococcus aureus* (ATCC 25923 – Gram positiva) e de *Escherichia coli* (ATCC 25922 – Gram-negativa) em ágar Mueller-Hinton diluída em solução salina estéril (0,45%) a uma concentração de 10^8 CFU.mL^{-1} , e então diluídos 1:10 em solução salina estéril $5 \mu\text{L}$ (10^4 CFU.mL^{-1}) da solução foram adicionados em cada poço. Todos os testes foram realizados em triplicata e as placas incubadas a 36°C por 18 horas. Após este período, $20 \mu\text{L}$ de uma solução aquosa (0,5 %) de cloreto de trifetil tetrazolio (TTC) foram adicionados a cada poço e as placas incubadas novamente a 36°C por 2 horas. Nos poços onde o crescimento bacteriano ocorreu, observou-se uma mudança de coloração, de incolor para vermelho. A CMI foi definida como a menor concentração de cada substância onde não ocorreu mudança de coloração da solução (MANDA *et al.*, 2018, p. 642).

Análise cromatográfica em camada delgada (CCD)

Os extratos foram analisados em placas cromatográficas de sílica no tamanho $5,5 \text{ cm} \times 2,5 \text{ cm}$, junto dos padrões quercetina e rutina. Em seguida a placa foi eluída utilizando acetato de etila e gotas de ácido fórmico. Após seca, a placa foi borrifada com o reagente NP-PEG (polyethylene glycol reagente), sendo posteriormente visualizada sob luz UV a $\lambda 365 \text{ nm}$, para a detecção de flavonoides (WAGNER; BLADT; ZGAINSKI, 1996, p. 196).

Cromatografia líquida de alta eficiência acoplado à espectrometria de massa (CLAE-EM)

Os extratos analisados na cromatografia em camada delgada (CCD), foram submetidos a análise em cromatografia líquida de alta eficiência acoplada a espectrometria de massa (CLAE-EM). O detector utilizado foi um Shimadzu modelo LC – 20AD com detector UV-Vis (SPD – 20A), e coluna analítica Phenomenex Luna (150



mm x 4,6 mm, 5 μ m). Foi utilizado água ultrapura com 0,1 % de ácido fórmico (A) e metanol junto à 0,1 % de ácido fórmico (B) como fases móveis. Os gradientes de eluições foram 0,0 à 38 min 35 % B; 38 à 45 min 100 % B, com taxas de fluxo de 0,2 mL.min⁻¹. O comprimento de onda UV foi varrido ao comprimento de 254 à 330 nm.

3 Resultados e discussão

Foram selecionadas no Pantanal cinco espécies de macrófitas, das quais foram obtidos o total de 13 extratos etanólicos a partir de diferentes órgãos das plantas: *Polygonum acuminatum* (folha, caule e raiz); *Sesbania bispinosa* (folha, caule e flor); *Ludwigia lagunae* (folha, caule e flor); *Aspilia latissima* (folha) e *Ipomea carnea* (folha, caule e flor). Os extratos foram submetidos à avaliação da atividade antimicrobiana e à análise do perfil químico.

Determinação da concentração mínima inibitória (CMI)

Os extratos etanólicos das folhas da *Polygonum acuminatum* e folhas, caules e flores da *Ludwigia lagunae* apresentaram CMI de 625 mg.mL⁻¹ contra a bactéria *Staphylococcus aureus*, indicando atividade microbiana moderada contra esta cepa Gram-positiva (KUETE, 2010, p. 1485). As demais amostras não apresentaram atividade significativa.

Análise cromatográfica em camada delgada (CCD)

Os extratos que apresentaram atividade antimicrobiana foram analisados em cromatografia em camada delgada de sílica. Os padrões quercetina e rutina e os extratos foram aplicados na placa cromatográfica, e após a revelação da placa com o reagente NP-PEG, específico para compostos fenólicos, foram observadas manchas de coloração amarela e azul intensa quando observadas sob luz UV, de mesmo fator de retenção dos padrões. Estas observações são compatíveis com a presença de compostos fenólicos, bem como flavonoides, nos extratos das plantas



Cromatografia líquida de alta eficiência acoplado à espectrometria de massa (CLAE-EM)

A presença dos flavonoides foi confirmada na análise CLAE-EM. Os flavonoides apresentaram ação antimicrobiana contra diferentes cepas, tais como as *Staphylococcus aureus* e *Pseudomonas aeruginosa*, atribuídas a presença ao flavonoide quercetina (SONAR *et al.*, 2012, p. 635). Outro composto indicado na análise CLAE-EM foram os taninos, que possuem ação antimicrobiana e são capazes de precipitar proteínas (SCALBERT, 1991, p. 3876). Os taninos são utilizados com frequência como agente floculante no tratamento de água.

Análise das espécies

A análise da ação antimicrobiana para os extratos possibilitou uma prévia seleção das espécies a serem utilizadas em *wetlands* construídos, sendo confirmado na análise de cromatografia, onde foram observadas manchas características de compostos fenólicos nas macrófitas *P. acuminatum* e *L. lagunae*, indicando potencial das espécies para serem utilizadas nos *wetlands* construídos. Estudos apontam a ação antimicrobiana de compostos fenólicos, tais como o flavonoide canferol-3-*O*-rutinosídeo, que apresentou atividade contra cepas de *Staphylococcus aureus*, *S. epidermidis*, *Bacillus subtilis*, *Micrococcus luteus*, *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa*, *Klebsiella pneumoniae* e *Salmonella enteritidis* (NENAAH, 2013, p. 1257). É atribuída ao flavonoide quercetina atividade antimicrobiana contra cepas de *Staphylococcus aureus* e *Pseudomonas aeruginosa* (SONAR *et al.*, 2012, p. 635). Os resultados obtidos apontam o potencial emprego destas macrófitas. Adicionalmente, é possível encontrar estudos relatando a presença da colonização a partir de septos de fungos endofíticos (FSD) e fungos micorrízicos arbusculares (FMA) na raiz da macrófita *P. acuminatum* Kunth (MARINS; CARRENHO; THOMAZ, 2009, p. 16). A colônia FMA auxilia as plantas na superação de estresses bióticos e abióticos, e apresentam capacidade em tolerar solos contaminados com metais (WANG *et al.*, 2016, p. 4039). Dambiec *et al.* (2017, p. 173) mostrou que uma espécie da mesma família da *P. acuminatum*, *Polygonum arenastrum*, foi capaz de acumular cromo dos solos.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





Para as macrófitas pertencentes ao mesmo gênero da *L. lagunae*, foi possível encontrar potencial alelopático conforme estudos de Dandelot et al. (2008, p. 315) realizados com a espécie *L. grandiflora*. Além disso, estudos utilizando a espécie *Ludwigia octovalvis* mostraram ser potencial de fitorremediação de metais pesados (IDRIS et al., 2016, p. 34).

4 Conclusão

Dentre as cinco espécies estudadas e os critérios utilizados para seleção, as macrófitas *P. acuminatum* e *L. lagunae*, apresentaram o melhor potencial para aplicação nos *wetlands* construídos em função da ação antimicrobiana moderada e da presença de flavonóides.

Referências

- CARVALHO, P. N.; BASTO, M. C. P.; ALMEIDA, C. M. R.; BRIX, H. (2014). **A review of plant–pharmaceutical interactions: from uptake and effects in crop plants to phytoremediation in constructed wetlands.** *Environmental Science and Pollution Research*, 21(20), 11729–11763. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2550-3>
- DAMBIEC, M.; WOJTUŃ, B.; SAMECKA-CYMERMAN, A.; POLECHOŃSKA, L.; RUDECKI, A.; KEMPERS, A. J. (2017). **Fluorine and metals in Polygonum arenastrum Bor. from areas influenced by various types of industry.** *Ecological Indicators*, 82(March), 163–174. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.053>
- DANDELLOT, S.; ROBLES, C.; PECH, N.; CAZAUBON, A.; VERLAQUE, R. (2008). **Allelopathic potential of two invasive alien Ludwigia spp.** *Aquatic Botany*, 88(4), 311–316. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.004>
- IDRIS, M.; ABDULLAH, S. R. S.; TITAH, H. S.; LATIF, M. T.; ABASA, A. R.; HUSIN, A. K.; HANIMA, R. F.; AYUB, R. (2016). **Screening and identification of plants at a petroleum contaminated site in Malaysia for phytoremediation.** *Journal of Environmental Science and Management*, 19(1), 27–36.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. (2009). *Treatment wetlands* (Second). CRC Press Taylor & Francis Group.
- KUETE, V. (2010). **Potential of Cameroonian plants and derived products against microbial infections: A review.** *Planta Medica*, 76(14), 1479–1491. <https://doi.org/10.1055/s-0030-1250027>
- MARINS, J. F. de; CARRENHO, R.; THOMAZ, S. M. (2009). **Occurrence and coexistence of arbuscular mycorrhizal fungi and dark septate fungi in aquatic macrophytes in a tropical river-floodplain system.** *Aquatic Botany*, 91(1), 13–19. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2009.01.001>
- MANDA, B. R.; PRASAD, A. N.; THATIKONDA, N. R.; LACERDA, J. V.; BARBOSA, L. R.; SANTOS, H.; ROMÃO, W.; PAVAN, F. R.; RIBEIRO, C. M.; SANTOS, E. A. dos; MARQUES, M. R.; de LIMA, D. P.; MICHELETTI, A. C.; BEATRIZ, A. (2018). **Synthesis, antibacterial and antitubercular evaluation of cardanol and glycerol-based β -amino alcohol derivatives.** *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 29, 639–648.
- NENAAH, G. (2013). **Antimicrobial activity of Calotropis procera Ait. (Asclepiadaceae) and isolation of four flavonoid glycosides as the active constituents.** *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 29(7), 1255–1262. <https://doi.org/10.1007/s11274-013-1288-2>



- PINHEIRO, T.; BATTIROLA, L.; MARQUES, M. (2011). **Fertility tables of two populations of the parthenogenetic species *Poratia salvator* (Diplopoda, Polydesmida, Pyrgodesmidae).** *Brazilian Journal of Biology*, 71(2), 501–510. <https://doi.org/10.1590/s1519-69842011000300021>
- POMPÊO, M. (2017). **Monitoramento e manejo de macrófitas aquáticas.** In *America*. <https://doi.org/10.11606/9788585658670>
- POTT, A.; OLIVEIRA, A.; DAMASCENO-JUNIOR, G.; SILVA, J. (2011). **Plant diversity of the Pantanal wetland.** *Braz. J. Biol.*, 71(1), 265–273. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000200005>
- POTT, A. (1982). *Pastagens das sub-regiões dos Paiaguás e da Nhecolândia do Pantanal Mato-Grossense* (EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, ed.).
- POTT, V. J.; POTT, A. (2000). *Plantas aquáticas do Pantanal* (Embrapa, ed.).
- SCALBERT, A. (1991). **Antimicrobial properties of tannins.** *Phytochemistry*, 30(12), 3875–3883. [https://doi.org/10.1016/0031-9422\(91\)83426-L](https://doi.org/10.1016/0031-9422(91)83426-L)
- SONAR, P. K.; SINGH, R.; KHAN, S.; SARAF, S. K. (2012). **Isolation, characterization and activity of the flowers of *Rhododendron arboreum* (Ericaceae).** *E-Journal of Chemistry*, 9(2), 631–636. <https://doi.org/10.1155/2012/872147>
- WAGNER, H.; BLADT, S.; ZGAINSKI, E. M. (1996). *Plant Drug Analysis - A Thin Layer Chromatography*. Berlin: Springer-Verlag.
- WALLACE, S.; KNIGHT, R. (2006). *Small-Scale Constructed Wetland Treatment Systems: Feasibility, Design Criteria, and O&M Requirements*. IWA Publishing.
- WANG, Q.; XIE, H.; NGO, H. H.; GUO, W.; ZHANG, J.; LIU, C.; LIANG, S.; HU, Z.; YANG, Z.; ZHAO, C. (2016). **Microbial abundance and community in subsurface flow constructed wetland microcosms: role of plant presence.** *Environmental Science and Pollution Research*, 23(5), 4036–4045. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4286-0>

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





POTENCIAL DE REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITRIFICAÇÃO NO PRIMEIRO ESTÁGIO DO WETLANDS CONSTRUÍDO VERTICAL – SISTEMA FRANCÊS – COM ÁREA REDUZIDA

Camila Maria Trein*

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte - MG, Brasil
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
camilatrein@yahoo.com.br

Mirene Augusta de Andrade Moraes

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

Jorge Alejandro García Zumalacarregui

Universidade de Cuenca, Cuenca-Azuay, Equador
Faculdade de Ciências Agrárias
jorge.garciaz@ucuenca.edu.ec

Tais Fonte Boa de Campos Maia

Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte - MG, Brasil
Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
taisfb10@gmail.com

Marcos von Sperling

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

Resumo

Este trabalho teve como objetivo apresentar o desempenho de tratamento de um *wetland* construído vertical – sistema Francês adaptado para as condições climáticas brasileiras em termos de remoção de DQO, SST e nitrificação. Com algumas modificações, o sistema operou com apenas duas unidades em paralelo (unidade I: com acúmulo de lodo ao longo de nove anos de operação; e unidade II: com lodo removido no início dessa pesquisa), representando área de apenas 0,6 m².p.e⁻¹. A remoção de poluentes foi aceitável, caso os requisitos de qualidade para o efluente não sejam estritos. Ao longo de 22 meses de monitoramento, as eficiências de remoção nas unidades avaliadas foram de 77 e 84% para DBO, 84 e 76 % para SST e 60 e 54% para NTK, respectivamente para a



unidade I e II. O depósito de lodo não interferiu negativamente no tratamento, não sendo necessário até o momento, o procedimento de remoção dessa camada do sistema.

Palavras-chave: Esgoto bruto. Redução de área. Depósito de lodo. Clima tropical.

1 Introdução

Dentre as diferentes configurações apresentadas por Fonder e Headley (2013), o *wetland* construído vertical – sistema Francês (WCV-SF) traz como diferencial o tratamento de esgoto bruto, e não tem a necessidade de unidades separadas para o tratamento do lodo, o qual é formado e acumulado na superfície do sistema (MOLLE *et al.*, 2005).

A configuração tradicional francesa é composta por dois estágios: no primeiro estágio, há três unidades em paralelo (representando $1,2 \text{ m}^2 \cdot \text{p} \cdot \text{e}^{-1}$), com o objetivo de remover matéria orgânica e promover a oxidação do nitrogênio amoniacal. O segundo estágio, constituído por duas unidades ($0,8 \text{ m}^2 \cdot \text{p}^{-1}$), é recomendado para obtenção de melhores resultados em termos de complementação da remoção de matéria orgânica e da nitrificação (MOLLE *et al.*, 2005). Períodos alternados de alimentação e repouso são critérios operacionais importantes nos dois estágios, e que devem ser respeitados a fim de garantir o controle do crescimento da biomassa, manter as condições aeróbias e mineralizar os depósitos orgânicos retidos na camada superficial, prevenindo a colmatação (MOLLE *et al.*, 2005).

Muito pesquisada na França (MOLLE *et al.*, 2005; MORVANNOU *et al.*, 2015), essa tecnologia pode ser adaptada para os diferentes objetivos de tratamento, os quais, são influenciados pelas condições de contorno. Há poucos relatos na literatura sobre a aplicação ou adequação dessa configuração para condições específicas de países de clima tropical. Questões como a possibilidade de redução de área justificada pelas condições climáticas quentes (MOLLE *et al.*, 2015; LOMBARD LATUNE e MOLLE, 2018), tempo mínimo de repouso, bem como o tempo máximo de alimentação (STEFANAKIS e TSIHRINTZIS, 2012; SILVEIRA *et al.*, 2015; PAING *et al.*, 2015) e impactos do acúmulo de lodo na superfície do sistema (MOLLE, 2014), são de interesse relevante para

vincular parâmetros de projeto, controle operacional e desempenho de tratamento a fim de disseminar essa tecnologia em países de clima tropical como o Brasil.

Exposto isto, este trabalho tem como objetivo avaliar o desempenho de tratamento do primeiro estágio do sistema Francês em termos de remoção de matéria orgânica e oxidação do nitrogênio amoniacal operando com área reduzida (2 unidades - $0,6 \text{ m}^2 \cdot \text{p}^{-1}$), influenciadas pelo acúmulo de lodo depositado na superfície, operando com um tempo maior no ciclo de operação de cada unidade (sete dias de alimentação / sete dias de repouso, ao invés de três dias e meio, conforme recomendação francesa), sob condições climáticas brasileiras.

