

CADERNO DA V CONFERÊNCIA HUPANAM & 5º SIMPÓSIO WETLANDS BRASIL



Florianópolis - Santa Catarina - Brasil

V Conferencia Panamericana de Sistemas de

Humedales

para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento
de la Calidad del Agua

5º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE
WETLANDS CONSTRUÍDOS



28 a 30 | Abril | 2021 Eventos Online

www.conferenciahumedales2020.com.br

Organização



Gerenciamento



Apoio





Florianópolis - Santa Catarina - Brasil

V Conferencia Panamericana de Sistemas de

Humedales

para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento
de la Calidad del Agua



28 a 30 | Abril | 2021 Eventos Online

CADERNO DA V CONFERÊNCIA HUPANAM & 5º SIMPÓSIO WETLANDS BRASIL

Caderno da Conferência Panamericana de Sistemas Wetlands para Tratamento e Melhoramento da Qualidade da Água e do 5º Simpósio Brasileiro sobre Aplicação de Wetlands Construídos no Tratamento de Águas Residuárias.

2021, 282pg

Livro digital, PDF

ISBN 978-65-00-22546-4

1. Wetlands construídos 2. Tratamento descentralizado de esgoto.

© Pablo Heleno Sezerino, Catiane Pelissari.

© Universidade Federal de Santa Catarina

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental

Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado



Florianópolis - Santa Catarina - Brasil

V Conferencia Panamericana de Sistemas de

Humedales

para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento
de la Calidad del Agua



28 a 30 | Abril | 2021 Eventos Online

MENSAGEM DO PRESIDENTE



Prezados amigos.

Este caderno refere-se aos trabalhos técnicos apresentados na V Conferência Panamericana de Sistemas Humedales para Tratamento e Melhoramento da Qualidade da Água & 5º Simpósio Brasileiro sobre Aplicação de Wetlands Construídos no Tratamento de Águas Residuárias.

Ambos os eventos foram organizados pelo Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Rede Panamericana de Sistemas Humedales (HUPANAM) e Grupo Wetlands Brasil, os quais ocorreram entre os dias 28 a 30 de abril de 2021 de forma virtual a partir da cidade de Florianópolis, no sul do Brasil, sendo que nos primeiros dois dias foram apresentadas 5 plenárias e 5 palestras seguidas de discussão, assim como uma sessão virtual de visitação. O último dia de conferência foi reservada para o acesso aos vídeos dos trabalhos orais hospedados no site do evento.

Foram apresentados avanços técnicos e científicos nas seguintes temáticas:

- Processos de transformação e remoção de poluentes: emergentes; matéria orgânica; nutrientes.
- Critérios de projeto, modelagem, inovação e melhorias operacionais do sistema.
- Sistemas para melhoramento da qualidade da água.
- Rol de macrófitas, aspectos biológicos e biodiversidade.
- Estudos de caso: aspectos econômico, educacionais, culturais, paisagísticos e outros.

Apesar de não estarmos presentes de forma física, o formato virtual permitiu uma troca de experiência enriquecedora entre os 190 participantes oriundos de 12 países.

Agradecemos a todos que contribuíram para o sucesso do evento!

Um grande abraço!

Pablo Heleno Sezerino

Presidente da Comissão Organizadora



V Conferencia Panamericana de Sistemas de
Humedales
para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento
de la Calidad del Agua



28 a 30 | Abril | 2021 Eventos Online

COMITÊS

Comissão Organizadora HUPANAM

PABLO HELENO SEZERINO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
Brasil

MARÍA ALEJANDRA MAINE
UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL_❖
Argentina

CARLOS ALBERTO ARIAS
AARHUS UNIVERSITY_❖
Dinamarca



Florianópolis - Santa Catarina - Brasil

V Conferencia Panamericana de Sistemas de

Humedales

para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento
de la Calidad del Agua



**5º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE
WETLANDS CONSTRUÍDOS**

28 a 30 | Abril | 2021 Eventos Online

Comissão Organizadora 5º Simpósio Brasileiro sobre Aplicação de Wetlands Construídos no Tratamento de Águas Residuárias

PABLO HELENO SEZERINO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
Brasil

CATIANE PELISSARI
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
Brasil

ÊNIO LEANDRO MACHADO
UNIVERSIDADE DE SANTA CRUZ DO SUL
Brasil

Comissão Organizadora BRASIL

PABLO HELENO SEZERINO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
Brasil

CATIANE PELISSARI
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
Brasil

LUCIANE DUSSI PEREIRA
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
Brasil

MARIA ELISA NAGEL HASSEMER
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
Brasil



Florianópolis - Santa Catarina - Brasil

V Conferencia Panamericana de Sistemas de

Humedales

para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento
de la Calidad del Agua

5º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE
WETLANDS CONSTRUÍDOS



28 a 30 | Abril | 2021 Eventos Online

MARIA ELISA MAGRI
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA 
Brasil

RODRIGO DE ALMEIDA MOHEDANO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
Brasil

HUGO MOREIRA SOARES
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
Brasil

FERNANDO JORGE MAGALHÃES FILHO
UNIVERSIDADE CATÓLICA DE DOM BOSCO
Brasil

Comitê Científico

ALLAN TEJEDA ORTEGA
UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA
México

ARMANDO RIVAS
INSTITUTO MEXICANO DE TECNOLOGÍA DEL AGUA
México

CATIANE PELISSARI
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
Brasil

DIEGO PAREDES CUERVO
UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA DE PEREIRA
Colômbia

FERNANDO JORGE MAGALHÃES FILHO
UNIVERSIDADE CATÓLICA DE DOM BOSCO
Brasil



Florianópolis - Santa Catarina - Brasil

V Conferencia Panamericana de Sistemas de

Humedales

para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento
de la Calidad del Agua



28 a 30 | Abril | 2021 Eventos Online

FLORENTINA ZURITA MARTÍNEZ
UNIVERSIDAD DE GUADALAJARA_

México

GABRIELA C. SANCHEZ
UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL

Argentina

GABRIELA DOTRO
CRANFIELD UNIVERSITY

Reino Unido

GISELA A. DI LUCA
CONICET

Argentina

GLADYS VIDAL
UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN_

Chile

HERNÁN RICARDO HADAD
UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL

Argentina

HUGO MOREIRA SOARES
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

Brasil

ISMAEL LEONARDO VERA-PUERTO
UNIVERSIDAD CATÓLICA DEL MAULE

Chile

JAIME A. LARA BORRERO
PONTIFICIA UNIVERSIDAD JAVERIANA

Colômbia

JUAN CARLOS CASAS ZAPATA
UNIVERSIDAD DEL CAUCA

Colômbia



V Conferencia Panamericana de Sistemas de

Humedales

para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento
de la Calidad del Agua



28 a 30 | Abril | 2021 Eventos Online

MARCO ANTONIO RODRÍGUEZ DOMÍNGUEZ
AARHUS UNIVERSITY

Dinamarca

MARIA DE LAS MERCEDES MUFARREGE
CONICET

Argentina

MARIA ELISA MAGRI
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA_

Brasil

MARIA ELISA NAGEL HASSEMER
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

Brasil

MARÍA ALEJANDRA MAINE
UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL_

Argentina

RODRIGO DE ALMEIDA MOHEDANO
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

Brasil

ROSA MARÍA MIGLIO TOLEDO DE RODRÍGUEZ
UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA_

Espanha

ROY PÉREZ SALAZAR
UNIVERSIDAD NACIONAL DE COSTA RICA

Costa Rica

TOMÁS RODRIGO LÓPEZ ARIAS
UNIVERSIDAD NACIONAL DE ASUNCIÓN

Paraguay

VICTOR MANUEL LUNA PABELLO
UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

México



SUMÁRIO

Critérios de projeto, modelagem, inovação e melhorias operacionais do sistema

AVALIAÇÃO DA APLICABILIDADE DE WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA O TRATAMENTO DE RESÍDUOS DE LIMPA-FOSSAS NA ETE SAMAMBAIA, EM GOIÂNIA-GO: 1ª ETAPA <i>Pedro Lindstron Wittica Cerqueira / SANEAGO - SANEAMENTO DE GOIÁS; Izadora Silva de Oliveira / SANEAGO - SANEAMENTO DE GOIÁS;</i>	26
AVALIAÇÃO DA APLICABILIDADE DE WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA O TRATAMENTO DE RESÍDUOS DE LIMPA-FOSSAS NA ETE SAMAMBAIA, EM GOIÂNIA-GO: 2ª ETAPA <i>Izadora Silva de Oliveira / Saneago; Pedro Lindstron Wittica Cerqueira / Saneago;</i>	30
COMPORTAMENTO HIDRODINÂMICO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL <i>Kelly Silva dos Santos / Universidade Federal de Santa Maria; Delmira Beatriz Wolff / Universidade Federal de Santa Maria; Rolando José Manuel González Ramírez / Universidade Federal de Santa Maria;</i>	34
DESCOLMATAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL UTILIZANDO PERÓXIDO DE HIDROGÊNIO <i>Gabriel Rodrigues Vasconcellos / UFMG; Marcos von Sperling / UFMG;</i>	38



ECO DESIGN APLICADO AO SANEAMENTO AMBIENTAL ATRAVÉS DE SISTEMA INTEGRADO DE MICROALGAS E WETLANDS CONSTRUÍDOS COMO TECNOLOGIA DE TRATAMENTO SUSTENTÁVEL

43

Elizandro Oliveira Silveira / Instituto de Pesquisas Hidráulicas- UFRGS; Lúcia Helena Ribeiro Rodrigues / Instituto de Pesquisas Hidráulicas- UFRGS; Fagner Pereira Silva / UNISC; Carlos Alexandre Luterbeck / UNISC; Nathália Mendes Felizolla / Instituto de Pesquisas Hidráulicas- UFRGS; Ênio Leandro Machado / EL / UNISC;

EXPERIENCIAS DE LA UNALM EN PERÚ, CON LA INVESTIGACIÓN APLICADA PARA TRANSFORMAR EL POTENCIAL DE HUMEDALES A LA REALIDAD

47

Rosa Maria Miglio Toledo / Universidad Nacional Agraria La Molina; Blanca Villafranca Marchan / Universidad Nacional Agraria La Molina; Giovanna Sanchez Celis / Universidad Nacional Agraria La Molina; Evelyn Portilla Benavente / Universidad Nacional Agraria La Molina; Luciana Oyarce Alvarez / Universidad Nacional Agraria La Molina; Heike Hoffmann / Rotaria do Brasil;

INFLUÊNCIA DA ÁREA SUPERFICIAL DOS ELETRODOS NA TRANSFORMAÇÃO DE ENERGIA ELÉTRICA A PARTIR DO USO DE CÉLULA COMBUSTÍVEL MICROBIANA NO TRATAMENTO DE ESGOTOS POR WETLANDS CONSTRUÍDOS

51

Francine Leal Zanetti / Universidade Tecnológica Federal do Paraná; Laryssa Rodrigues Santos / Universidade Tecnológica Federal do Paraná; André Nagalli / Universidade Tecnológica Federal do Paraná; Amanda Pacheco / Universidade Tecnológica Federal do Paraná; Fernando Hermes Passig / Universidade Tecnológica Federal do Paraná;

INFLUÊNCIA DA TAXA HIDRÁULICA ESPECÍFICA NO DESEMPENHO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL EMPREGADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

55

Arieleen Reis da Silva / UFSC; Leandro Bassani / UFSC; Aline Bortoluzzi / UFSC; Catiane Pelissari / UFSC; Pablo Heleno Sezerino / UFSC;



- INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES OPERACIONAIS SOBRE O CONSUMO E TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO EM UM WETLANDS CONSTRUÍDO VERTICAL DE FUNDO SATURADO 59
LEANDRO BASSANI / UFSC; CATIANE PELISSARI / UFSC; BENJAMIN BRINKERT / UFSC; PABLO HELENO SEZERINO / UFSC.
- OPTIMIZACIÓN DE UN SISTEMA FRANCÉS PARA TRATAR AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS EN CLIMAS TEMPLADOS, BAJO CONDICIONES TÍPICAS DE PERÚ 63
Vladimir Alfonso León Menacho / Universidad Nacional Agraria La Molina; Rosa Maria Miglio Toledo / Universidad Nacional Agraria La Molina; Heike Hoffmann / Rotaria do Brasil;
- SEQUÊNCIA DE VERIFICAÇÕES APRESENTADA COMO INSTRUMENTO PARA SUBSIDIAR O PLANEJAMENTO E A IMPLANTAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS EM MEIO URBANO 67
Aliny Lucia Borges Borba / COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ - SANEPAR; Josete de Fátima de Sá / COMPANHIA DE SANEAMENTO DO PARANÁ - SANEPAR; Tamara Simone van Kaick / UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ - UTFPR;
- UTILIZAÇÃO DO BIOCÁRVÃO COMO MEIO FILTRANTE EM UM SISTEMA WETLAND VERTICAL NO TRATAMENTO DE ESGOTO BRUTO 71
Eduardo Bello Rodrigues / UDESC; Daniele Damasceno Silveira / UFSC; Renan Bocasanta / UDESC; Everton Skoronski / UDESC; Flávio Rubens Lapolli / UFSC;
- ZEOLITA NATURAL, SATURACIÓN PARCIAL Y CAMBIO EN LA ALTURA, COMO ESTRATEGIAS A EVALUAR EN HUMEDALES CONSTRUÍDOS DE FLUJO VERTICAL SUBSUPERFICIAL 75
Christian Correa Becerra / Universidad Católica del Maule; Hugo Valdes Riquelme / Universidad Católica del Maule; Valeria Perez Cerecera / Universidad Católica del Maule; Roberto Gomez Rebolledo / Universidad Católica del Maule; Carlos Arias / Aarhus University; Ismael Vera Puerto / Universidad Católica del Maule;



Estudos de caso: aspectos econômico, educacionais, culturais, paisagísticos e outros

- ASPECTOS CONSTRUTIVOS E OPERACIONAIS DE UM TANQUE DE
EVAPOTRANSPIRAÇÃO EM UMA RESIDÊNCIA UNIFAMILIAR 79
*Daniel Brinckmann Teixeira / Universidade Estadual do Rio Grande do Sul; Ênio
Leandro Machado / Universidade de Santa Cruz do Sul; Antônio Domingues Benetti /
Universidade Federal do Rio Grande do Sul; Adriane Lawisch Rodriguez / Universidade
de Santa Cruz do Sul; Valira Fiuza de Oliveira / Universidade de Santa Cruz do Sul;
Gustavo Colares / Universidade de Santa Cruz do Sul;*
- ASSESSMENT OF NATURE BASED SOLUTIONS AND GREY 83
INFRASTRUCTURE FOR SEWAGE TREATMENT
*Gabriela Dotro / Cranfield University; Gareth Brown / Cranfield University; Bruce
Jefferson / Cranfield University;*
- AVALIAÇÃO ECONÔMICA COMPARATIVA ENTRE WETLANDS 85
CONSTRUÍDOS E TECNOLOGIAS NORMATIZADAS NO BRASIL
APLICADOS PARA O TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTO
*Amanda Kempt Schroeder / UFSC; Luciane Dusi Pereira / UFSC; Larissa Walzburiech
/ UFSC; Pablo Heleno Sezerino / PH / UFSC;*
- CONSTRUCTED WETLANDS IN LATIN AMERICA AND THE CARIBBEAN; A 89
SUMMARY OF EXPERIENCE DURING THE LAST DECADE
*Marco Antonio Rodríguez Domínguez / Aarhus University; Carlos Alberto Arias
/ Aarhus University; Dennis Konnerup / Aarhus University; Hans Brix / Aarhus
University;*
- DIFUSÃO DA TECNOLOGIA WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA 93
TRATAMENTO E REÚSO DE EFLUENTES
*Tarcio Moreno, Veloso de Andrade Guimarães / IFBaiano; Jamillys da Silva Sá Barreto
/ UESB;*



- EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO CON HUMEDAL CONSTRUIDO DE FLUJO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL PARA LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DEL BENEFICIO HÚMEDO DEL CAFÉ, SOTARA, CAUCA, COLOMBIA **97**
Angela Sofia Gómez López, Juan Carlos Casas Zapata, Edwin Rengifo / UNIVERSIDAD DEL CAUCA;
- POTENCIAL DE APROVEITAMENTO DA BIOMASSA DE SISTEMA WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA PRODUÇÃO DE BIOETANOL **101**
Eduarda Torres Amaral / UNISC; Gisele Alves / UNISC; Gustavo Stolzenberg Colares / UNISC; Tiele Medianeira Rizzetti / UNISC; Rosana de Cassia de Souza Schneider / UNISC; Enio Leandro Machado / UNISC;
- SLUDGE CHARACTERIZATION OF TWO SLUDGE TREATMENT WETLAND SYSTEMS FOR AEROBIC AND ANAEROBIC SLUDGE DEWATERING **105**
Leonardo Dalri-Cecato / UFSC; Camila Daminelli Schissi / UFSC; Heike Hoffmann / UFSC; Paulo Belli Filho / UFSC; Maria Elisa Magri / UFSC;
- TRANSFORMAÇÃO DE SISTEMA DE LAGOAS DE TRATAMENTO EM CONCEITO NOVO DE LODO ATIVADO EM COMBINAÇÃO COM O WETLAND PARA O TRATAMENTO DE LODO EXCEDENTE **109**
Heike Hoffmann / Rotaria do Brasil; Camila Haiml / Rotaria do Brasil; Simone Bittencourt / SANEPAR; Aliny Lucia Borgens Borba / SANEPAR; Priscila Oliveira de Souza Donadello Figueiredo / SANEPAR;
- UNIDADE DE GERENCIAMENTO DE LODOS POR WETLANDS CONSTRUÍDOS – ESTUDO DE CASO EM ITABIRITO – MG **113**
Gabriel Rodrigues Vasconcellos / Wetlands Construídos; Luiza Nunes Rocha / Wetlands Construídos; Renata Gaudereto Andries / Wetlands Construídos; André Baxter Barreto / Wetlands Construídos; Breno Henrique Leite Cota / Wetlands Construídos; Débora Carvalho Boratto / Wetlands Construídos;



USO DE LODO DE ESGOTO EM SOLO: APLICABILIDADE DA RESOLUÇÃO
CONAMA 375/06 **118**

Simone Bittencourt / Sanepar/Faculdade Fael;

WETLANDS CONSTRUÍDOS EM REGIÃO SEMIÁRIDA: ESTUDO DE CASO
DE MÓDULO NA REGIÃO SUL DO CEARÁ **122**

*Jonatas José Lobo Oliveira / UFCA; Mauro Felipe Alencar Militão / UFCA; Laryssa
Evangelina Pereira / UFCA; Thamara Martins Ismael de Souza / UFCA;*

Processos de transformação e remoção de poluentes: emergentes; matéria orgânica; nutrientes

APLICAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE
EFLUENTES INDUSTRIAIS DE LATICÍNIOS **126**

*GISLENE DA CONCEIÇÃO MARCELINO / Universidade do Estado de Minas
Gerais; HÉLEN SANTOS BICALHO / Universidade do Estado de Minas Gerais;
GEISLA TELES VIEIRA / Universidade do Estado de Minas Gerais; HEBERT
MEDEIROS GONTIJO / Universidade do Estado de Minas Gerais;*

AVALIAÇÃO DO TEMPO DE INUNDAÇÃO/DRENAGEM DO DE UM
SISTEMA WETLAND TIPO TIDAL-FLOW NO TRATAMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO **130**

*Amanda Pacheco / UTFPR; Francine Leal Zanetti / UTFPR; Jonar Johannes Roth
/ UTFPR; Paula Tatiany Mendes Lopes / UTFPR; Silvana Regina Louro Lacerda /
UTFPR; Karina Querne de Carvalho / UTFPR;*

CARACTERIZAÇÃO DA FRAÇÃO ORGÂNICA DA CAMADA DE DEPÓSITO
DE LODO NA PRIMEIRA ETAPA DE UM SISTEMA FRANCÊS EM OPERAÇÃO
NO BRASIL **134**

*Camila Maria Trein / UFMG; Camille Banc / INSA; Kevin Maciejewski / INSA;
Mathieu Gautier / INSA; Marcos von Sperling / UFMG;*



- COMPARACIÓN ENTRE UN HUMEDAL ARTIFICIAL DE FLUJO VERTICAL Y UN HUMEDAL HORIZONTAL PARA EL TRATAMIENTO DEL EFLUENTE DE LA PRIMERA ETAPA DEL SISTEMA FRANCÉS, BAJO CONDICIONES CLIMÁTICAS CÁLIDAS **138**
- Brenda Raisa Guevara Velazco / Universidad Nacional Agraria La Molina; Heike Hoffmann / Rotaria do Brazil; Rosa Miglio Toledo / Universidad Nacional Agraria La Molina; Vladimir León Menacho / Universidad Nacional Agraria La Molina; Rosemary Vela Cardich / Universidad Nacional Agraria La Molina;*
- COMPARATIVO ENTRE DUAS ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS NO TRATAMENTO DE EFLUENTE DA AQUICULTURA **142**
- Dalila Cristina Gomes / Universidade Estadual de Maringá; Sarah Karolyne Dantas / Universidade Estadual de Maringá;*
- EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE CAFEÍNA EM WETLANDS CONSTRUÍDOS COM ESCOAMENTO VERTICAL **146**
- A. Almeida / Instituto Politécnico de Beja; J. Oliveira / Instituto Politécnico de Beja; C. Ribeiro / Instituto Politécnico de Beja; J.M.R. Tavares / Instituto Politécnico de Beja; Daniele Damasceno Silveira / Universidade Federal de Santa Catarina;*
- ESTUDO DO LODO DE ETA CONTENDO ALUMÍNIO NA ADSORÇÃO DE FÓSFORO DE ESGOTOS SANITÁRIOS PREVIAMENTE TRATADOS EM WETLANDS CONSTRUÍDOS **150**
- Magali Teresinha Ritter / Universidade Federal de Santa Catarina; Maria Eliza Nagel Hassemer / Universidade Federal de Santa Catarina;*
- EVALUACIÓN DE DIFERENTES SUSTRATOS Y MACRÓFITAS PARA EL TRATAMIENTO DE EFLUENTES CLOACALES UTILIZANDO HUMEDALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL **154**
- Maria Celeste Schierano / UTN - FRRa; Maria Cecilia Panigatti / UTN - FRRa; Maria Alejandra Maine / UNL - FIQ; Rosana Bogleione / UTN FRRa; Carina Griffa / UTN - FRRa; Monica Gaggiotti / INTA - EERA;*



HORIZONTAL SUBSURFACE FLOW WETLANDS FOR THE TREATMENT OF A CHEESE PRODUCTION WASTEWATER: KINETIC STUDIES

158

Emanuel Nocetti / IQAL-CONICET-UNL; María Alejandra Maine / IQAL-CONICET-UNL; Hernán Ricardo Hadad / IQAL-CONICET-UNL; María de las Mercedes Mufarrege / IQAL-CONICET-UNL; Gisela Di Luca / IQAL-CONICET-UNL; Gabriela Sánchez / IQAL-CONICET-UNL;

HUMEDALES VERTICALES PARCIALMENTE SATURADOS (CON MAZORCA DE MAÍZ) PARA LA REMOCIÓN DE NITRÓGENO TOTAL, DESPUÉS DE DOS AÑOS DE OPERACIÓN

162

Allan Tejeda Ortega / Universidad de Guadalajara; Aarón del Toro Farías / Universidad de Guadalajara; Ángel Gabriel Morales Rostro / Universidad de Guadalajara; Martha Paulina Sanchez Trejo / Universidad de Guadalajara; Florentina Zurita Martínez / Universidad de Guadalajara;

HYBRID CONSTRUCTED WETLANDS INTEGRATED WITH MICROBIAL FUEL CELL AND ORNAMENTAL PLANTS FOR WASTEWATER TREATMENT AND ENERGY GENERATION

166

Gustavo Stolzenberg Colares / UNISC; Naira Dell'Osbel / UNISC; Gislayne Alves Oliveira / UFRGS; Carlos Alexandre Lutterbeck / UNISC; Adriane Lawisch Rodriguez / UNISC; Ênio Leandro Machado / UNISC;

INFLUÊNCIA DA SATURAÇÃO DE FUNDO EM WETLANDS DE FLUXO VERTICAL SUBMETIDOS A DIFERENTES CARREGAMENTOS HIDRÁULICOS NA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO

170

Luis Gustavo Marchioro / Universidade Federal de Santa Maria; Delmira Beatriz Wolff / Universidade Federal de Santa Maria; Carine Baggio / Universidade Federal de Santa Maria; Géssica Rossato Fréo / Universidade Federal de Santa Maria; Christofer Dégninou Houndedjihou / University of Lomé(Togo); Samara Terezinha Decezaró / Universidade Federal de Santa Maria;



- INFLUÊNCIA DA VARIAÇÃO DA ALTURA DO MACIÇO FILTRANTE
NO COMPORTAMENTO DE SISTEMAS DE WETLANDS CONSTRUÍDOS
ASCENDENTE VEGETADOS COM CAPIM VETIVER **174**
*Paula Tatiany Mendes Lopes / UTFPR; Silvana Regina Louro Lacerda / UTFPR;
Amanda Pacheco / UTFPR; Fernando Hermes Passig / UTFPR;*
- INFLUÊNCIA DO TEMPO DE CHEIA EM UM SISTEMA DE WETLAND
CONSTRUÍDO TIPO TIDAL FLOW NA REMOÇÃO DE POLUENTES E NA
COMUNIDADE BACTERIANA **178**
Jonar Johannes Roth / UTFPR; Karina Querne de Carvalho / UTFPR;
- LONG-TERM PHOSPHORUS MASS BALANCE IN A WETLAND
CONSTRUCTED AT PILOT SCALE LEVEL **182**
*Cristobal Collins / Universidad de Concepcion; Valentina Carrillo / Universidad de
Concepcion; Gladys Vidal / Universidad de Concepcion;*
- PERFORMANCE OF VERTICAL SUBSURFACE FLOW CONSTRUCTED
WETLANDS – MICROBIAL FUEL CELL SYSTEM UNDER NON-STRATIFIED
DISSOLVED OXYGEN CONDITIONS **185**
*Thias González / Universidad de Concepcion; Juan P. Miranda / Universidad de
Concepcion; Gladys Vidal / Universidad de Concepcion;*
- REMOÇÃO DO SURFACTANTE LINEAR ALQUILBENZENO SULFONATO
(LAS) EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL **189**
*André de Oliveira Vieira / VIEIRA, A. O. / UCDB; Vinícius Bispo dos Santos / Santos,
V. B. / UCDB; Beatriz Santos Machado / Machado, B. S. / UCDB; Priscila Sabioni
Cavalheri / CAVALHERI, P.S. / UCDB; Fernando Jorge Correa Magalhães Filho /
Magalhães Filho, F. J. C. / UCDB;*



REMOCIÓN DE NITRÓGENO TOTAL EN HUMEDALES VERTICALES PARCIALMENTE SATURADOS CON INCORPORACIÓN INTERNA DE DOS DIFERENTES RESIDUOS LIGNOCELULÓSICOS

193

M. Paulina Sánchez / Centro Universitario de la Ciénega - Universidad de Guadalajara; Belkis C. Sulbarán / Centro Universitario de Tonalá - Universidad de Guadalajara; Ángela N. Ramos / Centro Universitario de la Ciénega - Universidad de Guadalajara; Josefina Godínez / Centro Universitario de la Ciénega - Universidad de Guadalajara; Allan Tejeda / Centro Universitario de la Ciénega - Universidad de Guadalajara; Florentina Zurita / Centro Universitario de la Ciénega Universidad de Guadalajara;

REUTILIZACIÓN DE EFLUENTE URBANO TRATADO CON UN HUMEDAL CONSTRUIDO DE FLUJO VERTICAL MEDIANTE CULTIVO HIDROPÓNICO DE LACTUCA SATIVA

197

Guido Andrés Troche Arias / Facultad de Ciencias Exactas y Naturales; Christian Vogt / Facultad de Ciencias Exactas y Naturales; Giselle Duré / Facultad de Ciencias Exactas y Naturales; Lorena Velázquez Decoud / Facultad de Ciencias Exactas y Naturales; Tomás Rodrigo López Arias / Facultad de Ciencias Exactas y Naturales;

SISTEMA DE HUMEDALES PARA TRATAMIENTO DE EFLUENTES DE CANILES

201

Gabriela Cristina Sanchez / IQAL (CONICET - UNL); María Alejandra Maine / IQAL (CONICET - UNL); Hernán Ricardo Hadad / IQAL (CONICET - UNL); Sandra Ester Caffaratti / IQAL (CONICET - UNL); María del Carmen Pedro / IQAL (CONICET - UNL); Gisela Di Luca / IQAL (CONICET - UNL); María de las Mercedes Mufarrege / IQAL (CONICET - UNL);

VERSATILIDAD DE HUMEDALES DE FLUJO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL EMPLEADOS EN LA FITORREMEDIACIÓN DE DIFERENTES EFLUENTES

205

Maria Cecilia Panigatti / UTN FRRa; Maria Celeste Schierano / UTN FRRa; Maria Alejandra Maine / UNL FIQ; Rosana Boglione / UTN FRRa; Carina Griffa / UTN FRRa; Gonzalo Gutierrez / UTN FRRa;



WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL + DECANTADOR/SUPORE
FLUTUANTE + FLUXO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL NO TRATAMENTO
DE EFLUENTES DE CAMPUS UNIVERSITÁRIO