2 Material e métodos

2.1 Estação de tratamento de esgoto

O WCV-SF avaliado está localizado na cidade de Belo Horizonte, Minas Gerais, no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), dentro das dependências da ETE Arrudas, pertencente à Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA).

2.2 Características construtivas do *wetlands* construído vertical - sistema Francês

Dimensionado para tratar águas residuárias geradas por uma população equivalente de 100 habitantes (vazão média de $13 \text{ m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$), o primeiro estágio do SF foi concebido de acordo com as recomendações e especificações do CEMAGREF/IRSTEA, com pequenas modificações.

A Figura 1 apresenta esquematicamente o primeiro estágio do WCV-SF. Na presente pesquisa, apenas duas unidades (I e II) estão em operação (representando área total de $0,6 \text{ m}^2 \cdot \text{e} \cdot \text{p}^{-1}$). Em todas as unidades é cultivado o capim Tifton-85 (*Cynodon dactylon Pers.*). O dispositivo de descarga do esgoto armazenado no tanque de acúmulo é constituído por um sifão de dosagem U, construído com tubos de PVC. A tubulação de distribuição do esgoto está elevada na superfície do sistema em quatro ramificações em formato de “H”, que lançam o esgoto em 16 pontos na superfície do sistema. O número de pontos de alimentação por unidade de área ($0,55 \text{ pontos} \cdot \text{m}^2$), é muito superior ao

335

Organização:



Apoio:



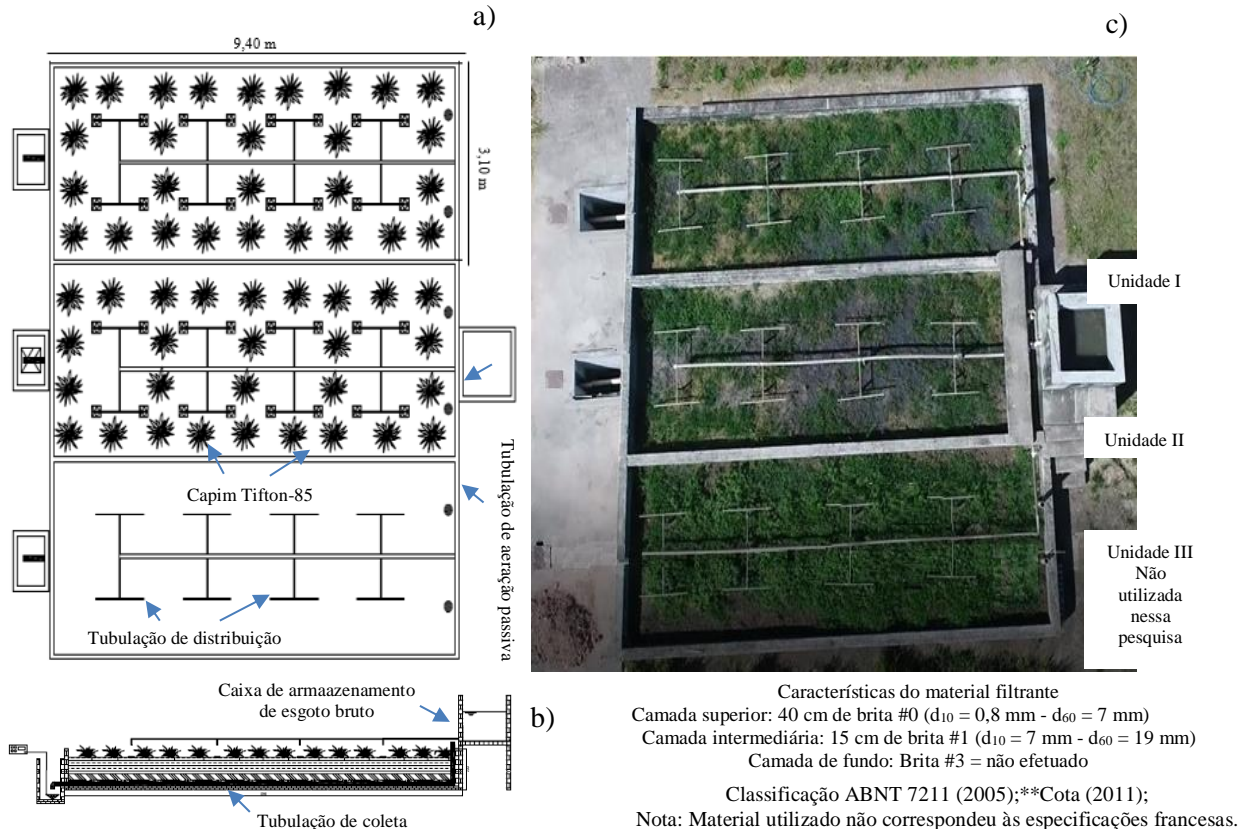
Patrocínio:





máximo recomendado de um ponto a cada 50 m², ou 0,02 pontos.m⁻² (DOTRO *et al.*, 2017).

Figura 1 - *Wetland* construído vertical – sistema Francês: unidade I (com maior acúmulo de lodo), unidade II (com menos acúmulo de lodo), unidade III (unidade não utilizada nessa pesquisa). a) vista em planta; b) corte longitudinal (unidade I); c) sistema avaliado.



O sistema de drenagem de fundo é composto por duas tubulações de 100 mm de diâmetro dispostas em paralelo, espaçadas (um metro) e conectadas para uma única saída. Na tubulação de drenagem foram conectados tubos de ventilação, um para cada linha de drenagem. Maiores detalhes construtivos podem ser encontrados no trabalho de Cota (2011). Além da alimentação intermitente de esgoto afluyente sobre a superfície do *wetland*, que acontece a cada hora, ou seja, 24 pulsos.d⁻¹ de 0,53 m³, tem-se a alternância entre os filtros, que acontece a cada sete dias.



As duas unidades em operação diferiam apenas pela altura da camada de depósito superficial de lodo. Decorridos oito anos de operação, em fevereiro de 2017, o lodo acumulado na superfície da unidade II foi removido, desta forma, destaca-se que a unidade I possui tempo de acúmulo de lodo igual ao tempo de operação do sistema, e a unidade II tem tempo de acúmulo de lodo menor que o tempo de operação (ver detalhes em Trein *et al.*, 2018).

2.3 Monitoramento

As amostras para as análises físico-químicas foram coletadas uma vez por semana, sempre no período da manhã, mais especificamente no segundo dia do ciclo operacional, que teve duração de uma semana. Dois pontos amostrais foram monitorados, sendo: (i) afluente - esgoto bruto (amostragem simples) e (ii) efluente (amostragem composta).

Os parâmetros analisados foram: potencial hidrogeniônico (pH), temperatura, oxigênio dissolvido (OD), potencial redox, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), sólidos suspensos totais (SST), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrogênio nitrito (N-NO₂⁻) e nitrogênio nitrato (N-NO₃⁻), seguindo recomendações do *Standard Methods* (AWWA/APHA/WEF, 2012).

3 Resultados

Os resultados aqui apresentados referem-se aos dados analisados durante 22 meses (fevereiro/2017 até dezembro/2018). As principais características (número de amostras, medianas de concentração do afluente e efluente, coeficiente de variação e eficiência de remoção) dos parâmetros analisados durante o período de monitoramento rotineiro estão resumidas na Tabela 1. A Tabela 2 apresenta os valores do teste U de Mann-Whitney para comparar e comprovar estatisticamente ($p < 0,05$) diferenças entre a unidade I e a unidade II (em termos de concentração efluente e eficiência de remoção).



Tabela 1 - Caracterização do afluente e efluente durante o monitoramento rotineiro (fevereiro de 2017 a dezembro de 2018), abrangendo a Unidade I (com lodo na camada superior) e Unidade II (com lodo previamente removido).

Unidade	Parâmetro	Afluente (esgoto bruto)			Efluente			Eficiência de remoção (%)
		n	Mediana	CV	n	Mediana	CV	
Unidade I (com lodo acumulado)	pH	29	7,29	0,07	29	7,04	0,08	-
	Temperatura (°C)	26	25,4	0,06	26	26	0,30	-
	OD (mg.L ⁻¹)	29	0,56	0,62	29	3,41	0,41	-
	Eh (mV)	21	-239	0,40	21	35	2,10	-
	DQO (mg.L ⁻¹)	28	351	0,51	28	157	0,41	60
	DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	24	286	0,32	24	57	0,59	77
	SST (mg.L ⁻¹)	24	413	0,73	24	58	0,77	84
	NTK (mg.L ⁻¹)	28	41	0,27	28	18	0,52	60
	N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	28	33	0,24	28	15	0,44	54
	N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	28	0,04	0,48	28	0,1	1,86	-
	N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	-	-	-	23	17	0,74	-
Unidade II (com lodo previamente removido)	pH	25	7,36	0,05	25	7,06	0,32	-
	Temperatura (°C)	26	25,3	0,05	26	25,9	0,34	-
	OD (mg.L ⁻¹)	26	0,41	0,73	26	4,60	0,22	-
	Eh (mV)	24	-214	0,48	24	59	1,40	-
	DQO (mg.L ⁻¹)	30	368	0,56	30	130	0,33	63
	DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	18	307	0,32	17	48	0,27	84
	SST (mg.L ⁻¹)	18	365	0,61	21	69	0,38	76
	NTK (mg.L ⁻¹)	24	46	0,38	24	17	0,41	54
	N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	24	35	0,38	24	15	0,38	59
	N-NO ₂ ⁻ (mg.L ⁻¹)	20	0,03	0,36	21	0,1	1,11	-
	N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	-	-	-	21	14	0,85	-

Eh: Potencial de oxirredução, com base no eletrodo-padrão de hidrogênio

n: número de amostras

Coefficiente de variação (CV) = desvio padrão / média

Eficiência de remoção (%) = 100 × (mediana do afluente - mediana do efluente) / mediana do afluente



Tabela 2–Valores obtidos no teste U de Mann-Whitney comparando a unidade I e unidade II (em termos de concentração efluente e eficiência de remoção).

	Parâmetro	<i>p</i> -valor para concentrações efluentes	<i>p</i> -valor para eficiência de remoção
<i>p</i> -valor (Unidade I com maior acúmulo de lodo x Unidade II com menor acúmulo de lodo)	OD	0,0004(*)	-
	Eh	0,22	-
	DQO	0,10	0,24
	DBO ₅	0,73	0,80
	SST	0,008(*)	0,16
	NTK	0,68	0,82
	N-NH ₄ ⁺	0,64	0,17
	N-NO ₂ ⁻	0,71	-
	N-NO ₃ ⁻	0,51	-

(*) Significativamente diferente ($p < 0,05$) no teste U de Mann-Whitney

3.1 Características do esgoto bruto

A caracterização do afluente ao longo do período de monitoramento indicou que este apresentou variabilidade considerável (com exceção de pH e temperatura), expressa pelo elevado coeficiente de variação. Os valores de concentração estão dentro da faixa típica indicada por von Sperling (2014) para as condições brasileiras. Comparando com o padrão europeu (MOLLE *et al.*, 2005; MORVANNOU *et al.*, 2017), nossos esgotos são mais diluídos, apresentando menor concentração de matéria orgânica e NTK. Essa característica é ainda mais expressiva em grandes cidades quando comparada com áreas rurais ou vilarejos.

4.2 Matéria orgânica e sólidos suspensos

A remoção de DQO, DBO₅ e SST no primeiro estágio do sistema Francês, compreendendo apenas duas unidades em operação, mostrou eficiências de remoção relativamente boas, com 60% e 63% para DQO, 77% e 84% para DBO e 84% e 76% para SST, para unidade I (com maior acúmulo de lodo) e II (com lodo previamente removido), respectivamente. Como seria de se esperar, estes valores são menores quando comparados



com aqueles relatados para o sistema tradicional de três unidades paralelas no primeiro estágio, conforme encontrado nos levantamentos realizados por Molle *et al.* (2005) e Morvannou *et al.* (2015) na França, com valores médios de 79% e 77% para DQO e 86% e 83% para SST, respectivamente.

O pior desempenho do tratamento com carregamento abaixo de $300 \text{ g DQO.m}^2.\text{d}^{-1}$ (parâmetro de projeto do CEMAGREF) pode ser explicado pelo maior número de pulsos. dia^{-1} e menor taxa de aplicação hidráulica instantânea (TAH_{inst}), comparadas com a recomendação francesa. Molle *et al.* (2006) testaram frequências de pulso (12 e 24 pulsos. dia^{-1}) para uma mesma carga hidráulica. De acordo com os autores, a alimentação em pequenos volumes.pulso $^{-1}$ (por exemplo a cada hora) reteve maior teor de água no interior do sistema, o que diminuiu a capacidade drenante do sistema e a taxa de infiltração, limitando a renovação de oxigênio no meio. Em relação a TAH_{inst} , García Zumalacarregui (2018) observou que a menor duração de um pulso favoreceu uma boa drenagem e um baixo teor de água no meio, conseguindo maior volume recuperado na saída. Os valores aqui obtidos foram: TAH_{inst} de $0,14 \text{ m}^3.\text{m}^2.\text{h}^{-1}$ ou $2,3 \text{ L.m}^2.\text{min}^{-1}$, inferior à recomendação francesa: valores $> 0,5 \text{ m}^3.\text{m}^2.\text{h}^{-1}$ ou $0,6 \text{ m}^3.\text{m}^2.\text{h}^{-1}$ ou, ainda, $8 \text{ L.m}^2.\text{min}^{-1}$ e $10 \text{ L.m}^2.\text{min}^{-1}$, respectivamente (DOTRO *et al.*, 2017; MOLLE *et al.*, 2005). A menor área superficial ($0,6 \text{ m}^2.\text{p.e}^{-1}$ ao invés de $1,2 \text{ m}^2.\text{p.e}^{-1}$) também traz limitações para o desempenho do tratamento, porém é mais expressiva para o processo da nitrificação (MORVANNOU *et al.*, 2017). O baixo carregamento orgânico, sendo 157 e 164 $\text{g.DQO.m}^2.\text{d}^{-1}$ aplicado na unidade I e II, respectivamente, também influencia no desempenho de tratamento. Essa justificativa é comprovada pelos resultados apresentados nos trabalhos de Molle *et al.*, (2005) e Morvannou *et al.*, (2017), que comprovam um comportamento linear da carga orgânica aplicada e removida.

Dentre esses parâmetros, os SST apresentaram diferença significativa quando comparado com os valores das concentrações efluentes das duas unidades, apresentando melhores resultados na unidade com maior acúmulo de lodo na superfície. Essa condição se deve pela melhor interceptação e filtração devido à menor porosidade dessa camada

em comparação com o material filtrante do sistema, assim como destacado por Molle (2014).

4.3. Nitrogênio

A operação do WCV-SF com períodos alternados de alimentação e repouso conduz a sequências de períodos aeróbios e anóxicos. Em função dessa condição, e considerando as diferentes formas de nitrogênio, várias transformações podem ocorrer na zona insaturada: nitrificação, desnitrificação e mecanismos de adsorção (LANGERGRABER *et al.*, 2009).

O nitrogênio orgânico pode ser transformado em $N-NH_4^+$, que pode ser assimilado por microrganismos ou ser adsorvido na matéria orgânica ou nitrificado em $N-NO_3^-$ em condições oxidativas. Em ausência de oxigênio, o $N-NO_3^-$ pode ser convertido em nitrogênio gasoso (N_2) através da desnitrificação. Além dos processos que já eram conhecidos do ciclo do nitrogênio, a oxidação de $N-NH_4^+$ pela via anaeróbia, conhecido como processo ANAMMOX (do inglês *ANAerobic AMMonium Oxidation*) (MULDER *et al.*, 1995; VAN DE GRAAF *et al.*, 1996) e oxidação completa do nitrogênio amoniacal, conhecido como COMAMMOX (do inglês *COMplete AMMonia OXidation*) (VAN KESSEL *et al.*, 2015; PELISSARI *et al.*, 2018), também podem ser considerados.

O decréscimo inicial de $N-NH_4^+$ é causado principalmente pela adsorção desse elemento na matéria orgânica (MCBRIDE e TANNER, 2000). De acordo com o trabalho de Morvannou (2012), cerca de 1/3 do $N-NH_4^+$ aplicado é adsorvido durante o período de alimentação em WCV-SF. Essa capacidade de adsorção é limitada com a saturação dos sítios de troca de cargas (MORVANNOU, 2012).