209

*Fagner Pereira da Silva / UNISC; Gustavo Stolzenberg Colares / UNISC; Elizandro
Oliveira Silveira / UFRGS; Naira Dell'Osbel / UNISC; Carlos Alexandre Lutterbeck /
UNISC; Ênio Leandro Machado / UNISC;*

Rol de macrófitas, aspectos biológicos e biodiversidade

A COMPARISON OF BIOINFORMATIC PIPELINES TO ANALYZE 16S RRNA
SEQUENCING DATA FROM WETLAND BIOFILM SAMPLES

214

*Daniele Damasceno Silveira / UFSC; Sarah Jane Wallace / Royal Military College of
Canada; Katryn Cosway / Royal Military College of Canada; Jaime Nivala / INRAE;
Flavio Rubens Lapolli / UFSC; Kela P. Weber / Royal Military College of Canada;*

AVALIAÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOMASSA E ACUMULAÇÃO DE
NUTRIENTES POR UMA POLICULTURA EM WETLANDS CONSTRUÍDOS
HÍBRIDOS

218

*Naira Dell'Osbel / UNISC; Gustavo S. Colares / UNISC; Caroline Vieira Barbosa /
UNISC; Fagner Pereira da Silva / UNISC; Carlos Alexandre Lutterbeck / UNISC; Ênio
Leandro Machado / UNISC;*

EFFECTOS DE NUTRIENTES Y METALES EN LA TOLERANCIA Y MORFOMETRÍA
RADICULAR DE TYPHA DOMINGENSIS

222

*María de las Mercedes Mufarregé / Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del
Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional
del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).;
Gisela Alfonsina Di Luca / Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral*



(IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).; Hernan Ricardo Hadad / Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).; Maria Alejandra Maine / Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET).; Emanuel Nocetti / Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET); Marcelo Abel Campagnoli / Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET);

ENSAYOS DE TOXICIDAD EN CANNA GLAUCA UTILIZANDO LÍQUIDO LIXIVIADO PROVENIENTE DE UN RELLENO SANITARIO CERRADO **226**

Iturria Marisa Edith / CEAMSE; Allende David / CEAMSE; Hadad Hernán / IQAL - Instituto de Química Aplicada del Litoral;

EVALUACIÓN DE LA RESISTENCIA DEL LIRIO ACUÁTICO (EICHHORNIA CRASSIPES) A VINAZAS TEQUILERAS CRUDAS Y TRATADAS **230**

Juan Pablo Delgado / Universidad de Guadalajara; Juan Daniel González / Universidad de Guadalajara; Florentina Zurita / Universidad de Guadalajara;

INFLUENCE OF EVAPOTRANSPIRATION, HYDRAULIC AND ORGANIC LOADING RATE ON CONSTRUCTED WETLANDS WITH TWO DIFFERENT MACROPHYTES FOR DOMESTIC WASTEWATER TREATMENT **234**

Alexandre Arruda Atalla / UCDB; Milina de Oliveira / UCDB; Nathália Sanches dos Santos / UCDB; Vinícius Bispo dos Santos / UCDB; Beatriz Santos Machado / UCDB; Fernando Jorge Correa Magalhães Filho / UCDB;



- INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES AMBIENTAIS NAS COMUNIDADES MICROBIANAS EM WETLANDS CONSTRUÍDOS TRATANDO ÁGUAS CINZA **238**
Fernando Silva Bernardes / Universidade Federal de Mato Grosso do Sul; Gabriel Magalhães Chiquito / Universidade Federal de Mato Grosso do Sul; Karen Midori Takahashi / Universidade Federal de Mato Grosso do Sul ; Ana Claudia Wendling / Universidade Federal de Mato Grosso do Sul ; Alinne Pereira de Castro / Universidade Católica Dom Bosco; Paula Loureiro Paulo / Universidade Federal de Mato Grosso do Sul;
- MICROBIAL COMMUNITY DYNAMICS IN REAL-SCALE VERTICAL FLOW TREATMENT WETLANDS FED WITH RAW DOMESTIC WASTEWATERS **242**
Daniele Damasceno Silveira / UFSC; Paulo Belli. Filho / UFSC; Luiz S. Philippi / UFSC; Tiago P. Delforno / Research Center for Chemistry, Biology and Agriculture (CPQBA); Arnaud Foulquier / CNRS, LECA, Univ. Grenoble Alpes; Pascal Molle / INRAE;
- OBTENCIÓN DE BIOMASA VALORIZADA DE LANDOLTIA PUNCTATA UTILIZANDO AGUAS RESIDUALES COMO FUENTE DE NUTRIENTES **246**
Tomás López / FACEN - UNA; Pablo Heleno Sezerino / UFSC; Francisco Ferreira / FACEN - UNA; Leonida Medina / FACEN - UNA; Rodrigo Mohedano / UFSC; Shaun Patrick McGahan Silva / FACEN - UNA;
- RESISTENCIA DE LA CANNA INDICA, CYPERUS PAPYRUS, IRIS SIBIRICA Y TYPHA LATIFOLIA A VINAZAS TEQUILERAS **250**
Aarón Del Toro / Universidad de Guadalajara; Allan Tejeda / Universidad de Guadalajara; Juan Guillermo Ramos / Universidad de Guadalajara; Estefanía Ibarra / Universidad de Guadalajara; Florentina Zurita / Universidad de Guadalajara;
- TYPHA DOMINGENSIS AS CONTAMINANT BIOMONITOR IN PERI-URBAN WETLANDS **254**
Hernán Ricardo Hadad / IQAL (CONICET-UNL); María de las Mercedes Mufarrege / IQAL (CONICET-UNL); Gisela Alfonsina Di Luca / IQAL (CONICET-UNL); María Alejandra Maine / IQAL (CONICET-UNL); Marcelo Abel Campagnoli / IQAL (CONICET-UNL); Emanuel Nocetti / IQAL (CONICET-UNL);



Sistemas para melhoramento da qualidade da água

EFICIÊNCIA DE UM WETLAND FLUTUANTE NA MELHORA DA QUALIDADE DE ÁGUA RESIDUAL DE CAMPUS UNIVERSITÁRIO 258

Luana Hainzenreder Bauer / UFRGS; Lúcia Helena Ribeiro Rodrigues / UFRGS; Nicole Dalle Molle / UFRGS; Jucimara Andreza Rigotti / UFRGS; Alexandre Arenzon / UFRGS; Antônio Borges / UFRGS;

HUMEDALES CONSTRUÍDOS DE FLUJO VERTICAL CON ESPECIES ORNAMENTALES PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS SERVIDAS EN EL DESIERTO DE ATACAMA: PRIMEROS RESULTADOS 262

Ismael Leonardo Vera Puerto / Universidad Católica del Maule; Joyce Escobar / Universidad Arturo Prat; Yesenia Saavedra / CIDERH, Universidad Arturo Prat; Rocío Tijero / Universidad Arturo Prat; Carlos Arias / Universidad de Aarhus; Jorge Olave / CIDERH, Universidad Arturo Prat;

HUMEDALES CONSTRUÍDOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DE LA INDUSTRIA DEL ELECTROPLATING 266

Daniela González Pereyra / Universidad Autónoma de San Luis Potosí; Rodolfo Cisneros Almazán / Universidad Autónoma de San Luis Potosí; María Selene Berber Mendoza / Universidad Autónoma de San Luis Potosí; Gerson Soto Peña / Universidad Autónoma de San Luis Potosí; Rodolfo Cisneros Pérez / Universidad Autónoma de San Luis Potosí; Marcos Algara Siller / Agenda Ambiental de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí;

REMEDIACIÓN DE ARSÉNICO Y FLÚOR UTILIZANDO ELEOCHARIS MACROSTACHYA EN PROTOTIPOS DE HUMEDALES CONSTRUÍDOS CON DOS SUSTRATOS 270

Rodolfo Cisneros Almazán / Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí; Gerson A. Soto Peña / Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí; Clemente Rodríguez Cuevas / Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí; Rodolfo Cisneros Pérez / Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí; Ma. Elena García Arreola / Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí; Erika García Chávez / Facultad de Ingeniería de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí;



REMOCIÓN DE CR(III) Y CR(VI) UTILIZANDO SISTEMAS DE HUMEDALES FLOTANTES (SHF) A ESCALA MICROCOSMOS

274

*Gisela Alfonsina Di Luca / Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET);
María de las Mercedes Mufarrege / Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET);
Florencia Montañez / Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET);
Hernán Ricardo Hadad / Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET);
María Alejandra Maine / Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET);
Nocetti Emanuel / Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET);
Marcelo Abel Campagnoli / Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET);*

SISTEMA DE HUMEDAL ARTIFICIAL APLICADO AL PULIMENTO DEL AGUA DEL LAGO DEL BOSQUE DE SAN JUAN DE ARAGÓN, CIUDAD DE MÉXICO

278

V. M. Luna Pabello / Universidad Nacional Autónoma de México; F. S. Gómez Martínez / Universidad Nacional Autónoma de México; M. L. Rodríguez / Universidad Nacional Autónoma de México; J. A. Poncelis / Universidad Nacional Autónoma de México; G. Poncelis / G. Poncelis / Universidad Nacional Autónoma de México; A. Demenighi / Universidad Nacional Autónoma de México; J. Compean / Universidad Nacional Autónoma de México; F. Gómez Santamaría / Universidad Nacional Autónoma de México; S. Aburto / Universidad Nacional Autónoma de México; I. Morales / Universidad Nacional Autónoma de México; R. Quintero / Universidad Nacional Autónoma de



V Conferencia Panamericana de Sistemas de

Humedales

para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento
de la Calidad del Agua



28 a 30 | Abril | 2021 Eventos Online

México; V. M. Luna Pabello / Universidad Nacional Autónoma de México; F. S. Gómez Martínez / Universidad Nacional Autónoma de México; M. L. Rodríguez / Universidad Nacional Autónoma de México; J. A. Poncelis / Universidad Nacional Autónoma de México; G. Poncelis / Universidad Nacional Autónoma de México; A. Demeneghi / Universidad Nacional Autónoma de México; J. Compean / Universidad Nacional Autónoma de México; F. Gómez Santamaría / Universidad Nacional Autónoma de México; S. Aburto / Universidad Nacional Autónoma de México; I. Morales / Universidad Nacional Autónoma de México; R. Quintero / Universidad Nacional Autónoma de México;



V Conferencia Panamericana de Sistemas de
Humedales
para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento
de la Calidad del Agua



28 a 30 | Abril | 2021 Eventos Online

ARTIGOS



Avaliação da aplicabilidade de Wetlands Construídos para o Tratamento de Resíduos de Limpa-Fossas na ETE Samambaia, em Goiânia-GO: 1ª Etapa

P. L. W. Cerqueira*, I. S. Oliveira**

* Rua 90-A, s/n, Setor Sul, CEP 74093-160, Goiânia-GO, pedrolwc@saneago.com.br

** Av. Fued José Sebba, 1245, Jardim Goiás, CEP 74805-100, Goiânia-GO, izadoraoliveira@saneago.com.br

Resumo: No presente trabalho avalia-se a aplicabilidade de tratamento dos resíduos de limpa-fossas na ETE Samambaia, transformando-se suas lagoas de estabilização em sistemas de Wetlands Construídos para Lodo Séptico. Para tanto, analisaram-se os dados de três trabalhos acadêmicos nacionais que avaliaram o desempenho de wetlands tratando lodo séptico em escala real, sob o mesmo regime operacional, buscando-se encontrar parâmetros de projeto e outras informações relevantes para uma avaliação preliminar desta alternativa. Verificou-se a aplicabilidade de wetlands para lodo na área da atual lagoa facultativa da ETE, para tratamento do lodo séptico bruto, considerada esta a primeira etapa do tratamento. A taxa de aplicação de sólidos seria em torno de 140 kgST/m².ano e as eficiências esperadas de 79, 90 e 90 % para ST, DQO e DBO, respectivamente, não descartando-se a necessidade de um pós-tratamento do drenado para lançamento no corpo-receptor, o que foi avaliado como a segunda etapa, em outro trabalho complementar a este.

Palavras-chave: Lodo séptico; Taxa de aplicação; Sistemas alagados construídos.

Tema: *Crítérios de projeto, modelagem, inovação e melhorias operacionais do sistema.*

Introdução

O lodo séptico pode ser tratado isoladamente ou de forma combinada com esgotos domésticos. No primeiro caso, alternativas como lagoas de estabilização, leitos de secagem, biodigestores, estabilização alcalina, entre outras, como os Wetlands, podem ser adotadas conforme as características do lodo e o objetivo pretendido. Já o tratamento combinado com esgotos domésticos consiste no descarte dos resíduos de limpa-fossas na entrada das ETEs, para o tratamento em conjunto. No entanto, tal procedimento pode implicar em problemas operacionais à estação, caso a mesma não tenha sido projetada para receber a carga orgânica excedente desse material (ANDREOLI; POMPEO, 2009).

O uso de Wetlands para o tratamento de lodo e resíduos de limpa-fossa, apesar de usual em alguns países da Europa, é ainda incipiente no Brasil, havendo pouca experiência e literatura nacional sobre o assunto, bem como inexistem normas nacionais da temática. Neste contexto, algumas universidades têm trazido grandes contribuições, como se pode constatar nos trabalhos de Suntti (2010), Siqueira (2015) e Manjate (2016).

No município de Goiânia, o lodo séptico coletado por caminhões limpa-fossas é destinado à ETE Dr. Hélio Seixo de Britto, também conhecida como ETE Goiânia, onde é tratado conjuntamente com o esgoto sanitário. Esta ETE, apesar de não ter sido projetada para receber lodo de caminhões limpa-fossa, ainda alcança sua eficiência de projeto (SANEAGO, 2020). No entanto, a companhia opera outras Estações de Tratamento de Esgoto com folga operacional, como a ETE Samambaia, que poderiam eventualmente receber estes resíduos visando à proteção da qualidade do efluente da ETE Goiânia, já que esta recebe a maior parte do esgoto da cidade, com grande relevância econômica, ambiental e social para o município.

Face ao exposto, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a aplicabilidade dos sistemas Wetlands Construídos para tratamento de lodo séptico na ETE Samambaia, considerando a hipótese de que a ETE Goiânia terá sua eficiência prejudicada se continuar recebendo esses resíduos, quando atingir sua capacidade de projeto, já que isto não foi previsto em sua concepção original. Além disso, considerando-se a lacuna de subsídios técnicos a respeito desta solução, objetivou-se realizar um



levantamento de trabalhos referenciais existentes para respaldarem a solução proposta e se iniciar uma consolidação dos dados disponíveis sobre o tratamento de lodo séptico em Wetlands Construídos para Lodo.

Materiais e Métodos

Para o desenvolvimento deste trabalho foi, inicialmente, feito um levantamento das informações a respeito da ETE Samambaia e da quantidade e qualidade dos resíduos de limpa-fossa no município de Goiânia. Em seguida, realizou-se uma pesquisa bibliográfica em trabalhos acadêmicos que trataram da disposição de lodo séptico em Wetlands Construídos, visando-se subsidiar a escolha de parâmetros de projeto, critérios operacionais e detalhes construtivos para a aplicação na ETE Samambaia. Por fim, foi realizada uma verificação dimensional da aplicabilidade dos wetlands construídos nesta ETE, considerando-se a transformação (reforma) das lagoas de estabilização em filtros plantados para o recebimento de lodo de limpa-fossas. Destaca-se que foi avaliado, neste trabalho, apenas o tratamento do lodo bruto (1ª etapa), enquanto que o tratamento do percolado foi estudado em pesquisa paralela.

- **ETE Samambaia**

A Estação de Tratamento de Esgoto Samambaia localiza-se na região nordeste do município de Goiânia, coordenadas UTM 682.483 E; 8.163.863 S. A ETE recebe o esgoto do Campus de Agronomia da Universidade Federal de Goiás e de alguns estabelecimentos na região, com uma vazão média em torno de 2,5 L/s. É constituída por tratamento preliminar seguido de duas lagoas em série, sendo uma facultativa e a outra de maturação. A ETE foi projetada para uma vazão de 10 L/s, entretanto, sua vazão tem sido bastante inferior a isto e sem previsão de aumento, já que sua rede coletora é restrita. O efluente da ETE Samambaia é lançado no Rio Meia Ponte.

- **Resíduos de Limpa Fossas no Município de Goiânia**

Segundo a Saneago (2020), atualmente, a ETE Goiânia recebe uma média de 50 caminhões limpa-fossas por dia, com capacidade em torno de 13 m³. A empresa forneceu alguns dados de qualidade desses resíduos, referentes a 36 amostragens realizadas em março de 2020. Siqueira (2014) monitorou, por um período de 98 dias, a qualidade do lodo séptico recebido na ETE Goiânia. Os dados dessas duas fontes foram utilizados para representar a qualidade do lodo séptico de Goiânia, visando à comparação com o lodo tratado nos trabalhos referenciais.

- **Trabalhos Referenciais**

Foram selecionados três trabalhos acadêmicos, sendo duas dissertações e uma tese de doutorado, de diferentes regiões do Brasil, que avaliaram, em escala real ou piloto, o desempenho de wetlands construídos no tratamento de lodo séptico utilizando-se da mesma estratégia operacional: a retenção do líquido drenado no próprio leito filtrante durante o período de repouso do mesmo (em torno de 7 dias), conforme indicado por Koottatep et al. (2004). Descrevem-se a seguir, brevemente, os trabalhos utilizados.

Suntti (2010), realizou sua pesquisa em Florianópolis-SC, avaliando dois sistemas de Wetlands com 4,3 m² cada um, que receberam lodo de um tanque séptico em diferentes Taxas de Aplicação de Sólidos (TAS). Siqueira (2014) avaliou a tratabilidade de lodo de caminhões limpa-fossas do município de Goiânia-GO, em um Wetland com 21,4 m². Manjate (2016) avaliou o desempenho de filtros plantados de 29,1 m² de área que receberam lodo de caminhões limpa-fossas de Belo Horizonte-MG.

Resultados e Discussões

• Parâmetros de Projeto, Operação e Detalhes Construtivos de Wetlands para Lodo

Na Tabela 1, a seguir, apresentam-se as taxas de aplicação e resultados médios obtidos pelos autores, em cada estudo de referência. Em seguida, na Tabela 2, apresentam-se as eficiências e concentrações médias de cada parâmetro analisado, considerando os resultados de todos os trabalhos de referência.

Tabela 1 – Taxas de Aplicação e eficiências médias de remoção de poluentes nos trabalhos de referência.

Parâmetro	Manjate (2016)		Siqueira (2014)	Sunti (2010)	
	Fase 3	Fase 4		TAS 125	TAS 250
TAS (kgST/m ² .d)	77	40	34,4	102	203
Remoção ST (%)	73	68	65	96	94
Remoção DQO (%)	85	80	-	99	94
Remoção DBO (%)	97	85	87	-	-

Notas: TAS = Taxa de Aplicação de Sólidos; Sunti (2010) avaliou duas taxas teóricas, de 125 e 250 kgST/m².ano.

Tabela 2 – Concentrações médias de lodo séptico e eficiências de remoção de poluentes nos trabalhos de referência.

Parâmetro	Entrada (mg/L)	Saída (mg/L)	Eficiência (%)
ST	10.280	918	79
DQO	10.666	500	90
DBO	1.105	125	90

Como pode-se observar, obtiveram-se valores médios bastante promissores nos estudos de referência, com a concentração de DBO efluente próxima ao limite máximo estabelecido pela legislação federal CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011). As eficiências de remoção mostraram-se atrativas, reforçando a conveniência de aplicação desse tipo de sistema no pré-tratamento de lodo séptico.

Em relação aos aspectos operacionais, cabe reforçar que a estratégia utilizada nos três trabalhos de referência foi a mesma, ou seja, a retenção do percolado durante 6 dias após a descarga de lodo fresco no sistema, sendo este o período que o mesmo não recebia mais lodo.

Quanto aos detalhes construtivos do leito filtrante, verificou-se certa variação entre os materiais utilizados, desde areia média na camada superior até a brita 03 (comercial) na última camada. A altura total do leito variou de 0,65 m a 0,75 m, e as camadas de areia utilizada foram de 10 cm nos trabalhos de Sunti (2010) e Siqueira (2014). Já Manjate (2016), utilizou a primeira camada de 40 cm de brita 0. Observa-se que em nenhum dos trabalhos houve colmatação do meio filtrante.

• Aplicabilidade do WCL para lodo de Limpa-Fossas na ETE Samambaia

A lagoa facultativa da ETE Samambaia possui 180 m de comprimento e 50 m de largura, totalizando uma área de 9.000 m². Considerando-se os dados apresentados pela Saneago (2020), o volume médio de lodo séptico descarregado na ETE Goiânia, no primeiro semestre de 2020, foi de 630 m³/d, exceto domingos e feriados, que a ETE não recebe os caminhões. A concentração média de sólidos em suspensão foi de 6.496 mg/L, ou 6,5 kg/m³. Desta forma, foi calculada a carga de sólidos total proveniente dos caminhões limpa-fossas, resultando em 4.095 kgST.d⁻¹.

Na sequência, calculou-se a Taxa de Aplicação de Sólidos ao sistema, dividindo-se a área total da Lagoa Facultativa por seis, visando à operação em ciclos semanais, replicando assim as estratégias adotadas nos trabalhos de referência. Ou seja, a lagoa, adaptada a um WCL, seria dividida em seis módulos que receberiam 630 m³/d de lodo cada um, com um intervalo de 7 dias entre as aplicações, ficando um dia por semana (domingos) sem haver qualquer recebimento de lodo na ETE Samambaia.



Logo, a área de cada módulo foi calculada em 1.500 m², e a taxa de aplicação superficial de sólidos, conforme apresenta-se a seguir:

$$TAS = \frac{4.095 \text{ kgST} \cdot \text{d}^{-1}}{1.500 \text{ m}^2} \cdot \frac{365 \text{ d} \cdot \text{ano}^{-1}}{7} = 142,3 \frac{\text{kgST}}{\text{m}^2 \cdot \text{ano}}$$

Verificou-se, portanto, que a taxa anual de aplicação de sólidos encontra-se dentro da faixa utilizada pelos trabalhos de referência, especialmente se comparada aos valores apresentados por Sunti (2010)

Conclusões

Quanto às características do lodo séptico a ser tratado em Goiânia, foi observado que, em termos de sólidos totais, DQO e DBO, este possui a mesma ordem de grandeza dos valores apresentados nos estudos de referência, ficando em uma faixa intermediária. Os dados de qualidade do lodo séptico apresentados pela Saneago (2020) foram semelhantes aos relatados por Siqueira (2014), o que mostra uma regularidade das características do lodo recebido na ETE Goiânia, mesmo após longos períodos de tempo.

As concentrações do drenado dos sistemas de tratamento de lodo séptico bruto apresentaram-se semelhantes às de um esgoto bruto, com destaque ao valor médio de DBO relativamente baixo, pouco acima do limite máximo estabelecido pelo CONAMA para lançamento em corpos receptores. As eficiências de remoção de ST, DQO e DBO mostraram-se bastante promissoras. Os resultados indicam a necessidade de pós-tratamento deste drenado para se atingir, com segurança, a qualidade desejável para lançamento em corpos receptores.

Por fim, concluiu-se que a ETE Samabaia possui aplicabilidade para um sistema de Wetlands Construídos para o recebimento de lodo de limpa-fossas, com a primeira etapa do tratamento sendo realizada no espaço onde atualmente existe uma lagoa facultativa. Estimou-se que, desta forma, a taxa de aplicação de sólidos no sistema seria em torno de 140 kgST/m².ano.

Recomenda-se, para trabalhos futuros, a inclusão de outros estudos que avaliaram wetlands tratando lodo séptico, sob o mesmo regime operacional dos considerados neste trabalho, no quadro comparativo resultante deste estudo, obtendo-se assim maior confiabilidade nos resultados esperados de concentrações efluentes e eficiências, bem como maior sensibilidade quanto às taxas de aplicação de sólidos e outros parâmetros de projeto.

Referências Bibliográficas

- ANDREOLI, C. V.; POMPEO, R. P. Introdução. In: ANDREOLI, C. V. (Coord.). Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. 1ª Ed. Rio de Janeiro: ABES, 2009. p.18-23.
- KOOTTATEP, T.; SURINKUL, N.; POLPRASERT, C.; KAMAL, ASM.; KONÉ, D.; MONTANGERO, A.; HEINSS, U.; STRAUSS, M. Treatment of septage in constructed wetlands in tropical climate – Lessons learnt after seven years of operation. *Water & Science Technology*. Vol 51 (9), pg 119-126. 2005.
- MANJATE, E. Behaviour evaluation of vertical flow constructed wetlands for treatment of domestic sewage and septic tank sludge. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte – MG, 2016.
- SANEAGO – Companhia de Saneamento de Goiás. Monitoramento dos resíduos de Limpa-fossas descartados na ETE Goiânia. Relatório Técnico. Gerência de Tratamento de Esgotos. Goiânia, 2020.
- SIQUEIRA, E. R. Tratamento dos resíduos de fossas e tanques sépticos em um sistema de alagado construído. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-graduação em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás. Goiânia, 2014.
- SUNTTI, C. Desaguamento de lodo de tanque séptico em filtros plantados com macrófitas. Dissertação de mestrado, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2010.



Avaliação da aplicabilidade de *Wetlands* Construídos para o tratamento de resíduos de limpa-fossas na ETE Samambaia, em Goiânia-GO: 2ª Etapa

I. S. Oliveira*, P. L. W. Cerqueira**

* Av. Fued José Sebba, 1245, Jardim Goiás, CEP 74805-100, Goiânia-GO, izadoraoliveira@saneago.com.br

** Rua 90-A, s/n, Setor Sul, CEP 74093-160, Goiânia-GO, pedrolwc@saneago.com.br

Resumo: Os *Wetlands* Construídos - WC são sistemas que podem atuar como alternativa para o tratamento de lodo dos tanques sépticos. Considerando esta temática, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a aplicabilidade dos sistemas WC para tratamento de lodo séptico na ETE Samambaia, em Goiânia-GO, com foco na segunda unidade, a qual receberá o percolado, bem como o esgoto bruto do Campus da UFG. Através de uma pesquisa bibliográfica, foi possível embasar a escolha de parâmetros de projeto e condições operacionais. Assim, foi proposto o estudo de caso para aplicação deste sistema na ETE Samambaia, o qual deverá ser composto por dois módulos de *wetlands* com sistema francês modificado, sendo 2 leitos no primeiro estágio, seguidos por 2 leitos no segundo estágio, operando alternadamente, de modo que um dos leitos receberá percolado por um período de 3 dias, e em seguida repousará por mais 3 dias. Adotou-se valores de TAS de 150 gDBO/m².dia e 20 gDBO/m².dia para o primeiro e o segundo estágio, respectivamente. Ademais, com base nos trabalhos analisados, foi considerado que 26 % do volume de lodo séptico bruto é evapotranspirado na primeira etapa do tratamento, sendo o restante do volume transportado para tratamento no sistema francês. Ainda, foi considerado que o primeiro estágio apresenta eficiência mínima de 80 %, e a eficiência global do sistema de 90%. Assim, as áreas necessárias para o primeiro e o segundo estágio foram calculadas em 1.948,24 m² e 2.922,12 m² respectivamente, demandando um total de 4.870,36 m². Concluiu-se que, em termos de área e eficiência, é possível aplicar os *Wetlands* Construídos para o pós-tratamento de resíduos de limpa-fossas na ETE Samambaia, com descarte do efluente final no corpo receptor.

Palavras-chave: Lodos Sépticos; *Wetlands* Construídos; Percolado

Sessão: Critérios de projeto, modelagem, inovação e melhorias operacionais do sistema.

Introdução

Recentemente, a utilização dos *Wetlands* Construídos – WC para o tratamento do lodo séptico e do seu percolado vêm ganhando visibilidade. Estes sistemas consistem de um leito filtrante, preenchido primeiramente com um substrato, geralmente areia ou cascalho, sobre o qual é inserido uma vegetação tolerante a condições de saturação. O efluente é introduzido neste leito e percola pelo substrato, gerando assim um percolado com qualidade melhor do que o lodo afluente (UN HABITAT, 2008).

O uso de *wetlands* no tratamento de efluentes apresenta grande referencial teórico e de aplicação em níveis internacionais, contudo, quando se fala em sua aplicabilidade no tratamento de lodos, especificamente no Brasil, ainda há pouca informação acerca da concepção de projetos destes sistemas em escala real, muito menos em relação ao tratamento do percolado desses sistemas, que geralmente apresenta características semelhantes à de esgoto bruto, necessitando, portanto, de tratamento para destinação nos corpos receptores (Andrade, 2015).

Diante da problemática acerca dos sistemas individuais de tratamento e gerenciamento do lodo séptico na cidade de Goiânia-GO, levantou-se a possibilidade do direcionamento dos lodos sépticos coletados no município para tratamento na ETE Samambaia, por meio de *wetlands* construídos. Assim, a proposta consiste na transformação de duas lagoas de estabilização existentes, em série, em



dois sistemas de wetlands sequenciais, sendo o primeiro responsável pelo tratamento do lodo bruto (1ª Etapa) e o segundo destinado ao tratamento do percolado (2ª Etapa), visando-se atingir os parâmetros legais de lançamento de efluentes no corpo receptor.

No presente trabalho avaliou-se a possibilidade de utilização da área da segunda lagoa da referida ETE para promover a segunda etapa, transformando-a em um sistema francês, para o tratamento do percolado da primeira unidade de wetlands, bem como do esgoto bruto do Campus II da Universidade Federal de Goiás – UFG, atualmente destinado a esta ETE.

Materiais e Método

Para o desenvolvimento desta pesquisa, foi realizado um levantamento das informações acerca da ETE Samambaia e sobre as características dos lodos sépticos dos caminhões limpa fossa no município de Goiânia. Posteriormente, foi realizada uma pesquisa bibliográfica em trabalhos acadêmicos atuais que também abordaram a temática em questão, objetivando obter bases empíricas de eficiências e dados de qualidade do efluente tratado por meio de *wetlands*, de modo a embasar a escolha de parâmetros de projeto e condições operacionais para aplicação na ETE Samambaia.

A área escolhida para aplicação desta proposta é a ETE Samambaia, localizada na cidade de Goiânia, sob coordenadas UTM E= 682.433,41 m e S= 8.163.828,99, fuso 22 K. Atualmente, esta ETE é composta por uma lagoa facultativa, seguida por lagoa de maturação (107mx56m), e é responsável pelo atendimento do Campus II da Universidade Federal de Goiás – UFG, com uma vazão média afluente de 2,7 L/s, operando atualmente em regime de folga (ANA, 2017).

Segundo a Saneago, companhia de saneamento responsável pela concessão dos serviços de esgotamento sanitário na cidade de Goiânia, são descartados cerca de 600 m³/dia de resíduos de limpa-fossas na ETE Dr. Hélio Seixo de Brito, que atualmente atua no recebimento deste lodo, embora não tenha sido projetada para esta finalidade.

Para a realização da pesquisa bibliográfica foram escolhidos alguns trabalhos conduzidos no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS), onde há uma unidade de *Wetland* construído em escala real, com três leitos plantados de 29,1 m² cada. O sistema começou a ser avaliado para o tratamento de lodo de limpa-fossas em setembro de 2013, resultando nos trabalhos de Andrade (2015), Manjate (2016) e Ávila (2016), os quais serão aqui descritos e analisados.

Resultados e Conclusões

A pesquisa de Andrade (2015) consistiu em avaliar o sistema recebendo a aplicação do lodo séptico em um dos leitos (Unidade de Lodo – UL) uma vez por semana, de forma que no restante da semana este leito permanecia em período de repouso. Enquanto isso, o líquido percolado pela UL era recirculado em outros dois leitos (Unidade de Recirculação - UR), os quais alternavam entre si para o recebimento do percolado, assim, nos momentos em que um dos leitos recebia o percolado, a outra unidade recebia os esgotos domésticos. Os resultados encontrados apontaram que o sistema foi capaz de melhorar a qualidade do percolado, no entanto, não se mostrou suficiente para a disposição final.

Manjate (2016) analisou 3 estratégias operacionais, sendo que na primeira estratégia (OS1) a alimentação ocorria na UL e logo em seguida o percolado era enviado para a UR. A segunda estratégia considerou a retenção do percolado por um período de 7 dias na primeira unidade (UL), e seu posterior envio para a UR. Por fim, a terceira estratégia (OS3) operava com retenção do percolado durante 7



dias, seguido de seu envio para a UR, onde permanecia retido por mais 7 dias. O autor conclui que a OS1 não garante a produção de um efluente final com características adequadas para a destinação final. A OS2 apresentou resultados melhores na UL, todavia a UR não apresentou resultados com melhora significativa na qualidade do efluente final. E, por fim, a OS3 apresentou melhores resultados, se mostrando a melhor estratégia para a remoção de poluentes. Contudo, os dados apresentaram relativa variabilidade, além de terem sido realizadas poucas análises desta estratégia.

Por fim, Ávlia (2016) realizou a comparação das estratégias operacionais, quais sejam a OS2 e OS3, já descritas no trabalho de Manjate (2016). Nesta pesquisa o autor concluiu que, a retenção nas duas unidades (OS3) proporcionou melhor eficiência de remoção de DQO, ST, STV e E.Coli; mas o aumento na eficiência de remoção de DBO, amônia e NTK foram pouco expressivas.

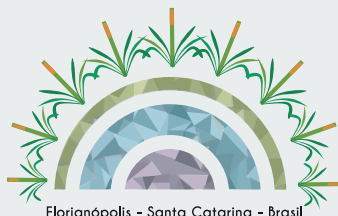
Os trabalhos analisados não se ativeram em realizar o controle das Taxas de Aplicação de Sólidos na UR, todavia, através dos hidrogramas e do cálculo dos volumes acumulado, apresentados por Andrade (2015) e Manjate (2016), foi possível determinar as taxas de aplicação do percolado no sistema de pós-tratamento. Dessa forma, as TAS médias alcançadas foram de 118 e 140,5 g de DBO/m².dia, para o trabalho de Andrade (2015) e Manjate (2016), respectivamente. Cabe destacar que Sperling e Sezerino (2018) recomendam TAS máxima de 150g de DBO/m² dia. Contudo, embora a taxa média tenha atendido a recomendação, os experimentos mostraram que a TAS alcançou valores acima de 150 gDBO/m².dia em alguns momentos.

Os trabalhos analisados consideraram a operação da unidade de tratamento do percolado como um sistema tipicamente operado para o tratamento do lodo séptico. Assim, considerando as características do percolado, com vistas em obter melhores eficiências, a proposta de aplicação na ETE Samambaia se baseia em considerar a semelhança do percolado com o esgoto bruto e assim tratá-lo como tal, sugerindo a adoção de dois módulos do sistema francês modificado, com 2 leitos no primeiro estágio, seguidos por dois leitos em série no segundo estágio. Sendo assim, um dos leitos recebe o percolado por um período de 3 dias e, em seguida, repousa por 3 dias, alternando este ciclo com o segundo leito, de modo que, enquanto um está em descanso, o outro está recebendo o percolado. Ressalta-se que o sistema foi concebido considerando que no domingo não há recebimento de lodo séptico na ETE.

Considerando os trabalhos analisados, a DBO afluente média que chega à unidade de pós tratamento é de 153,5 mg/L. E, com base nos hidrogramas apresentados nestas pesquisas, aproximadamente 74% do volume que afluí ao sistema transforma-se em percolado, de modo que o volume de percolado a ser tratado é de aproximadamente 420m³ por dia. Acrescentando o esgoto bruto gerado no campus da UFG de 233,3 m³ por dia, logo o volume diário de efluente a ser tratado é de 653,3 m³. Destaca-se que nesta proposta o percolado e o esgoto bruto seriam reunidos em um tanque de distribuição, de onde seriam conduzidos para o primeiro estágio do sistema francês. Os dados do percolado, do esgoto bruto e da mistura resultante dos dois efluentes, podem ser observados na tabela 1.

Tabela 1. Características do esgoto afluente ao 1^a Estágio do Sistema Francês

Efluente	Volume (m ³)	DBO (g/m ³)	Carga (g DBO/dia)
Percolado	420	153,50	64.470
Esgoto bruto	233,28	350,00	81.648
Mistura	653,28	223,67	146.118



Assim, considerando a TAS recomendada por Sperling e Sezerino (2018) de 150 g de DBO/dia, é necessária uma área de 974,12 m² por unidade, portanto, como serão duas unidades, neste estágio a área total é de 1948,24 m². Por sua vez, para os cálculos referentes ao segundo estágio foi adotado uma TAS de 20 g de DBO/dia, e a eficiência mínima do primeiro estágio de 80% (Sperling e Sezerino, 2018). Assim, os valores encontrados para o segundo estágio podem ser observados na tabela 2. Ressalta-se que foi considerado que o volume a ser tratado no segundo estágio é o mesmo que afluí no primeiro estágio, devido ao baixo tempo de detenção nessa unidade.

Tabela 2. Caracterização do efluente transportado para o 2º Estágio do Sistema Francês

2º ESTÁGIO	
DBO afluente	44,73
TAS g DBO/m³.dia	20,00
Volume afluente	653,28

Portanto, a carga afluente ao 2º estágio é de 29.221 g/dia. Logo, a área requerida por unidade é de 1461,06 m², e considerando que são duas unidades, a área total requerida para este estágio é de 2922,12 m². Sendo assim, a área total do sistema francês deverá ser de 4870,36 m². E, uma vez que a área disponível na lagoa de maturação da ETE Samambaia é de aproximadamente 5992 m², verifica-se a viabilidade de implantação do sistema francês para o tratamento do percolado, respeitando-se as taxas de aplicação recomendadas. Ademais, segundo Sperling e Sezerino (2018), a eficiência global do sistema francês é maior do que 90%, sendo assim o produto final apresentará uma DBO de 22,3g/m³ (ou mg/L), portanto, possui qualidade adequada para disposição final no corpo hídrico.

Ressalta-se que foram apresentados somente os parâmetros básicos para embasar a proposição exposta, em caráter de concepção de projeto, não tendo sido apresentado um dimensionamento completo para a ETE Samambaia. Saliencia-se ainda sobre a importância da aplicação desta tecnologia em escalas reais e o monitoramento ao longo do tempo para permitir a consolidação da sua aplicabilidade na realidade brasileira.

Referências

- ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. *Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas*. Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, 2017.
- ANDRADE, C. F. *Avaliação do Tratamento do Lodo de Caminhões Limpa-Fossa e do Percolado em Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Vertical*. Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais. 2015.
- ÁVILA, R. M. L. *Effects of Operational Strategies in the Performance of a Real Scale Vertical Flow Constructed Wetland for Septic Tank Sludge Treatment*. Tese de Doutorado, Universidad del Valle, Colombia. UNESCO-IHE Institute for Water Education, Delft, the Netherlands. 2016.
- CHERNICHARO, C. A. L. *Reatores anaeróbios*. 2ª Edição. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016.
- MANJATE, E. E. *Behaviour Evaluation of Vertical Flow Constructed Wetlands for Treatment of Domestic Sewage and Septic Tank Sludge*. Tese de Doutorado, Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais. 2016.
- UN-HABITAT, 2008. *Constructed Wetlands Manual*. UN-HABITAT Water for Asian Cities Programme Nepal, Kathmandu.
- Von Sperling, M.; Sezerino, P.H. (2018). *Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil*. Documento de consenso entre pesquisadores e praticantes. *Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial, dezembro/2018*. 65 p. ISSN 2359-0548. Disponível em: <<http://gesad.ufsc.br/boletins/>>.



Comportamento hidrodinâmico de um *wetland* construído de fluxo vertical

K. S. dos Santos*, D. B. Wolff **, R. J. M.G. Ramirez***

* Universidade Federal de Santa Maria, engambkellysantos@gmail.com

** Universidade Federal de Santa Maria, delmirawolff@gmail.com

***Universidade Federal de Santa Maria, rolando.ufsm@gmail.com

Resumo: O estudo hidrodinâmico do fluxo de um reator possibilita obter informações sobre suas características hidráulicas, como tempo de detenção hidráulica real e médio. Desta forma, este trabalho teve como objetivo avaliar a hidrodinâmica de um *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV), utilizando-se o traçador rodamina WT. Esta pesquisa foi realizada na Estação de Tratamento de Esgoto experimental na Casa do Estudante Universitário II (CEU II) na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) em Santa Maria - RS. O sistema é composto por um tanque séptico (TS - 4,7 m³) e um WCFV (24,5 m²) plantado com *Canna x generalis* e *Canna indica*, em operação há três anos no tratamento de esgoto doméstico, sob uma vazão afluyente de 1,5 m³.d⁻¹. Foi avaliada a hidrodinâmica realizando testes de medição com rodamina WT aplicada no TS no primeiro pulso do dia (8h30min) com a condição operacional de 8 bateladas por dia com duração entre 1, 2 e 3 minutos, com taxa de recirculação de 68% e 98% e com TAH de 60 L.m².d⁻¹, 90 L.m².d⁻¹ e 120 L.m².d⁻¹. Com base nos resultados de 4 meses de operação, conclui-se que: o comportamento hidrodinâmico do WCFV foi identificado tendência do escoamento ao regime de mistura completa. O teste 6 proporcionou o maior tempo médio de detenção hidráulica (\bar{t}) de 18 min comparado com os outros testes.

Palavras-chave: Filtro plantado com macrófitas; comportamento hidrodinâmico; tratamento de esgoto doméstico.

Introdução

No Brasil, o tratamento de esgotos é o serviço de saneamento com maior déficit no atendimento, por essa razão os sistemas de tratamentos descentralizados são uma alternativa para alcançar a universalização do saneamento até 2035. Os sistemas de tratamento de esgoto descentralizados do tipo tanque séptico seguido de WCFV possuem poucas aplicações em escala real no Brasil, razão pela qual não existe no país norma da ABNT para construção e operação de *wetlands* construídos (DECEZARO, 2016) mas foram publicadas recomendações para implantação e operação da FUNASA (SEZERINO et al., 2018) e uma edição especial do boletim *wetlands* construídos com um documento de consenso entre pesquisadores e praticantes sobre dimensionamento de *wetlands* construídos no Brasil (VON SPERLING & SEZERINO, 2018).

O tanque séptico atua como uma unidade de tratamento preliminar de forma eficiente para retenção de sólidos grosseiros, evitando que esses sólidos comprometam o bom funcionamento do sistema, como a obstrução do espaço livre do meio filtrante e, assim, acelerando o processo de colmatação e/ou entupimento (HOFFMANN et al., 2011). O processo de colmatação resulta em obstrução do meio poroso, criando fluxos preferenciais, formação de curto-circuito, aparecimento de zonas mortas e risco de exalação de maus odores (BRASIL e MATOS, 2008; MATOS et al., 2015). Devido aos inconvenientes que este processo pode causar aos WC, há uma necessidade de desenvolver estudos que visem avaliar, entender e prevenir o processo.

O método com aplicação de traçadores em WC para estudos de hidrodinâmica, são amplamente utilizados, pois possibilitam verificar o estágio de colmatação do meio poroso e as condições hidráulicas, de forma a rastrear o movimento do fluido por meio de medição de concentração na saída do reator (MATOS et al., 2015; HEADLEY e KADLEC, 2007). A realização destes testes hidrodinâmicos permite obter diversas informações, tais como o tempo de detenção hidráulica real e médio e a curva de Distribuição de Tempo de Detenção (DTD), que representa o tempo em que o fluido atravessa o filtro; e permite avaliar a presença de zonas mortas, curtos-circuitos e recirculação

interna do fluido (LEVENSPIEL, 1999; METCALF & EDDY, 2003; HEADLEY e KADLEC, 2007; KADLEC; WALLACE, 2008).

Este estudo tem como objetivo a avaliação das condições hidrodinâmicas de um sistema de tratamento de esgoto doméstico de tanque séptico seguido de WCFV, com replantio de *Canna x generalis* e *Canna indica*, em diferentes condições operacionais, por meio de aplicações do traçador rodamina WT no sistema.

Material e Métodos

Este trabalho foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) descentralizada instalada na Universidade Federal de Santa Maria, no campus de Santa Maria – RS, destinada a atender uma vazão equivalente a 1.500 L.d⁻¹ da Casa do Estudante Universitário II.

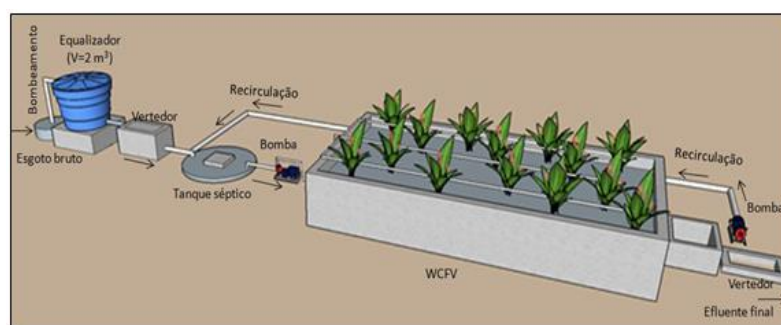


Figura 1 - ETE experimental implantada na UFSM (TS seguido de WCFV com recirculação). Fonte: Decezaro, 2016.

O sistema consiste em tratamento primário e secundário, tanque séptico e *wetland* construído subsuperficial de fluxo vertical, respectivamente. Além de sistema de recirculação na saída do WCFV até o tanque séptico (Figura 1). O WCFV possui uma área superficial de 24,5 m² (7 m x 3,5 m), dispõe de tubos de alimentação, material filtrante, tubos de drenagem e macrófitas. A estação experimental dispõe de medidores eletromagnéticos e medidor ultrassônico para monitoramento de vazões.

Tabela 1 - Condições em que foram realizados os testes hidrodinâmicos.

Testes	Volume planejado (L)	Volume real aplicado (L)	RR (%)	Conc. afluente de RWT (µg/L)	Duração do pulso (min)	Período de monitoramento (min)	Massa total de entrada (mg)
1	281	290	68	177,80	2	122	52
2	375	371	98	122,68	3	121	46
3	375	373	98	194,49	3	120	73
4	281	295	98	119,49	2	121	35
5	375	387	98	81,17	3	121	31
6	188	204	98	118,73	1	122	24

Os testes iniciaram após 365 dias de operação do WCFV com o transplântio da *Canna sp* e foram realizados seguiram as recomendações do guia de Headley e Kadlec (2007) do uso de corante fluorescente rodamina WT (RWT). Os parâmetros avaliados foram: tempo de detenção hidráulica teórico (TDH); tempo médio de detenção hidráulica (\bar{t}), índice de curto circuito (ICC), índice do tempo modal de retenção (ITMR), índice do tempo de retenção médio (ITRM) e eficiência volumétrica (ev) (Metcalf e Eddy, 2003). As concentrações de RWT utilizadas neste trabalho foram estabelecidas de

...

acordo com Giraldi et al. (2009). Os valores de carga da RWT (mg) foram calculados utilizando as concentrações e vazões na saída do WCFV. A massa (M) do traçador que saiu do sistema, o tempo médio de detenção hidráulica (\bar{t}), as curvas de distribuição dos tempos de detenção na forma normalizada $E(t)$ e as curvas cumulativas de distribuição dos tempos de detenção $F(t)$ foram obtidos por meio do método da função pulso de Levenspiel (1999) (Tabela 1), na qual é a maneira mais simples e direta de encontrar a curva E usando um traçador físico ou não-reativo. Os testes 1 e 2 foram desenvolvidos na mesma condição operacional e também como continuação dos estudos sobre hidrodinâmica em WCFV realizados por Decezaro (2018).

Resultados e Conclusões

Conforme as curvas acumulativas do tempo de distribuição de tempo de detenção $F(t)$ percebe-se que o efluente passa mais rápido pelo sistema quanto maiores os volumes de pulso aplicados (Figura 2). Caldas alongadas nas curvas $E(t)$, também foram observadas por Cota (2011) em WCFV. Sendo que este fato pode estar relacionado com a baixa intensidade do traçador na saída do WCFV.

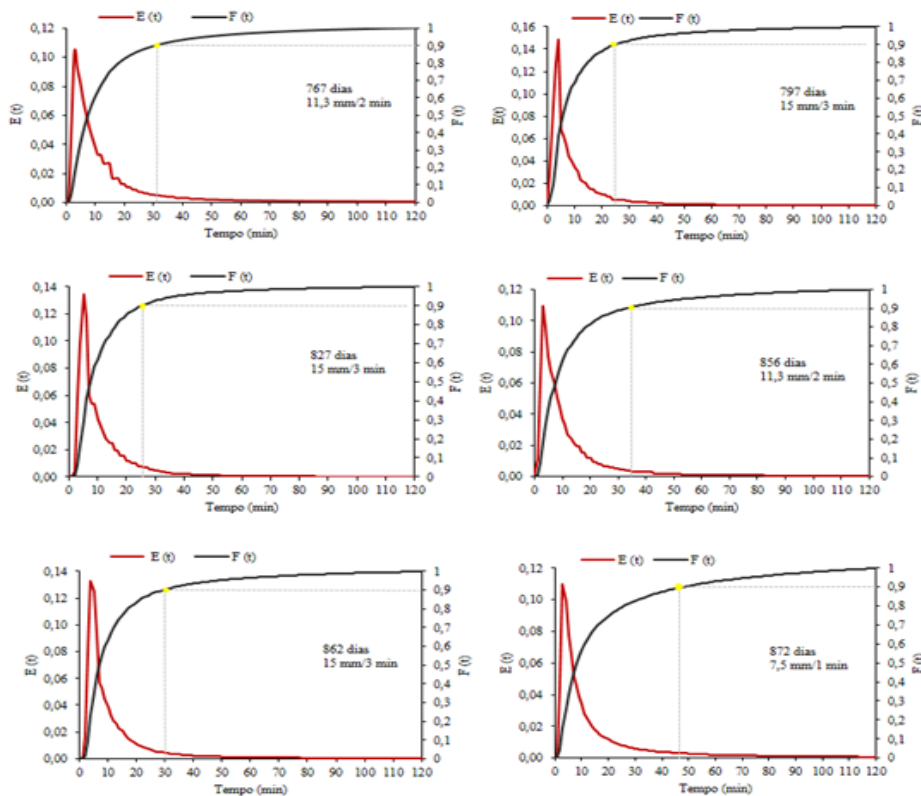


Figura 2 - Curvas de distribuição dos tempos de detenção, $E(t)$, e curvas cumulativas dos tempos de percolação, $F(t)$.

Relativo ao tempo de pico (t_p), foram encontrados alguns valores próximos do tempo médio de detenção hidráulica (\bar{t}), assim, de acordo com Borges et al. (2009) indicando a geração de pequenos canais preferenciais e de regiões de estagnação (zonas mortas).



Tabela 2 - Parâmetros para caracterização hidráulica do WCFV sob diferentes condições hidráulicas e ao longo do desenvolvimento das plantas. Notas: Regime de escoamento MC = Mistura Completa e FPI = Fluxo Pistão Ideal;

Teste	t_i	Q_p	\hat{t}	TDH	IDM	ICC	ITMR	ITRM	ev (%)	Regime
1	1	12	14	10	16,0	0,099	0,30	1,39	6,3	MC
2	1	25	12	12	12,5	0,084	0,17	0,97	8,0	MC
3	1	24	13	12	8,6	0,085	0,34	1,08	11,5	FPI
4	1	13	14	10	17,0	0,100	0,20	1,45	5,9	MC
5	1	26	14	11	10,0	0,088	0,26	1,20	10,0	FPI
6	1	6	18	7	16,0	0,139	0,42	2,52	6,3	MC

Os parâmetros indicaram tendência do escoamento ao regime de mistura completa (Tabela 2). Decorridos 4 meses do início dos testes no WCFV, no teste 6 foi encontrado um tempo de detenção hidráulica (\hat{t}) de 18 min, o maior comparado aos testes 1, 2, 3, 4 e 5. Isto mostra que quanto maior volume aplicado por pulso, menor o tempo de detenção hidráulica. Bem como foi observado por Molle et al. (2006), que em um WCFV do tipo sistema francês, com pulsos de maior volume, a taxa de infiltração aumentou, levando a um menor tempo de detenção hidráulica,

Referências

- 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 tropicais. *Engenharia Agrícola*, v.29, n.2, p.301-310, 2009.
- Brasil, M. S. & Matos, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. *Engenharia sanitária e ambiental*, vol.13, p. 323 – 328, n° 3, 2008.
- Cota, R. S. Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais plantados e não plantado com alimentação em pulso, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto. 215f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.
- Decezar, S.T. Sistema de tanque séptico e *wetland* construído vertical com recirculação para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto doméstico. 2018. 215 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2018.
- Decezar, S.T. Nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos de efluente doméstico em *wetland* construído de fluxo vertical. 2016. 141 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2016.
- Giraldi, D.; Vitturi, M. De M.; Zaramella, M.; Marion, A.; Iannelli, R. Hydrodynamics of vertical subsurface flow constructed wetlands: Tracer tests with rhodamine WT and numerical modeling. *Ecological Engineering*, v. 35, p. 265-273, 2009.
- Headley, T. R.; Kadlec, R. H. Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. *Ecology and Hydrobiology*, v. 7, n. 3-4, p. 269-282, 2007.
- Hoffmann, H.; Platzer, C.; Winker, M.; Von Muench, E. Technology review of constructed wetlands subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Eschborn: Giz, 36p. 2011.
- Kadlec, R.H.; Wallace, S.D. *Treatment wetlands*. 2. ed. Florida, USA: CRC Press: Boca Raton, 2008.
- Levenspiel, O. *Chemical Reaction Engineering*. Third Edition, John Wiley & Sons: New York, 1999.
- Matos, M. P.; Sperling, M.V.; Matos, A. T.; Passos, R. G. Uso de traçador salino para avaliação da colmatação e das condições hidrodinâmicas em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial. *Journal of the Brazilian Association of Agricultural Engineering*, v.35, p. 1137 – 1148, n°6, Jaboticabal, 2015.
- Metcalf & Eddy. *Wastewater Engineering: Treatment Disposal and Reuse*. McGrawHill, 4ª ed., New York, 1818p., 2003.
- Molle, P.; Liénard, A.; Grasmick, A.; Iwema, A. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Research*, v. 40, p. 606-612, 2006.
- Sezerino, P. H. et al. Cartilha Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção/ Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. – Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2018.
- Von Sperling, M.; Sezerino, P.H. (2018). 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/>>.



DESCOLMATAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL UTILIZANDO PERÓXIDO DE HIDROGÊNIO

Gabriel Rodrigues Vasconcellos*, Marcos von Sperling**

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Minas Gerais. Avenida Presidente Antônio Carlos, nº 6627, Escola de Engenharia, Bloco 1, 4º andar, sala 4622, Belo Horizonte, Minas Gerais, CEP 31270-901. *gabrielvasconcellos183@hotmail.com; **marcos@desa.ufmg.br

Resumo: O objetivo deste trabalho é demonstrar a aplicação do peróxido de hidrogênio como método de descolmatação em wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial. A unidade deste estudo estava em operação há cerca de 12 anos, a partir de junho de 2007, recebendo esgoto municipal previamente tratado em um reator tipo UASB. Apenas durante um período operacional, a unidade recebeu efluente de filtro biológico percolador. A unidade recebeu, durante a maior parte de seu período operacional, uma vazão contínua de aproximadamente $7,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$, resultando em um equivalente populacional de 50 habitantes. Com 25 m de comprimento, 3 m de largura e 0,4 m de profundidade de meio suporte, a unidade foi preenchida com escória de alto forno e plantada com taboa (*Typha latifolia*). O leito da wetland se encontrava completamente colmatado antes da intervenção com o peróxido de hidrogênio. O escoamento superficial estava ocupando 88% do comprimento da unidade e o material suporte já possuía baixos valores de condutividade hidráulica, quando comparado com o leito no início da operação. Apesar disso, o desempenho da unidade permaneceu elevado em termos de remoção de matéria orgânica e sólidos. Com o objetivo de remediar a colmatação do leito, foi utilizado um dos métodos relatados na literatura, relacionado à aplicação de peróxido de hidrogênio. Foram aplicados 2 mil litros do produto, a uma concentração de 50%, diretamente sobre a superfície da unidade. A taxa de aplicação de peróxido de hidrogênio resultante foi de aproximadamente 67 L/m^3 . A reação do peróxido de hidrogênio foi prejudicial à vegetação do sistema e a temperatura do leito durante a reação atingiu $81,1 \text{ }^\circ\text{C}$. O peróxido de hidrogênio não foi efetivo na redução do escoamento superficial, no entanto foi capaz de reduzir o lodo acumulado acima da superfície do leito. O enfoque deste trabalho é sobre a metodologia para definição da dose de aplicação do peróxido de hidrogênio, as formas de aplicação e seus efeitos sobre a vegetação.

Palavras-chave: Wetlands horizontais; descolmatação; peróxido de hidrogênio.

Sessão – Critérios de projeto, modelagem, inovação e melhorias operacionais do sistema.

Introdução

A colmatação é um fenômeno inevitável, sobretudo em wetlands de escoamento horizontal subsuperficial (VYMAZAL, 2018). Os sistemas de escoamento horizontal são mais propícios à colmatação que os sistemas verticais, pois recebem alimentação contínua, com o leito permanecendo saturado em praticamente todo o período operacional. Estas particularidades favorecem a predominância de condições anaeróbias, as quais contribuem para a lenta mineralização da matéria orgânica e mantêm o biofilme espesso.

Quando as wetlands começam a dar indícios de colmatação é necessário intervir com medidas de remediação, com o intuito de prevenir possíveis perdas nas eficiências de remoção de poluentes e para prolongar o tempo de operação do sistema (FU *et al.*, 2013). A perda na eficiência do tratamento pode não ocorrer, dependendo do grau de colmatação, mas a ocorrência de escoamento superficial sobre o leito torna o sistema esteticamente desagradável e com possibilidade de proliferação de insetos e produção de odor. Há vários procedimentos relatados na literatura para se proceder à descolmatação do leito. Um deles, ainda pouco estudado, é a aplicação de peróxido de hidrogênio (H_2O_2). O peróxido de hidrogênio é um poderoso agente oxidante que atua na degradação da matéria orgânica, formando água, dióxido de carbono e calor.



Diversos estudos estudaram a aplicação do peróxido de hidrogênio para remediar wetlands colmatadas e observaram resultados satisfatórios, com aumento da condutividade hidráulica no leito e redução no escoamento superficial, tanto em wetlands de escoamento vertical, quando horizontal (HANSON, 2002; BEHRENDTS *et al.*, 2006; BEHRENDTS *et al.*, 2007; NIVALA e ROUSSEAU, 2009).