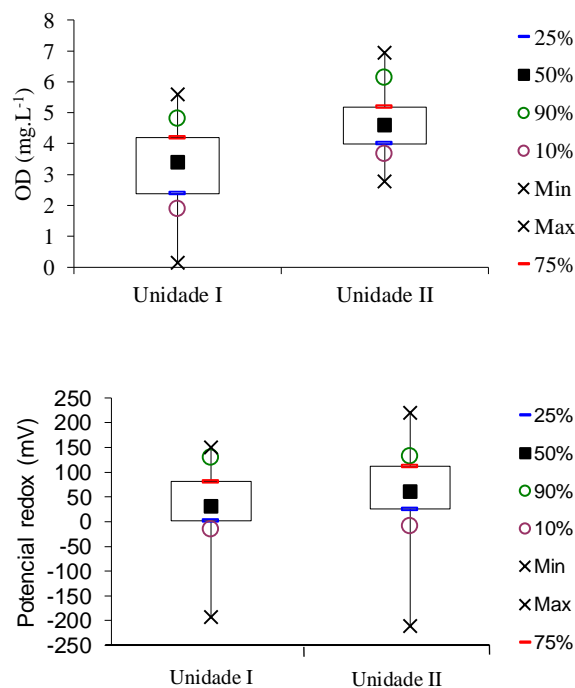
Possuidora de cargas negativas, a matéria orgânica é um componente chave para o processo da nitrificação (MOLLE, 2014). Em WCV-SF, o lodo formado na camada superior possui substâncias húmicas que aumentam a capacidade de adsorção de espécies catiônicas (como $N-NH_4^+$) do meio (MATOS e MATOS, 2017). Entretanto, ao contrário do que esperávamos, o maior acúmulo de lodo na unidade I não influenciou significativamente na remoção de $N-NH_4^+$. Essa condição pode ter sido compensada pela



maior concentração de oxigênio (Figura 2) medido no efluente da unidade II (com menor acúmulo de lodo) suficiente para oxidar a matéria orgânica e o $N-NH_4^+$ afluente.

Conforme esperado e mostrado na Figura 2a, as concentrações de oxigênio dissolvido no efluente foram menores na unidade I em relação à unidade II. Esses resultados foram justificados pela maior espessura da camada de lodo, que dificulta a passagem do ar para o interior do filtro, consequentemente com maior capacidade de retenção de líquido, que obstrui os espaços livres para o fluxo de ar e maior atividade microbiana, consumindo oxigênio. No entanto, apesar das diferenças, ambas as unidades promoveram a oxigenação do efluente, indicando condições aeróbias predominantes no meio, comprovado pelos valores de oxigênio dissolvido (Figura 2a) e o potencial redox (Figura 2b)

Figura 2 – Box-plot das concentrações medidas na unidade I (com lodo acumulado) e unidade II (com lodo previamente removido). a) Oxigênio dissolvido (esquerda). b) Potencial redox (direita).



Com base nos resultados obtidos, verificou-se que o NTK ($N\text{-orgânico} + N-NH_4^+$) foi transformado em $N-NO_3^-$ em ambas as unidades, sem diferença significativa. O



período de repouso permitiu que o $N-NH_4^+$ fosse nitrificado, liberando $N-NO_3^-$ no efluente, conforme relatado por Boutin *et al.* (1997), Molle *et al.* (2006) e Paing *et al.* (2015). Com base nas concentrações de NTK, a eficiência de remoção na Unidade I foi de 60% e na Unidade II de 54%. Estas eficiências podem ser consideradas boas, dada a condição de área reduzida neste sistema. Esses valores de desempenho estão próximos aos observados em clima temperado (MOLLE *et al.*, 2008). Morvannou *et al.* (2015) descrevem eficiências de remoção de 59% e Molle *et al.* (2005) de 58% e 60%.

5 Conclusões

Com base no monitoramento realizado ao longo de 22 meses, os resultados permitem concluir que o sistema com apenas duas unidades em paralelo mostrou-se adequado às condições climáticas brasileiras, conduzindo a eficiências de remoção satisfatórias. O depósito de lodo tornou-se parte do material filtrante que melhorou a eficiência de remoção de SST, contudo limitou a passagem do oxigênio para o interior do meio, embora não tenha afetado a remoção dos demais parâmetros aqui avaliados. Essa condição permite afirmar que, com nove anos de operação, não houve ainda a necessidade de se fazer a remoção dessa camada de lodo.

Referências

- BOUTIN, C.; LIENARD, A.; ESSER, D. Development of a new generation of reed-bed filters in France: First results. *Water Science & Technology*, v. 35, n. 5, p. 315-322. 1997.
- COTA, R. S. *Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais com alimentação em pulso, plantados e não plantados, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto*. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais – Escola de Engenharia, Belo Horizonte. 215 p., 2011.
- GARCIA ZUMALACARREGUI, J. A. *Influência das condições hidrodinâmicas nos processos de conversão aeróbia em wetlands construídos de escoamento vertical no tratamento de esgoto doméstico bruto*. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos), Universidade Federal de Minas Gerais – Escola de Engenharia, Belo Horizonte. 200 p., 2018.
- LANGERGRABER, G., LEROCH, K., PRESSL, A., SLEYTR, K., ROHRHOFER, R.; HABERL, R. High-rate nitrogen removal in a two-stage subsurface vertical flow constructed wetland. *Desalination* v. 246, n. 1-3, p. 55–68, 2009.
- LOMBARD LATUNE, R. MOLLE, P. Les filtres plantés de végétaux pour le traitement des eaux usées domestiques en milieu tropical. Guide de dimensionnement de la filière tropicalisée. IRSTEA, 38 p. 2018.
- MATOS, A. T.; MATOS, M. P. *Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos*. Ed. UFV, Ed. 1, 371 p., 2017.



- 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., PROST-BOUCLE, S.; LIÉNARD, A. 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.
- 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.; MANGEOT, L. French vertical-flow constructed wetland design: adaptations for tropical climates. *Water Science & Technology*, v. 71.10, p. 1516- 1523, 2015.
- MORVANNOU, A. *Dynamic modelling of nitrification in vertical flow constructed wetlands*. These. Université catholique de Louvain Faculté d'Ingenierie Biologique, Agronomique et Environnementale Earth and Life Institute – Environmental Sciences, 202 p., 2012.
- 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.
- MULDER, A.; VAN DE GRAAF, A. A.; ROBERTSON, L. A.; KUENEN, J.G. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor, FEMS. *Microbial Ecology*, 16, p. 177-184, 1995.
- PAING, J.; GUILBERT, A.; GAGNON, V.; CHAZARENC, F. Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems. *Ecological Engineering*, v. 80, p. 46-52, 2015.
- PELISSARI, C.; GUIVERNAU, M. VIÑAS, M.; GARCIA, J.; VELASCO, M.; SOUZA, S. S.; SEZERINO, P. H.; ÁVILA, C. Effects of partially saturated conditions on the metabolically active microbiome and nitrogen removal in vertical subsurface flow constructed wetlands. *Water Research*, 141, p. 185-195, 2018.
- 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.
- STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. T. Effect of outlet water level raising and effluent recirculation on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Science Direct*, v. 248, p. 961-976, 2009.
- TREIN, C. M., MORAES, M. A. A., GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A.; VON SPERLING, M. Reduction of area and influence of the deposit layer in the first stage of a full-scale French System of Vertical Flow Constructed Wetlands in a tropical area. In: 16th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Valencia, Spain. IWA.2018.
- VAN DE GRAAF, A.A.; BRUIJN, P.; ROBERTSON, L.A.; JETTEN, M. S. M.; KUENEN, J. G. Autotrophic growth anaerobic ammonium-oxidation micro-organisms in a fluidized bed reactor. *Microbiology*, v. 142, p. 2187-2196, 1996.
- VAN KESSEL, M. A.; SPETH, D. R.; ALBERTSEN, M.; NIELSEN, P. H.; OP DEN CAMP, H. J.; KARTAL, B.; JETTEN, M. S.; LÜCKER, S. Complete nitrification by a single microorganism. *Nature*. v. 24, v. 528, p. 555-559, 2015.
- VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4^a ed., Belo Horizonte: Editora UFMG, 472 p., 2014.



AValiação DA DETERIORAÇÃO E COLAPSO EM WETLANDS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL EM ESTÁGIO AVANÇADO DE COLMATAÇÃO UTILIZANDO CONTROLE ESTATÍSTICO DE PROCESSO

Gabriel Rodrigues Vasconcellos*

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

Marcos von Sperling

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

Resumo

Os *wetlands* construídos de escoamento horizontal subsuperficial (WHSS) são projetados, principalmente, para remover matéria orgânica e sólidos suspensos. Existem milhares de unidades implementadas em todo o mundo e a principal preocupação deste tipo de sistema é a colmatação do leito, que é um processo inevitável. Apesar disso, muitas unidades apresentam início da colmatação após vários anos de operação e a maioria dos sistemas implantados demonstram desempenho satisfatório, mesmo operando sob condições críticas. O objetivo deste trabalho é avaliar o colapso, em termos hidráulicos e no desempenho em termos de DBO, DQO e SST. Os níveis de impacto, tanto hidráulico quanto no desempenho, foram classificados em três níveis: “sem impacto”, “deterioração” e “colapso”. O estudo foi desenvolvido em dois WHSS, sendo uma unidade plantada com taboa (*Typha latifolia*) e outra unidade não plantada. As unidades operam desde junho de 2007 recebendo esgoto municipal previamente tratado em reator tipo UASB. As unidades operaram em paralelo, cada uma com um equivalente populacional de aproximadamente 50 habitantes, recebendo vazão de cerca de $7,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, durante a maior parte do tempo. Os sistemas possuem 25 m de comprimento, 3 m de largura e foram preenchidas com escória de alto forno a altura de 0,40 m. A deterioração em termos hidráulicos foi observada a partir do 2º ano de operação e ocorreu antes da deterioração na qualidade do efluente. O colapso hidráulico se instalou a partir do 7º ano de operação em ambas unidades. Em termos de desempenho de DBO, foi observado colapso a partir do 9º ano de operação, sendo que na unidade não plantada o colapso ocorreu aproximadamente 1 ano antes que na unidade plantada. Para DQO, a deterioração foi observada apenas quando as vazões afluentes foram dobradas. Em termos de SST, o sistema não apresentou impacto.

Palavras-chave: Wetlands horizontais, escoamento superficial, avaliação de desempenho, colapso.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





1 Introdução

Os *wetlands* construídos de escoamento horizontal subsuperficial (WHSS) são mais utilizados como etapa de pós-tratamento de efluentes, pois ao receberem efluente bruto, que tipicamente possui concentração elevada de sólidos, tendem a colmatar prematuramente. Mesmo recebendo efluente com baixa concentração de sólidos, no decorrer do tempo a porosidade do leito vai sendo obstruída e o líquido encontra dificuldade para permear. O escoamento, que foi projetado para manter-se subsuperficial, torna-se superficial (ROUSSEAU *et al.*, 2004). Quando o sistema começa a dar indícios de colmatação, com o surgimento do escoamento superficial, é necessário intervir com medidas corretivas, com o intuito de prevenir possíveis perdas na eficiência, prolongando seu tempo de operação (FU *et al.*, 2013). Além da possível perda na eficiência do tratamento, o sistema torna-se esteticamente desagradável e pode ocorrer proliferação de insetos e produção de odor.

Quando há uma redução brusca na eficiência, entende-se que o sistema entrou em **colapso**. Contudo, antes dessa fase, espera-se que haja **deterioração** da qualidade do efluente e, ao ser detectada, é recomendada intervenção antes que o colapso aconteça. Compreender quando e como a deterioração e o colapso de um sistema ocorrem auxiliam a manter a qualidade do efluente dentro dos limites pré-estabelecidos, evitando perdas nas eficiências de remoção e danos ambientais. Outra questão relevante é que medidas de correção e melhorias no sistema podem ser tomadas no tempo adequado. Uma ferramenta promissora para identificar o estágio de desempenho do sistema e realizar o controle da qualidade do efluente é o controle estatístico do processo (CEP). Muito utilizado na indústria, o CEP ajuda a identificar falhas no sistema e auxiliar em tomadas de decisões.

Diante disso, esse trabalho tem como objetivo identificar em qual nível de impacto o sistema encontra-se em termos hidráulicos e no desempenho de DBO, DQO e SST.

2 Material e Métodos

O trabalho foi desenvolvido no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da UFMG, em parceria com a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA). O CePTS localiza-se na Estação de Tratamento de Esgotos do Arrudas, no

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





município de Sabará, Minas Gerais (coordenadas 19°53'42" S e 43°52'42" W). O local possui clima tropical, com temperatura média do ar de 21,8 °C e precipitação de 1.602 mm ano⁻¹ (INMET, 2018).

Parte do esgoto bruto, após tratamento preliminar (composto por grade grossa, grade fina, peneiramento e desarenador), foi desviado para alimentar as unidades experimentais. Antes de ir para os *wetlands*, o esgoto passou por um tratamento prévio, na maior parte do tempo por reator tipo UASB. Em seguida, o efluente foi direcionado para dois *wetlands*. Cada unidade foi projetada para um equivalente populacional de 50 habitantes, ocupando área *per capita* de cerca de 1,5 m² habitante⁻¹. Uma das unidades foi plantada (WHP) com *Typha latifolia*, popularmente conhecida como taboa, enquanto a outra unidade permaneceu sem plantas (WHNP). Os *wetlands* estão em funcionamento desde 2007, operando em paralelo, e cada unidade recebeu uma vazão de aproximadamente 7,5 m³ d⁻¹. Apenas durante uma fase operacional que as vazões afluentes foram dobradas.

Ao longo de mais de 11 anos (junho de 2007 a maio de 2019), o sistema operou com quatro diferentes fases: Fase 1) recebendo efluente de reator tipo UASB (total de 51 meses de operação); Fase 2) recebendo efluente de filtro biológico percolador precedido de reator UASB (total de 27 meses); Fase 3) retorno ao efluente do reator UASB (sem filtro biológico percolador), mas com as unidades já apresentando elevado grau de colmatação e escoamento superficial (total de 45 meses); Fase 4) mesma configuração da Fase 3, mas com o dobro da vazão afluente (cerca de 15 m³ d⁻¹) para aumentar as cargas aplicadas, no intuito de acelerar o processo de colmatação para efeito de pesquisa (17 meses de operação).

O início da Fase 3 foi um período de operação regular do sistema e foi utilizado como fase de referência. Comparou-se o início da Fase 3 com a Fase 4, com o objetivo de constatar se a duplicação da vazão levou o sistema ao colapso ou a deterioração. Na Fase 1, o reator UASB apresentou problemas no separador trifásico, isso contribuiu para variações na qualidade do efluente final dos *wetlands*. Além do mais, o sistema estava no início da operação e, como o objetivo era avaliar o desempenho das unidades após um

Organização:



Apoio:



Patrocínio:



longo período, descartou-se a possibilidade de utilização dessa fase. A Fase 2 também foi excluída, pois foi uma fase peculiar, uma vez que o sistema recebeu um efluente de melhor qualidade, advindo do filtro biológico percolador.

A *Typha latifolia* foi plantada com densidade de 4 plantas m², densidade sugerida por Reed *et al.* (1995). O corte foi feito manualmente, após o florescimento das plantas (em média com aproximadamente 3 meses), deixando altura do caule de 20 cm, em relação ao solo. Em pouco tempo a unidade plantada estava com elevada densidade de plantas, mas houve períodos com intrusão de espécies invasoras. Também na unidade não plantada, houve entrada de espécies invasoras, as quais eram frequentemente retiradas.

As unidades foram preenchidas com escória de alto forno, com diâmetro d₁₀ igual a 19,1 mm e coeficiente de uniformidade (d₆₀/d₁₀) igual a 1,2 (DORNELAS *et al.* 2009). Ao longo dos anos, a granulometria se reduziu devido a desgaste químico, e o d₁₀ passou a 9,7 mm na unidade plantada e 10,7 mm da unidade não plantada (MATOS, 2015). Matos (2015) atribuiu o fato da granulometria ser menor na unidade plantada pelos ácidos que a vegetação liberava para mineralização e disponibilização de nutrientes, além do crescimento das raízes, que proporcionavam desgaste e quebra do material filtrante (MATOS, 2015). As zonas de entrada e saída foram preenchidas com brita calcária com dimensões entre 10 a 15 cm (pedra de mão), com o objetivo de facilitar a distribuição e coleta de esgoto. Na Tabela 1 são mostrados os aspectos mais importantes de projeto, construção e operação de cada unidade.

As unidades foram construídas após a conversão de uma lagoa de maturação anteriormente existente, que foi seccionada longitudinalmente, de forma a produzir as duas unidades de *wetlands*. Por este motivo, houve alta relação comprimento/largura (L/W = 8,3:1), muito acima das recomendações de 2:1 a 4:1 para WHSS operando como tratamento secundário (IWA TASK GROUP, 2017). Esta relação, embora positiva do ponto de vista da engenharia de um reator, acarretou em menor área na seção transversal, que induz a maiores perdas de carga.



Tabela 1 – Aspectos construtivos e operacionais para cada unidade wetland construído.

Parâmetro	Unidade	Valor
Altura total (h_t)	m	0,40
Altura útil (valor de projeto) (h_u)	m	0,30
Comprimento (topo) (L)	m	25,0
Largura (topo) (B)	m	3,0
Relação comprimento/largura (L/W)	-	8,3
Inclinação longitudinal de fundo (i)	%	0,5
Volume total do leito (V_t)	m ³	30,0
Volume de vazios ou de poros (V_p)	m ³	9,0
Área de superfície do leito (topo) (A_s)	m ²	75,0
Porosidade do meio filtrante durante a construção (ε)	m ³ m ⁻³	0,40
Vazão afluente de projeto (Q_{in})	m ³ d ⁻¹	7,50
Tempo de detenção hidráulica teórico (TDH)	d	1,20

Fonte: os autores (2019).

O monitoramento foi realizado com frequência típica de uma vez por semana, levando a centenas de resultados para cada parâmetro. Amostras simples foram coletadas em quatro pontos: esgoto bruto, efluente do reator tipo UASB, efluente do filtro biológico percolador (somente durante a Fase 2) e efluente das unidades plantada e não plantada. Os parâmetros de interesse especial para este trabalho foram: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos suspensos totais (SST). As análises foram realizadas no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais, seguindo os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2012).

Os gráficos de controle foram construídos utilizando o *software* estatístico Action Stat Pro[®] do Portal Action (2019). O gráfico utilizado foi o de variáveis individuais, para valores médios com amplitude móvel igual a 2 termos. Os limites de controle foram determinados a partir de 3 desvios padrão, ou seja, 3-sigma e estão posicionados em torno da linha central delimitando regiões com a probabilidade de 99,7% de uma amostra permanecer entre os limites de controle.

O teste de hipóteses Z bicaudal para duas proporções, com desvio padrão conhecido, foi utilizado para avaliação das proporções de comprimento, ou seja, configurando uma comparação estatística entre os resultados observados (valores de referência) e os resultados esperados (meta). Neste trabalho, utilizaram-se como

referência os valores da Fase 3 e comparados com a Fase 4. O teste Z indicou se a Fase 4 estava descumprindo com os padrões estabelecidos pela Fase 3. Os testes foram executados em um nível de significância (α) de 5% e executados no Microsoft Excel®.

O impacto da colmatção, na presente pesquisa, foi dividido em: a) impacto hidráulico e b) impacto no desempenho. A metodologia utilizada para avaliação do impacto hidráulico, neste trabalho, se limita a *wetlands* construídos de escoamento horizontal subsuperficial. No entanto a metodologia para avaliação do impacto no desempenho pode ser aplicada, com as adaptações pertinentes, a qualquer tecnologia de tratamento de esgotos. O nível do impacto, tanto no desempenho quanto hidráulico, foi categorizado em três níveis: 1) sem impacto; 2) deterioração e 3) colapso. Antes do impacto atingir o nível de “colapso”, é esperada uma etapa anterior, que, neste trabalho, foi chamada de “deterioração”.

O nível “sem impacto”, em termos de desempenho, foi definido utilizando-se como premissa um período de operação regular do sistema, que, neste caso, ocorreu no início da Fase 3. Para avaliação da “deterioração”, foi realizado o teste Z entre o início da Fase 3 e a Fase 4, utilizando a média (linha central) do início da Fase 3 como referência. Quando o resultado do teste, para concentração efluente, apresentou diferença significativa e os valores do período observado (Fase 4) estiveram acima do valor médio do período de referência (início da Fase 3), assumiu-se que o sistema estava em estágio de deterioração. Para ser considerado período de deterioração em termos de eficiência de remoção, o resultado devia estar abaixo do valor médio utilizado como referência.

Para avaliação do “colapso”, a mesma metodologia foi empregada, contudo utilizaram-se os limites de controle como parâmetro. Para analisar os resultados de concentração efluente, compararam-se as proporções de cumprimento entre o período de referência (início da Fase 3) com o período observado (Fase 4). Se o resultados do teste Z estivessem significativamente diferentes e acima do limite superior de controle (LSC), então assumiu-se que o sistema estava em estágio de colapso. Para eficiência de remoção, o resultado do teste devia estar estatisticamente diferente e abaixo do limite inferior de controle (LIC).

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





Considerou-se “colapso hidráulico” quando o escoamento superficial se aproximou da zona de saída do leito, ou seja, valores maiores ou iguais a $2/3$ do comprimento do leito (no caso das unidades deste trabalho, igual a 16,7 m). Resultados da medição inferiores a $2/3$ do comprimento do leito foram classificados como fase de “deterioração” do sistema em termos hidráulicos. A especificação do valor de $2/3$ se deu especificamente para o presente trabalho, mas outros valores poderiam ser utilizados, por exemplo, $1/2$. A classificação “sem impacto” se deu quando não foi observado escoamento superficial no leito.

4 Resultados e discussão

4.1 Avaliação do impacto da colmatação nas condições hidráulicas

O escoamento superficial começou a ser observado nas unidades por De Paoli (2010), após dois anos do início da operação (ainda na Fase 1), em novembro de 2009. O autor observou um maior avanço do escoamento superficial na zona de entrada da unidade plantada, chegando a 24% do comprimento total. Na mesma época, a unidade não plantada estava com 8%. Em março de 2011, Costa (2013) observou aumento do escoamento superficial, com valores na ordem de 64% na unidade plantada e 26% na unidade não plantada. A partir de junho de 2011, no final da Fase 1, o sistema possuía cerca de 4 anos de operação e ambas unidades apresentavam valores semelhantes, com 77% na unidade plantada e 73% na unidade não plantada. Durante a Fase 2, foi observado retardo do escoamento superficial, com percentual de cobertura da área de ambas unidades em torno de 24%. Isso pode ter ocorrido pelo fato do sistema ter recebido efluente de melhor qualidade, advindo do filtro biológico percolador. Na Fase 3, com 7 anos de operação, a extensão do escoamento se intensificou em ambas unidades, chegando a valores em torno de 80%. A unidade não plantada apresentou extensão de escoamento superior à unidade plantada. Após dobrar a vazão de entrada das unidades (Fase 4), com o intuito de acelerar o processo de colmatação para efeito da presente pesquisa, o escoamento superficial avançou bastante, chegando a 100% de extensão na unidade não plantada e 88% na unidade plantada. O fato do escoamento superficial não ter avançado em todo o comprimento da unidade plantada pode estar associado a

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





fenômeno de empolamento do leito, causado pelo crescimento do sistema radicular das plantas, com elevação da altura do meio suporte. Alguns autores argumentam que as raízes contribuem para o escoamento do líquido no interior do leito, favorecendo os efeitos da colmatação (BRIX, 1997; COOPER *et al.*, 2008; BRASIL e MATOS, 2008). O fenômeno de empolamento também foi observado por Baptestini (2014) em um *wetland* horizontal de escoamento subsuperficial. Outro fato que também pode estar associado ao escoamento superficial ser maior na unidade não plantada é o fato de que a retirada de espécies invasoras causou perda de material suporte junto com as raízes das plantas. Desta forma, o leito da unidade não plantada estava com menos material do que na unidade plantada.

Os resultados da classificação dos níveis de impacto mostram que, apenas no primeiro ano de operação, o sistema permaneceu sem impacto em termos hidráulicos. A partir do segundo ano, o sistema entrou em estágio de deterioração, com o surgimento do escoamento superficial da zona de entrada de ambas unidades. Durante a Fase 3, com aumento do escoamento superficial, o impacto foi classificado como fase de colapso, pois ultrapassou a marca de 2/3 do comprimento do leito (16,7 m). Na Fase 4, as extensões do escoamento se intensificaram com o dobro da vazão e o sistema permaneceu em colapso.

4.2 Avaliação do impacto da colmatação no desempenho

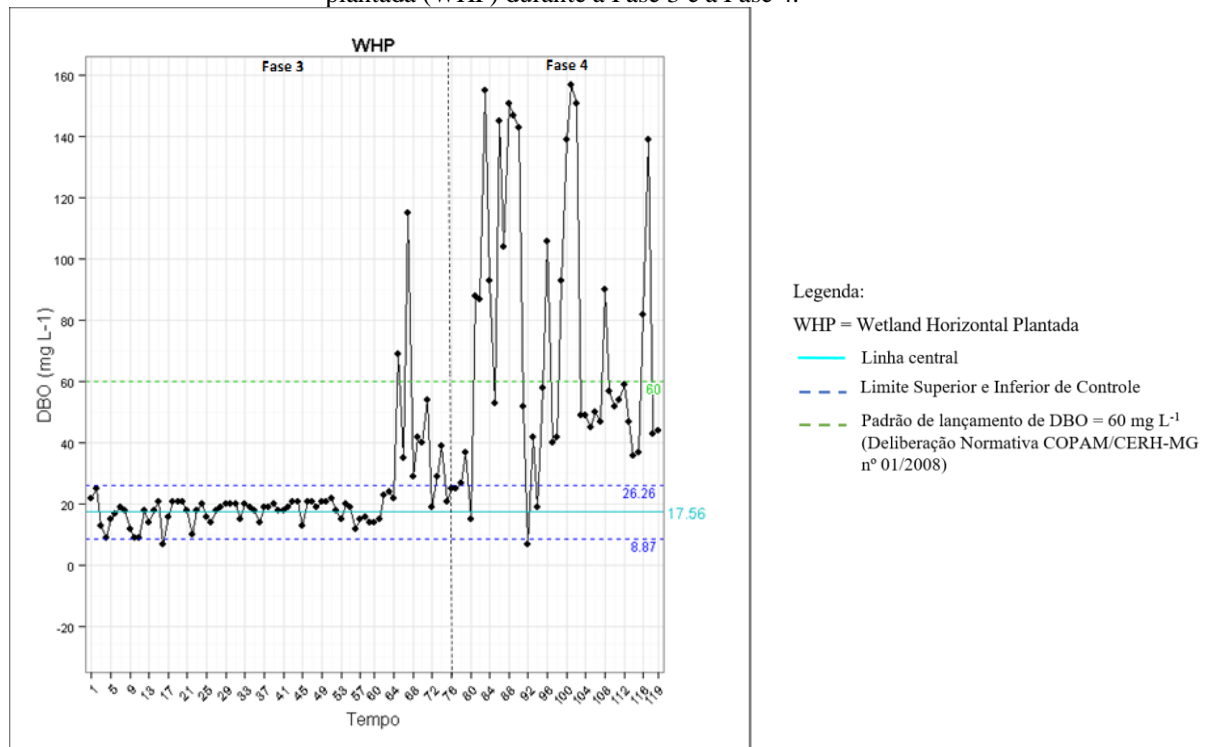
Os resultados da análise dos gráficos de controle mostraram que, já no final da Fase 3, o sistema já se encontrava em colapso em relação à concentração efluente e eficiência de remoção de DBO, tanto na unidade plantada, quanto na unidade não plantada. O colapso na unidade plantada chegou aproximadamente 1 ano após o colapso na unidade não plantada, apenas para concentração efluente de DBO.

Na Figura 1 apresentam-se as concentrações efluentes em termos de DBO da unidade plantada durante a Fase 3 e a Fase 4. É possível observar que no início da Fase 3 o sistema estava com operação regular e esse período foi utilizado como base para construção dos limites de controle e linha central. Já no final da Fase 3 e na Fase 4 o sistema apresentou amplas variações na qualidade do efluente. Observa-se também que no final da Fase 3 os valores ultrapassaram o limite superior de controle e na Fase 4 esta



tendência se manteve, inclusive ultrapassando o padrão de lançamento local, estabelecido pela Deliberação Normativa COPAM/CERH-MG nº 01/2008, que é de 60 mg L^{-1} (MINAS GERAIS, 2008). O padrão de lançamento foi inserido como referência na interpretação do gráfico.

Figura 1 – Gráfico de controle para as concentrações efluentes de DBO da unidade de wetland horizontal plantada (WHP) durante a Fase 3 e a Fase 4.



Fonte: os autores (2019).

Para as concentrações efluentes em termos de DQO, a deterioração foi observada apenas na Fase 4, quando as vazões foram dobradas, em ambas as unidades. Em relação às eficiências de remoção de DQO, os resultados da análise dos gráficos de controle mostraram que as unidades permaneceram sem impacto.

Em termos de SST, as unidades encontraram-se sem impacto até o final destes estudos, tanto para as concentrações efluentes, quanto para as eficiências de remoção. A partir destes resultados, foi possível concluir que a colmatação contribuiu para retenção de sólidos no sistema e, em contrapartida, o efluente teve perda de qualidade em termos dos mecanismos que conduzem à remoção da matéria orgânica (DBO e DQO).



5 Conclusões

O colapso em termos hidráulicos ocorreu antes do colapso no desempenho, ressaltando que os *wetlands* podem manter sua capacidade de tratamento mesmo em condições hidráulicas adversas, fato este já reportado na literatura.

A deterioração hidráulica foi observada a partir do 2º ano de operação, com o surgimento do escoamento superficial. O colapso hidráulico se instalou a partir do 7º ano de operação, em ambas unidades. Até o final deste estudo, a unidade plantada apresentava 88% de sua superfície coberta pelo escoamento superficial e a unidade não plantada 100%. A diferença do avanço do escoamento superficial entre a unidade plantada e não plantada pode estar associado ao empolamento do leito causado pela vegetação, na unidade plantada, e pela redução do meio suporte, na unidade não plantada, causado pela retirada de plantas invasoras.

Em termos de desempenho de DBO, foi observado colapso a partir do 9º ano de operação do sistema, sendo que na unidade não plantada o colapso chegou antes que na unidade plantada. Para DQO, a deterioração foi observada apenas quando as vazões foram dobradas. Em termos de SST, o sistema encontra-se sem impacto. Os resultados de DQO e SST foram iguais entre as unidades plantada e não plantada.

Agradecimentos

Os autores agradecem às seguintes instituições: CNPq, CAPES, FAPEMIG, FUNASA, COPASA e IHE-Delft pelo apoio à pesquisa.