Neste contexto, o presente trabalho objetiva avaliar a aplicação do peróxido de hidrogênio como método de descolmatção *in situ*, em termos da dose necessária a ser aplicada, influência nas plantas e aspectos práticos da logística de aplicação em campo.

Material e Métodos

O sistema em estudo encontra-se no Centro de Pesquisa e Treinamento em Saneamento (CePTS) da Universidade Federal de Minas Gerais, localizado junto à Estação de Tratamento de Esgotos do Arrudas (ETE Arrudas), no município de Sabará, Minas Gerais (coordenadas 19°53'42" S e 43°52'42" W). O local possui clima tropical, com temperatura média anual de 21,8 °C e índice pluviométrico médio de 1.602 mm ano⁻¹ (INMET, 2018). Antes de ser encaminhado para as unidades em estudo, o esgoto passou por tratamento preliminar, composto por gradeamento (grade grossa e fina), peneiramento e desarenador.

Na maior parte do tempo o sistema recebeu uma vazão contínua de 7,5 m³ d⁻¹, resultando em um equivalente populacional de aproximadamente 50 habitantes e operou, predominantemente, como sistema de pós-tratamento de efluente de reator tipo UASB. Apenas durante uma fase específica, a unidade recebeu efluente de um filtro biológico percolador operando após reator UASB. A escória de alto forno foi utilizada como meio suporte, com faixa granulométrica entre 12,5 a 25 mm (equivalente a brita #2), d₁₀ = 19 mm e volume de vazios de 40% (DORNELAS, 2008). A wetland possui 25 m de comprimento, 3 m de largura e 0,4 m de profundidade de meio suporte, resultando em um volume de 30 m³. O sistema foi preenchido com escória de alto forno e plantado com taboa (*Typha latifolia*), com corte da parte aérea a cada 3 meses.

A aplicação do peróxido de hidrogênio ocorreu no dia 12/11/2019 sob a supervisão de uma engenheira química que foi a responsável pelo fornecimento do produto. Como medida de segurança utilizou-se EPI completo (macacão de proteção contra riscos químicos de polietileno respirável, bota de PVC, luva de borracha nitrílica, óculos de segurança, máscara de proteção facial em policarbonato e máscara semifacial filtrante de carvão ativado). Além disso, uma mangueira com água estava sempre disponível em caso de incêndios. O peróxido de hidrogênio foi aplicado utilizando um mangote de PVC atóxico e um registro de aço inox, ambos materiais resistentes à agressividade do produto.

Para definir a dose de peróxido de hidrogênio necessária para oxidar a matéria orgânica acumulada no leito, foi necessário realizar um estudo prévio em laboratório. Foram coletadas amostras do trecho inicial do leito (região onde a colmatção era mais intensa) e submetidas a diferentes doses de H₂O₂. A amostra passou por uma peneira com abertura de 1 mm, para separação dos sólidos colmatantes do meio suporte. Uma fração de 50 g de lodo com 68% de umidade foi submetida a doses de 0 (amostra controle), 5, 10, 15, 20, 25, 30, 40, 60, 80, 100 e 120 mL de H₂O₂ (35%). Após 24 h de reação, as amostras foram colocadas em cadinhos de porcelana, previamente preparados para determinação da série de sólidos (totais, fixos e voláteis), conforme recomendado por *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2012). As doses de peróxido de hidrogênio foram definidas com base em Behrends *et al.* (2006 e 2007), que utilizaram valores de 0, 5, 10, 15, 20 e 25 mL H₂O₂ (30%) para 50 g de lodo com 82% de umidade. Entretanto, foi observada uma baixa reação nas amostras e procedeu-se com um aumento progressivo das doses até um valor de 120 mL de H₂O₂ (35%). Vale destacar que a dose de aplicação de peróxido de hidrogênio é função do grau de colmatção do leito.



Após definição da dose de peróxido de hidrogênio necessária para oxidação da matéria orgânica do leito, procedeu-se com a aplicação por gravidade, em campo, diretamente sobre a superfície da wetland, deixando a solução agir por 24 h. Para medir a temperatura da reação, foi instalado, no trecho inicial do leito, um termômetro digital acoplado a um *data logger*. Com o objetivo de facilitar a aplicação do peróxido de hidrogênio, foi realizado o corte da parte área da vegetação duas semanas antes da aplicação.

Resultados e Conclusões

A wetland está em operação desde junho de 2007 e após o segundo ano foi observado surgimento de escoamento superficial no trecho inicial da unidade. Durante o período operacional, o escoamento superficial avançou ao longo do comprimento, até que no décimo primeiro ano de operação se estabilizou em 88% do comprimento do leito. Concomitantemente com o avanço do escoamento superficial ocorreu também a redução da condutividade hidráulica do leito, confirmando que o sistema se encontrava em avançado estágio de colmatção. Apesar disso, não foi observada deterioração na qualidade do efluente final. Durante a maior parte dos 12 anos de operação, o desempenho da unidade foi elevado em termos de remoção de matéria orgânica e sólidos, com eficiência mediana de remoção de 62, 70 e 76% e concentrações medianas efluentes de 19, 47 e 12 mg L⁻¹ de DBO, DQO e SST, respectivamente.

O ensaio preliminar em laboratório para definição da dose de peróxido de hidrogênio demonstrou que o aumento de 40 para 60 mL de H₂O₂ (35%) não proporcionou ganhos significativos em termos de redução de sólidos voláteis. Portanto, decidiu-se utilizar a dose de 40 mL de H₂O₂ (35%) para cada 50 g de lodo úmido, visando estimar o volume necessário de peróxido de hidrogênio a ser aplicado no leito. Como o lodo úmido da amostra coletada foi cerca de 10% da massa do material suporte, foi possível determinar a proporção de 0,1 m³ de H₂O₂ (35%) para cada 1 m³ de material suporte, resultando em um volume necessário de 3 m³ de H₂O₂ (35%) para descolmatar os 30 m³ de material suporte da unidade. No entanto, ao se realizar o orçamento para aquisição do peróxido de hidrogênio, verificou-se que seria mais econômico adquirir 2 m³ (valor arredondado) de H₂O₂ a uma concentração de 50% e diluir com água no local, visando alcançar a concentração de 35%. A proporção resultante, que foi aplicada no leito, foi de 67 L de H₂O₂ (50%) para cada 1 m³ de material suporte ou 67 L/m³. A diluição ocorreu na própria unidade, deixando no interior do leito um volume de aproximadamente 6 m³ de água residuária ou 20 cm de altura de lâmina d'água. Além de ser mais econômico, diluir o peróxido de hidrogênio retarda a reação com a matéria orgânica, reduzindo a liberação de calor e aumentando a segurança no momento da aplicação. Como o peróxido de hidrogênio 50% é de fácil diluição e é mais denso que a água, há uma tendência do produto se misturar e deslocar-se para o fundo do leito.

Antes da aplicação, a wetland possuía uma camada de lodo acumulado acima da superfície da ordem de 5 cm no trecho inicial do leito, e sabia-se, *a priori*, que esta camada iria gerar boa parte do consumo do produto. A reação do peróxido de hidrogênio com a matéria orgânica acumulada no leito resultou em um forte processo oxidativo, com uma reação instantânea, gerando calor, fumaça, bolhas e espuma. Este fenômeno também foi observado nos trabalhos de Behrends *et al.* (2006 e 2007) e Nivala e Rousseau (2009). Em alguns momentos foram observados pequenos focos de incêndio na palha seca originada da taboa e o incêndio foi facilmente controlado com jateamento de água. Na Figura 1 é possível observar o momento inicial da aplicação do peróxido de hidrogênio e sua reação no leito.

A aplicação do peróxido de hidrogênio iniciou-se às 14:54 h e durou no total 2 horas e 14 minutos. O monitoramento da temperatura ocorreu até às 18:20 h, 1 hora e 10 min após o término da aplicação. A temperatura inicial no leito era de 28,8 °C e após 30 min do início da aplicação a temperatura atingiu o valor máximo de 81,1 °C. Após 30 min do término da aplicação, observou-se uma queda de cerca de 40 °C na temperatura do leito, demonstrando o fim da reação. O monitoramento da temperatura da wetland durante o ensaio de descolmatção pode ser observado na Figura 2.



Figura 1 Momento de aplicação do peróxido de hidrogênio em um wetland de escoamento horizontal. Início da aplicação (esquerda) e reação acontecendo (direita).

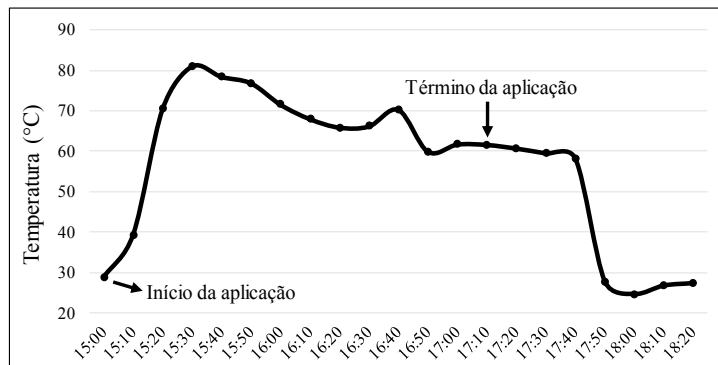


Figura 2 Monitoramento da temperatura da wetland durante a aplicação do peróxido de hidrogênio.

A concentração efluente da wetland 24 h após a aplicação do peróxido de hidrogênio foi de 935, 5.092 e 1.988 mg L⁻¹ em termos de DBO, DQO e SST, respectivamente. Estes valores elevados eram esperados, uma vez que o peróxido de hidrogênio possui a capacidade de solubilizar a matéria orgânica acumulada no leito que, por sua vez, irá sair no efluente final. É recomendado que este efluente seja encaminhado para um sistema de tratamento. No caso da configuração deste estudo, reator UASB seguido de wetland, o efluente poderia ser retornado para o reator UASB. No entanto isso não ocorreu, pois todos os efluentes gerados pelo CePTS são encaminhados para tratamento na ETE Arrudas, no próprio local.

Durante a aplicação do peróxido de hidrogênio a vegetação estava em crescimento, com cerca de 50 cm de altura. No mesmo dia da aplicação, foi observado que as plantas não sobreviveram à reação. A elevada temperatura da reação, aliada à capacidade oxidativa do peróxido de hidrogênio, destruiu as células vegetais. Oito dias após a aplicação, foram observadas apenas 17 unidades sobreviventes. Na Figura 3 é possível observar a vegetação do sistema antes e após a aplicação do peróxido de hidrogênio.

O método de descolmatação com o peróxido de hidrogênio não foi eficiente em termos de redução do escoamento superficial. Após a aplicação, a unidade ainda encontrava-se com 88% de seu comprimento apresentando escoamento superficial. O peróxido de hidrogênio foi efetivo na redução do lodo acumulado acima da superfície do trecho inicial da unidade, com redução de 4 cm na espessura do lodo. Para concluir sobre a eficiência do peróxido de hidrogênio no interior do leito, será necessário realizar ensaios de condutividade hidráulica e testes com traçadores para estimativa do tempo de detenção hidráulica real e comparar com os valores determinados anteriores.

...



Figura 3 Vegetação duas semanas antes da aplicação do peróxido de hidrogênio (esquerda) e oito dias após a aplicação (direita).

Referências

- APHA - American Public Health Association; AWWA - American Water Works Association; WEF - Water Environment Federation. (2012), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22a. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 1496p.
- Behrends, L. L., Bailey, E., Houke, L., Jansen, P., Smith, S. (2006) 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, p. 1271-1281.
- Behrends, L. L., Bailey, E., Houke, L., Jansen, P., Smith, S. (2007), Non-invasive methods for treating and removing sludge from subsurface flow constructed wetlands I. In: *Proceedings of the Annual National Onsite Wastewater Recycling Association (NOWRA) Meeting*, March 2007. NOWRA, Baltimore, Maryland.
- De Paoli, A. C.; von Sperling, M. (2013) Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada). *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais*, v.1, n.2, p.213-222.
- Dornelas, F. L. (2008), *Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores UASB*. Dissertação de Mestrado em Saneamento. Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 101p.
- Fu, G.; Zhang, J.; Chen, W.; Chen, Z. (2013), Medium clogging and the dynamics of organic matter accumulation in constructed wetlands. *Ecological Engineering*, v.60, p.393-398.
- Hanson, A. (2002), *Unplugging the bed of a subsurface-flow wetland using H₂O₂*. In: Nehring, K.W.; Brauning, S.E. (eds) *Wetlands and Remediation II*. Battelle Institute, Columbus, Ohio, p. 281-287.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia. (2018), *Normais climatológicas do Brasil*. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br>>. Acessado em 26 de agosto de 2018.
- Kantawanichkul S, Wannasri, S. (2013), Wastewater treatment performances of horizontal and vertical subsurface flow constructed wetland systems in tropical climate. *Journal of Science and Technology*. 35(5):599-603.
- Matos, M. P. (2015), *Colmatação 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.
- Nivala, J.; Rousseau, D. P. L. (2009), Reversing clogging in subsurface-flow constructed wetlands by hydrogen peroxide treatment: two case studies. *Water Science and Technology*, v.59, p.2037-2046.
- 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*, 331, 663-674.
- Yalcuk, A.; Ugurlu, A. (2009), Comparison of horizontal and vertical constructed wetland systems for landfill leachate treatment. *Bioresource Technology*, v.100, p.2521-2526.



Eco design aplicado ao saneamento ambiental através de sistema integrado de microalgas e wetlands contruídos como tecnologia de tratamento sustentável

Silveira, Elizandro Oliveira*; **Rodrigues, Lúcia Helena Ribeiro****; **Silva, Fagner P.**; **Luterbeck, Carlos A.**; **Felizolla, Nathália**; **Machado, Ênio Leandro**

*Doutorando PPG Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS, Brasil. e-mail: elizandrozz@yahoo.com.br

** Professora PPG Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Porto Alegre, RS, Brasil. e-mail: luciarrodrigues@gmail.com

Resumo

O desenvolvimento de processos sustentáveis é considerado uma alternativa tanto para o tratamento de água de captação, quanto para a remediação de efluentes urbanos. O objetivo do presente estudo foi avaliar um sistema integrado como alternativa de detoxificação para monitorar efluentes urbanos produzidos em um campus universitário. A pesquisa foi realizada na estação de tratamento de águas residuais da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC). Foi proposto um sistema integrado com reator anaeróbico (RA), microalgas (MA) e wetlands construídos (WCs) para desintoxicação das águas residuais produzidas no campus da Universidade com um tempo de detenção hidráulica de 17 dias. Os resultados obtidos demonstraram que o sistema integrado (RA, MA e WCs) apresenta boas reduções de DQO e Fósforo Total (43% e 61,31%, respectivamente), além de taxas de remoção de Nitrogênio Amoniacal (N-NH₃) de, aproximadamente, 98%. Assim, os resultados do estudo destacam a relevância na proposição do sistema integrado como alternativa de tecnologia mais limpa/sustentável em detrimento das tecnologias convencionais aplicadas no tratamento de águas residuais.

Palavras chave: Sistema integrado, efluentes urbanos, wetlands construídos, microalgas.

Sessão: Critérios de projeto, modelagem, inovação e melhorias operacionais do sistema.

Introdução

Os desafios enfrentados pela sociedade atual convergem para um futuro de incertezas e importantes decisões no que se refere à poluição das águas. A contaminação dos recursos hídricos e a crescente escassez de água potável vêm se tornando um dos maiores problemas ambientais da era moderna. O crescimento populacional desordenado, combinado a falta de saneamento básico, torna cada vez mais insustentável a situação (VYMAZAL, 2011; WU *et al.*, 2014 e SILVEIRA *et al.*, 2017).

Geralmente integrados com processos de pré-tratamento anaeróbico, os wetlands construídos (WCs) têm grande potencial de recuperação de energia e nutrientes com baixo custo, reduzindo os índices de impacto ambiental no processo de recuperação de águas residuárias (LU *et al.*, 2015 e ABRAHAMS *et al.*, 2017). Diversos estudos apontam a utilização dos WCs como polimento final de águas residuárias (VON SPERLING, 2005; VYMAZAL, 2010 e ANDRADE, 2015). Estes sistemas de tratamento com WCs representam ganhos ambientais, entretanto, existem fatores, como a necessidade de áreas maiores de superfície para remoção de NTK e P total, que restringem sua utilização.

Para minimizar estes efeitos, pesquisadores têm utilizado processos combinados com WCs, minimizando os fatores de carga através de pré-tratamento (SILVEIRA *et al.*, 2019). Experiências de sistemas integrados de tratamento de águas residuárias visando reuso podem ser citadas, como por exemplo, ROUSSEAU (2006); VON SPERLING (2005); RAI (2013); LU *et al.* (2015) e SILVEIRA



(2018), entre outros, demonstrando ser a combinação de tecnologias um caminho promissor na amplificação da eficiência operacional com custos reduzidos.

O avanço conceitual que os autores anteriormente citados apresentam considera a ETE como unidade produtiva sustentável, capaz de recuperar energia, água, nutrientes e contaminantes que possam configurar bioprodutos. Ou seja, impactos ambientais se tornam oportunidades de atividades econômicas ambientalmente sustentáveis.

Considerando aspectos de *eco-design* para remediação de águas residuárias, SILVEIRA *et al.* (2017) propuseram um sistema integrado, combinando o uso sequencial de microalgas (MA) e *wetlands* construídos de fluxo vertical (VFCW) para o tratamento de águas residuárias, associando a avaliação ecotoxicológica, fitotoxicológica e genotoxicológica destas águas. Neste sentido, a continuidade de pesquisas que integrem métodos biológicos com anaerobiose, microalgas e sistemas de *wetlands* construídos poderá permitir recuperar energia, nutrientes, águas residuárias e outros compostos inorgânicos, associando ao conceito de ETE como unidade produtiva em qualquer organização, e não, apenas como fim de tubo.

Assim, o presente estudo propõe uma avaliação direcionada ao desenvolvimento de um sistema integrado de tratamento de efluentes urbanos sustentável, voltado para a detoxificação e recuperação energética, através da integração de processos de fitorremediação, biorremediação, fitorremediação.

Materiais e Métodos

O projeto piloto foi desenvolvido em parceria entre IPH-UFRGS e UNISC, junto a Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) do campus UNISC - Universidade de Santa Cruz do Sul, RS. O sistema integrado composto por reator anaeróbio, microalgas e *wetlands* construídos (*Hymenacne grumosa*) de fluxo subsuperficial foi desenvolvido e construído para proliferação de microalgas a partir de efluente pós-tanque equalizador da ETE (UNISC), um sistema composto por uma caixa de 200 litros de volume, com cone de acrílico em forma de pirâmide. No ápice do cone uma estrutura de canos de PVC integrado com uma mangueira conectada a uma bomba submersa de recirculação de 220V- 60 Hz, com vazão (Q) de 400/1000 L h⁻¹, 13W, P:2,0 mca (Metros de Coluna de Água), com potência de deslocamento de 2,0 m h⁻¹ de coluna d'água, uma vez ligada à bomba de recirculação o sistema teve seu início sem inoculação de cepas selvagens ou comerciais de microalgas.

Para monitoramento da eficiência de remoção do sistema integrado, análises físico-químicas foram realizadas semanalmente. O sistema foi operado em regime de batelada considerando o Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) de 3 dias, para o RA, 7 dias para as microalgas (MA) e 7 dias para o *wetland* construído pós microalgas (WCPMA). Para o sistema MA foram alimentados 90L, também a cada 7 dias. O sistema de *wetlands* construídos foi alimentado com efluente do pré tratamento com as microalgas após 7 dias de recirculação, também com abastecimento dos mesmos 90L.

Resultados e discussões

A Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da Universidade de Santa Cruz do Sul foi projetada para atender as demandas das águas residuais produzidas por uma população equivalente de 18.000. Atualmente, opera com um fluxo médio de aproximadamente 103 m³ dia⁻¹, com variações entre 129,6 e 57,6 m³ dia⁻¹ (SILVEIRA *et al.*, 2019).

Parâmetros gerais de caracterização das águas residuais brutas são apresentados na Tabela 1. Podes-se observar que vários parâmetros ultrapassam os limites estabelecidos por resoluções nacionais e internacionais. Os valores de DBO5 e DQO são, respectivamente, 2 e 1,1 vezes acima do valor máximo limites de emissão permitidos pela Resolução 355/2017 estabelecida pelo Conselho Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul (CONSEMA), o conselho estadual de disposição de efluentes no Rio Grande do Sul.

Tabela 1.1: Caracterização das águas residuais brutas e tratadas pelo sistema integrado (Microalgas (MA) + *Wetlands* Construídos (WCs)) e pela ETE UNISC, e análise comparativa com as resoluções brasileiras e internacionais.

Parâmetros	Efluente Bruto	Sistema Integrado (MA + WCs)	ETE UNISC	Resolução do	
				CONSEMA/RS- 355/17 e 334/16 100 ≤ Q < 200 m ³ d ⁻¹	UWTD 91/271/EEC
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	0,838	0,406	0,803	4	1
DQO (mg L ⁻¹)	366,31	217,02	215,13	≤330	125
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	262,5	112,5	87,15	≤120	25
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	31,7	<0,5	22,6	≤20	10
Nitrato (mg L ⁻¹)	0,32	<0,1	<0,1	-	-
Nitrito (mg L ⁻¹)	<0,1	<0,1	<0,1	-	-
NTK (mg L ⁻¹)	44,09	1,21	23,55	-	-
STD (mg L ⁻¹)	419	221	402	-	-
Turbidez (NTU)	64	2,56	12,48	-	-
Ph	7,32	7,03	6,9	Entre 6,0 e 9,0	Entre 6,0 e 9,0
Condutividade (µS cm ⁻¹)	822	441	803	-	-
Cor (λ= 420 nm)	0,26	0,05	0,08	Sem alterar a cor do corpo receptor	-
EC ₅₀ (I) 48h	77,1%	100%	100%	TF=1 para toxicidade aguda* EC ₅₀ = 100%	-
*Coliformes Totais (UFC/100 mL)	>1,6 x 10 ⁶	110	>1,6 x 10 ⁶	-	-
* <i>E. coli</i> (UFC/100 mL ⁻¹)	>1,6 x 10 ⁶	<18	>1,6 x 10 ⁶	-	-
Cobre (mg L ⁻¹)	<0,02	<0,02	<0,02	0,5 mg/L	-
Cromo (mg L ⁻¹)	<0,05	<0,05	<0,05	0,5 mg/L	-
Ferro (mg L ⁻¹)	0,08	0,05	0,04	10 mg/L	-
Manganês (mg L ⁻¹)	0,06	0,08	0,05	1,0 mg/L	-
Zinco (mg L ⁻¹)	0,1	<0,02	0,11	2,0 mg/L	-

* Não há limites básicos estabelecidos pela lei estadual para um fluxo menor do que 200 m³dia⁻¹ de liberação. Resoluções 355/17 e 334/16 do CONSEMA.

Considerando o desempenho dos tratamentos neste estudo, foi possível observar que o sistema integrado (MA + CWs) reduziu as emissões sobre COD e DBO₅, atendendo as normas da Resolução CONSEMA 355/2017. No entanto, apesar das reduções de ambos os parâmetros, ainda não atende aos valores da UTDP 91/271 / CEE - European Urban directiva relativa ao tratamento de águas residuais. Todavia, apresentou uma taxa de remoção de N-NH₃ de quase 98%, muito mais eficiente do que a estação de tratamento de águas residuais do Campus que promove redução de 55,4% (Tabela: 1.1). Assim, as boas taxas de remoção obtidas neste estudo demonstram que o sistema integrado pode ser uma promissora alternativa tecnológica no tratamento de efluentes compostos com altos níveis de nitrogênio. O potencial de desinfecção obtido pelo sistema integrado obteve excelente desempenho, uma vez que, após o tratamento, as cargas patogênicas dos não tratados foram reduzidas em cinco ordens de magnitude cumprindo com os padrões de emissão da resolução CONSEMA 355/2017.



Os resultados obtidos neste estudo apresentaram dados relevantes para a proposta de sistemas integrados como alternativa promissora de tecnologia mais limpa/ sustentável em detrimento as tecnologias convencionais aplicadas em tratamento de águas residuárias, mesmo em grande escala.

Referências Bibliográficas

ABRAHAMS, J. C. *et al.* (2017). **The Brookside Farm Wetland Ecosystem Treatment (WET) System: A Low-Energy Methodology for Sewage Purification, Biomass Production (Yield), Flood Resilience and Biodiversity Enhancement.** Sustainability.

ANDRADE, H. H. B. (2015). **Avaliação de um Sistema de Tratamento de Águas Residuárias por Wetland Construído com Etapa Aerada.** CLEANER PRODUCTION TOWARDS A SUSTAINABLE TRANSITION. São Paulo – Brazil – May 20th to 22 nd- .

LU, S., PEI, L., BAI, X. (2015). **Study on method of domestic wastewater treatment through new-type multi-layer artificial wetland.** International journal of hydrogen energy 40, 11207 and 11214.

RAI, *et al.* (2013). **Constructed wetland as an ecotechnological tool for pollution treatment for conservation of Ganga river.** Bioresour. Technol. 148, 535-541.

ROUSSEAU, D. (2006). **Performance of Constructed Treatment Wetlands : Model-Based Evaluation and Impact of Operation and Maintenance Working Van Aangelegde Zuiveringsmoerassen : Modelgebaseerde Evaluatie En Impact Van.** [s.l.] Ghent University.

SILVEIRA, E. O. *et al.* (2017). **Performance of an integrated system combining microalgae and vertical flow constructed wetlands for urban wastewater treatment.** Environmental Science Pollution Research, V.24. P. 20469-20478,

SILVEIRA, E. O. (2018). **Fitorremediação de efluentes urbanos microalgas e wetlands construídos: saneamento ambiental como tecnologia mais limpa.**/Elizandro Oliveira Silveira e Ênio Leandro Machado. -1.ed. Rio de Janeiro: Autografia, 140p.

SILVEIRA, E. O. *et al.* (2019). **Biomonitoring of urban wastewaters treated by an integrated system combining microalgae and constructed wetlands.** Science of the Total Environment, .scitotenv..135864.

VON SPERLING, M. (2005). **Princípio do tratamento biológico de águas residuárias – introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** Belo Horizonte: DESA. v. 1.

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

VYMAZAL, J. (2011). **Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review.** Hidrobiologia 674, 133-156.

WU, S. *et al.* (2014). **Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: a nitrogen and organic matter targeted review.** Water research, v.57, p. 40–55, 15 jun.



Experiencias de la UNALM en Perú, con la investigación aplicada para transformar el potencial de humedales a la realidad

Rosa Miglio*, Blanca Villafranca*, Giovanna Sánchez*, Evelyn Portilla*, Luciana Oyarce*, Heike Hoffmann **

* Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima Perú

** Rotaria do Brasil, Florianópolis, SC, Brasil heike@rotaria.net

Abstract: El Departamento de Ordenamiento Territorial y Construcción de la Universidad Nacional Agraria La Molina, se dedica desde hace más de 20 años a la investigación sobre humedales construidos, y desde el 2014 opera su propia planta piloto de tratamiento, con diferentes tecnologías de humedales. Entre estas, la celda francesa como tratamiento primario de aguas residuales y los humedales de flujo horizontal y vertical como tratamiento secundario. El objetivo es adaptar los diseños y los criterios de operación, a las condiciones locales, para contribuir tanto en la mejora de la situación de saneamiento en el país, como para ofrecer efluentes tratados para su reuso en riego. El artículo resume los avances en el conocimiento técnico sobre humedales para el Perú, los que han sido posibles gracias a la investigación y a la cooperación asociada. Sin embargo, la difusión exitosa no solo depende del conocimiento técnico, si no que requiere también una amplia vinculación con el sector y la voluntad política de otorgar mayor importancia al tratamiento descentralizado de aguas residuales.

Palabras clave: Humedales de tratamiento, investigación aplicada, proyectos de investigación.

Sesión –Criterios de proyecto, modelaje, innovación y mejoras operativas del sistema.

Introducción

En Perú, la creciente escasez de agua justamente en las zonas más pobladas y/o utilizadas para producción agrícola, generan gran demanda al uso de aguas residuales tratadas para el riego. En este contexto la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM) busca promover el uso de los humedales construidos, como tecnologías sostenibles de saneamiento que promuevan el reuso de efluentes debidamente tratados.

El primer levantamiento de experiencias con humedales de tratamiento en el país, ejecutado por Miglio (2007) por encargo de la Organización Panamericana de la Salud (OPS), mostró la predominancia de humedales de flujo horizontal con grava o piedras como material filtrante y operado de forma saturada. Al no existir una norma de diseño establecida, en algunos casos los sistemas no han sido eficientes; así también se identificaron problemas de operación, principalmente en el manejo del pre-tratamiento. Por otro lado, hasta la fecha la gran mayoría de áreas pobladas en Perú no cuentan con servicio de recolección de lodos, y los tanques sépticos deben ser limpiados manualmente o en su defecto, se saturan después de cierto tiempo de operación.

Durante los años siguientes, se han llevado a cabo experiencias con sistemas de humedales de flujo vertical, con arena como material filtrante y alimentación en 4 a 6 pulsos de bombeo por día. El potencial de esta tecnología es mucho mayor, sin embargo, continua la necesidad del manejo de lodo del pre-tratamiento. El sistema de celdas de compostaje, para retención y compostaje de lodo (Hoffmann et al. 2009), tampoco funcionó como solución viable para aplicación en gran escala. Por el contrario, la primera aplicación de sistema “francés” (Hoffmann et al. 2013) fue realmente innovadora, eliminando la necesidad del manejo de lodo.