Referências

- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AWWA - AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WEF - WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22a. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 1496p, 2012.
- BAPTESTINI, G. C. F. **Sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial com inversão no sentido de escoamento**. Tese de doutorado em Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Viçosa, MG, 182p., 2014.
- BRASIL, M.S.; MATOS, A.T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.13, p.323-328, 2008.
- BRIX, H. Do macrophytes play a rolen in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v.35, n.5, p.11-17, 1997.
- COOPER, D.; GRIFFIN, P.; COOPER, P. **Factors affecting the Longevity of Subsurface Horizontal Flow Systems Operating as Tertiary Treatment for Sewage Effluent**. Cap.17. In.: *Wastewater*



- Treatment, Plant Dynamics and Management in Constructed and Natural Wetlands. VYMAZAL, J. Institute of Systems Biology and Ecology Czech Academy of Sciences. Springer, Cap. 17, p.191-198, 2008.
- COSTA, J.F. **Remoção de poluentes em um sistema de alagados construídos atuando como pós-tratamento de efluentes de reator UASB e de filtro biológico percolador.** Tese de Doutorado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 193p., 2013.
- DE PAOLI, A.C. **Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos.** Dissertação de Mestrado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 159p., 2010.
- DORNELAS, F. L.; MACHADO, M. B.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of planted and unplanted subsurface-flow constructed wetlands for the post-treatment of UASB reactor effluents. **Water Science and Technology**, v. 60, p. 3025–3033, 2009.
- 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.
- INMET - **Instituto Nacional de Meteorologia.** Normal climatológica do Brasil (1981 – 2010). Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=clima/graficosClimaticos>
- IWA TASK GROUP (DOTRO, G., LANGERGRABER, G., MOLLE, P., NIVALA, J., PUIGAGUT, J., STEIN, O., VON SPERLING, M). Treatment wetlands. Volume 7. Biological Wastewater Treatment Series. IWA Task Group on Mainstreaming the Use of Treatment Wetlands. **IWA Publishing**, London. 154 p., 2017. Disponível para download em: <http://www.iwapublishing.com/open-access-ebooks/3567>
- 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 (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 336 p., 2015.
- MINAS GERAIS. Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, diário executivo Minas Gerais de 05 de maio de 2008. **Diário Oficial de Minas Gerais**, Poder executivo, Belo Horizonte, MG, 13 de maio 2008.
- PORTAL ACTION. Disponível em: <<http://www.portalaction.com.br>>. Acessado em 25 de fevereiro de 2019.
- REED, S. R.; CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, J. E. Natural Systems for Waste Management and Treatment. **McGraw-Hill**, 2ª ed., New York, USA, 448p, 1995.
- ROUSSEAU, D.P.L.; VANROLLEGHEM, P.A.; de PAUW, N., Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. **Water Research**, v.38, n.6, p.1484–1493, 2004.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





REMOÇÃO DE SURFACTANTES EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL

André de Oliveira Vieira*

Universidade Católica Dom Bosco (UCDB), Campo Grande – MS, Brasil
Engenharia Sanitária Ambiental
andre_vieirah@hotmail.com

Vinicius Bispo dos Santos

Universidade Católica Dom Bosco (UCDB), Campo Grande – MS, Brasil
Engenharia Sanitária Ambiental
viniciusbispos@gmail.com

Valeria Sun Hwa Mazucato

Universidade Católica Dom Bosco (UCDB), Campo Grande – MS, Brasil
Engenharia Sanitária Ambiental
mazasun@gmail.com

Fernando Jorge Corrêa Magalhães Filho

Universidade Católica Dom Bosco (UCDB), Campo Grande – MS, Brasil
Engenharia Sanitária Ambiental
fernando@ucdb.br

Priscila Sabioni Cavalheri.

Universidade Católica Dom Bosco (UCDB), Campo Grande – MS, Brasil
Engenharia Sanitária Ambiental
priscilasabioni@hotmail.com

Resumo

A grande utilização de diversos produtos de limpeza disponíveis no mercado tem acelerado o grau de poluição dos recursos hídricos do planeta. Dentre estes produtos, os surfactantes se apresentam como componentes ativo, os quais não são completamente biodegradados. O Linear Alquilbenzeno Sulfonato (LAS) é o surfactante mais utilizado mundialmente e também o mais ambientalmente relevante, devido aos seus efeitos nocivos sobre os organismos terrestres e aquáticos. Deste modo o presente estudo teve por objetivo avaliar a remoção do LAS no efluente de pós-tratamento com *wetlands* construídos de fluxo vertical. Os procedimentos utilizados para as análises estão descritos no *Standard Method for The Examination of Water and Wastewater*, 2017. O VF-CW (*wetlands* construído de fluxo vertical) plantado com *Canna indica* teve uma remoção de 97,08% de LAS e o *wetlands* plantado com *Thypha domingensis* teve uma remoção de 95,88%. Os dois sistemas foram eficientes, pois obtiveram remoção alta do surfactante



31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

LAS, podendo ser uma alternativa viável a utilização destes sistemas para remoção destes poluentes.

Palavras-chave: Surfactante. *Wetlands* construído. Linear Alquilbenzeno sulfonato.

1 Introdução

O desenvolvimento acelerado da sociedade, acarreta o uso de cada vez mais produtos químicos na rotina ao longo das últimas décadas. Por este motivo tem imposto ao saneamento novos desafios, dentre eles destaca-se a preocupação com contaminantes orgânicos emergentes, como os surfactantes provenientes de produtos de limpeza e cuidados pessoais.

Pode-se destacar especialmente o linear alquilbenzeno sulfonato (LAS), que tem recebido atenção dos pesquisadores por seu potencial no impacto em ecossistemas aquáticos e terrestres; por representar mais de 40% da quantidade de surfactantes utilizada mundialmente.

Mungray e Kumar (2011) observaram danos às brânquias dos peixes e diminuição da reprodução e do crescimento de invertebrados no solo, quando a concentração de LAS é de 0,02 a 1,00 mg.L⁻¹ e de 40 a 60 mg.kg⁻¹ de matéria seca, respectivamente. Demais estudos relataram toxicidade a peixes e outros organismos aquáticos, bem como severos efeitos ao organismo humano ao contato com surfactantes aniônicos (AS) (CSERHÁTI *et al.*, 2002; KONNECKER *et al.*, 2011).

Outra preocupação é a formação de espuma, que contribui para a dispersão de poluentes, além da inibição dos microrganismos responsáveis pelos processos de depuração natural (RAIMUNDO, 2007; PENTEADO *et al.*, 2006).

Os limites máximos estabelecidos nesta Resolução 357 do CONAMA (BRASIL, 2005) para a concentração de substâncias tensoativas que reagem ao Azul de Metileno é de 0,5 mg LAS.L⁻¹ em águas doces e 0,2 mg LAS.L⁻¹ para águas salinas e salobras, em suas respectivas classes de enquadramento. Já a Portaria nº 2914 do Ministério da Saúde 7 de 12 de dezembro de 2011, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de

357

Organização:



UFMG

Apoio:



Patrocínio:





vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, estabelece o limite de 0,5 mg LAS.L⁻¹.

Em vista da preocupação com o efeito dessas substâncias, e no intuito de atender aos limites estabelecidos pela legislação, que tem se tornado cada vez mais restritivos, disseminaram ao longo dos últimos anos inúmeros estudos sobre tecnologias de tratamento de águas residuárias, que tivessem melhor eficiência de remoção de LAS, (KORZENOWSKI *et al.* 2012), adsorção (ROSSI *et al.* 2017), floculação (MOHAN 2014), degradação por electro-Fenton (PANIZZA *et al.* 2013), degradação biológica (BERGERO; LUCCHESI, 2018).

As limitações se encontram no fato de que estas tecnologias não são efetivas para a completa remoção dos surfactantes (MUNGRAY; KUMAR, 2009) e os melhores resultados tem sido obtidos por meio de retenção ou suspensão de sólidos (MARTINEZ *et al.*, 2007) ou sedimentação na forma de lodo (ZHU *et al.*, 2018). Além disso, a maioria delas apresentam altos custos de implantação e manutenção, bem como mão de obra especializada.

Neste contexto, os *wetlands* construídos (CWs) aparecem com uma alternativa para estudos de remoção de surfactantes, por ser uma tecnologia robusta, artificialmente projetada para simular o efeito das áreas alagadas naturais, que possuem importante capacidade de tratamento das águas. O funcionamento dos CWs se dá a partir de plantas aquáticas (macrófitas) em substratos como areia, cascalhos ou outro material inerte, onde ocorre a proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos (BRIX e JOHANSEN, 1999; COOPER, 1999; PLATZER, 1999; KADLEC *et al.*, 2000; HENCH *et al.*, 2003; MOLLE *et al.*, 2005; RANDERSON, 2006; VYMAZAL, 2007; MATAMOROS *et al.*, 2008; ZHANG *et al.*, 2009; HOFFMANN *et al.*, 2011; PELISSARI *et al.*, 2014; WU *et al.*, 2015, 2018; DOTRO *et al.*, 2017).

Embora tenham sido realizados diversos estudos em CWs, ainda existem lacunas para a compreensão da eficiência dessa tecnologia para surfactantes, considerando que as condições climáticas e operacionais podem influenciar nos resultados de cada sistema. Também é notável a necessidades de mais estudos sobre a remoção de LAS, visto a

Organização:



Apoio:



Patrocínio:



importância desta substância. Neste contexto, este estudo tem o objetivo investigar a eficiência de remoção de LAS em dois sistemas de *wetlands* construídos de fluxo vertical (VF-CW) na remoção de LAS, comparando duas espécies de macrófitas, sendo elas *Canna indica* e *Typha domingensis*.

2 Metodologia

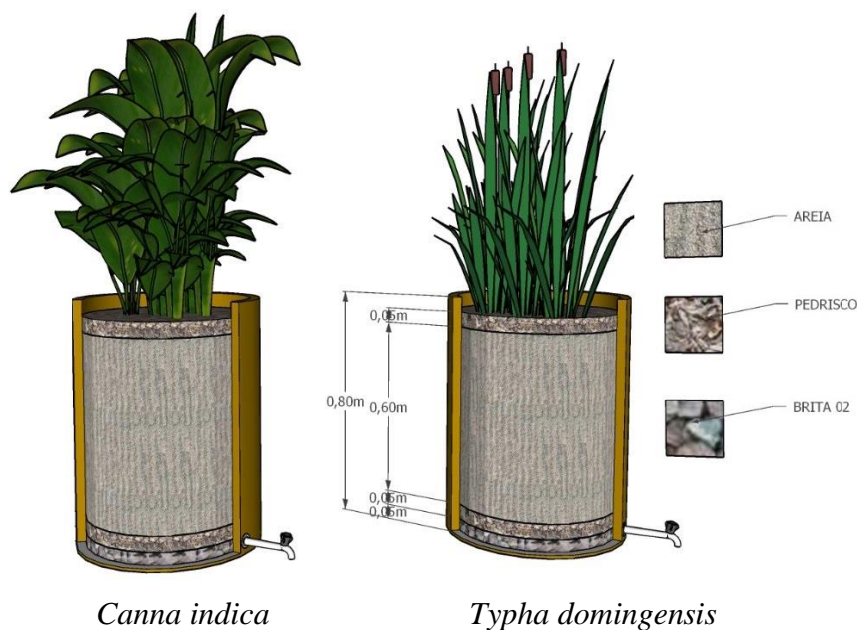
Os *wetlands* construídos de fluxo vertical estão implantados no Centro de Tecnologia e Estudo de Agronegócios (CeTeAgro), localizado na Fazenda Escola da Universidade Católica Dom Bosco (UCDB), no município de Campo Grande – MS, são produzidos diariamente 38,4 m³ de esgoto doméstico.

Foram utilizados dois VF-CW, sendo um sistema plantado com a *Canna indica* e outro com *Typha domingensis*, alimentados com um efluente doméstico proveniente de um tanque séptico e as características deste efluente são apresentados na tabela 1.

Os CWs possuem 80 cm de altura total, com 60 cm de meio filtrante (areia), há uma camada superficial livre, de 5 cm para inserir o efluente e evitar que ocorra transbordamento, 5 cm de pedrisco na superfície, para evitar erosão do meio filtrante, e no fundo 5 cm de pedrisco (4,8 a 9,5 mm) e 5 cm de brita 2 (32 a 25 mm), operando em fluxo descendente. Conforme a figura 1 mostra os dois sistemas *wetlands* detalhado possuindo as mesmas características.



Figura 1. Sistemas FV-WCs.



A alimentação dos VF-CWs foi automatizada, com intervalos 90 minutos entre os abastecimentos, sendo alimentados 16 vezes ao dia e cada batelada possui uma taxa de aplicação de $10 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2}$, totalizando em $160 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

Tabela 1. Características físicas e químicas do efluente pós-tanque séptico.

Parâmetros	Concentração	Desvio padrão
DQO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	191.66	± 18.35
DBO ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	42.59	± 15.26
Fósforo ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	3.72	± 0.65
Nitrogênio total ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	5.73	± 3.78
Nitrito ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0.98	± 0.19
Nitrato ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	0.40	± 0.18
pH	7.11	± 0.13
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	30.00	± 1.00
Turbidez (NTU)	18.08	± 3.97
OD ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	1.51	± 0.90
Sólidos totais ($\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$)	270.33	± 33.78

Fonte: Autor (2019)



Para avaliar as concentrações do surfactante LAS foi utilizado o Método do Azul de Metileno (5540.C). Este método utiliza 100 mL de amostra em um funil de separação com ajuste de pH para neutro, seguido da adição de Azul de Metileno e Clorofórmio com agitação vigorosa. Após seguidas extrações com Clorofórmio, a amostra é lavada com água destilada e a solução resultante é colocada em um balão volumétrico de 50 mL para ser realizada a leitura em espectrofotômetro, sob o comprimento de onda de 652 nm. Todos os parâmetros foram analisados de acordo com *Standard Method for The Examination of Water and Wastewater* (APHA,2012).

3 Resultados e Discussão

A tabela 2 apresenta as médias das concentrações, cargas e porcentagem de remoção do LAS de cada macrófita, na entrada e na saída dos FV-CWs.

Tabela 2. Resultados médios de concentração de LAS após VF-CWs.

Sistemas VF-CW	Concentração de entrada (mg.L ⁻¹)	Concentração de saída (mg.L ⁻¹)	Concentração removida (mg.L ⁻¹)	Carga de entrada (g.m ⁻² .d ⁻¹)	Carga removida (g.m ⁻² .d ⁻¹)	% de remoção
<i>Canna indica</i>	0.1557 ± 0.0059	0,0045 ± 0,0046	0.1523 ± 0.0051	0.0247 ± 0.0008	0.0244 ± 0.0008	97,08
<i>Typha domingensis</i>	0.1557 ± 0.0059	0,0044 ± 0,0041	0.1500 ± 0.0059	0.0247 ± 0.0008	0.0240 ± 0.0009	95,88

Fonte: Autor (2019)

Os resultados das concentrações de saída de LAS de ambos os experimentos (*Canna indica* e *Typha domingensis*) apresentaram-se dentro dos limites de lançamento no corpo hídrico de água doce nas classes 1 (um) e 3 (três), segundo a Resolução CONAMA 357/2005, que prevê um lançamento de 0,5 mg.L⁻¹, atingindo percentual de carga removida de 98,66% para o CW com a macrófita *Canna indica* e 97,16% no CW com a macrófita *Typha domingensis*.



A eficiência remoção do surfactante Linear Alquilbenzeno Sulfonato (LAS) obtida no presente estudo superou as análises de Huang *et al* (2004), Gross *et al* (2006) e Maja *et al* (2007). Huang *et al* (2004), avaliaram a remoção de LAS com concentração de entrada de 3,65 mg.L⁻¹ em CW de fluxo horizontal (HF-CW), havia encontrado eficiência de remoção de 72%. Gross *et al* (2006) observaram remoção de 65% em surfactantes aniônicos. Por sua vez, Maja *et al* (2007) testaram um sistema híbrido de CW para tratamento de efluente industrial e obtiveram remoção de surfactantes aniônicos em 65%.

Em estudos mais recentes, Pérez-López (2018) obtiveram 90% de remoção de surfactantes em um estudo comparativo de VF-CW com três tipos diferentes tipos de meio filtrante, sendo Tezontle (pedra porosa escura de origem vulcânica), Cascalho (pedra maçica) e Fibra Agave (produto de destilado mezcal), e como macrófita utilizou-se a *Schoenoplectus americanus*, que é uma planta aquática emergente, foi determinado uma TDH (tempo de detenção hidráulica) do sistema de 3, 8 e 15 dias, o melhor resultado foi o filtro de fibra Agave com a remoção de 87%, 85% e 90% nos dias relativos. No entanto, este tratamento liberou uma grande quantidade de sólidos, o que causou maior toxicidade e resultou em um pH baixo.

Ramprasad e Phillip (2016) encontraram em VF-CW eficiências de remoção de 89%, 95% e 98%, para SDS (Dodecil sulfato de sódio), Propileno Glicol (PG) e Trimetilamina (TMA), respectivamente. Já para HF-CW as eficiências de remoção foram 85%, 90% e 95% para SDS, PG e TMA, respectivamente.

4 Conclusão

Os sistemas de *wetlands* construídos de fluxo vertical apresentaram-se uma grande eficiência de extração do surfactante em ambos os sistemas, sendo a macrófita *Canna indica* apresentou 97,08%, já a *Typha domingensis* apontou 95,88% de remoção do efluente doméstico após tratamento do tanque séptico.

As maiores eficiências de remoção se dão através dos processos biológicos de tratamento convencionais com eficiência de 80% e que ainda podem ser potencializadas



com o uso combinado com processos físico químico. No entanto, a extração desse tensoativo em *wetlands* construído de fluxo vertical nos dois sistemas foi acima de 95% de remoção, maior que os demais tratamentos convencionais.