En base de estas experiencias, en el 2011 se inició la construcción de una planta piloto de tratamiento de aguas residuales, en el campo universitario de la UNALM, para poder investigar de forma sistemática y promover tecnologías apropiadas para diferentes realidades del país. Se contó con la cooperación de varias instituciones nacionales e internacionales, como el instituto SENCICO, la Universidad Ramón Llull (España) y la Agencia Española de Cooperación Internacional para el Desarrollo (AECID); la

Universidad Técnica de Berlín (Alemania) y GIZ programa PROAGUA con la empresa Rotaria del Perú. En el año 2018, el Grupo de Investigación en Agua y Saneamiento Sostenible de la UNALM, ganó la Convocatoria de Proyectos de Investigación Aplicada en Construcción y Saneamiento (SENCICO-FONDECYT) con el proyecto “Optimización del diseño de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales con fines de reuso”, que ha dado un impulso importante para orientar la investigación hacia la aplicación práctica.

Materiales y Métodos

La planta piloto es alimentada desde un buzón instalado en la red de alcantarillado de la UNALM y actualmente está compuesta de las siguientes etapas (figuras 1 y 2).

- **Para el tratamiento de efluentes crudos existen 3 opciones:**
 - (A) Tanque Séptico (TS) de 2 cámaras (1° de 4,8 m³ y 2° de 2,2 m³), con volumen útil de 7,0 m³.
 - (B) Reactor Anaeróbico Compartimentado (RAC) de 3 compartimientos (1° de 0,96 m³; 2° de 0,58 m³; 3° de 0,58 m³), con volumen útil de 2,12 m³, y cámara de distribución (CD) final de 2m³.
 - (C) Celda francesa, dividida en dos canchales de 18m² c/u (36 m² área total). El medio filtrante cuenta con una capa de 65 cm de grava ¼” (6,4 mm), cubierta por otra capa de 35 cm de grava ½” (12,7 mm), el efluente tratado llega a una cámara de distribución (CD) equipada con una bomba.
- **Como pos-tratamiento se han instalado 3 diferentes celdas de humedales:**
 - (1) humedal de flujo horizontal (gravilla) de 15 m² (3x5m), alimentado por gravedad desde el TS.
 - (2) humedal de flujo horizontal (gravilla), dividido en 2 celdas de 15m² cada una; se puede alimentar desde el RAC (por gravedad) o desde la celda francesa (mediante pulsos de bombeo programados).
 - (3) humedal de flujo vertical (arena) dividido en 2 celdas de 18 m² c/u; se alimenta por bombeo (4 a 8 veces diarias) con el efluente de la celda francesa o por gravedad desde el RAC.

Adicionalmente se ha instalado un piloto de humedales para la mineralización de lodos del tanque séptico, formado por 3 tanques de 1 m² de área c/u; sus resultados no hacen parte de esta presentación.

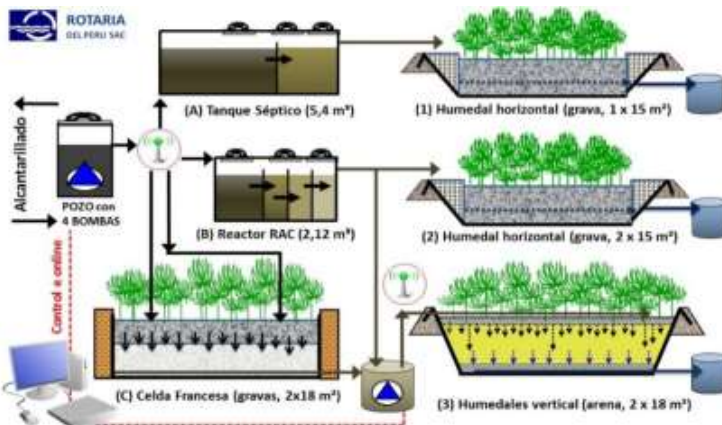


Figura 1 Esquema de etapas de la planta piloto para tratamiento de aguas residuales ubicada en la UNALM, el funcionamiento de bombas es automatizado (SCADA) y registrado en un banco de datos.



Figura 2 Aguas residuales crudas, salida de la celda francesa y celda vertical.



Figura 3 Foto panorámica de humedales de tratamiento de la planta piloto UNALM

Resultados

Las investigaciones en la planta piloto UNALM han podido dar como resultado 1 tesis de doctorado, 7 tesis de maestría y 3 tesis de pregrado, algunas concluidas y otras en ejecución. A continuación, se documentan los principales resultados hasta la fecha.

La comparación entre los pretratamientos operados con las condiciones mencionadas, mostró alta eficiencia de la celda francesa en comparación con el reactor RAC y el tanque séptico (tabla 1):

- Tanque séptico (A): retención hidráulica 11 horas, bombeo de 2 min (1,87 L/s) cada 2 horas.
- Reactor RAC (B): retención hidráulica medida con trazador: 13 horas, un pulso de bombeo de 1 min por hora.
- Celda francesa (C): 0,24 m/d (relacionada a la superficie total de 36 m²), en pulsos de 6 min cada 6 horas e intercambiando (carga y reposo) entre las dos áreas cada 72 horas de forma automática.

Tabla 1 Comparación de Eficiencia de pre-tratamientos (adaptado de Miglio et al., 2019 y Höllmann et al. 2018)

Etapas	DBO (mg/L)	DQO (mg/L)	Turbidez (NTU)	SS (mg/L)	Coliformes Termotol. UFC/100mL	Huevos Helminos (N° /L)
Aguas residuales	376.7	844	542.7	666.3	1x10⁸	307
(A) Tanque Séptico	62%	61%	66%	87%	NDA	NDA
(B) Reactor RAC	68%	80 %	74%	94%	NDA	NDA
(C) Celda Francesa	92%	88%	81%	97%	2,9x10 ⁶	0

*NDA: no determinado aún, se presentarán en el documento final

Se comprueba la alta capacidad de tratamiento de la celda francesa en clima cálido, inclusive para eliminar los huevos de helmintos. El único parámetro que impide la reutilización directa del efluente tratado son los Coliformes Termotolerantes (tabla 1). En una siguiente experiencia, se aplicaron cargas más altas para la celda francesa sin perder esta eficiencia (Figura 4 de Höllmann et al. 2018).

Entre los dos sistemas con retención de sólidos en medio anaeróbico (tabla 1), el RAC tiene notable eficiencia en la reducción de DQO, turbidez y sólidos suspendidos, parámetros importantes para el pre-tratamiento de humedales. Sin embargo, en contraste con la celda francesa, el aumento de las cargas y en particular, la aplicación de picos de carga, pueden reducir su capacidad de retención de sólidos y aumentar el riesgo de colmatación del área de entrada del humedal horizontal.

En la Tabla 2 se comparan las eficiencias para los 3 sistemas completos: el sistema común de TS con humedal de flujo horizontal (A1), su mejoramiento con uso de RAC (B2) y el sistema francés “clásico” con humedal vertical de arena como pos-tratamiento (C3). Se han aplicado las mismas cargas descritas anteriormente.

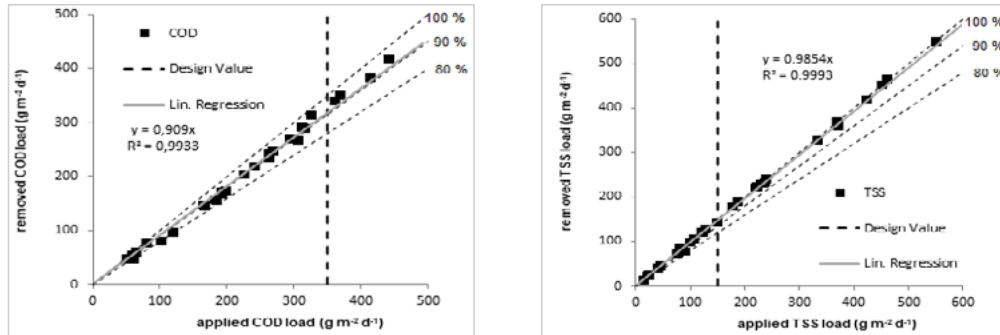


Figura 4 Cargas de DQO y SST aplicadas a la celda francesa en relación a las eficiencias logradas y comparación con 350 g DQO/m².d y 150 g DQO/m².d que Lombard-Latune, R & Molle, P. (2017) recomiendan para el diseño de celda francesa en clima cálido (tomado de Höllmann et al. 2018).

Tabla 2 Comparación de la eficiencia del sistema francés clásico (2 etapas de flujo vertical) (adaptado de León et al., 2018); con l sistema de tanque séptico y humedal de flujo horizontal y un sistema de RAC con humedal de flujo horizontal

Sistemas	DBO	DQO	Turbidez NTU	SS	Colif. T.MPN/100mL	Huevos Hel. (N°/L)
(A1) TS y Humedal horizontal	85 %	81 %	27.6	97.5%	NDA	NDA
(B2) RAC y Humedal horizontal	82 %	85 %	25.2	99 %	NDA	NDA
(C3) Sistema Francés de 2 etapas	99%	98%	4,2	99%	3,4x10 ³	0

*NDA: no determinado aún, se presentarán en el documento final.

La comparación de los resultados de las tablas 1 y 2 confirman la importancia del pre-tratamiento; así, el humedal horizontal logró alguna mayor eficiencia con el RAC (B2) comparado con el Tanque Séptico (A1). La eficiencia del sistema francés de 2 etapas (C3) es excepcionalmente alta, pero, el efluente todavía necesita la desinfección para poder ser usado en riego (OMS, 1989). Por lo tanto, se investiga en una segunda etapa el compartimento de la celda francesa (C) como único tratamiento de aguas residuales crudas durante la operación a largo plazo en combinación con el humedal de flujo horizontal (C2).

Conclusiones

La investigación sistemática de diferentes tipos de humedales a escala piloto reafirma el gran potencial de nuevas tecnologías, como la Celda Francesa y el Reactor Anaerobio Compartimentado (RAC), generando una base importante para establecer criterios seguros de diseño de humedales.

Para lograr transformar el potencial de los humedales de tratamiento a la realidad peruana, es importante involucrar a las autoridades competentes y a los profesionales de los sectores de saneamiento y agricultura en la investigación, aprovechando sinergias con otros proyectos y cooperantes, también es necesario adaptar la investigación a las exigencias de la práctica y del mismo modo difundir los resultados, mediante conferencias, cursos técnicos, incorporación en el currículo universitario, entre otras actividades.

Queda por mencionar que, a pesar de los excelentes resultados y el progreso realizado con la difusión de la tecnología, los humedales de tratamiento aún no se implementan en Perú a gran escala. Un desafío a superar es la falta de enfoque político de la inversión en sistemas descentralizados, a los que pertenecen los humedales; ya sea como solución completa de saneamiento para municipalidades o comunidades



Influência da área superficial dos eletrodos na transformação de energia elétrica a partir do uso de célula combustível microbiana no tratamento de esgotos por *wetlands* construídos

Zanetti, F.L., * Santos, L.R., **, Nagalli, A., Pacheco, A., Passig, F.H.

* Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba/ Paraná, Brasil. flealzanetti@gmail.com

** Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba/ Paraná, Brasil.

Resumo: O presente trabalho teve como objetivo avaliar a influência da área superficial dos eletrodos na densidade de potência gerada a partir do tratamento de esgoto sintético “fraco” por meio de *wetlands* construídos verticais e a possível interferência da célula combustível microbiana (CCM) na qualidade do efluente. Para isso, foram utilizados dois sistemas com as mesmas características construtivas e operacionais, diferenciando-se apenas pela presença de dois tipos de eletrodos: Tipo 1 – eletrodos de carvão com área superficial de 0,012 m² e Tipo 2 – eletrodos de carvão com área de 0,14 m². Os sistemas foram construídos na escala de microsistema, com volume útil de 18,5 L e operados em regime contínuo, com TDH de 24 h e em fluxo vertical ascendente com escoamento subsuperficial. Foi utilizada a macrófita *Eichhornia Crassipes* com densidade de 20 mudas por m², sendo operados em duas etapas distintas: Etapa I sem aeração forçada e Etapa II com aeração forçada. Foi possível constatar que na Etapa I obteve-se 68% de remoção média de matéria orgânica expressa em termos de DQO, 56% de remoção de matéria fosforada e 29% de remoção de matéria nitrogenada. Na Etapa II obteve-se em média 90% de remoção de matéria orgânica expressa em termos de DQO, 67% de remoção de matéria fosforada e 43% de remoção de matéria nitrogenada no sistema controle e 73% de remoção de matéria nitrogenada no sistema com CCM. Pode-se notar que com a inserção da aeração forçada nos *wetlands* construídos houve melhora de 25% no desempenho do sistema de tratamento, em relação a DQO. Foi possível também comparar o efeito da CCM no desempenho global dos *wetlands* construídos devido ao aumento de 41% da eficiência de remoção de matéria nitrogenada e 67% de aumento na remoção de nitrogênio amoniacal. Quanto a conversão da energia em energia elétrica pode-se constatar que o eletrodo com a menor área superficial obteve densidade de potência de 19 mW m⁻² e o eletrodo com área superficial maior apresentou densidade de potência de 22 mW m⁻². Porém constatou-se que a potência gerada pelo eletrodo com área superficial maior foi 12 vezes superior à do eletrodo com área superficial menor.

Palavras-chaves: Energia elétrica, *Wetlands* construídos, Célula combustível microbiana, Eletrodos de carvão, Área dos eletrodos.

Critérios de projeto, modelagem, inovação e melhorias operacionais do sistema.

Introdução

A geração de energia elétrica sempre esteve atrelada à impactos ambientais, sendo pelo uso de combustíveis fósseis, implantação de grandes usinas hidrelétricas ou usinas nucleares. No entanto, com o avanço na conscientização e entendimento sobre a importância da preservação ambiental, pesquisadores tem se dedicado a encontrar fontes de energia elétrica menos prejudiciais ou que não agredam o meio ambiente, as quais podem ser chamadas de “energia verde”.

Alternativas para a recuperação de energia elétrica a partir do uso de resíduos vem sendo desenvolvidas e aprimoradas, como é o caso das células combustíveis microbianas (CCM) acopladas em sistemas de tratamento de esgotos. Essa tecnologia tem como premissa a transformação da energia química envolvida na decomposição de um substrato em energia elétrica mediante a ação de bactérias eletrogênicas.

O uso dessa tecnologia no sistema de *wetlands* construídos mostra-se promissor, pois é um sistema que visa descentralizar o tratamento de efluentes e pode ser aplicado em áreas mais isoladas, as quais podem também ser beneficiadas pelo fornecimento da energia elétrica obtida. Para que haja uma maior



compreensão acerca do tema, variações como área dos eletrodos aplicados e distância entre eles foram estudadas e são discutidas no presente trabalho.

Materiais e Métodos

Os sistemas de *wetlands* construídos foram desenvolvidos e operados na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, na cidade de Curitiba, sede Ecoville durante o período de 341 dias. Foram montados dois sistemas em escala de microcosmo (0,50 m x 0,40 m x 0,30 m) com área superficial de 0,20 m². Os sistemas foram confeccionados em caixas de polipropileno com volume total de 60 L 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%. 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. Foi feito o transplante de 4 mudas por sistema, resultando em uma densidade de 20 mudas por m².

Os sistemas foram nomeados como WC-A (sistema controle) e WC-B (sistema com CCM horizontal) e foram alimentados com esgoto sintético “fraco”, de acordo com a classificação de Metcalf e Eddy (2016). Cada sistema foi previamente inoculado com 0,185 L (10% do volume útil) de lodo anaeróbio proveniente de uma estação de tratamento da região metropolitana de Curitiba/PR. O fluxo de alimentação dos sistemas foi vertical ascendente sem lâmina de água aparente e foi operado com TDH de 24 h. Os sistemas operaram sob duas etapas: etapa I sem aeração e etapa II com aeração. A intensificação de tratamento por intermédio da aeração foi feita de forma subsuperficial (0,05 m abaixo da altura de saída do efluente).

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 na Tabela 1.

Tabela 1: Descrição dos parâmetros, métodos de análise e referência.

Parâmetros	Método de análise	Número do método	Referência
T (°C)	Potenciométrico	4500-H+ B	
Condutividade (mS cm-1)	Condutimétrico	2510-B	
Turbidez (UNT)	Nefelométrico	2130-B	
pH	Potenciométrico	4500-H+ B	
OD (mg L-1)	Polarográfico	4500-O B	
POR (mV)	Potenciométrico	2580	Rice et al. (2012)
DQO (mg L-1)	Espectrofotométrico	5220 D	
NTK (mg L-1)	Titulométrico	4500 - Norg	
N-amon (mg L-1)	Titulométrico	4500-N C	
Nitrito (mg L-1)	Espectrofotométrico	4500-NO2- B	
Nitrato (mg L-1)	Espectrofotométrico	4500-NO3-	
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.

Fonte: Autoria própria (2020)

Para o funcionamento da CCM foram inseridos no sistema WC-B 4 eletrodos, sendo dois deles do Tipo 1 – eletrodos de carvão com área superficial de 0,012 m² e outros dois do Tipo 2 – eletrodos de carvão com área superficial de 0,14 m². Os eletrodos foram dispostos dentro do sistema a fim de 2 fosse



ânodos e 2 cátodos. As medições de tensão e corrente utilizadas entre as combinações dos eletrodos foram realizadas com um multímetro da marca Foxlux modelo FX-MD.

Resultados e Conclusões

Entre as etapas I e II de operação, foram realizados 25 monitoramentos dos parâmetros físico-químicos, sendo 12 deles durante o período sem aeração (etapa I) e 13 durante a etapa com aeração forçada (etapa II). Durante a etapa I os sistemas ficaram predominantemente anóxicos, com concentrações de oxigênio média variando entre $0,22 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e $0,30 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ e valores de POR entre -59 mV e -89 mV . Durante a etapa II foi observada a influência da aeração forçada com o acréscimo de OD nos sistemas, os valores variam de $0,45 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ a $1,12 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$, os valores de POR também aumentaram e ficaram entre 30 mV e 72 mV . Segundo Von Sperling (1996) valores de POR entre -100 mV e 100 mV caracterizam condição anóxica, o que pode ser confirmado com as baixas concentrações de oxigênio, uma vez que os valores resultaram inferiores a $2,0 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$.

As eficiências de remoção de matéria orgânica carbonácea em termos de DQO também sofreram influência da presença de aeração, durante a etapa I a remoção foi em média de 68% e durante a etapa II a remoção média foi de 90%. Não foi observada significância estatística entre o sistema controle e o sistema com CCM. Oon et al. (2017) observaram remoção de 98% utilizando as mesmas condições operacionais, no entanto com maior valor de DQO afluente (645 mg L^{-1}).

A remoção de fósforo não foi alterada de forma significativa entre as etapas e os sistemas avaliados, acredita-se que isso se deva ao fato de o fósforo ter como principal via de remoção a adsorção na cerâmica vermelha utilizada como material filtrante. A eficiência de remoção de fósforo na etapa I foi em média de 56% e durante a etapa II foi em média de 67%. Lima et al. (2018) utilizando um sistema com as mesmas dimensões e utilizando como material filtrante a cerâmica vermelha obteve remoção de fósforo de 87%, no entanto o sistema operou em batelada com tempo de permanência de 48 h. Com isso, é possível observar que o tempo de contato do efluente com adsorvente tem influência na eficiência de remoção.

A avaliação dos resultados obtidos para a série nitrogenada, demonstrou que quando submetida a aeração o sistema com célula combustível microbiana apresentou maior eficiência de remoção de nitrogênio do que o observado no sistema controle. Os valores de NTK durante a etapa com aeração, passaram de 43% de eficiência no sistema WC-A para 73% de remoção no sistema WC-B, enquanto durante a etapa sem aeração os dois sistemas apresentaram remoção média de 29%. O mesmo foi observado para o Nitrogênio Amoniacal. Durante a etapa I a eficiência média de remoção foi de 25% nos sistemas WC-A e WC-B, após o início de remoção o sistema WC-A permaneceu com a mesma média de remoção e o sistema WC-B apresentou aumento para 76% na eficiência de remoção. Valores próximos de eficiência foram obtidos por Zhao et al. 2013 em um sistema com presença de aeração forçada e CCM.

Os valores de tensão, corrente e potência são referentes ao período em que o sistema operou com aeração. Dois pares de eletrodos foram monitorados periodicamente e foram classificados da seguinte forma: eletrodos simples foi o nome dado aos eletrodos constituídos apenas com a haste de carvão e eletrodos com carvão ativado é referente ao par de eletrodos constituídos com uma haste de carvão envolta em carvão ativado. Na Tabela 2 é possível observar os valores médios, máximos, mínimos e desvio padrão obtidos.

Tabela 2: Valores de tensão, corrente e potência obtidos a partir da combinação dos eletrodos simples e com carvão ativado

Medidas elétricas	Eletrodos simples					Eletrodos com carvão ativado			
	n	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo	Média	Desvio padrão	Mínimo	Máximo
Tensão (V)	20	0,4	0,2	0,1	0,6	0,5	0,1	0,4	0,6
Corrente (mA)	20	0,53	0,32	0,16	1,35	5,94	1,30	4,49	8,68
Potência (mW)	20	0,23	0,22	0,02	0,81	3,08	0,96	1,80	5,07

Fonte: Autoria própria (2020)

É possível observar que o par de eletrodos com carvão ativado, o qual possui maior área superficial, apresentou valores de tensão semelhantes ao par de eletrodos simples, no entanto, quando se trata de corrente, os valores obtidos mediante a utilização dos eletrodos com carvão ativado são aproximadamente 12 vezes maior. A representação gráfica dos dados obtidos pode ser observada na Figura 1.

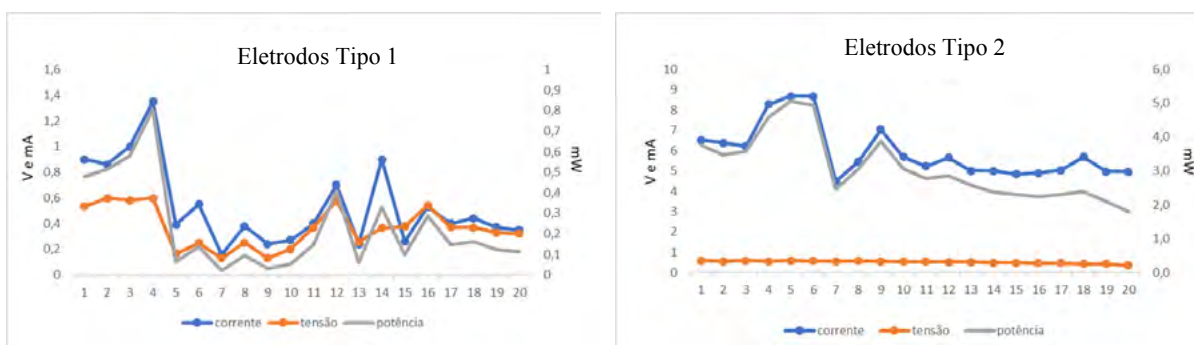


Figura 1: Representação gráfica dos dados de corrente, tensão e potência obtidos ao longo da etapa II.

Com base nos valores obtidos foram realizados cálculos para a obtenção da densidade de potência, expressa em mW m^{-2} . Para o par de eletrodos simples a densidade de potência foi de $19,16 \text{ mW m}^{-2}$ e para o par de eletrodos com carvão ativado a densidade de potência foi de 22 mW m^{-2} . Embora os valores de tensão e corrente obtidos sejam diferentes entre os pares, o resultado, o qual considera a área de cada eletrodo, foi próximo. Xu et al. (2018) obtiveram valor de 17 mW m^{-2} em um sistema vertical de fluxo ascendente, com a utilização de lodo de alumínio de ETA como meio filtrante, carvão ativado granular como eletrodo e esgoto sintético como substrato. Portanto, o presente trabalho se assemelha ao desenvolvido por demais pesquisadores.

Referências

- 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*, v. 630, p. 1365–1373, 2018.
- OON, Y. L. et al. Role of macrophyte and effect of supplementary aeration in up-flow constructed wetland-microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and energy recovery. *Bioresource Technology*, v. 224, p. 265–275, 2017.
- VON SPERLING, Marcos. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 1996.
- XU, L. et al. Influence of glass wool as separator on bioelectricity generation in a constructed wetland-microbial fuel cell. *Journal of Environmental Management*, v. 207, p. 116–123, 2018.
- ZHAO, Y. et al. Preliminary investigation of constructed wetland incorporating microbial fuel cell: Batch and continuous flow trials. *Chemical Engineering Journal*, v. 229, p. 364–370, 2013.



Influência da taxa hidráulica específica no desempenho de um wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário

A.R. Silva*, L. Bassani**, A. Bortoluzzi***, C. Pelissari****, P.H. Sezerino*****

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD, Florianópolis, Brasil.

* arieleen18@hotmail.com

** bassani2609@gmail.com

*** aline-bortoluzzi@hotmail.com

**** catianebti@gmail.com

***** pablo.sezerino@ufsc.br

Resumo: Dentre os componentes referentes ao regime hidráulico aplicado em wetlands construídos verticais (WCV), a taxa hidráulica específica (THE) mostra-se como uma variável de projeto e operação de grande importância para a manutenção do desempenho de tratamento. Partindo dos valores sugeridos pela norma alemã ($THE \geq 6 \text{ L.m}^{-2}.\text{min}^{-1}$), este trabalho avaliou ao longo de 4 anos dois cenários operacionais distintos vinculados à THE, buscando identificar a influência da mesma no desempenho de tratamento. No cenário 1 aplicou-se uma THE de $8 \text{ L.m}^{-2}.\text{min}^{-1}$, enquanto que no cenário 2 a THE foi de $4 \text{ L.m}^{-2}.\text{min}^{-1}$. Os resultados demonstraram que não houveram grandes variações entre os cenários avaliados, sendo que o cenário 2 (com TDH de $4 \text{ L.m}^{-2}.\text{min}^{-1}$) apresentou melhores remoções de matéria orgânica carbonácea em termos de DQO (com média de remoção de 87%). Por outro lado, identificou-se maior formação de nitrogênio oxidado quando aplicado THE de $8 \text{ L.m}^{-2}.\text{min}^{-1}$, com uma concentração média de 33 mg.L^{-1} de nitrato no efluente tratado.

Palavras-chave: Esgoto Sanitário; Wetland Vertical; Regime Hidráulico; Taxa Hidráulica Específica.

Sessão: Critérios de projeto, modelagem, inovação e melhorias operacionais do sistema.

Introdução

Dentre as modalidades de wetlands construídos as unidades de fluxo vertical (WCV) se destacam por apresentarem maiores taxas de transferência de oxigênio, bem como capacidade de reaeração do leito (LIU et al., 2016). Entretanto, a otimização das variáveis de projeto e operação de unidades de WCV se faz necessária. Essa otimização pode ser obtida por uma solução que represente um ponto de operação ótimo quanto ao fornecimento de oxigênio, a manutenção da quantidade de fornecimento deste oxigênio por um intervalo de tempo, e a obtenção de um tempo de detenção hidráulica mínimo, para que as reações de oxirredução responsáveis pela remoção da carga de poluentes afluente aconteçam de forma satisfatória.

Nesse sentido, o regime hidráulico aplicado (número de pulsos por dia, volume de cada pulso, intermitência e alternância de aplicação e a taxa hidráulica específica – THE) é um componente essencial a ser manipulado, pois o mesmo está diretamente relacionado com as transferências de oxigênio para o interior do maciço filtrante, assumindo assim, uma grande relevância para a otimização e controle das unidades de tratamento.

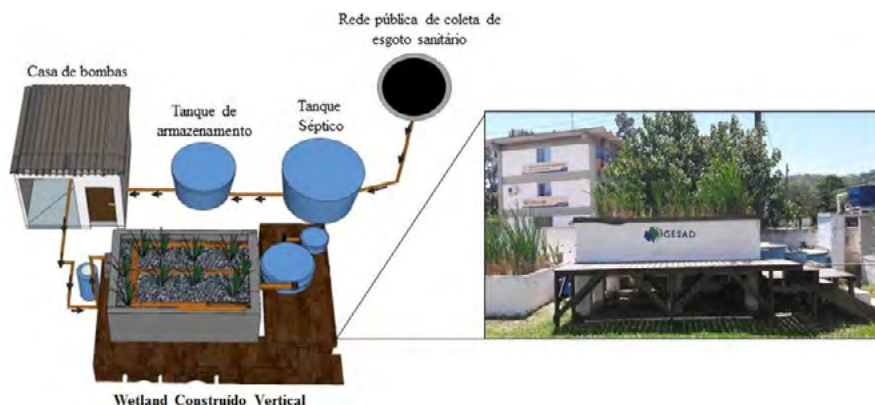
A THE é um parâmetro importante de projeto que pode ser modificado conforme a necessidade de volume aplicado em cada pulso, sendo diretamente dependente da potência da bomba de recalque de esgoto afluente ao sistema. Atualmente para as condições climáticas brasileiras não se tem estabelecido faixas ideais de THE para operar os WCV. Dentre diferentes diretrizes de projeto e operação, destaca-se a diretriz alemã, a qual recomenda uma $THE \geq 6 \text{ L.m}^{-2}.\text{min}^{-1}$ (NIVALA et al, 2018). Neste contexto,

o estudo teve como objetivo avaliar a influência da THE sob a eficiência de remoção de poluentes em WCV operado sob condição climática subtropical.

Material e Métodos

Esse estudo foi realizado em uma estação experimental de tratamento de esgoto (EETE), implantada em 2015 na cidade de Florianópolis (sul do Brasil), a qual recebeu esgoto sanitário proveniente de uma rede coletora municipal da concessionária de saneamento. A EETE é composta por um tratamento primário tipo tanque séptico seguido de um WCV (Figura 1). O WCV foi preenchido com areia como material filtrante ($d_{10} = 0,29$ mm; $d_{60} = 1,16$ mm; $d_{60}/d_{10} = 4,05$) e plantado com a macrófita *Typha domingensis* (4 mudas/m²). A profundidade total do meio filtrante é de 60 cm (3 cm de brita 1 na superfície, 47 cm de areia e 10 cm de brita 1 na camada drenante). O sistema foi dimensionado para atender uma contribuição representativa de esgotos produzidos por uma residência unifamiliar até 5 pessoas.

Figura 1. Fluxograma da planta de tratamento de esgoto.



Fonte: Acervo GESAD (2019).

Ao longo de um período de 4 anos (entre junho/2015 a julho/2019) o WCV foi submetido a dois cenários operacionais vinculados a condições de contorno distintas, onde, entre outras, a THE foi alterada. As condições de cada cenário avaliado seguem descritas na Tabela 1.

Tabela 1. Condições de contorno aplicadas ao WCV em diferentes cenários.

Condições de contorno	CENÁRIO 1	CENÁRIO 2
	junho/2015 a março/2017 (21 meses)	março/2017 a julho/2019 (28 meses)
Vazão média (L.s ⁻¹) e (L.d ⁻¹)	1,0 e 1344	0,5 e 672
THE (L.m ⁻² .min ⁻¹)	8	4
Intermitência (Nº pulsos ao dia)	3 a 4	3 a 4
Alternância semanal (dias ON versus dias OFF)	3,5	3,5
Carregamento orgânico médio (gDQO.m ⁻² .d ⁻¹)	41	41

A eficiência de remoção de poluentes para cada cenário foi realizada baseado nos resultados do monitoramento físico-químico de parâmetros clássicos (DQO, SST, P-PO₄³⁻, NT, N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻) realizado ao longo do período de estudo. As análises físico-químicas seguiram recomendações de APHA (2012).

Além disso, aplicou-se análises estatísticas utilizando os softwares Microsoft Excel® e o R Studio. Primeiramente, verificou-se a tendência de distribuição dos parâmetros avaliados nos cenários 1 e 2, por

meio do Teste de normalidade Shapiro-Wilk. A fim de verificar se ocorreram diferenças significativas em relação ao desempenho de tratamento do sistema para os cenários propostos, aplicou-se o Teste de Wilcoxon (amostras pareadas) para dados não-paramétricos, e o Teste t (amostras pareadas) para dados paramétricos. Os testes foram verificados com um nível de significância de $p < 0,05$ e com um intervalo de confiança de 95%.

Resultados e Conclusões

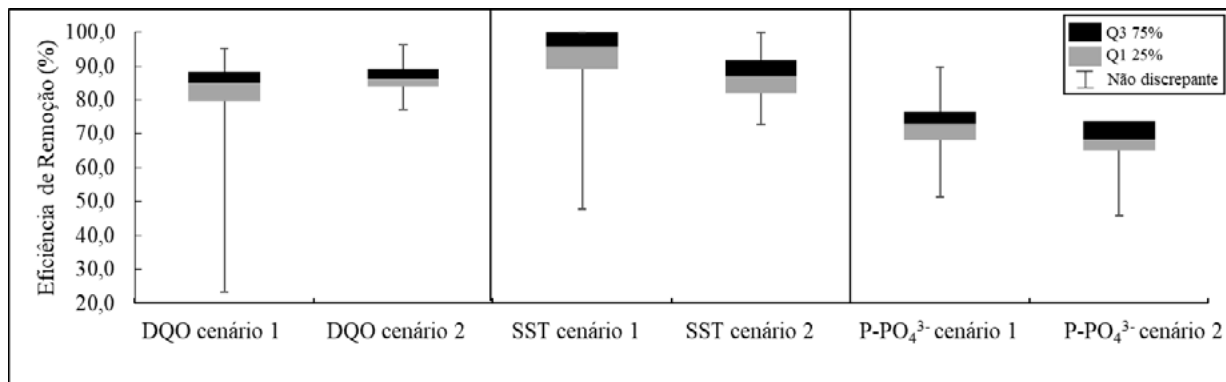
Na Tabela 2 apresenta-se a eficiência de remoção dos poluentes mediante a variação da aplicação de diferentes THE. De forma geral, identificou-se diferença estatística ($p \geq 0,05$) entre o cenário 1 e 2 para os parâmetros de DQO, SST, P- PO_4^{3-} e N- NO_3^- . Esse fato pode estar atrelado diretamente ao tempo de detenção hidráulica resultante em cada cenário operacional e com o arraste de oxigênio para o interior do módulo, o que influencia diretamente no potencial de oxirredução no interior do maciço filtrante.

Tabela 2. Avaliação do desempenho de tratamento de WCV com a variação da THE.

Parâmetros avaliados	Eficiência média de remoção		Diferença estatística significativa entre os cenários
	CENÁRIO 1 THE 8 L.m ⁻² .min ⁻¹	CENÁRIO 2 THE 4 L.m ⁻² .min ⁻¹	
DQO	81%	87%	Sim. p = 0,039
SST	92%	68%	Sim. p = 0,009
P- PO_4^{3-}	72%	68%	Sim. p = 0,008
NT	25%	17%	Não. p = 0,059
N- NH_4^+	57%	60%	Não. p = 0,469

Primeiramente, com a maior THE (8 L.m⁻².min⁻¹) obtiveram-se maiores eficiências de remoção de SST e P- PO_4^{3-} e N- NO_3^- . Contrariamente, a maior remoção de DQO ocorreu com uma menor THE (4 L.m⁻².min⁻¹), devido as condições hidráulicas aplicadas (Figura 2). Martí et al. (2018) afirmam que velocidades de fluxo afluentes mais baixas no filtro, decorrentes da menor THE aplicada por pulso, aumentam o tempo de contato entre poluentes e bactérias, proporcionando uma melhor remoção de DQO.

Figura 2. Variação da eficiência de remoção dos parâmetros de DQO, SST e PO_4^{3-} para os cenários 1 e 2.

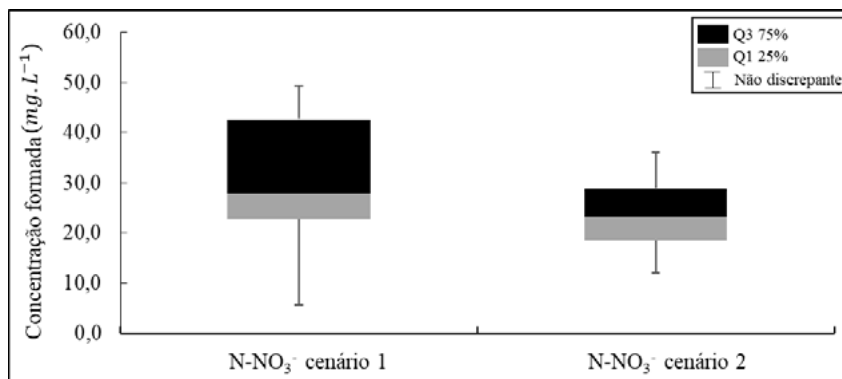


Por outro lado, identificou-se maior formação de nitrogênio oxidado quando aplicado THE de 8 L.m⁻².min⁻¹ (concentração média de 33 mg.L⁻¹ de nitrato) quando comparado ao período de aplicação da THE de 4 L.m⁻².min⁻¹ (concentração média de 25 mg.L⁻¹ de nitrato) (Figura 3). Este resultado pode ser atrelado ao maior volume de esgoto aplicado por pulso durante o período do cenário 1, fator que otimiza as

transferências de oxigênio por convecção, uma vez que em condições de maiores velocidades de infiltração, maior é o arraste de ar para dentro do maciço filtrante (MOLLE et al, 2006).

Dentre as diferenças verificadas, a formação de N-NO_3^- foi o parâmetro que mais se destacou (Figura 3), onde a THE de $8 \text{ L.m}^{-2}.\text{min}^{-1}$ apresentou uma concentração formada média 30% superior a média obtida durante o período de aplicação de THE de $4 \text{ L.m}^{-2}.\text{min}^{-1}$.

Figura 3. Variação da concentração de N-NO_3^- formado com a aplicação ao longo dos cenários 1 e 2.



Diretrizes publicadas pela German Association for Water, Wastewater and Waste (DWA), passaram a incluir recomendações em relação a THE aplicada por pulso, definindo que a mesma deve ser $\geq 6 \text{ L.m}^{-2}.\text{min}^{-1}$ para wetlands verticais de um estágio (NIVALA et al, 2018). Entretanto, no que se refere a transposição da normativa alemã para as condições de clima do Brasil, a exigência pode ser um tanto super dimensionada, tendo em vista que as remoções apresentaram uma baixa variação quando aplicada uma THE variando de 4 a $8 \text{ L.m}^{-2}.\text{min}^{-1}$.

Com os resultados obtidos observa-se que, exceto o N-NO_3^- , as variações nas eficiências de remoções foram reduzidas em ambas as THE empregadas. Tendo em vista que a THE é diretamente controlada pela vazão da bomba de alimentação do esgoto afluente ao módulo wetland, pode-se inferir que é possível reduzir a potência instalada de uma bomba de recalque em WCV sem acarretar em grandes perdas na eficiência de desempenho de tratamento.

Referências

- APHA, (2012). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 22th ed. American Public Health Association, Washington, DC, USA.
- DOTRO, G.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; NIVALA, J.; PUIGAGUT, J.; STEIN, O.; VON SPERLING, M., (2017). **Treatment Wetlands: Biological Wastewater Treatment Series**. Londres: Iwa Publishing. 154 p. (Volume 7).
- LIU, H.; HU, Z. ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; LIANG, S.; FAN, J.; LU, S.; WU, H., (2016). Optimizations on supply and distribution of dissolved oxygen in constructed wetlands: A review. **Bioresource Technology**, China, v. 214, p.797-805.
- MARTÍ, A. C.; PUCHER, B.; CRESPO, C. H.; MONERRIS, M. M.; LANGERGRABER, G., (2018). Numerical simulation of vertical flow wetlands with special emphasis on treatment performance during winter. **Water Science And Technology**, [s.l.], v. 78, n. 9, p.2019-2026, IWA Publishing.
- MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; GRASMICK, A.; IWEMA, A., (2006). **Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical-flow constructed wetlands under hydraulic overloads**. Water Research, 40 (3), pg. 606-612.
- NIVALA, J.; VAN AFFERDEN, M.; HASSELBACH, R.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; RUSTIGE, H.; NOWAK, J. (2018). The new German standard on constructed wetland systems for treatment of domestic and municipal wastewater. **Water Science And Technology**, v. 78, n. 11, p.2414-2426, IWA Publishing.



Influência das condições operacionais sobre o consumo e transferência de oxigênio em um wetlands construído vertical de fundo saturado

L. Bassani*, C. Pelissari**, B. Brinkert**, P. H. Sezerino****

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD, Florianópolis, Brasil.

* bassani2609@gmail.com

** catianebti@gmail.com

*** benbrinkert@gmail.com

**** pablo.sezerino@ufsc.br

Resumo: Nesse estudo avaliou-se o consumo e a transferência de oxigênio de um wetlands construído vertical de fundo saturado (WCV-FS), operado e dimensionado conforme recomendações para as condições climáticas brasileiras. O WCV-FS foi operado com carregamento hidráulico máximo de 96mm/dia, um carregamento orgânico médio de 41g DQO/m² dia, volume específico de pulso de 24L/m² e uma taxa hidráulica instantânea aplicada de 3,76L/m² min. Os resultados mostraram a viabilidade desse modo de operação/alimentação devido a uma alta taxa de consumo de oxigênio alcançada (média de 35,66 g/m²dia), bem como elevadas eficiências de remoção de 88% para DQO e 83% para NH₄⁺ foram obtidas.

Palavras-chave: wetlands vertical de fundo saturado; taxa de consumo e transferência de oxigênio; eficiência de remoção.

Sessão – Critérios de projeto, modelagem, inovação e melhorias operacionais do sistema

Introdução

A maioria das diretrizes estabelecidas para projeto de unidades de wetlands construídos de escoamento vertical (WCV) baseiam-se em regras empíricas, as quais se referem principalmente às cargas orgânicas e hidráulicas diárias aplicadas e relacionadas com a granulometria do material filtrante. No entanto, essas diretrizes não abordam o modo de alimentação do esgoto afluente ao wetlands, o qual consiste no volume aplicado por m² de seção superficial, no intervalo entre os pulsos de aplicação de esgoto e na taxa hidráulica instantânea aplicada.

O modo de alimentação influi sobre a transferência de oxigênio e sobre o tempo de detenção hidráulico do sistema (TDH), sendo essas variáveis importantes para eficiência do processo. O arraste de ar/oxigênio para dentro do sistema (transporte convectivo) é proporcional ao volume aplicado por m², uma vez que volume de ar introduzido no sistema é aproximadamente igual ao volume de líquido introduzido (PLATZER, 1999). Assim, maiores taxas hidráulicas instantâneas aplicadas e tempos maiores de duração do pulso resultarão em maiores volumes de líquido aplicado por m², o que resultará em maior transporte convectivo de oxigênio. A velocidade de difusão do oxigênio é inversamente proporcional ao conteúdo água/ar (umidade volumétrica) no interior dos poros do leito filtrante (KAYSER e KUNST, 2005).

Assim existe um tempo mínimo de drenagem entre os pulsos, necessário para que a umidade volumétrica atinja um valor que não afete negativamente a transferência de oxigênio via difusão. O TDH é diretamente proporcional a velocidade de percolação, e esta por sua vez é controlada pela taxa hidráulica instantânea aplicada e pelo teor de umidade remanescente. Assim sendo, o modo de alimentação afeta a transferência de oxigênio e o TDH nesses sistemas, uma vez que se não houver tempo suficiente de contato entre o biofilme aderido ao leito filtrante e o efluente, serão afetadas negativamente as reações de oxidação da matéria orgânica e nitrogenada, resultando em menor consumo



de oxigênio e perda de eficiência do tratamento. Caso a transferência de oxigênio seja insuficiente em face a demanda, obviamente o consumo de oxigênio também será reduzido. Diante disso, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o consumo e a transferência de oxigênio em um WCV com fundo saturado, operado e dimensionado conforme recomendações para as condições climáticas brasileiras (von SPERLING e SEZERINO, 2018).

Materiais e Métodos

O estudo foi conduzido em estação experimental empregada para o tratamento de esgoto sanitário composta por um tratamento primário tipo tanque séptico seguido de um módulo de wetland construído vertical com fundo saturado (WCV-FS), o qual possui uma área superficial de 7,5 m² com uma altura útil de 75 cm, sendo os últimos 40 cm saturados com o próprio efluente submetido ao tratamento, correspondendo a um montante de saturação de 53% da profundidade total. O material filtrante é composto por areia (diâmetro efetivo de 0,29 mm e coeficiente de uniformidade igual a 4,05), sendo a unidade de tratamento plantada com *Typha dominguensis* (4 plantas/m²).

As condições operacionais foram conduzidas sob os seguintes critérios: (i) carga orgânica afluyente de 41 gDQO/m²; (ii) carga hidráulica afluyente entre 72,19 a 96,25 mm/dia; (iii) taxa hidráulica instantânea de 3,76 L/m² min; (iv) volume do pulso de 182,25 L; (v) volume específico do pulso 24,06 L/m²; (vi) intervalo 3 horas entre os pulsos; (vii) 3 a 4 pulsos por dia; (viii) ciclos alimentação/repouso de 3,5 dias. Aferições de vazão do efluente do WCV-FS foram contabilizadas diariamente por meio de medidores de vazão basculante instalados a jusante da unidade de tratamento.

A massa de oxigênio que deixa o sistema por pulso (MOD out) é calculada pela equação 1, onde os valores de \bar{Q}_i correspondem aos valores médios de vazão para os intervalos de tempo Δt_i . Os valores de $\bar{O}_D i$ correspondem as concentrações médias de oxigênio dissolvido para o mesmo intervalo de tempo.

$$MOD\ out = \sum_{ti=0}^{tf} \bar{Q}_i \Delta t_i \bar{O}_D i \quad \text{equação 1}$$

A equação 2 extrapola o resultado da equação 1, para um dia completo de operação, ao multiplicar o valor obtido em um pulso pelo número total de pulsos de um dia de operação (Npulsos). O valor obtido MOD out (diária), corresponde a massa total estimada de oxigênio que deixa o sistema em um dia de operação. O tempo final para a medição das vazões e das concentrações (tf), foi fixado em 90 min, a contar do início do pulso, porque experimentalmente constatou-se que após este intervalo era praticamente nula a vazão efluente. O valor de Np na equação 2 foi fixado em 4, porque este foi o número de pulsos de todos os dias em que foram efetuadas medidas.

$$MOD\ out\ (diária) = \left[\sum_{ti=0}^{tf} \bar{Q}_i \Delta t_i \bar{O}_D i \right] \times Npulsos \quad \text{equação 2}$$

A massa de oxigênio consumida durante um pulso (MOD consumo) é calculada pelas variações da concentração de DQO, nitrogênio total kjeldahl (NTK) e nitrogênio total (NT), conforme formulação proposta por Platzer (1999) multiplicada pela variável Vpulso, o qual corresponde ao volume total efluente do pulso. A partir desta equação associada ao Vpulso, foi possível extrapolar a massa de oxigênio consumida em um pulso para um dia completo de operação, ou seja, obter a massa de oxigênio consumida em um dia, representado como MOD out consumo (diária). A equação 3 apresenta esta formulação, levando-se em consideração ainda o número de pulso diários (Npulso).



$$MOD \text{ consumo (diaria)} = [0,7(CDQO_{in} - CDQO_{out}) + 4,3(CNTK_{in} - CNTK_{out}) - 2,86 (NT_{in} - NT_{out})] \times V_{pulso} \times N_{pulso} \quad \text{equação 3}$$

Para se calcular o fluxo de oxigênio afluente (FLA_{OD}) e a taxa de consumo de oxigênio (TCO) foi necessário determinar a massa de oxigênio afluente por dia (MOD in (diária)), e a massa de oxigênio afluente por pulso (MOD in). Os valores de MOD in (diária) e MOD in são determinados pelas equações 4 e 5, respectivamente.

$$MOD \text{ in (diaria)} = MOD_{out} \text{ (diaria)} + MOD \text{ consumo (diaria)} \quad \text{equação 4}$$

$$MOD \text{ in} = MOD_{out} + MOD \text{ consumo} \quad \text{equação 5}$$

A partir dos valores calculados de MOD in (diária) e MOD in, os valores de FLA_{OD} por dia de operação e por pulso, foram determinados pelas equações 6 e 7, respectivamente. O valor de AT na equação 6 corresponde a área superficial do WCV-FS, e o valor de T_{pulso} corresponde ao tempo de duração de pulso expresso em horas (tempo entre os acionamentos da bomba de dois pulsos consecutivos).

$$FLA_{OD} \text{ (diário)} = \frac{MOD \text{ in (diária)}}{AT} \quad \text{equação 6}$$

$$FLA_{OD} \text{ (pulso)} = \frac{MOD \text{ in}}{AT \cdot T_{pulso}} \quad \text{equação 7}$$

O cálculo da taxa de consumo de oxigênio diária TCO (diária) foi calculado pela equação 8.

$$TCO \text{ (diária)} = \frac{MOD \text{ consumo (diária)}}{AT} \quad \text{equação 8}$$

Houveram 4 determinações para FLA_{OD} (diária), FLA_{OD} (pulso) e TCO(diária). O intervalo de tempo entre os acionamentos da bomba teve seu valor fixado em 3 horas.

Resultados e conclusão

A massa de oxigênio medida no efluente do WCV-FS, considerando um total de 19 pulsos medidos individualmente (MOD out), resultou em um valor médio de $0,855 \pm 0,12$ g de oxigênio por pulso.

Os resultados de MOD consumo (diária) e TCO (diária) apresentaram valores médios de $268,6 \pm 39,20$ g e $35,66 \pm 5,23$ g/m².dia, respectivamente. Quanto aos valores de TCO, Nivala et al (2013) relatam para um WCV uma faixa variando de 7,9 a 58,6 g/m².dia. O valor médio alcançado neste estudo para TCO foi de 35,66 g/m².dia, o que coloca a unidade na faixa superior em capacidade de transferência de oxigênio, indicando assim que a taxa de hidráulica instantânea adotada (3,76 L/m²min) não limitou a transferência de oxigênio via convecção. Isto porque a taxa de consumo de oxigênio e capacidade de transferência estão associados, implicando que um valor alto de TCO(diária) corresponde a um alto valor de FLA_{OD} (diária).

Os resultados apresentam valores de MOD consumo e MOD in muito próximos, indicando assim que a maior parte do oxigênio afluente foi utilizado. Este resultado, juntamente com os altos valores de eficiência de remoção para DQO, NH_4^+ , e NT (valores médios de remoção de 88%, 83% e 58%, respectivamente), evidência que não ocorreu déficit de oxigênio, bem como que o tempo de detenção hidráulico foi adequado.

Ressalta-se que o modo de alimentação empregado neste estudo difere-se das recomendações operacionais alemãs, as quais estabelecem para unidades verticais de escoamento livre um valor mínimo



de 6 L/m²min para a taxa hidráulica instantânea e um volume específico do pulso máximo de 20 L/m² (NIVALA et al, 2018).

Os resultados obtidos para MOD in, bem como os correspondentes fluxos afluentes de oxigênio por pulso e diário, estão destacados na Tabela 1.

Tabela 1.1 Resultados médios obtidos para MOD in, FLA_{OD} e FLA_{OD} (diária).

Medições	MOD out (g)	MOD consumo (g)	MOD in (g)	FLA _{OD} (g/m ² .h)	FLA _{OD} (diária) (g/m ² .d)
07/03/2019	0,65	53,75	54,40	2,41	29,01
03/04/2019	0,79	78,91	79,70	3,54	42,51
22/05/2019	0,80	73,68	74,48	3,31	39,72
24/07/2019	0,91	62,26	63,17	2,81	33,69
		Média	67,94	3,02	36,23
		Desvio padrão	11,36	0,50	6,06

Fonte: adaptado de Birnkert (2019).

Referências

- Brinkert, B. (2019), Transfer of oxygen in constructed wetlands applied in wastewater treatment, Graduation work, Dept^o of Sanitary and environment engineering, UFSC, Florianópolis, Brazil.
<https://repositorio.ufsc.br/handle/123456789/124305/recent-submissions?offset=20>
- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein O., von Sperling, M. (2017). Biological wastewater treatment series, volumen seven, Treatment wetlands, IWA publishing/DESA, 154p
- Huaqing, L., Zhen, Hu, J. Z., Huu, H. N., Wenshan G., Shuang, L., Jinlin, F., Shaoyong, L., Haiming, W. (2016). Optimizations on supply and distribution of dissolved oxygen in constructed wetlands: a review *Bioresource Technology* 214, 797–805.
- Kaysner, K., Kunst, S. (2005). Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. *Water Science & Technology*, 9, (51), 9, 177–184.
- Nivala, J., Wallace, S., Headley, T., Kassa, K., Brix, H., Van Afferden, M., Müller, R., (2013). Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. *Ecological. Engineering.* (61), 544–554.
- Nivala, J., Manfred, V.A., Hasselbach, R., Langergraber, G., Pascal, M., Rustige, H. and Nowak, J., (2018), The new German standard on constructed wetlands systems for treatment of domestic and municipal wastewater. *Water Science Technology*, 78 (11), 2414-2426.
- Platzer, C. (1999). Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification, *Water Science and Technology* 3, (40), 257-263.
- von Sperling, M., Sezerino, P.H. (2018). Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil- documento de consenso entre pesquisadores e praticantes, 3^o versão, Grupo de Estudos em Sistemas *Wetlands* Construídos Aplicados ao Tratamento de Águas Residuárias, Publicação online Boletim *Wetlands* Brasil – Edição Especial – Novembro/2018 – ISSN 2359-0548.



“Optimización de un Sistema Francés para tratar aguas residuales domésticas en climas templados, bajo condiciones típicas de Perú”

V.A León Menacho*, R.M Miglio Toledo*, H. Hoffmann**

* Universidad Nacional Agraria La Molina, Av. La Molina s/n, La Molina, Lima - Perú, vladimirmenacho@gmail.com

** Rotaria do Brasil, Florianópolis, SC, Brasil, heike@rotaria.net

Abstract: Un Sistema Francés con filtro de grava como 1^{ra} etapa y filtro de arena como 2^{da} etapa, se operó durante 8 meses en el campus de la Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima - Perú. El objetivo fue optimizar el Sistema Francés para tratar aguas residuales domésticas mediante el incremento de cargas hidráulicas. Para ello, se aplicaron 4 fases de incremento de cargas a la 1^{ra} etapa del sistema: 0.119 m d⁻¹, 0.251 m d⁻¹, 0.329 m d⁻¹ y 0.466 m d⁻¹. Las eficiencias de la 1^{ra} etapa variaron en función de la carga aplicada mostrando mejores resultados en la fase 3 (0.329 m d⁻¹), donde se logró una eficiencia de remoción mayor a 90.5%, 92.1%, 98.1% y 70.4% para la DQO, DBO₅, SST y N_{Total} respectivamente. Así mismo, se logró una eficiencia mayor a 98.5%, 98.2%, 99.9% y 84.8% en todo el sistema (1^{ra}+2^{da} etapa) para la DQO, DBO₅, SST y N_{Total} respectivamente. Los coliformes termotolerantes (CT) variaron entre 2.5x10³ - 4.7x10⁴ NMP (100ml)⁻¹ y los HH <1 N° L⁻¹. Se discuten los resultados en relación a reúso de efluente.

Keywords: Sistema Francés, clima templado, aguas residuales domésticas, reúso.

Session .. – Criterios de proyecto, modelaje, innovación y mejoras operativas del sistema.

Introducción

El Sistema Francés clásico consta de dos etapas de humedales subsuperficiales de flujo vertical. La 1^{ra} etapa utiliza grava como medio filtrante y puede recibir aguas residuales crudas, en la 2^{da} etapa, se utiliza arena gruesa como material filtrante (Molle et al., 2005).

Debido a las elevadas eficiencias de remoción, Molle et al (2017), realizaron adaptaciones para climas templados, dentro de las cuales sugirieron el uso de sólo 2 de las 3 subunidades alimentadas alternadamente para la 1^{ra} etapa, con las mismas cargas de diseño en el filtro en operación. La aplicación de este sistema en climas templados, muestra que las eficiencias de remoción de contaminantes de la 1^{ra} etapa son más altas que en climas moderados, e incluso alcanzan valores que solo podrían alcanzarse en condiciones de clima frío cuando se utilizaban la 1^{ra} y la 2^{da} etapa juntas (Molle et al., 2005). Algunas experiencias en Perú muestran que la remoción de contaminantes en la primera etapa, es mucho mayor en comparación con las tecnologías de tratamiento comunes (tanque séptico, ABR, tanque Imhoff, UASB) (Platzer et al., 2016), y si se incluye la 2^{da} etapa, la remoción de los contaminantes es aún mayor (Gómez, 2017).

Por ello, el objetivo fue optimizar el Sistema Francés para tratar aguas residuales domésticas mediante el incremento de cargas hidráulicas.

Materiales y métodos

La presente investigación se llevó a cabo en la planta piloto para el tratamiento de aguas residuales domésticas ubicada en la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), Lima – Perú (Figura 1).

Las aguas residuales domésticas que ingresan al Sistema Francés (aguas crudas), provienen de una red de alcantarillado doméstico y son derivadas hacia una cámara de bombeo (CB1) desde donde son bombeadas hacia la 1^{ra} etapa, usando dos bombas sumergibles (B1 y B2). La 1^{ra} etapa está subdividida

en dos líneas de 18 m² de superficie c/u. Las dos líneas operan de manera alterna, para garantizar un periodo de descanso de 72 horas (3 d) en cada una de las líneas después de su uso. Las aguas filtradas en la 1ra etapa, descargan por gravedad en una cámara de bombeo CB2, desde donde se alimenta la 2da etapa con la bomba sumergible (B3). La 2da etapa del Sistema Francés está subdividida en dos humedales verticales de 15 m² de superficie c/u.

Para esta investigación los sistemas estudiados están sombreados de color plomo. La 1^{ra} etapa del Sistema Francés está sembrado con paraguítas (*Cyperus alternifolius*) y la 2^{da} con grass vetiver (*Chrysopogon zizanioides*).