Referências

- APHA, AWWA, WEF 2012. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 22nd edition**, American Public Health Association, Washington D.C.
- AVILA, C.; MATAMOROS, V.; REYERS-CONTRERAS, B.; PINA, C.; CASADO, M. MITA, L. **Attenuation of emerging organic contaminants in a hybrid constructed wetland system under different hydraulic loading rates and their associated toxicological effects in wastewater**, *Sci. Total Environ*, (2014).
- BONFIM, J.H. et al., **Remoção de alquilbenzeno linear sulfonato em esgoto doméstico tratado em reator UASB e lagoa de polimento**. 2016.
- CAROSIA, M.F. **Microbial characterization and degradation of linear alkyl benzene sulfonate in an anaerobic reactor treating wastewater containing soap powder**. *Bioresource Technology*, v.167, set. 2014.
- CONAMA, RESOLUÇÃO N. 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Brasil, 2005.
- CONAMA, RESOLUÇÃO N. 430, de 13 de maio de 2011. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Brasil, 2011.
- 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, n. 5, p. 916-923, 2007.
- HUANG, Y., LATORRE, A., BARCELÓ, D., GARCÍA, J., AGUIRRE, P., MUJERIEGO, R., & BAYONA, J. M. **Factors affecting linear alkylbenzene sulfonates removal in subsurface flow constructed wetlands**. *Environmental science & technology*, v. 38, n. 9, p. 2657-2663, 2004.
- HUSSAR, G.J. **Aplicação da Água de escoamento de tanque de piscicultura na irrigação da alface: Aspectos Nutricionais**. *Ecosistema*, Espírito Santo do Pinhal, n. 27, 20 jan. 2002.
- MATOS, A. T.; ABRAHAO, S. S., PEREIRA, O. G. **Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (Cynodon spp) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios**. *Ambi-Água*, v.3, n.1, 2008.
- MUNGRAY, A.K. & KUMAR,P. **Fate of linear alkylbenzene sulfonates in the environment: A review**. *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 63, 2011.
- PÉREZ-LÓPEZ, M. E.; ARREOLA-ORTIZ, A. E.; ZAMORA, P. MALAGÓN. **Evaluation of detergent removal in artificial wetlands (biofilters)**. *Ecological engineering*, v. 122, p. 135-142, 2018.
- RAMPRASAD, C; PHILIP L. **Surfactants and personal care products removal in pilot scale horizontal and vertical flow constructed wetlands while treating greywater**. *Chemical Engineering Journal*. 2016.
- SOUSA, J. T. de, van HAANDEL, A.C . GUIMARÃES, A.V.A. **Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents**. *Water Science and Technology*, v.48, n.6, 2003.
- VYMAZAL, J.; KROPFLOVÁ, L. **Wastewater Treatment in Constructed Wetlands With Horizontal Sub-Surface Flow**. República Tcheca: Springer Science e Business Media, 2008.



AVALIAÇÃO DA GERAÇÃO DE ENERGIA EM WETLANDS CONSTRUÍDOS TRATANDO ESGOTOS SANITÁRIOS

Francine Leal Zanetti*

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental
flealzanetti@gmail.com

Laryssa Rodrigues Santos

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Departamento Acadêmico de Eletrônica
Departamento Acadêmico de Mecânica
laryssasantos@alunos.utfpr.edu.br

Jonar Johannes Roth

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental
jonar@alunos.utfpr.edu.br

André Nagalli

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Departamento Acadêmico de Construção Civil
nagalli@utfpr.edu.br

Karina Querne de Carvalho

Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil
Departamento Acadêmico de Construção Civil
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

Resumo

Neste trabalho foi avaliada a geração de energia a partir da construção de uma célula combustível microbiana (CCM) em sistemas de *wetlands* construídos (CW-A, PMFC-B e PMFC-C), os sistemas PMFC-B (convencional) e PMFC-C (*snorkel*) utilizaram hastes de carvão como eletrodos. Os sistemas tiveram a cerâmica vermelha, oriunda de resíduo da construção civil, como substrato e a *Eichornia Crassipes* como macrófita, o regime de operação foi contínuo, com TDH de 24 h e em fluxo vertical ascendente com escoamento subsuperficial. Os resultados físico-químicos assemelharam-se a sistemas parecidos, no



entanto, sem a CCM indicando que não houve interferência na tratabilidade do efluente. Os valores de OD (0,20 a 0,53 mg L⁻¹) e ORP (-39 a -98 mV) indicaram condições anóxicas nos sistemas. Porém, mesmo não havendo diferenciação entre zonas aeróbia e anaeróbia foi observada geração de tensão de 368 (155) mV no PMFC-B e 100 (112) mV no PMFC-C. A remoção média de DQO foi de 70% e de fósforo de 69%, indicando que a cerâmica vermelha apresentou bons índices de adsorção do fósforo. Frente aos resultados obtidos, a expectativa para as demais etapas da pesquisa é de avanço e obtenção de melhores resultados, tanto para a obtenção de energia, quanto para a qualidade do efluente a ser lançado.

Palavras-chave: Geração de energia, Célula Combustível Microbiana, Eletrodos de carvão.

1 Introdução

A valorização e busca pela obtenção de valor agregado em resíduos tem se tornado uma importante ferramenta para alcançar o desenvolvimento sustentável. O desenvolvimento de tal tecnologia torna-se viável e necessária quando um investimento em tratamento, ou demais áreas do saneamento ambiental, vislumbram retorno financeiro.

O uso de *wetlands* construídos para tratamento de águas residuárias possui vantagens, quando comparado com sistemas aerados convencionais e reatores anaeróbios, referentes a custos de instalação, operação e manutenção, facilidade de operação e manutenção e possibilidade de reutilização de materiais considerados passivos ambientais como material filtrante (meio suporte). Por outro lado, os *wetlands* construídos tem a desvantagem de requerimento por área significativamente, aumento na turbidez do efluente e risco de colmatagem.

A geração de energia a partir do tratamento de um efluente no processo convencional de *wetlands* construídos vem sendo estudada por diversos pesquisadores que intitulam tal técnica como Célula Combustível Microbiana Plantada (CCMP) e na língua inglesa de PMFC (*Plant Microbial Fuel Cell*) (TIMMERS et al., 2010; SABA et al., 2019).

Vários pesquisadores estudaram a viabilidade da utilização de células combustíveis microbianas (CCM) para a produção de energia (NIEN et al., 2011; TAMAKLOE et al., 2015). Para que as reações de oxirredução ocorram e consequentemente a produção de energia são necessárias duas zonas distintas, sendo uma



aeróbia e uma anaeróbia, a utilização de um cátodo e um ânodo e um meio de cultura para inoculação de bactérias e arqueias (REGMI et al., 2018).

A aplicação de CCM em uma *wetland* apresenta vantagens do uso do afluente como meio de cultura e o auxílio das plantas na transferência de oxigênio para o meio, facilitando assim a criação da região aeróbia (SARMA & MOHANTY, 2018).

Neste contexto, neste trabalho foi avaliada a geração de energia em sistemas de *wetlands* construídos com fluxo vertical ascendente no tratamento de esgoto sanitário utilizando a macrófita *Eichhornia Crassipes*, cerâmica vermelha como meio filtrante e eletrodos de carvão como cátodo e ânodo. Para isto, foi confeccionado um *wetland* construído do tipo convencional (PMFC-B) e um *wetland* construído do tipo *snorkel* (PMFC-C).

No sistema convencional é utilizado um eletrodo como cátodo (redução) e um eletrodo como ânodo (oxidação) e no sistema *snorkel* é utilizado um mesmo eletrodo condutor entre as zonas aeróbia e anaeróbia.

2 Materiais e Métodos

Os sistemas de *wetlands* construídos foram do tipo local de desenvolvimento do estudo está situado no município de Curitiba, capital do estado do Paraná (25°26'39''S, 49°21'16''O), com elevação média de 935 m. A temperatura ambiente variou de 10 a 34 °C, a umidade média no período foi de 50,9% e a pluviosidade contabilizou 67,4 mm entre os meses de fevereiro e abril de 2019 (83 dias), período correspondente à primeira etapa do monitoramento deste trabalho.

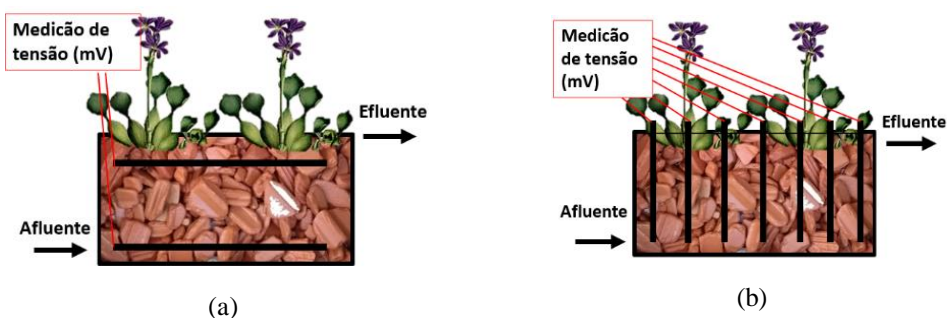
Os sistemas foram confeccionados em caixas de polipropileno com volume total de 60 L, em escala de microcosmos (0,50 m x 0,40 m x 0,30 m) com área superficial de 0,20 m², e como meio suporte foram utilizados resíduos de cerâmica vermelha (tijolo). Cada sistema foi preenchido até a altura de 0,25 m, resultando no volume útil médio de 18,5 L e porosidade média de 45,5%, valor similar ao reportado por Lima et al. (2018) para o mesmo substrato.

Os sistemas foram denominados como WC-A, PMFC-B e PMFC-C e diferenciaram-se pela presença de eletrodos e por sua posição. O sistema WC-A não



possui eletrodos e é utilizado como um sistema controle, a fim de verificar possíveis variações no tratamento do efluente. O sistema PMFC-B possui 4 eletrodos posicionados na horizontal e o sistema PMFC-C possui 14 eletrodos dispostos verticalmente (Fig. 1).

Figura 1 – Desenhos esquemáticos do posicionamento dos eletrodos nos sistemas PMFC-B (a) e PMFC-C (b).



Fonte: Autoria própria (2019)

A alimentação dos sistemas foi realizada de forma contínua em sentido vertical ascendente com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24 h e saída do efluente de forma subsuperficial. O afluente (esgoto sanitário) era bombeado para cada um dos *wetlands* por bombas dosadoras ProMinent, modelo *Concept plus*, com vazão nominal de $5,2 \text{ L h}^{-1}$, a partir de um reservatório de armazenamento de 250 L. Este reservatório é alimentado duas vezes por semana com esgoto sanitário “fraco” ($\text{DQO} < 250 \text{ mg L}^{-1}$) de acordo com Metcalf & Eddy (2016).

A espécie de planta escolhida para cobertura vegetal foi a *Eichhornia Crassipes* por ser nativa e abundante na região e pelos resultados satisfatórios no tratamento de esgotos sanitários de origem doméstica previamente reportados na literatura (MELLO et al., 2017; LIMA et al., 2018). As mudas foram coletadas no Parque Barigui em Curitiba, lavadas em água de torneira e mantidas por duas semanas em um reservatório em contato com o efluente a ser tratado para adaptação. Foi feito transplântio de 4 mudas por sistema, com densidade de 20 mudas por m^2 .

Como materiais derivados de carbono vêm sendo estudados na geração de energia em sistemas de *wetlands* construídos por se tratarem de material condutor e inerte (WU



et al., 2017; OON et al., 2016; WANG et al., 2017), foram usados eletrodos (cátodo e ânodo) de carvão com comprimento de 30,0 cm e 0,635 cm de diâmetro.

Os wetlands foram operados durante 72 dias nestas condições operacionais, sendo 39 dias de estabilização e 33 dias de monitoramento. Cada sistema foi previamente inoculado com 0,185 L (10% do volume útil) de lodo anaeróbio proveniente de uma Estação de Tratamento de Esgotos localizada na região metropolitana de Curitiba/PR, em cada um dos sistemas. No monitoramento do comportamento dos sistemas foram coletadas amostras do afluente e efluente 24 h após o abastecimento do reservatório de afluente. Os parâmetros, métodos de análise e as referências utilizados na caracterização do afluente e dos efluentes são apresentados no Quadro 1.

Quadro 1: Descrição dos parâmetros, métodos de análise e referência.

Parâmetros	Método de análise	Número do método	Referência
T (°C); pH	Potenciométrico	4500-H ⁺ B	
Condutividade (mS cm ⁻¹)	Condutimétrico	2510-B	
Turbidez (UNT)	Nefelométrico	2130-B	
OD (mg L ⁻¹)	Polarográfico	4500-O B	
POR (mV)	Potenciométrico	2580	
DQO (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico	5220 D	Rice et al. (2012)
NTK (mg L ⁻¹)	Titulométrico	4500 - N _{org}	
N-amon (mg L ⁻¹)	Titulométrico	4500-N C	
Nitrito (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500-NO ₂ ⁻ B	
Nitrato (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500-NO ₃ ⁻	
P total (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico	4500-P	

Legenda: (T): temperatura do líquido; (OD): Oxigênio dissolvido; (DQO): Demanda química de oxigênio; (NTK): Nitrogênio Kjeldahl; N-amon: Nitrogênio Amoniacal; P total: Fósforo total.

As medições da tensão (em mV) foram realizadas com o uso de um multímetro digital Foxluz, modelo FX-MD.

3 Resultados e discussões

Os resultados da média, desvio padrão (DP), valores mínimos, valores máximos e a eficiência de remoção obtidos a partir dos ensaios físico-químicos no monitoramento dos sistemas são apresentados na Tabela 1.



Tabela 1: Caracterização físico-química do afluente e efluente dos sistemas CW-A, PMFC-B e PMFC-C.

	Parâmetros	Méd	DP	Mín	Máx	Efic. (%)
Bruto (afluente)	Temperatura do líquido (°C)	20,79	0,83	19,40	22,30	-
	pH	6,51	0,51	5,37	7,02	-
	OD (mg L ⁻¹)	0,30	0,12	0,16	0,54	-
	ORP (mV)	-82,0	8,20	-98,0	-53,0	-
	Condutividade (mS cm ⁻¹)	808,06	65,97	716,0	949,9	-
	Turbidez (UNT)	16,94	7,28	5,53	27,10	-
	DQO bruta (mg L ⁻¹)	278,5	136,78	151,5	538,0	-
	P total (mgPO ₄ ⁻³ L ⁻¹)	9,76	1,14	8,28	12,13	-
	NTK (mgN-NTK L ⁻¹)	29,20	5,88	8,92	37,78	-
	N-amon (mgN-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	17,16	5,19	8,52	26,02	-
	Nitrito (mgN-NO ₂ ⁻ L ⁻¹)	0,020	0,006	0,013	0,031	-
Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ L ⁻¹)	9,86	2,39	7,17	14,33	-	
CW-A	Temperatura do líquido (°C)	20,0	1,59	18,05	23,55	-
	pH	7,00	0,27	6,71	7,61	-
	OD (mg L ⁻¹)	0,35	0,12	0,21	0,53	-
	ORP (mV)	-63,06	14,65	-81,0	-39,5	-
	Condutividade (mS cm ⁻¹)	782,49	96,91	578,5	913,8	-
	Turbidez (UNT)	18,85	10,53	7,32	44,4	-11,3
	DQO bruta (mg L ⁻¹)	94,69	44,27	41,0	166,0	66
	P total (mgPO ₄ ⁻³ L ⁻¹)	2,88	1,50	0,85	6,24	70
	NTK (mgN-NTK L ⁻¹)	20,63	3,91	13,84	25,0	29
	N-amon (mgN-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	14,57	4,30	6,04	19,16	15
	Nitrito (mgN-NO ₂ ⁻ L ⁻¹)	0,035	0,042	0,009	0,145	-75
Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ L ⁻¹)	3,82	2,19	1,31	8,27	61	
PMFC-B	Temperatura do líquido (°C)	19,71	1,67	17,55	23,45	-
	pH	7,04	0,22	6,71	7,48	-
	OD (mg L ⁻¹)	0,36	0,09	0,22	0,53	-
	ORP (mV)	-74,63	17,50	-97,5	-44,0	-
	Condutividade (mS cm ⁻¹)	778,69	91,90	587,7	904,5	-
	Turbidez (UNT)	18,49	8,25	9,44	34,60	-9,1
	DQO bruta (mg L ⁻¹)	87,25	43,93	33,5	150,0	69
	P total (mgPO ₄ ⁻³ L ⁻¹)	3,56	1,06	1,55	4,95	64
	NTK (mgN-NTK L ⁻¹)	22,37	3,37	15,32	25,0	23
	N-amon (mgN-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	15,58	3,03	10,40	19,80	9
	Nitrito (mgN-NO ₂ ⁻ L ⁻¹)	0,024	0,007	0,011	0,031	-20
Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ L ⁻¹)	3,39	2,26	1,22	8,45	66	
PMFC-C	Temperatura do líquido (°C)	19,71	1,68	17,40	23,40	-
	pH	7,04	0,20	6,59	7,29	-
	OD (mg L ⁻¹)	0,31	0,09	0,20	0,48	-
	ORP (mV)	-75,44	19,12	-98,0	-43,50	-
	Condutividade (mS cm ⁻¹)	792,69	99,46	636,8	927,9	-
	Turbidez (UNT)	17,98	9,01	7,67	32,70	-6,1
	DQO bruta (mg L ⁻¹)	73,0	29,43	45,5	138,0	74
	P total (mgPO ₄ ⁻³ L ⁻¹)	2,60	0,83	0,84	3,21	73
	NTK (mgN-NTK L ⁻¹)	20,79	4,94	11,58	24,48	29
	N-amon (mgN-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	15,19	3,78	7,80	18,68	12
	Nitrito (mgN-NO ₂ ⁻ L ⁻¹)	0,036	0,027	0,010	0,103	-80
Nitrato (mgN-NO ₃ ⁻ L ⁻¹)	2,59	1,38	0,65	5,15	74	

Legenda: Méd: Valor médio; DP: Desvio padrão, Min: Valor mínimo; Máx: Valor máximo; T: temperatura do líquido; pH: potencial hidrogeniônico; OD: oxigênio dissolvido; DQO: demanda química de oxigênio; NTK: nitrogênio total Kjeldahl; N-amon: nitrogênio amoniacal; P total: fósforo total.