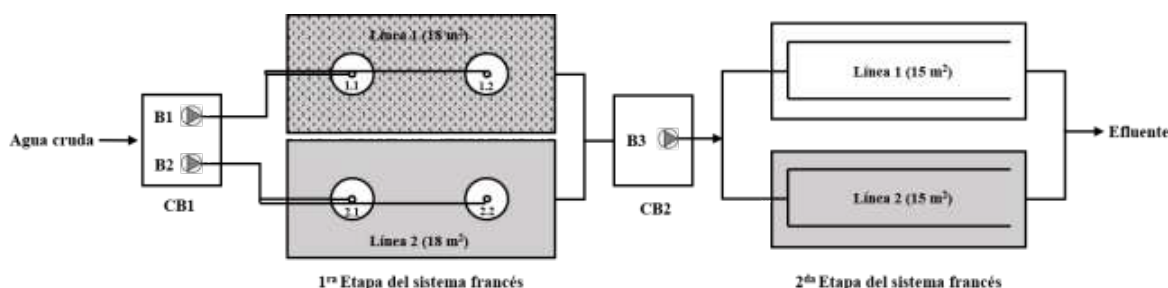


Figura 1. Esquema de Sistema Francés investigado.

Cuatro fases de incremento de cargas hidráulicas fueron investigadas (6 - 12 semanas c/fase): 0.119 m d⁻¹, 0.251 m d⁻¹, 0.329 m d⁻¹ y 0.466 m d⁻¹ (relacionadas al área de superficie activa de la 1^{ra} etapa).

Los parámetros de temperatura (T) y pH se midieron en campo. La demanda química de oxígeno (DQO), la demanda biológica de oxígeno (DBO₅), el nitrógeno total (N_{Total}), los sólidos suspendidos totales (SST), la turbidez y el fósforo total (PO₄-P) fueron analizados en laboratorio de Saneamiento y Medio Ambiente de la UNALM. Adicionalmente se analizaron los huevos de helmintos (HH) y los coliformes termotolerantes (CT) en un laboratorio externo acreditado.

Resultados y Conclusiones

La **Tabla 1** muestra los resultados de caracterización del agua residual al ingreso y salida del Sistema Francés (1^{ra} y 2^{da} etapa), durante las 4 fases de investigación. La concentración de la materia orgánica y sólidos suspendidos en el afluente fue muy variable; se observan valores máximos de 856.3 mg l⁻¹ y 1019.2 mg l⁻¹ para la DQO y SST en la Fase 3; en cambio, el valor máximo para la DQO en la Fase 4 fue solo 465.1 mg l⁻¹. Los valores para N_{Total} y PO₄-P presentaron menor variación.

Las eficiencias de la 1^{ra} y 2^{da} etapa variaron en función de la carga aplicada mostrando mejores resultados en la Fase 3 (0.329 m d⁻¹). En la 1^{ra} etapa se logró una eficiencia de remoción > 90.5%, > 92.1%, > 98.1% y > 70.4% para la DQO, DBO₅, SST y N_{Total} respectivamente. Así mismo, las eficiencias de remoción de todo el sistema (1^{ra} + 2^{da} etapa) fueron > 97.7% en todas las fases de investigación para la DQO, DBO₅ y SST.

Los resultados obtenidos son mayores a los registrados por Molle et al. (2005) para climas moderados y similares a los registrados por Platzer et al. (2016) en la 1^{ra} etapa, y con respecto a todo el sistema (1^{ra} + 2^{da} etapa) los resultados son similares a los registrados por (Gómez, 2017). Sin embargo, durante las observaciones en campo, se pudo notar que en la Fase 4 de investigación se presentaron indicios de colmatación y paso más lento del agua residual sobre el filtro en las 2 etapas del Sistema Francés. Estos

indicios deben ser corroborados trabajando con un mayor tiempo de operación bajo las cargas de operación indicadas en cada fase de investigación.

Tabla 1. Caracterización del afluente y efluentes (1^{ra} y 2^{da} etapa) del Sistema Francés para las 4 fases de investigación.

			DQO	DBO ₅	SST	N _{Total}	PO ₄ -P
Fase 1	Entrada	mg l ⁻¹	497.6 ± 98.4	254.1 ± 64.1	378.2 ± 113.3	55 ± 13.5	7.2 ± 1.1
	Salida 1 ^{ra} etapa	mg l ⁻¹	100 ± 46.2	42.5 ± 13.4	15.2 ± 11.5	23 ± 2.9	4.3 ± 1.1
	Salida 2 ^{da} etapa	mg l ⁻¹	10.3 ± 3.5	5 ± 0.5	1.8 ± 1.9	10 ± 0.0	1.6 ± 1.7
Fase 2	Entrada	mg l ⁻¹	827.6 ± 261.4	546 ± 61.2	540.3 ± 257.3	65.5 ± 12.3	10.2 ± 1.7
	Salida 1 ^{ra} etapa	mg l ⁻¹	92.1 ± 17.4	38.2 ± 10.4	15.9 ± 14.6	23.7 ± 3.2	4.5 ± 1
	Salida 2 ^{da} etapa	mg l ⁻¹	11.2 ± 4.5	7.9 ± 3.7	3.3 ± 4.6	10.2 ± 4.8	1.2 ± 0.4
Fase 3	Entrada	mg l ⁻¹	856.3 ± 290.8	372 ± 120.9	1019.2 ± 521.2	64.2 ± 13.2	12.6 ± 2.6
	Salida 1 ^{ra} etapa	mg l ⁻¹	81.2 ± 10.9	29.5 ± 4.8	19 ± 18.3	19 ± 4	6.2 ± 1.1
	Salida 2 ^{da} etapa	mg l ⁻¹	12.6 ± 3.2	6.9 ± 1.3	1.5 ± 1.1	9.8 ± 2.9	2.9 ± 0.7
Fase 4	Entrada	mg l ⁻¹	465.1 ± 111.2	220.1 ± 75.6	207.3 ± 74.9	47 ± 11	8.2 ± 1.8
	Salida 1 ^{ra} etapa	mg l ⁻¹	73.1 ± 12.3	28.4 ± 8.5	8.3 ± 5	18.1 ± 1.8	5.4 ± 0.3
	Salida 2 ^{da} etapa	mg l ⁻¹	10.6 ± 1.9	3.1 ± 0.9	1.6 ± 0.4	11.2 ± 2.1	4.2 ± 0.4

La **Figura 2** muestra la relación entre las cargas de remoción y la carga aplicada de contaminantes en la unidad del filtro activo para la DQO, DBO₅, SST y N_{Total}. Los resultados se compararon con los posibles “puntos de ruptura” con los valores de diseño recomendados para climas templados por Lombard y Molle (2017) para la 1^{ra} etapa, y adicionalmente se evaluó todo el sistema (1^{ra}+2^{da} etapa) para explorar su comportamiento.

Las cargas de DQO aplicadas variaron entre 34.7 - 559.4 g m⁻² d⁻¹. La eficiencia tratamiento fue constante y sigue estrictamente una tendencia lineal para la 1^{ra} etapa, con rendimiento promedio de 86.1%. Se pueden observar altas tasas de eliminación por encima de la carga de diseño de 350 g m⁻² d⁻¹ recomendada por Lombard y Molle et al. (2017). Lo mismo sucede con todo el sistema en su conjunto (1^{ra}+2^{da}), cuya tendencia lineal de rendimiento es aún mejor. Las cargas de DBO₅ aplicadas variaron entre 25.6 - 179.4 g m⁻² d⁻¹ y se describen muy bien en una regresión lineal. Del mismo modo que con la DQO, se observan altas tasas de eliminación de DBO₅ por encima de la carga de diseño de 150 g m⁻² d⁻¹ recomendada por Lombard y Molle (2017) para la 1^{ra} etapa, y rendimientos altos en la 2^{da} etapa.

Si bien, los resultados muestran tasas de eliminación constantes para ambos parámetros (DQO y DBO₅), se necesitan más investigaciones para determinar la carga orgánica máxima que se puede aplicar al Sistema Francés, bajo las consideraciones de mayor tiempo de operación del sistema y condiciones típicas de Perú.

Las cargas aplicadas para SST, varían entre 23.4 - 485.7 g m⁻² d⁻¹ y para el N_{Total} entre 5.2 - 28.9 g m⁻² d⁻¹. Los SST al igual que la DQO y DBO₅, presenta altas tasas de eliminación, por encima de la carga de diseño (150 g m⁻² d⁻¹) en la 1^{ra} etapa y en todo el sistema. Sin embargo, el N_{Total} presenta una caída significativa de la tasa de remoción en la 1^{ra} etapa, aunque hay una tendencia lineal en todo el sistema.

En la **Tabla 2** se presentan los parámetros de calidad microbiológica con fines de reúso en la agricultura. Los datos en el afluente fluctúan entre 2x10⁸ - 4x10⁸ NMP mg l⁻¹ para los CT, y entre 205 - 2200 N° l⁻¹ para los HH. Las concentraciones del efluente de la 1^{ra} y 2^{da} etapa demuestran que el agua se puede utilizar con fines de agricultura con restricción ya que los HH son ≤ 1 N° l⁻¹ (WHO, 1989). Los CT en el efluente de la 2^{da} etapa varían entre 2.5x10³ - 1.6x10⁴ NMP mg l⁻¹, valores cercanos para el uso del agua en agricultura sin restricción (≤ 10³ NMP mg l⁻¹); esta carga se puede reducir con desinfección por cloración o UV.

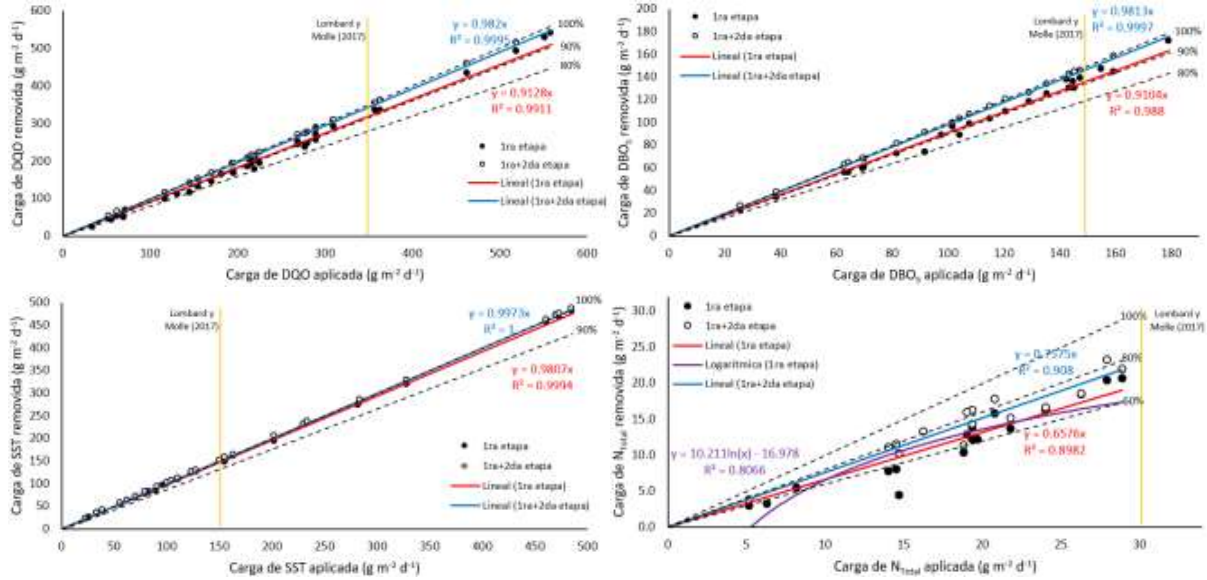


Figura 2. Cargas aplicadas y tratadas de DQO (izquierda superior), DBO₅ (derecha superior), SST (izquierda inferior) y N_{Total} (derecha inferior) en la celda activa y la carga de diseño sugerida tomadas de Lombard y Molle (2017).

Tabla 2. Parámetros de calidad microbiológica con fines de reúso en agricultura.

		Afluente	Efluente 1 ^{ra} etapa	Efluente 2 ^{da} etapa
CT	Fase 1	NMP ml ⁻¹	2x10 ⁸	4.5x10 ⁵
	Fase 2	NMP ml ⁻¹	4x10 ⁸	6.7x10 ⁶
	Fase 3	NMP ml ⁻¹	3.4x10 ⁷	3.9x10 ⁶
	Fase 4	NMP ml ⁻¹	2.8x10 ⁶	1.6x10 ⁶
HH	Fase 1	N° l ⁻¹	2200	0
	Fase 2	N° l ⁻¹	485	0
	Fase 3	N° l ⁻¹	205	0
	Fase 4	N° l ⁻¹	113	0

Referencias

- Gómez, Y. (2007), Evaluación de la eficiencia de humedales artificiales verticales empleando *Cyperus alternifolius* y *Chrysopogon zizanioides* para el tratamiento de aguas servidas. Tesis UNALM. Esta en el repositorio de la biblioteca UNALM.
- Molle, Pascal, Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G., & Iwema, A. (2005), How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems. *Water Science and Technology*, 51(9), 11–21
- Molle, P., Lombard Latune, R., Riegel, C., Lacombe, G., Esser, D., & Mangeot, L. (2015), French vertical-flow constructed wetland design: Adaptations for tropical climates. *Water Science and Technology*, 71(10), 1516–1523.
- Platzer, C., Hoffmann, H., & Miglio, R. M. (2016), Long term experiences with dimensioning and operation of vertical flow constructed wetlands in warm climate regions of South America. *The International Water Association*, (September), 1–13.
- WHO. (1989), Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture. *Food Control*, 2(4), 1–207.



Sequência de verificações apresentada como instrumento para subsidiar o planejamento e a implantação de *wetlands* construídos em meio urbano

Aliny Lucia Borges Borba ⁽¹⁾, Josete de Fátima de Sá ⁽²⁾, Tamara van Kaick ⁽³⁾

⁽¹⁾⁽²⁾ Gerência de Pesquisa e Inovação da Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar). Rua Engenheiro Antônio Batista Ribas, 151, Curitiba, Paraná, Brasil. ⁽¹⁾ alborba@sanepar.com.br, ⁽²⁾ josetefs@sanepar.com.br

⁽³⁾ Universidade Tecnológica Federal do Paraná, UTFPR, Campus Curitiba. Avenida Sete de Setembro, 3165, Rebouças, Curitiba, Paraná, Brasil. ⁽³⁾ tamara.vankaick@gmail.com

Resumo: Considerando a necessidade de evolução do setor do saneamento, seja quanto ao tratamento de esgoto sanitário e de efluentes industriais e ou quanto a soluções de drenagem urbana, este estudo apresenta uma sequência de verificações de critérios para elaboração de projetos como instrumento para subsidiar o planejamento e a implantação de sistemas *wetlands* construídos visando suprir demandas de saneamento em meio urbano. A sequência de verificação consiste em cinco etapas estruturais, sendo três de planejamento e projeto, um de execução e a última de operação e manutenção, aplicável tanto para a elaboração de termos de referência que visam à contratação de serviços de engenharia (projeto e obra) quanto para a execução interna desses serviços a ser realizada por equipe de técnicos multidisciplinares que atuam em instituições públicas, privadas ou de economia mista.

Palavras-chave: *Wetlands* construídos; Instrumento de planejamento; Critérios para elaboração de projeto.

Eixo temático: Critérios de projeto, modelagem, inovação e melhorias operacionais do sistema

Introdução

A utilização de *wetlands* construídos como soluções para atender demandas de infraestrutura de saneamento, seja para drenagem e melhoria da qualidade da água em rios urbanos ou para tratamento de esgotos sanitários ou efluentes industriais, está em pauta não apenas no meio científico, mas cada vez mais sob os olhares atentos da administração pública, justamente por se tratar de uma solução de saneamento ambiental que pode ser empregada para suprir demandas em meio urbano (DOTRO et al., 2017).

O objetivo do presente estudo é apresentar uma sequência de atividades e verificações relacionadas à concepção e ao detalhamento de projeto de sistemas *wetlands* construídos, bem como relacionadas às fases seguintes de implantação, operação e manutenção, como uma sequência de critérios para a elaboração de projetos e como instrumento para subsidiar o planejamento e a implantação desses sistemas em meio urbano, podendo ser utilizada tanto para a elaboração de termos de referência para contratação de serviços de engenharia (projeto e obra), ou mesmo quando se deseja executar tais etapas internamente, servindo como guia principalmente para setores de engenharia e de infraestrutura em organizações públicas, uma vez que estas normalmente não possuem técnicos especialistas no tema.

Materiais e Métodos

A partir de fundamentação teórica (VON SPERLING E SEZERINO, 2018; PHILIPI E SEZERINO, 2004; PLATZER, 1999; DOTRO et al., 2017), de experiências práticas e da crescente expectativa de implantação de sistemas *wetlands* construídos para tratamento de esgoto e para melhoria da qualidade de rios urbanos, o estudo elencou verificações baseadas nas atividades e ponderações julgadas pertinentes para as etapas de: concepção, elaboração e detalhamento do projeto, implantação, operação



e manutenção de um sistema *wetland* construído. Foram elencadas 5 etapas como sendo as orientadoras dos critérios a serem analisados e incorporados na propostas.

Resultados e Conclusões

Para realizar a implantação de um *wetlands*, devem ser analisados critérios específicos, que foram divididos em 5 etapas básicas, com o objetivo de maximizar o potencial paisagístico e eficiência do tratamento das águas residuárias, ou de drenagem ou de rios.

Etapa 1: Concepção e premissas do projeto

Quanto ~~em~~ a etapa de concepção, deverão ser verificadas questões relacionadas a: a) área e ao entorno do lugar em que se pretende implantar o sistema; b) à caracterização do afluente e; c) à eficiência esperada para o tratamento e; d) disposição final do efluente tratado.

Os critérios para a avaliação da área (a) disponível são divididos em estruturas de infra-estrutura; estruturas naturais; relevo e; aspectos sociais. Para a infra-estrutura construída os critérios são: tipos de edificações e redes de infraestrutura já existentes (energia, água, esgoto, gás e comunicação); patrimônio histórico; acessos para período de obra e para operação e manutenção, usos atuais e futuros do entorno (residencial, comercial, parque, áreas de lazer no local e no entorno). Para as estruturas naturais os critérios são: fauna e flora nativa, preservação de APP ou de área com restrições legais de intervenções. Para o relevo os critérios são: análise topográfica, hidrológica e geotécnica, incluindo investigação de cota de inundação, águas subterrâneas e dinâmicas hidrogeológicas. Para os aspectos sociais, os critérios são: população que frequenta o local e população que poderá frequentar o entorno após a implantação do projeto; risco de vandalismo; possibilidade de redução da vulnerabilidade social e ambiental e ressignificação do entorno.

Os critérios para a caracterização do efluente (b), se dividem em qualitativa e quantitativa, seja este proveniente de drenagem, esgoto ou efluente. Para a avaliação quantitativa os critérios são: concentrações, cargas e vazões mínimas, médias e máximas. Os critérios da avaliação qualitativa devem ser avaliados os parâmetros verificados em equações de dimensionamento são a taxa de aplicação hidráulica superficial ($l/(m^2 \cdot d)$ ou $m^3/(m^2 \cdot d)$). Deve-se levar em conta e ponderar se é possível isolar o sistema ou se ele estará sujeito a eventuais inundações ou outros eventos críticos que possam interferir no funcionamento do sistema de forma temporária ou de forma comprometedora.

Os critérios para verificar a eficiência esperada para o tratamento (c) são: a taxa de aplicação orgânica superficial ($g/(m^2 \cdot d)$ em termos de DBO), o balanço de disponibilidade e consumo de oxigênio e parâmetros de qualidade como DBO, DQO, SS, NH_4^+ , N_{total} , P_{total} e coliformes termotolerantes (VON SPERLING E SEZERINO, 2018; PHILIPPI E SEZERINO, 2004).

Os critérios para disposição final do efluente tratado (d) são: verificação de outorga de direito de lançamento, em caso de lançamento em corpo receptor, ou parâmetros para infiltração no solo e estudo das condições para tal, ou ainda parâmetros a serem atingidos quando se deseja praticar reuso, por exemplo. Atendimento as legislações, regulações e normas técnicas orientativas.

Tais definições e discussões iniciais subsidiam o pré-dimensionamento e as definições a serem tomadas na etapa 2 de elaboração do pré-projeto.

Etapa 2: Elaboração e composição do pré-projeto

A elaboração do pré-projeto deve ser iniciada com o levantamento das configurações de *wetlands* construídos já referenciadas e com material técnico suficiente para posterior definição de qual modelo será adotado e para os cálculos de dimensionamento, com equações ou parâmetros de dimensionamento



recomendados em literatura ou já utilizados em experimentos de sucesso, sem excluir a possibilidade de utilizar combinações e definições outras, desde que justificadas.

Dentre as configurações, o primeiro critério a ser observado se refere a: identificação das condições do local com potencial de oferta de espaços de *wetlands* naturais ou formados a partir de ações antrópicas anteriores a serem adaptados e controlados ou se serão, efetivamente construídos leitos ou tanques. Os critérios para a configuração de um *wetland* construído são: determinação do tipo de fluxo hidráulico; tipo de distribuição; o regime hidráulico; o meio suporte; as formas de aeração e; as espécies vegetais a serem utilizadas.

Para o fluxo hidráulico existem dois critérios de decisão: pode ser vertical descendente ou ascendente; livre, apenas percolando o meio suporte; saturado, com a cota de água inferior à cota do meio suporte; horizontal, nesse caso saturado; ou híbrido, ou seja, uma mescla entre regime vertical e horizontal. Estão relacionadas à definição do fluxo hidráulico, as cotas de entrada e saída do sistema, a presença ou não de meio filtrante e a relação entre a cota de água dentro do Sistema e a cota da superfície do meio filtrante.

A distribuição hidráulica pode ser superficial, instalada acima ou encima do meio suporte, composta por rede de distribuição e aspersores ou registros, ou pode ser subsuperficial, composta por rede de distribuição mais elaborada, caso o fluxo seja vertical, ou menos elaboradas, caso o fluxo seja horizontal ou híbrido. O regime hidráulico pode ser de lâmina livre, de escoamento livre ou saturado, com alimentação contínua ou em bateladas. O meio suporte pode ser de pedra brita e areia, em granulometrias específicas definidas e recomendadas, ou outros materiais alternativos a serem estudados. O funcionamento do sistema pode ser aerado, anaeróbico ou anóxico. A aeração pode ser realizada de forma natural ou forçada, sendo esta última a partir da instalação de equipamentos de aeração eletromecânicos e componentes de controle e automação. As espécies vegetais podem ser macrófitas aquáticas flutuantes, emergentes ou submersas. Deve-se dar preferência às espécies nativas, adaptadas ao clima local, que apresentem boa capacidade de evapotranspiração e que demandem reduzida manutenção (podas ou replantio periódico).

Deve-se ainda definir os demais elementos e processos que farão parte do sistema de tratamento, enquadrando o *wetland* construído em um fluxograma composto por outros processos unitários a montante, incluindo tanque de equalização da vazão afluente, retenção de sólidos, resíduos e gorduras, sedimentação primária, e demais processos avançados para polimento do efluente, se for o caso.

Etapa 3: Detalhamento do projeto e elementos complementares

Na etapa de detalhamento, são elaborados os memoriais de cálculo, as verificações hidráulicas e de perda de carga, e os elementos gráficos de todas as unidades, processos e equipamentos que compõem o sistema, incluindo implantação, plantas, cortes e especificações técnicas de materiais e de equipamentos. Ao detalhar cada processo, deve-se considerar detalhes construtivos visando à adequada execução das atividades de rotina operacional, de manutenções preventivas e corretivas, manobras hidráulicas, entre outros aspectos pertinentes que podem influenciar a operação do sistema.

Nessa etapa de detalhamento do projeto, convém ainda interpretar se há comunidade do entorno com potencial relação direta ou indireta com o sistema, dependendo da interação desejada ou inerente ao local escolhido para implantação. Assim, pode-se verificar a população e a sociedade como elemento de interação, principalmente se o sistema objetiva melhoria da qualidade de rios urbanos, sendo possível incluir elementos de sensibilização ambiental e de integração do indivíduo com o sistema, complementando projetos relacionados à acessibilidade e paisagismo, por exemplo.



Além do memorial de dimensionamento e das peças gráficas, deve-se prever a elaboração do plano de obra e de instalações eletromecânicas e de equipamentos, do caderno de orçamento executivo, do cronograma de atividades para execução da obra, do manual de operação e manutenção do sistema e das estimativas de custos de operação e manutenção e do plano de monitoramento do sistema.

Etapa 4: Execução e acompanhamento da obra

O acompanhamento da obra deve ser realizado pelos técnicos responsáveis de obra, com a supervisão dos responsáveis multidisciplinares pela elaboração do projeto, visando minimizar situações de divergência entre projeto e obra ou até mesmo solucionar dificuldades de obra eventualmente não previstas em projeto.

Deve-se atentar, principalmente para detalhes relacionados à construção e à impermeabilização dos tanques, à qualidade do material a ser utilizado como meio suporte, incluindo verificação da granulometria especificada, à qualidade e eficiência dos equipamentos para retenção de resíduos e gordura, equipamentos de recalque e sistema de distribuição da vazão afluyente, visando minimizar a ocorrência de dificuldades e problemas em fase de operação.

Etapa 5: Operação e manutenção do sistema

A operação inicial deve ser acompanhada obrigatoriamente pelos responsáveis multidisciplinares de projeto e de obra, visando assegurar o funcionamento do sistema. Em caso de dificuldades operacionais ou divergências do funcionamento em relação ao que se esperava, deve estar estabelecido o compromisso e a obrigação de estudar e realizar de adaptações e adequações assessoradas pelos projetistas e executadas pela construtora. Eventuais necessidades de adequações e correções de parâmetros de operação apresentados no manual de operação do sistema também devem ser realizadas nessa fase inicial.

Em se verificando que todas as condições atenderam o projeto e as especificações e detalhamentos de obra, deve-se obedecer o que consta no manual de operação e manutenção do sistema, realizando principalmente as atividades de manutenção preventiva previstas, visando minimizar dificuldades e problemas que possam resultar em manutenções corretivas e paradas não programadas do sistema.

Conclusões finais

O estudo elencou as variáveis a serem discutidas e definidas nas etapas de concepção, pré-projeto, e detalhamento do projeto, bem como variáveis relacionadas à obra, operação e manutenção, de forma a apresentar uma sequência de verificações como instrumento para subsidiar o planejamento e a implantação de sistemas *wetlands* construídos a serem empregados como solução para drenagem urbana ou para tratamento de esgoto, contribuindo para a evolução e convergência do setor do saneamento com a temática e os conceitos de *Blue and Green Infrastructure* (BGI), de Soluções baseadas na Natureza (SbN) e de cidades inteligentes, as “*smart cities*”.

References

- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O. e Von Sperling, M. (2017) Treatment Wetlands. *Biological Wastewater Treatment Series*. v.7, IWA Publishing.
- Von Sperling, M. e Sezerino, P. H. (2018). Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil – documento de consenso entre pesquisadores e praticantes. *Versão 1*.
- Platzer, C. (1999), Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. *Wat. Sci. Tech.* v40 n3 pp 257-263..
- Philipi, L.S. e Sezerino, P.H. (2004), Utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis. Ed. Do Autor.



“Utilização do Biocarvão como Meio Filtrante em um Sistema Wetland Vertical no Tratamento de Esgoto Bruto”

E. B. Rodrigues*, D. D. Silveira**, B. Renan**, S. Everton**, F. R. Lapolli**

* Eduardo B. Rodrigues. UDESC, Universidade do Estado de Santa Catarina, Campus Universitário, CEP 88520-000. Lages, SC, Brasil. Eduardo.rodrigues@udesc.br

**Daniele D. Silveira. UFSC, Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Universitário, Trindade, CEP 88040-900. Florianópolis, SC, Brasil. danidamasceno28@gmail.com

** Renan Bocasanta. UDESC, Universidade do Estado de Santa Catarina, Campus Universitário, Lages, CEP 88520-000. Lages, SC, Brasil. renansergioiboca@hotmail.com

** Everton Skoronski. UDESC, Universidade do Estado de Santa Catarina, Campus Universitário, Lages, CEP 88520-000. Lages, SC, Brasil. everton.skoronski@udesc.br

**Flávio R. Lapolli. UFSC, Universidade Federal de Santa Catarina, Campus Universitário, Trindade, CEP 88040-900. Florianópolis, SC, Brasil. f.lapolli@ens.ufsc.br

Abstract

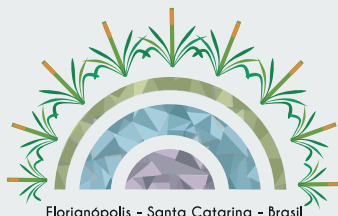
This work aimed to evaluate the efficiency in terms of removing organic matter and ammonia of a Wetland Vertical System fed with raw wastewater during the 3-day sequential feeding period after 3,5 days of rest. Additionally, the hydrodynamic behavior during the same period was evaluated. The filtering material used was the biochar from the combustion of vegetable biomass to generate electricity. The system was implemented in the Municipality of Lages-SC on Araucária Sewage Treatment Station. The efficiencies in terms of COD and ammonium removal during the three days of feeding were: 51%, 80%, 89.4%, and 91.8%, 84.4%, 64.7%, respectively. The system showed good removal efficiencies during the 3 days of feeding, reaching a peak of efficiency on the third day in terms of COD. Despite the decrease in ammonia removal efficiency on the third day of feeding, it still obtained good efficiency.

Keywords: Vertical System Wetland, Biochar, Raw Wastewater

Session Critérios de projeto, modelagem, inovação e melhorias operacionais do sistema.