Fonte: Dados obtidos em campo (2019) pelo próprio autor.



A temperatura média nas amostras do afluente variaram de 19,4 a 22,3 °C e nas amostras do efluente de 18,5 a 23,5 °C , 17,5 a 23,5 °C e 17,4 a 23,4 °C nos sistemas A, B e C, respectivamente. A estabilidade térmica observada é fator importante para a eficiência de processos biológicos. Pode-se observar leve aumento no pH nas amostras dos efluentes (médias de 7,0, 7,04 e 7,04 nos sistemas A, B e C, respectivamente), quando comparados com os valores do afluente (6,51). Valores entre 6,5 e 7,5 favorecem o crescimento biológico nos sistemas.

As concentrações de OD entre 0,20 e 0,53 mg L⁻¹ e os valores de ORP entre -39,5 e -98,0 mV indicam que os sistemas apresentam características anóxicas tendendo a anaerobiose. Valores de 100 a -100 mV indicam ambiente anóxico enquanto valores abaixo de -100 mV indicam ambientes anaeróbios (VON SPERLING, 1996).

A condutividade não apresentou variação significativa do afluente para o efluente, houve decréscimo médio de 3% na saída dos sistemas. Para a turbidez houve acréscimo nos valores obtidos, o que indica carreamento de sólidos no efluente do sistema.

A DQO média do afluente de 278 mg L⁻¹ caracteriza-o como transitório entre “fraco” e “médio”, uma vez que a DQO máxima para esgotos fracos é de 250 mg L⁻¹ (METCALF & EDDY, 2016). A eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea dos sistemas (70%) ficou próxima do observado por Wu et al. (2017) de 69% (concentração inicial de 647 mg L⁻¹) e Liu et al. (2019) de 64% (concentração inicial de 700 mg L⁻¹) em sistemas de *wetlands* verticais ascendentes com célula combustível microbiana tratando efluente da digestão de lodo e o efluente da suinocultura, respectivamente.

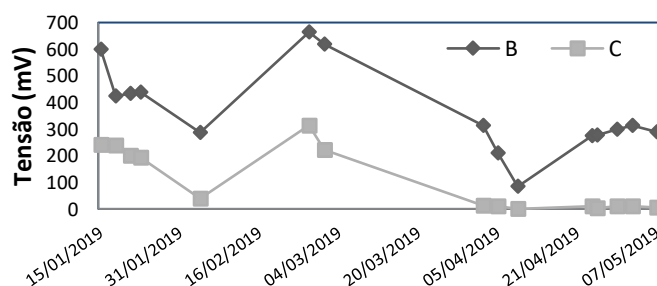
Foram obtidas eficiências de remoção de NTK de 29%, 23% e 29%, nos sistemas A, B e C respectivamente. Para o N-Amoniacal as eficiências de remoção foram de 15%, 9% e 12%, nos sistemas A, B e C, respectivamente. Foram alcançadas eficiências de remoção de nitrato de 61%, 66% e 74% nos sistemas A, B e C, respectivamente. Mello et al. (2017) obtiveram remoção de NTK de 9% a 20% em um sistema vertical descendente de fluxo contínuo vegetado com *E. Crassipes* tratando efluente sanitário com concentração média de 71 mg L⁻¹.



As eficiências médias de remoção de fósforo resultaram em 70%, 64% e 73% nos sistemas A, B e C, respectivamente, superior ao indicado por Lima et al. (2018) que obtiveram remoção média de 88% em um sistema operado em batelada com ciclos de 48 h preenchido com cerâmica vermelha.

Concomitantemente às análises físico-químicas foram realizadas medições de tensão nos sistemas PMFC-B e PMFC-C, conforme pode ser observado na Figura 2.

Figura 2: Valores de tensão obtidos ao longo do período de operação dos sistemas PMFC-B (convencional) e PMFC-C (*snorkel*).



Maiores valores de tensão foram observados no sistema convencional PMFC-B de 368 (155 mV). Estes valores são similares aos obtidos por Xu et al. (2018) de 312 mV e são superiores aos obtidos por Wang et al. (2017) de 243 mV, que utilizaram sistemas de *wetlands* construídos preenchidos com brita e brita com areia como meio suporte, o primeiro sem cobertura vegetal e o segundo utilizando *Canna indica*, tratando efluente doméstico sintético ambos os sistemas. Salienta-se que os sistemas em estudo não apresentaram zona aeróbia e anaeróbia conforme é indicado pela literatura para obtenção de energia (DOHERTY et al., 2015; FANG et al., 2018; OON et al., 2016).

O sistema *snorkel* PMFC-C apresentou valores inferiores de tensão, de 100 (112) mV, do que o sistema convencional PMFC-B. De acordo com Yang et al. (2015), eletrodos de ferro em posição *snorkel* tem a finalidade de promover nitrificação e desnitrificação do sistema, o que não foi observado nestes sistemas com eletrodo de carvão.

Devido ao fato dos sistemas estarem com características anóxicas, será iniciada a aeração superficial do meio, a fim de proporcionar formação de ambiente aeróbio e



anaeróbico e verificar possíveis variações nas medições de tensão em cada um dos sistemas.

4 Conclusões

Embora os sistemas não tenham apresentado a formação e separação de zona aeróbia e anaeróbia conforme esperado, os valores de tensão obtidos são satisfatórios. Na próxima etapa de operação será feita aeração e espera-se aumento destes valores.

Como forma de tratamento do esgoto sanitário, os sistemas apresentaram valores satisfatórios, mostrando-se viável sua aplicação para esse fim. Os três sistemas apresentaram valores de tratamento próximos.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (bolsa mestrado Capes-DS) e da Fundação Nacional de Saúde (Funasa) [processo n. 41925100.011.282/2014-87].

Referências

- DOHERTY, L.; ZHAO, Y.; ZHAO, X.; HU, Y.; HAO, X.; XU, L.; LIU, R. A review of a recently emerged technology: Constructed wetland – Microbial fuel cells. **Water Research**. 2015. (DOI: 10.1016/j.watres.2015.08.016).
- FANG, Z.; CAO, X.; LI, X.; WANG, H.; LI, X. Biorefractory wastewater degradation in the cathode of constructed wetland-microbial fuel cell and the study of the electrode performance. **International Biodeterioration & Biodegradation**. 2018. (DOI: 10.1016/j.ibiod.2017.12.003).
- LIMA, M. X.; CARVALHO, K. Q.; PASSIG, F. H.; BORGES, A. C.; FILIPPE, T. C.; AZEVEDO, J. C. R.; NAGALLI, A. Performance of different substrates in constructed wetlands planted with *E. crassipes* treating low-strength sewage under subtropical conditions. **Science of the Total Environment**. 2018. (DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.02.342).
- LIU, F.; SUN, L.; WAN, J.; TANG, A.; DENG, M.; WU, R. Organic matter and ammonia removal by a novel integrated process of constructed wetland and microbial fuel cells. **Royal Society of Chemistry**. 2019. (DOI: 10.1039/c8ra10625h).
- MELLO, D.; CARVALHO, K. Q.; PASSIG, F. H.; FREIRE, F. B.; BORGES, A. C.; LIMA, M. X.; MARCELINO, G. R. Nutrient and organic matter removal from low strength sewage treated with constructed wetlands. **Environmental Technology**. 2017. (DOI: 10.1080/09593330.2017.1377291).
- NIEN, P. C.; LEE, C. Y.; HO, K. C.; ADAV, S. S.; LIU, L.; WANG, A.; REN, N.; LEE, D. J. Power overshoot in two-chambered microbial fuel cell (MFC). **Bioresource Technology**. 2011. (DOI: 10.1016/j.biortech.2010.12.015).
- OON, Y. L.; ONG, S. A.; HO, L. N.; WONG, Y. S.; DAHALAN, F. A.; OON, Y. S.; LEHL, H. K.; THUNG, W. E. Synergistic effect of up-flow constructed wetland and microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and energy recovery. **Bioresource Technology**. 2016. (DOI: 10.1016/j.biortech.2015.12.011).



- REGMI, R.; NITISORAVUT, R.; KETCHAIMONGKOL, J. A decade of plant-assisted microbial fuel cells: looking back and moving forward. *Biofuels*. 2018. (DOI: 10.1080/17597269.2018.1432272).
- RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; CLESCERI, L. S. **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.
- SABA, B.; KHAN, M.; CHRISTY, A. D.; KJELLEURUP, B. V. Microbial phyto-power systems – A sustainable integration of phytoremediation and microbial fuel cells. *Bioelectrochemistry*. 2018. (DOI: 10.1016/j.bioelechem.2018.12.005).
- SARMA, P. J.; MOHANTY, K. *Epipremnum aureum* and *Dracaena braunii* as indoor plants for enhance bio-electricity generation in a plant microbial fuel cell with electrochemically modified carbon fiber brush anode. *Journal of Bioscience and Bioengineering*. 2018. (DOI: 10.1016/j.jbiosc.2018.03.009).
- TAMAKLOE, R. Y. Effect of COD and H₂O₂ concentration on DC-MFC. *Renewable Energy*. 2015. (DOI: 10.1016/j.renene.2015.04.046).
- TIMMERS, R. A.; STRIK, P. B. T. B.; HAMELERS, V. M.; BUISMAN, C. J. N. Long-term performance of a plant microbial fuel cell with *Spartina anglica*. *Environmental Biotechnology*. 2010. (DOI: 10.1007/s00253-010-2440-7).
- VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos. Vol. 2: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: DESA/UFMG; SANEPAR, 1996. 211p.
- WANG, J.; SONG, X.; WANG, Y.; BAI, J.; BAI, H.; YAN, D.; CAO, Y.; LI, Y.; YU, Z.; DONG, G. Bioelectricity generation, contaminant removal and bacterial community distribution as effected by substrate material size and aquatic macrophyte in constructed wetland-microbial fuel cell. 2017. *Bioresource Technology*. 2017. (DOI: 10.1016/j.biortech.2017.08.191).
- WU, S.; LV, T.; LU, Q.; AJMAL, Z.; DONG, R. Treatment of anaerobic digestate supernatant in microbial fuel cell coupled constructed wetlands: Evaluation of nitrogen removal, electricity generation, and bacterial community response. *Science of the Total Environment*. 2017. (DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.11.138).
- XU, L.; ZHAO, Y.; TANG, C.; DOHERTY, L. Influence of glass wool as separator on bioelectricity in a constructed wetland-microbial fuel cell. *Journal of Environmental Management*. 2018. (DOI: 10.1016/j.jenvman.2017.11.035).
- YANG, Q.; ZHAO, H.; LIANG, H. Denitrification of overlying water by microbial electrochemical snorkel. *Bioresource Technology*. 2015. (DOI: 10.1016/j.biortech.2015

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





PLANTANDO JARDINS FILTRANTES E ÁGUA BOA

Rodolfo Vieira Nunes de Almeida*

Sociedade Ecológica Amigos de Embu - SEAE, Embu das Artes – SP, Brasil
Diretor Presidente
seae@seaembu.org

Inara Laurindo Siqueira

Sociedade Ecológica Amigos de Embu - SEAE, Embu das Artes – SP, Brasil
Bióloga – Educadora Ambiental
nahsiqueira@gmail.com

Thiago Masaharu Osawa

Sociedade Ecológica Amigos de Embu - SEAE, Embu das Artes – SP, Brasil
Graduando em Engenharia civil
thiago.osawa@gmail.com

Camila Novais dos Santos

Sociedade Ecológica Amigos de Embu - SEAE, Embu das Artes – SP, Brasil
Bióloga
cnovais47@gmail.com

Jessica Cristina Vieira Rosa Marques

Sociedade Ecológica Amigos de Embu - SEAE, Embu das Artes – SP, Brasil
Bióloga – Educadora Ambiental
jehcristina.marques@gmail.com

Resumo

Boa parte das discussões sobre as políticas de saneamento básico no Brasil focam nos territórios com maior adensamento populacional e no saneamento centralizado, mas boa parte das áreas de mananciais, que precisam do saneamento para preservar a qualidade da produção de água fica afastada dos grandes centros e por isso desatendida quanto a esse serviço essencial. A população residente nessas áreas, muitas vezes periféricas, não tem qualquer assistência para construir ou regularizar o tratamento doméstico individual e por vezes, por falta de informação, não trata ou trata de forma inadequada dos efluentes, contaminando rios e nascentes, como também acontece em cabeceiras de sistemas com captação para consumo humano e fornecimento para os grandes centros. O presente trabalho visou levar em linguagem fácil e acessível as informações essenciais sobre a necessidade do tratamento do esgoto, um método seguro que traz dignidade e bem-estar, principalmente pelo fato de ser altamente replicável, devido a produção de uma cartilha, que pode ser seguida a qualquer tempo, por qualquer pessoa alfabetizada. Atendendo todas as faixas etárias, desde jogos lúdicos para os jovens das escolas, até adultos e idosos,

374

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





independente do grau de instrução, podem entender os processos e replica-los. Outra prioridade foi possibilitar a geração de renda, que é peça essencial na viabilidade para áreas carentes, pois, através da formação no curso desenvolvido o morador pode passar a oferecer a prestação desse serviço como instalador e se diferenciar no mercado de trabalho.

Palavras-chave: *Wetland* construído, saneamento, educação ambiental, cartilha.

1 Introdução

A Associação Ecológica Amigos de Embu, conhecida como SEAE, trata-se de uma Organização da Sociedade Civil de Interesse Público (OSCIP) e atua na região há mais de 44 anos, com ações que contribuem para a transformação das comunidades, através do incentivo à participação popular nas questões prementes de conservação ambiental, manutenção dos mananciais e melhoria da qualidade de vida.

O projeto “Plantando Jardins Filtrantes e Água Boa” visa a difusão da tecnologia dos *Wetlands* construídos, em uma comunidade carente, o tratamento do esgoto por meio de soluções baseadas na natureza, o baixo custo para implantação do projeto, a elevada eficiência na remoção de poluentes e principalmente a possibilidade de ser descentralizada. Com apoio financeiro do Fundo Socioambiental CASA, o projeto possibilitou o diagnóstico da área de estudo, a educação ambiental, a instalação e capacitação de pessoas da comunidade e interessados no assunto, e ainda, a produção da cartilha do Jardim Filtrante juntamente com apresentação dos dados. O estudo foi desenvolvido durante doze meses, iniciados em julho de 2018 e finalizado em junho de 2019, com participação de voluntários, a Equipe SEAE e parceria com Canal InfraVerde.

O Relatório Mundial das Nações Unidas (ONU) sobre Desenvolvimento dos Recursos Hídricos (2018) destaca a importância das Soluções baseadas na Natureza (SbN), também conhecidas como Infraestruturas Verdes, como ponto central na realização da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. As SbNs são inspiradas na natureza e usam, ou simulam, processos naturais a fim de contribuir para o aperfeiçoamento da gestão da água. As SbNs podem envolver a conservação ou a reabilitação de ecossistemas naturais e/ou o desenvolvimento ou criação de processos naturais em ecossistemas modificados ou artificiais. Dessa forma, o saneamento

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





ecológico, eixo principal deste trabalho, é alinhado com os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS), atendendo diretamente pontos como o item 6 - Acesso à água limpa e saneamento, 3 - Saúde e Bem-estar, e indiretamente com o objetivo 11 - Cidades e comunidades Sustentáveis, 4 - Educação de qualidade e outros.

Diante dos pontos observados, no acesso à água limpa e saneamento, por exemplo, observamos que boa parte dos esgotos que não são tratados por companhias de saneamento vão direto para os rios, para áreas de mananciais e por vezes são destinados ao consumo humano. As crises de abastecimento de água potável se espalham pelo País, enquanto o saneamento quase não se move, ameaçando o futuro de todos nós. O saneamento centralizado é uma solução cara para implantar e manter e tem muitas limitações, incapaz de atender em muitos casos que o saneamento individual é a única alternativa. Entretanto, por falta de informação, pode ocorrer a destinação incorreta ou tratamento insuficiente.

A partir do estudo prévio da tecnologia dos *Wetlands* construídos, também conhecido como Jardins Filtrantes, zona de raízes e outros nomes, a técnica de tratamento de esgoto realiza a filtragem do esgoto por meio de plantas, com espécies selecionadas que ao mesmo tempo absorvem os nutrientes para se fortalecerem, auxiliam na retenção de patógenos, nutrientes e sólidos, resultando em um efluente tratado a partir de soluções baseadas na natureza. Dessa forma, traz ao munícipe que deseja instalar na sua casa ou como fonte de renda, o baixo custo, eficiência aceita pelos órgãos de licenciamento (São Paulo - CETESB) e principalmente descentralização no tratamento. Contudo, o desenvolvimento do projeto pretende envolver a comunidade na aplicação, disseminação da tecnologia, gerar um impacto positivo local e ainda ganhar amplitude com a publicação da cartilha.

2 Objetivo

O projeto pretende difundir a tecnologia dos *Wetlands* construídos em comunidade carente, realização de capacitações, instalação da técnica em residências do bairro, conscientização da comunidade e a promoção de cartilha ilustrativa.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

3 Metodologia

No intuito de atingir os objetivos estabelecidos, realizamos o projeto em três etapas, sendo elas a primeira para conscientização e levantamento de dados da área, a segunda destinada para instalação de três unidades de Jardins Filtrantes (*Wetlands* construídos) juntamente com curso de capacitação para três turmas e por fim, a terceira etapa com a apresentação de resultados e produção de cartilha de Jardins Filtrantes.

3.1 Etapa 1

O levantamento de dados, foi realizado entre os meses de julho e setembro de 2018, por meio do estudo de referências, trabalho em campo no intuito de obter-se um diagnóstico socioambiental apurado. A partir do diagnóstico das áreas que abrigam os afluentes do Rio Embu Mirim, selecionamos o bairro Caputera, área localizada na divisa entre os municípios de Cotia, Embu das Artes e Itapeverica da Serra, pela importante contribuição de seus afluentes por estar inserido dentro da Área de Proteção e Recuperação aos Mananciais da Guarapiranga - APRM-G.

A escolha do bairro do Caputera baseou-se na importância do rio Embu Mirim para a Guarapiranga e informação dos planos municipais de saneamento básico, como o Plano Municipal de Saneamento Básico de Embu das Artes, no qual não planejam instalar tronco coletor nesse bairro, devido ao baixo adensamento populacional, mesmo sendo às cabeceiras do Rio Embu Mirim. Sendo assim, toda a população ali residente é obrigada a fazer a instalação de sistemas de tratamento unifamiliar em sua própria casa, porém não recebem nenhum tipo de assistência técnica sobre a forma de fazê-lo corretamente.

O trabalho em campo por sua vez, foi realizado mediante visitas da equipe de voluntários à comunidade, chamadas via redes sociais, site e abordagem direta com moradores e comércios locais, durante o período de setembro de 2018 e novembro do mesmo ano. Para a conscientização com os moradores, apresentamos o projeto, informações sobre a qualidade da água, importância e formas de aplicação de tratamento de esgoto, singularmente o Jardim Filtrante. Aos interessados em receber o sistema na sua casa responderam ao questionário socioeconômico, que mais tarde, foi utilizado para

377

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

a seleção. Foram realizadas oficinas com alunos da Escola Municipal Caputera, palestras informativas na sede da SEAE, visitas as Unidade Básica de Saúde (UBS) Caputera e Ressaca, e unidade do Centro de Referência de Assistência Social (CRAS) do bairro.

Na Escola Municipal Caputera, com apoio da coordenação, professores e funcionários envolvidos, realizamos oficinas práticas por meio da educação ambiental, apresentando os principais conceitos sobre o saneamento para alunos do sexto ao nono ano do ensino fundamental II.

Segundo Reigota (2009), a educação ambiental deve ser um meio de conscientizar a população dos problemas causados entre as relações dos seres humanos com a natureza e de diminuir a deterioração do meio ambiente em que uma comunidade está inserida, fazendo trabalhos sociais em conjunto com a comunidade. Levantando questionamentos, problematizações e possíveis soluções para tais, a fim de mostrar a teoria coloca-la em práticas viáveis e atrativas nas quais trarão significativas mudanças tanto a curto prazo como a longo prazo, diminuindo o impacto dessa comunidade com o meio ambiente, garantindo assim um desenvolvimento sustentável de uma sociedade.

A oficina aplicada consiste em quatro fases: A - Apresentação do tema e objetivo do jogo, onde os alunos assistem a uma breve explicação sobre a importância da água e saneamento; B – Trabalho em equipe para o Jogo da Calha, no qual os alunos vão para um espaço aberto como a quadra escolar, são instruídos a se organizarem cada qual com sua peça da calha, para então levar a bolinha representativa da água da chuva, águas cinzas (Ex.: Lavanderia) e águas pretas (Esgoto sanitário), à destinação correta escolhendo a caixa seletora; C – Discussão com o grupo e formação do caminho das águas, onde os participantes traçam no mapa o caminho da água das nascentes do Caputera até a Represa Guarapiranga e D – Fixação do conhecimento com a formação da rede das águas, onde os participantes expõem sobre “o que ficou” de mais marcante da atividade, relatam como se sentiram ou apresentam ideias que podem contribuir no dia-a-dia.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:



Figura 1 – Oficinas práticas na Escola Municipal Caputera



Fonte: Autoria própria (2018)

3.2 Etapa 2

As três capacitações foram realizadas nos meses dezembro, fevereiro e março, respectivamente. Cabe ressaltar que o público foi selecionado em relação a situação socioeconômica, pelo fato de ter mais interessados do que a capacidade de atendimento e ao grande interesse por parte de moradores das cidades próximas. Levamos em consideração para essa seleção, primeiro o fator do inscrito ser morador na região do bairro de Caputera, segundo se a pessoa recebe algum auxílio governamental ou está desempregada e terceiro a finalidade da sua participação no curso, por exemplo, para conhecimento, fonte de renda ou replicar em outros grupos. Conforme previsto no projeto, a seleção dos três beneficiários foi realizada a partir da classificação socioeconômica do questionário inicial e visita técnica.

A construção do sistema de saneamento do projeto foi concluída em duas etapas. A primeira foi a escavação do terreno, construção da parte de alvenaria das *Wetlands* e de instalação das manilhas com auxílio de um pedreiro especializado. A compra de matérias foi realizada em lojas do bairro afim de estimular o comércio da região. Já a segunda etapa foi realizada em forma de curso com mutirão didático em um dia, para instalação de canos, perfurações, preenchimento do meio filtrante e acabamentos.

O dimensionamento do sistema de tratamento de efluente foi feito para uma família de quatro a sete pessoas, seguindo orientações do trabalho de Mendonça (2016),



assim como, a concepção das etapas de tratamento, com a exceção da disposição final, onde destinamos para infiltração no solo. O tratamento primário foi feito com um tanque séptico com volume de 1800 litros e Tempo de detenção hidráulica (TDH) de 2,8 dias construído com quatro manilhas que foram impermeabilizadas.

O tratamento secundário foi feito com uma *Wetland* construída híbrida, composta por duas diferentes câmaras, a câmara de fluxo vertical e a câmara de fluxo horizontal respectivamente. A primeira possui 1,2m de largura, 3m de comprimento e 1m de altura com fluxo vertical, subsuperficial e descendente. A segunda é alimentada por gravidade pelo efluente da primeira com fluxo horizontal, subsuperficial e ascendente.

Tabela 1 – Características físicas da *Wetland* construída

Características físicas	Câmara de fluxo vertical (WCFV)	Câmara de fluxo horizontal (WCFH)
Formato da planta	Retangular	Retangular
Comprimento	3 m	3 m
Largura	1,2 m	1,2 m
Altura total	1 m	0,6 m
Altura útil do meio filtrante	0,95 m	0,50 m
Profundidade submersa do leito filtrante	0,5 m	0,5 m
Área superficial do leito filtrante	3,6 m ²	3,6 m ²
Razão comprimento:largura	2,5;1	2,5;1
Declividade do fundo do leito	1%	1%

Fonte: Adaptado de Mendonça (2016)

Ambas câmaras foram preenchidas com meio filtrante composto por pedra britada nº 2. Foram plantadas um arranjo de espécies compostas por Capim Vetiver (*Vetiveria zizanioides*), Biri (*Canna X Generalis*), Helicônia-papagaio (*Heliconia psittacorum*) e Thalia (*Thalia dealbata*). Os principais motivos de escolha das plantas, foram a facilidade de se encontrar, a adaptabilidade, são plantas bastante usadas em *Wetlands* construídos com histórico já comprovado por estudos, além disso o viés paisagístico que acaba sendo um importante fator já que o sistema fará parte da moradia familiar. Vale observar, que devido as diferentes espécies utilizadas em relação ao trabalho de Mendonça (2016), os resultados referentes a qualidade do efluente podem sofrer alterações.



Figura 2 – Jardim filtrante e capacitação



Fonte: Autoria própria (2019)

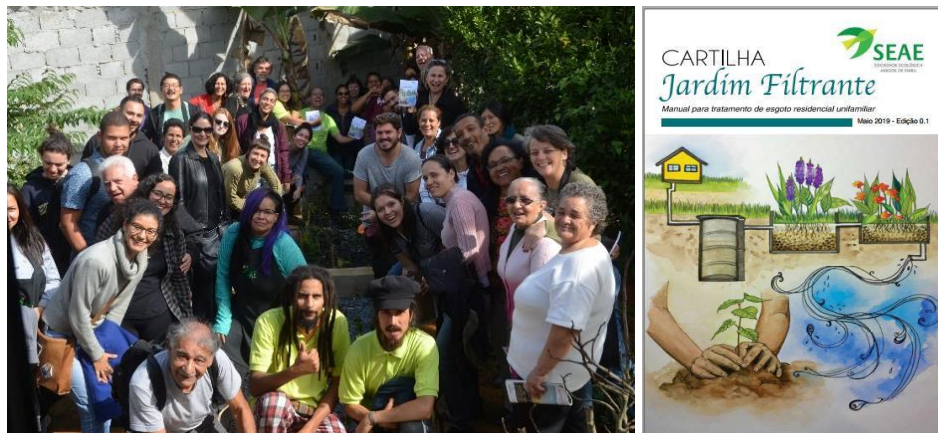
3.3 Etapa 3

A Etapa 3 por sua vez, realizamos visitas às três residências atendidas para acompanhar o progresso do Jardim Filtrante instalado, convidamos para o evento final os alunos e a comunidade envolvida por meio das redes sócias, site e panfletos distribuídos próximos a Escola Municipal Caputera, onde o evento foi realizado. A partir das informações compiladas dos resultados obtidos, realizamos os relatórios e conclusões do projeto, bem como a promoção da cartilha, que foram apresentados para a comunidade no seminário final, o “Encontro de Saneamento Ecológico”. As atividades foram realizadas entre abril e junho de 2019.

O Encontro de Saneamento Ecológico, foi realizado no dia 08 de junho, aberto ao público em geral, contou com visita técnica à uma das residências atendidas, apresentação de cases sobre o saneamento, exposição dos dados e lançamento da cartilha didática gratuita (Versão Beta – junho/2019), para uso e replicação da técnica abordada no projeto. Todas as informações são disponibilizadas através do site www.seambu.org gratuitamente.



Figura 3 – Encontro de Saneamento Ecológico e Cartilha Jardim Filtrante



Fonte: Autoria própria (2019)

4 Resultados e discussão

O projeto possibilitou observar como a falta de informações sobre a importância do saneamento tem causado danos ao manancial através das fossas negras ou da completa ausência de tratamento. No total foram apuradas 11 repostas de pessoas interessadas na possibilidade de instalação da tecnologia tratamento de esgoto em sua residência, da qual selecionamos 3 famílias. A capacitação por sua vez, com conteúdo teórico/prático realizada conjuntamente com a instalação, atenderam 72 pessoas do público direto nas três edições.

Dentre as atividades, a palestra contou com 15 participantes, a educação ambiental na escola atendeu 320 alunos e funcionários e o encontro de saneamento ecológico recebeu 53 pessoas, conforme as listas de presença. Em relação as abordagens indiretas, visitas em aproximadamente cem casas, nos comércios locais, no CRAS Caputera, UBS Caputera e Escola Municipal Caputera durante os eventos escolares, estimamos que o atendimento tenha alcançado 200 pessoas. Atendendo ao todo, aproximadamente 600 pessoas do público indireto.

Esses estabelecimentos públicos costumam ser referencias na comunidade, e possibilitaram maior contato e interação com a comunidade. Destacamos ainda, a alta aceitação pelos jovens e imprensa na publicação dos conteúdos do projeto, ações que alavancaram maior visibilidade para a tecnologia dos Jardins Filtrantes e aumento no

382

Organização:



Apoio:



Patrocínio:





31 de Julho a 2 de Agosto de 2019 - Universidade Federal de Minas Gerais- Belo horizonte

interesse dos moradores de bairros próximos pelas capacitações, outras informações e para a própria SEAE.

Como produto final, a promoção da cartilha “Jardim Filtrante, manual para tratamento de esgoto residencial unifamiliar”, tem o intuito de atender a falta de exemplares didáticos sobre o assunto, com conteúdo adaptado em quadrinhos para fácil leitura, auxiliando qualquer pessoa que deseja conhecer ou instalar, com o passo-a-passo de um jardim filtrante. Todo conteúdo do projeto e indicações de referências podem ser acessados através do site (www.seaembu.org) bem como o acesso gratuito para a cartilha.

5 Conclusão

Concluimos, que as atividades propiciaram o aprendizado e difusão da tecnologia dos *Wetlands* construídos e outras soluções viáveis para região, bem como os resultados e a cartilha do Jardim Filtrante, garantem a replicabilidade dos métodos envolvidos. Entretanto, para que as ações tenham continuidade, é imprescindível atrelar às políticas públicas que incentivem e respaldem a população quanto as formas de saneamento mais adequadas a serem aplicadas.

6 Referências

MENDONÇA, Alexandre Antônio Jacob de. **Avaliação de um sistema descentralizado de tratamento de esgotos domésticos em escala real composto por tanque séptico e wetland construída híbrida**. 2016. Dissertação (Mestrado em Saúde Ambiental) - Faculdade de Saúde Pública, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016. doi:10.11606/D.6.2016.tde-25052016-122129.

MINUTA PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO BÁSICO 2011 – 2040. EMBU DAS ARTES – SP – Disponível em: http://embudasartes.sp.gov.br/e-gov/public/arquivos/2011/06/05_minuta_plano_saneamento.pdf .

REIGOTA, M. **O que é educação ambiental**. 2ª ed. Brasiliense, São Paulo. 2009.

SÃO PAULO (Estado) Secretaria do Meio Ambiente. Coordenadoria de Educação Ambiental. **Caderno Ambiental Guarapiranga Guarapiranga**. / Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Coordenadoria de Educação Ambiental. - - São Paulo: SMA/CEA, 2008.

WWAP (United Nations **World Water Assessment Programme**)/UN-Water. 2018. The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-Based Solutions for Water. Paris, UNESCO.

Organização:



Apoio:



Patrocínio:



ORGANIZAÇÃO



APOIO



PATROCÍNIO