Introdução

A maioria dos *Wetlands* Construídos Vertical – Sistema Francês (WCV-SF) são construídos de acordo com as diretrizes do sistema clássico (Molle et al, 2005), composto por dois estágios, sendo três módulos no primeiro e dois no segundo. No primeiro estágio o esgoto bruto é alimentado de forma intermitente durante um período de 3,5 dias em cada módulo, retomando a alimentação após 7 dias de descanso. Já no segundo estágio a alternância é de 7 dias de alimentação e 7 dias de descanso (Dotro *et. al* 2017). Ainda existe um grande campo de investigação no que se refere a melhores adaptações desses sistemas em condições climáticas específicas, materiais filtrantes alternativos locais e demais aspectos sociais de aceitação da comunidade local (Konnerup et al 2009; Zumalacarregui e Sperling, 2018). Em regiões de clima mais quente é possível que uma grande parcela da conversão dos poluentes ocorra já no primeiro estágio, o que possibilitaria uma redução para aproximadamente 60% da área do sistema convencional com dois estágios. Pesquisas desenvolvidas na avaliação de WCV-SF submetidos a condições de clima tropical, tem demonstrado resultados satisfatórios com apenas o primeiro estágio, atendendo padrões de lançamento para diferentes localidades (Prost-Boucle e Molle, 2012; Molle et al, 2015). No Brasil, pesquisas tem sido realizada, afim de reduzir o requisito de área, e conseqüentemente diminuir custos, utilizando apenas dois módulos do primeiro estágio em região de clima tropical. As condições operacionais e a qualidade do efluentes tratado tem apresentado uma solução atrativa para o tratamento



de esgotos de pequenas comunidades (Cota et al, 2011; Lana et al 2013; Zumalacarregui e Sperling, 2018; Trein et al 2019; Moraes et al 2019).

Nesse contexto, o presente trabalho objetivou avaliar o desempenho de um *Wetland* Vertical alimentado com esgoto bruto, utilizando o biocarvão como meio filtrante.

Material e Métodos

O experimento foi conduzido junto a uma das Estações de Tratamento de Esgotos operada pelo Município de Lages-SC, através da Secretaria Municipal de Água e Saneamento – SEMASA.

O Biocarvão utilizado como material filtrante é um resíduo proveniente de um lavador de gases de uma usina geradora de energia elétrica, localizada no Município de Lages, com capacidade de 28 MW, a partir da combustão de biomassa florestal submetida a uma temperatura de aproximadamente 900°C.

O monitoramento foi realizado a partir de coleta diária durante três dias de alimentação. O sistema iniciou sua operação no dia 06/09/2019 e a coleta das amostras foram realizadas nos dias 02, 03 e 04/12/2019, ou seja, após aproximadamente 3 meses de funcionamento.

As condições operacionais e o arranjo conceitual da unidade monitorada estão apresentadas na Tabela 1 e Figura 1 a seguir.

A macrófita utilizada na unidade é o *Eucalyptus Bentamii*, muito utilizado na região em função de sua rusticidade e resistência ao clima local. Outro fator que motivou sua utilização é o tipo de raiz pivotante que facilita sua estabilidade no biocarvão.

Tabela 1. Condições operacionais da unidade monitorada

Parâmetro	WVSF
Número de unidade	1
Área do filtro (m ²)	3,08
Profundidade do leito (m)	0,4
Vazão (m ³ /dia)	1,14
Ciclo (alimentação;repouso)	3,5:3,5
Número de pulsos/dia	12
Volume de cada pulso (L)	94,3
Taxa de aplicação hidráulica (m ³ /m ² .dia)	0,37
Taxa de aplicação hidráulica instantânea (m ³ /m ² .hora)	0,5

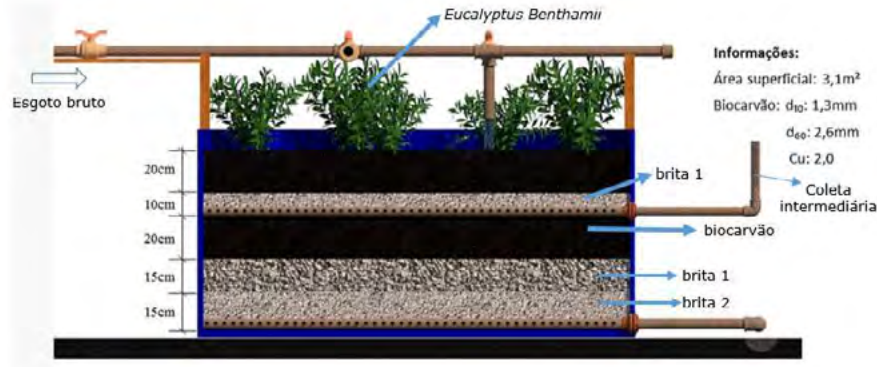


Figura 1. Arranjo conceitual da unidade monitorada

Resultados e Conclusões

A Tabela 2 mostra os valores de entrada e saída e a eficiência média de remoção para os parâmetros avaliados. No primeiro dia de alimentação a remoção da matéria orgânica em termos de DQO apresentou baixa eficiência em relação aos outros dias, apesar de ainda apresentar uma baixa concentração na saída. Esse fator ocorreu principalmente pelo fato de o sistema estar com a condutividade hidráulica elevada, ocorrendo a infiltração logo no ponto de alimentação, não ocorrendo o alagamento superficial desejado. Na figura 2 observa-se a grande diferença no perfil da variação da vazão no primeiro dia em relação aos demais, com um grande volume de água retido nos poros do material filtrante e uma variação muito sutil da vazão na saída do sistema.

A remoção do amônio foi bastante elevada com destaque para o primeiro dia de alimentação que chegou a 91,8% de eficiência, conforme a tabela 2. Como nesse dia a concentração de nitrato manteve-se inalterada, sugere-se que este íon tenha sido amplamente adsorvido no biocarvão. Nos demais dias a concentração de nitrato no efluente encontrou-se mais elevada, com destaque para o segundo dia com 20,5 mg/L e eficiência de 84,4%.

Trein *et. al.*, (2018) monitorou o primeiro estágio de um WCV-SF, operando com 2 módulo com 7 dias de alimentação e 7 dias de repouso cada. Após um monitoramento intensivo ao longo dos 7 dias de alimentação, obteve bons resultados em termos de remoção de DQO com média de 69%. Dos 58% de eficiência de remoção de NH_4^+ , 66% foi nitrificado sendo que a maior produção de N-NO_3^- ocorreram nos 3 primeiros dias, com maior predominância das condições aeróbias.

Tabela 2. Concentrações e eficiências de remoção de poluentes

Parâmetros	Monitoramento (dias)								
	1°			2°			3°		
	EB	Saída	Eficiência (%)	EB	Saída	Eficiência (%)	EB	Saída	Eficiência (%)
DQO (mg/L)	122,6	60	51,1	215,1	42,9	80	106,3	11,3	89,3
NH_4^+ (mg/L)	74,4	6,1	91,8	51,8	8,1	84,4	27,1	9,6	64,7
NO_3^- (mg/L)	0,5	0,5	'	0,5	20,5	'	0,5	10,5	'

*EB: Esgoto Bruto

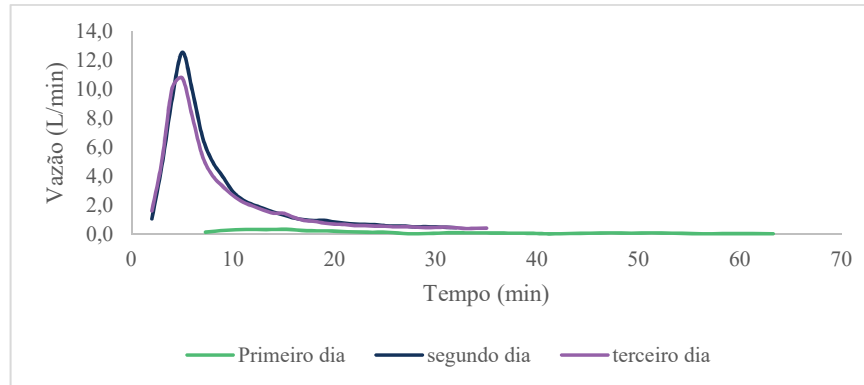


Figura 2. Perfil da variação da vazão efluente

Sumariamente, o sistema apresentou uma performance satisfatória com relação a eficiência de remoção de DQO e amônio, garantindo os padrões de lançamento do Estado de Santa Catarina. A simulação de apenas 2 módulos com um único estágio proporcionou uma redução de 60% da área em relação ao sistema convencional com 2 estágios, garantindo uma significativa redução de custos. O biocarvão se mostrou um material filtrante atrativo, pois não implica em custos, por ser um resíduo industrial. Além disso o biocarvão desempenhou boas condições para os processos biológicos atingindo 40% de conversão de amônio a nitrato no segundo dia de alimentação.

Referências

- Molle, P., Lombard Latune, R., Riegel, C., Lacombe, G., Esser, D., & Mangeot, L. (2015). French vertical-flow constructed wetland design: adaptations for tropical climates. *Water Science and Technology*, 71(10), 1516-1523.
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G., & Iwema, A. (2005). How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science and Technology*, 51(9), 11-21.
- KONNERUP, Dennis; KOOTTATEP, Thammarat; BRIX, Hans. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia. *Ecological engineering*, v. 35, n. 2, p. 248-257, 2009.
- GARCÍA ZUMALACARREGUI, Jorge A.; VON SPERLING, Marcos. Performance of the first stage of the French system of vertical flow constructed wetlands with only two units in parallel: influence of pulse time and instantaneous hydraulic loading rate. *Water Science and Technology*, v. 78, n. 4, p. 848-859, 2018.
- 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.
- PROST-BOUCLE, S.; MOLLE, P. Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: treatment limits and operation modes. *Ecological Engineering*, v. 43, p. 81-84, 2012.
- LANA, L. C. O.; MORAES, D. C.; VON SPERLING, M.; MORATO, M. L.; VASCONCELLOS, G. R.; PARAENSE, M. O.; MOREIRA, T. P. A. Performance of single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil. *Water Science & Technology*, vol. 68, p. 1599, 2013.
- Trein, C. M., Zumalacarregui, J. A. G., Moraes, M. A. D. A., & von Sperling, M. (2019). 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. *Water Science and Technology*, 80(2), 347-356.
- Moraes, M. A., García Zumalacarregui, J. A., Trein, C. M., Ferreira, V. V. M., & Von Sperling, M. (2019). Outflow dynamics in a French system of vertical wetlands operating with an extended feeding cycle. *Water Science and Technology*, 79(4), 699-708.
- TREIN, Camila Maria; ZUMALACARREGUI, Jorge Alejandro García; VON SPERLING, Marcos. Comportamento diário ao longo do período de alimentação do primeiro estágio do sistema francês de wetland vertical, em termos de remoção de matéria orgânica e amônia. *Tecno-Lógica*, v. 22, n. 1, p. 6-11, 2018.
- DOTRO, G.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; NIVALA, J.; PUIGAGUT, J.; STEIN, O.; VON SPERLING, M., Treatment Wetland. Volume 7. Biological Wastewater Treatment series, 2017. 154p.



Zeolita natural, saturación parcial y cambio en la altura, como estrategias a evaluar en Humedales Construidos de Flujo Vertical Subsuperficial

Correa, C.*; Valdés, H.**; Pérez, V.***; Gómez, R.***; Arias, C.****, Vera-Puerto, I.*

*Departamento de Obras Civiles, Universidad Católica del Maule, Talca, Chile, clcorrea@ucm.cl.

**Departamento de Computación e Industrias, Universidad Católica del Maule, Talca, Chile, hvaldes@ucm.cl.

***Escuela de Ingeniería en Construcción, Departamento de Obras Civiles, Universidad Católica del Maule, Talca, Chile, valerya_xyu@hotmail.com

***Escuela de Ingeniería en Construcción, Departamento de Obras Civiles, Universidad Católica del Maule, Talca, Chile, roberto.gomez@alu.ucm.cl

****Department of Biology - Aquatic Biology, Aarhus University, Ole Worms Allé 1, 8000 Aarhus C, Denmark, carlos.arias@bios.au.dk

*Departamento de Obras Civiles, Universidad Católica del Maule, Talca, Chile, ivera@ucm.cl

Resumen: El propósito de este trabajo es presentar el uso combinado de la zeolita natural como material de soporte, la saturación parcial, y el cambio de altura, en el comportamiento de un sistema de Humedales Construidos de Flujo Vertical Subsuperficial (HC-FVSS), enfocándose principalmente en la eliminación de Amonio y Fosfato, cuando se utilizan en el tratamiento de aguas residuales domésticas. Se construyeron 3 HC-FVSS clasificados como normales (sistema 1) y 3 HC-FVSS clasificados como modificados (sistema 2), cerca de Talca (Chile). Se utilizó la especie de planta *Schoenoplectus californicus* en todos los HC. Los sistemas fueron alimentados con agua residual doméstica efluente de una fosa séptica y operados a una carga hidráulica (CH) de 120 mm/día. La CH se distribuyó en 12 pulsos por día. La operación fue definida con períodos de 5 días de alimentación, y luego, 10 días de descanso. Además, esta operación se realizó en dos fases: a) Fase I, operación sin saturación en la parte inferior, y b) Fase II, saturación parcial de los sistemas modificados hasta una altura de 25 cm. Los resultados de la calidad del agua efluente mostraron que es factible reducir la altura de los HC-FVSS integrando zeolita natural en el fondo. Además, la saturación parcial tuvo un efecto positivo en la eliminación de NT, al aumentar en al menos un 20% la eliminación de este parámetro, respecto a la Fase I (sin saturación), y a su vez, respecto al HC-FVSS Normal en la misma Fase II. Finalmente, el uso de zeolita natural y la saturación parcial, no mostraron un efecto positivo en la eliminación de Fosfato y Fósforo Total. Por lo anterior, se puede concluir que se puede reducir la altura de un HC-FVSS, incorporando zeolita natural y saturar de forma parcial.

Palabras clave: Humedal construido de flujo vertical subsuperficial; Nutrientes; Zeolita.

Sesión – Criterios de proyecto, modelaje, innovación y mejoras operativas del sistema

Introducción

El Nitrógeno y Fósforo se caracterizan por estar presentes en el agua residual doméstica. Entre el 70 y 90% del Nitrógeno total es Amonio, y a su vez, el Fosfato representa la misma proporción respecto al Fósforo Total (Henze et al, 2002; Vera, 2012). Los excesos de Nitrógeno y Fósforo descargados al medio ambiente originan problemas de eutrofización en sistemas acuáticos de agua dulce (Vera, 2012). Por lo tanto, se hace necesario extraer del agua servida el exceso de estos nutrientes.

En los humedales construidos (HC), parte de la eliminación de Nitrógeno depende de la eficiencia de procesos biológicos como amonificación, nitrificación y desnitrificación (Stefanakis et al., 2014). En un medio aerobio, la acción de bacterias nitrificantes oxida el Nitrógeno amoniacal (NH_4^+ -N) a nitritos y nitros. Este medio aerobio se logra en Humedales construidos de flujo vertical subsuperficial (HC-FVSS). Los HC-FVSS presentan alturas que varían entre 0,35 m y 1,5 m; sin embargo, es más común utilizar alturas cercanas a 1,0 m (Brix y Arias, 2005). Además, se ha documentado que la mayor actividad bacteriana se produce en los primeros 0,2 m (medido de arriba hacia abajo) del humedal (Stefanakis et al., 2014). Por esta razón, se han propuesto alturas reducidas que han variado entre los 0,08 y 0,6 m (Taniguchi et al., 2009). Esta reducción de altura impactaría reduciendo los costos de implementación.

Por otro lado, las zeolitas naturales aumentan la eliminación de NH_4^+ -N por el intercambio iónico creado por la carga negativa en su superficie. Así, el uso de zeolita natural como medio de soporte en HC puede alcanzar eficiencias de eliminación de hasta un 70% (Wen et al., 2012). Además, las zeolitas naturales tienen la capacidad de adsorber Fósforo mediante el intercambio catiónico y precipitación. HC que han usado zeolita natural han logrado aumentar la eliminación de Fósforo hasta un 70% (Vera et al., 2014). En consecuencia, las zeolitas naturales se presentan como un medio de soporte potencial para humedales verticales, pero para su uso, se debe aumentar el tiempo de contacto con el agua residual. Una estrategia utilizada para incrementar este tiempo de contacto es la saturación parcial, la que, además sirve para generar condiciones para potenciar los procesos de desnitrificación. Así, la integración de un medio adsorbente como la zeolita natural y la saturación parcial, podría potenciar la eliminación conjunta de Amonio y Fósforo.

Por lo descrito, este trabajo presenta el comportamiento de un sistema de HC-FVSS para el tratamiento de aguas residuales domésticas, enfocándose en su capacidad para eliminar Amonio (NH_4^+) y Fósforo (PO_4^{3-}), cuando se combina un medio de soporte adsorbente como la zeolita natural, la saturación parcial, y se modifica la altura.

Materiales y Métodos

1. *Sistema experimental.* Se construyeron 3 HC-FVSS del tipo normal (sistema 1) y 3 HC-FVSS modificados (sistema 2) en una vivienda cerca de Talca (Chile). Todas las unidades experimentales fueron construidas con tubería de PVC de 200 mm. Los materiales y dimensiones del medio de soporte de cada HC pueden verse en la Figura 1. La planta utilizada para ambos sistemas fue la *Schoenoplectus californicus*, dado resultados previos de experimentación en Chile (Vera et al. 2014).

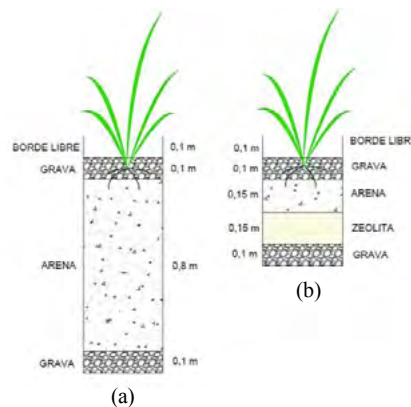


Figura 1. Esquema de HC-FVSS experimentados. a) HC-FVSS Normal; b) HC-FVSS modificado.

2. *Estrategia de operación y seguimiento.* Los HC fueron alimentados con agua residual doméstica efluente de una fosa séptica. La alimentación se hizo con una carga hidráulica (CH) de 120 mm/día. La CH se distribuyó en 12 pulsos por día. Se definieron 5 días de alimentación, y luego, 10 días de descanso. La operación fue dividida en dos fases de doce semanas cada una: a) Fase I, sin saturación en la parte inferior, y b) Fase II, saturación de los sistemas modificados hasta una altura de 0,25 m, que corresponde a una saturación parcial. Para evaluar la calidad del agua, se tomaron muestras de los influentes y efluentes cada dos semanas. Las muestras fueron analizadas en el laboratorio de calidad del agua de la Universidad Católica del Maule.

3. *Metodologías analíticas:* Los parámetros pH, Temperatura (T), Conductividad Eléctrica (CE), y Potencial de óxido reducción (ORP) fueron medidos con equipo multiparamétrico marca Hanna modelo HI 98194. Por su parte, la Demanda química de oxígeno (DQO), el Amonio (NH₄⁺), el Nitrato (NO₃⁻), el Nitrógeno total (NT), el Fosfato (PO₄⁻³), y el Fósforo total (PT), se midieron con fotómetro multiparamétrico marca Hanna modelo HI 83399 usando kits reactivos para su lectura (muestras filtradas, 0,6 µm). Los kits corresponden a procedimientos simplificados basados en APHA-AWWA-WEF (2017). Los Sólidos Suspendidos Totales (SST) fueron determinados gravimétricamente mediante filtración por membranas (0,6 µm) (APHA-AWWA-WEF, 2017).

Resultados

1. *Calidad del agua.* La Tabla 1 presenta las características del afluente utilizado en los sistemas experimentales. En general se corresponde con un agua residual doméstica típica (Vera et al., 2016).

Tabla 1. Características del agua residual doméstica utilizada. n=12

Parámetro	Unidad	Media ± Desviación estándar	Mínimo	Máximo
pH	Uni	7,8 ± 0,21	7,3	8,1
T	°C	13,8 ± 4,3	8,8	24,5
CE	µs/cm	977,8 ± 83,1	866	1125
ORP	mV	-180,7 ± 108,9	-321	+66,50
DQO	mg/L	186,1 ± 58,5	125	325
SST	mg/L	205,2 ± 228,3	30,5	658,3
NH ₄ ⁺	mg/L	53,9 ± 5,5	48	68,6
NO ₃ ⁻	mg/L	2,98 ± 1,9	0	4
NT	mg/L	50,1 ± 19,2	37,6	102,4
PO ₄ ⁻³	mg/L	27,8 ± 10,6	16	48
PT	mg/L	5,7 ± 2,2	2,5	9

De otro lado, respecto al pH, los efluentes a los dos sistemas oscilan entre 7,0 y 7,5, mientras que la Temperatura permanece estable respecto al afluente, al igual que la conductividad eléctrica. El ORP se incrementa a valores por sobre +100 mV en los efluentes a ambos sistemas, mostrando condiciones de degradación que se acercan a condiciones aeróbicas (>+300 mV) (Andrés et al., 2018). Por su parte, la Tabla 2 resume las eficiencias de eliminación alcanzadas en las dos fases de operación realizadas.

Tabla 1. Porcentaje de eliminación de parámetros por fase de operación

Parámetro	HC-FVSS Normal (%)		HC-FVSS modificado (%)	
	Fase I	Fase II	Fase I	Fase II
DQO	83,90 ± 7,65	65,06 ± 21,13	73,57 ± 10,67	60,87 ± 14,48
SST	97,05 ± 3,59	98,23 ± 0,99	89,48 ± 17,35	93,49 ± 3,78
NH ₄ ⁺	98,54 ± 0,91	95,83 ± 2,37	98,58 ± 0,86	97,13 ± 3,73
NT	23,87 ± 29,96	19,08 ± 33,27	35,28 ± 13,85	63,27 ± 33,14
PO ₄ ⁻³	80,64 ± 9,55	53,32 ± 20,00	61,84 ± 7,02	39,26 ± 25,88
PT	91,81 ± 3,89	62,88 ± 24,67	52,91 ± 19,01	44,64 ± 34,62

Los resultados de la Tabla 2 muestran que la eliminación de DQO decrece de la Fase I a la Fase II pero siempre supera el 60%. Por su parte, la eliminación de SST supera el 90%. Para estos dos parámetros, las eficiencias de eliminación estarían acordes con lo reportado por la literatura (Stefanakis et al., 2014).



En el caso del Amonio, la Tabla 2 muestra similitudes en la eliminación entre el sistema 1 (HC-FVSS Normal) y el sistema 2 (HC-FVSS modificado) para las dos fases evaluadas. Esto podría significar dos cosas, una, que se ratifica lo afirmado de una mayor actividad de degradación en los primeros 0,2 m, o dos, que la reducción de altura se compensa con la incorporación de zeolita natural en el fondo del HC-FVSS modificado. Por su parte, la eliminación de NT se incrementa por sobre el 50% cuando el sistema modificado se satura de forma parcial, mostrando un aumento de al menos un 20% respecto a la Fase I (sin saturación), y a su vez, respecto al HC-FVSS Normal en la misma Fase II. Este hecho se corrobora, ya que los valores de nitrato medidos en los efluentes, muestran que para el sistema modificado en la Fase II, la concentración efluente de nitrato se reduce en al menos 25 mg/L. Sin embargo, se destaca que la eliminación de NT posee una desviación estándar de casi el 50% del valor de la media, por lo que, si bien la saturación parcial ha tenido un efecto positivo en la eliminación de este parámetro, es probable que el sistema modificado en las doce semanas evaluadas aún no se haya estabilizado. Respecto a la eliminación de Fosfato y PT, está decrece de la Fase I a la Fase II, lo que se corresponde con una operación normal, ya que el sistema comienza a saturarse. Sin embargo, para la Fase II en el sistema modificado, no se observa un efecto positivo de la inclusión de la zeolita y la saturación, en la eliminación de estos dos parámetros.

Conclusiones

Los resultados de calidad del agua, por su similitud, sugieren que es posible reducir la altura de HC-FVSS incorporando zeolita natural en el fondo. Además, la capacidad de eliminación de Nitrógeno Total se vio favorecida por la saturación parcial. Sin embargo, la saturación parcial no tuvo un efecto positivo en la eliminación de Fosfato, pese a aumentar el tiempo de contacto con la zeolita natural.

Agradecimientos. Este proyecto fue financiado por UCM/VRIP/434212; ANID/FONDECYT/11180672 y ANID/PAI/MEC80170068. Además, los autores agradecen a Eduardo Lara y Daniel Pereira, por la construcción de los sistemas experimentales.

Referencias

- Andrés, E., Araya, F., Vera, I., Pozo, G., Vidal, G., 2018. Phosphate removal using zeolite in treatment wetlands under different oxidation-reduction potentials. *Ecol. Eng.* **117**, 18–27.
- APHA-AWWA-WEF (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater 20th edition. American Public Health Association, American Water Work Association, Water Environment Federation, Washington, DC.
- Brix, H., Arias, C. (2005). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. *Ecol. Eng.* **25**, 491–500.
- Henze, M., Harremoës, P., La Cour Jansen, J., Arvin, E. (2002). *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. 3rd ed. Heidelberg, Germany.
- Stefanakis, A., Akratos, C., Tsihrintzis, V. (2014). *Vertical flow constructed wetlands: Eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment*. 1st Edition. Elsevier Publishing, 378 p.
- Taniguchi, T., Nakano, K., Chiba, N., Nomura, M., Nishimura, O. (2009). Evaluation of extremely shallow vertical subsurface flow constructed wetland for nutrient removal. *Water Sci. Technol.* **59**, 295–301.
- Vera, I. (2012). *Análisis de funcionamiento y patrones asociativos de sistemas de tratamiento convencionales y naturales de aguas servidas para la eliminación de materia orgánica y nutrientes*. Tesis Doctoral, Centro de Cs. Ambientales EULA-Chile, Universidad de Concepción, Chile.
- Vera, I., Araya, F., Andrés, E., Sáez, K., Vidal, G. (2014). Enhanced phosphorus removal from sewage in mesocosm-scale constructed wetland using zeolite as medium and artificial aeration. *Environ. Technol.* **35**, 1639–1649.
- Vera, I., Jorquera, C., López, D., Vidal, G. (2016). Humedales construidos para tratamiento y reúso de aguas servidas en Chile: reflexiones. *Tecnol. y Ciencias del Agua* **7**, 19–35.
- Wen, Y., Xu, C., Liu, G., Chen, Y., Zhou, Q. (2012). Enhanced nitrogen removal reliability and efficiency in integrated constructed wetland microcosms using zeolite. *Front. Environ. Sci. Eng.* **6**, 140–147.



ASPECTOS CONSTRUTIVOS E OPERACIONAIS DE UM TANQUE DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO EM UMA RESIDÊNCIA UNIFAMILIAR

D. B. Teixeira¹, E. L. Machado², A. D. Benetti³, A. L. Rodríguez⁴, V. F. De Oliveira⁵, G. Colares⁶

¹Universidade Estadual do Rio Grande do Sul, daniel-teixeira@uergs.edu.br

²Universidade de Santa Cruz do Sul, enio@unisc.br

³Universidade Federal do Rio Grande do Sul, benetti@iph.ufrgs.br

⁴Universidade de Santa Cruz do Sul, val.fiuza.deoliveira@gmail.com

⁵Universidade de Santa Cruz do Sul, adriane@unisc.br

⁶Universidade de Santa Cruz do Sul, gutuscs@hotmail.com

Resumo: Foram investigadas as etapas de dimensionamento, execução, operação e monitoramento de um Tanque de Evapotranspiração (TEVap) projetado em escala piloto, para tratamento das águas negras de uma residência unifamiliar, localizada em São Francisco de Paula, RS, Brasil. Foram consideradas as normas brasileiras consolidadas (NBR's: 7229/1993, 13969/1997 e 8160/1999) para projetar um sistema de tratamento individual para recebimento das águas cinzas (cozinha) e de lavagens (banhos, tanques e lava roupas). O TEVap foi projetado para um número de 06 pessoas possuindo 11,25m² (dimensões de 3x3,75m com h=1,2m) e preenchido com diferentes camadas de meio filtrante suporte: rachão (20cm), brita nº 1 (20cm), manta geotêxtil, areia grossa (20cm) e solo orgânico (30cm) para receber o plantio de *Alocasia macrorrhiza*. Essa planta é exótica, nativa da Ásia, mas adaptada a realidade local de clima, possuindo folhas largas, bom sistema radicular e altos índices de evapotranspiração. O TEVap em questão está em operação desde abril de 2017 e até o momento não ocorreram episódios de extravasamento. Os resultados analíticos demonstram as características do efluente bruto contido no interior do TEVap: pH 7,11, temperatura 18,7°C, condutividade 128 $\mu\text{S cm}^{-1}$, oxigênio dissolvido 2,5 mgL⁻¹, DBO_{5,20} 529 mgL⁻¹, fósforo total 53,4 mgL⁻¹, nitrogênio amoniacal 24,9 mgL⁻¹, sólidos suspensos 18190 mgL⁻¹, turbidez 531 NTU e coliformes termotolerantes 170000 NMP/100mL.

Palavras-chave: Esgoto doméstico urbano, Tanque de Evapotranspiração, Residência unifamiliar, Tratamento.

Sessão - Estudos de caso: aspectos econômicos, educacionais, culturais, paisagísticos e outros.

Introdução

O Tanque de Evapotranspiração (TEVap) é um tanque impermeabilizado, preenchido com diferentes camadas de material filtrante e plantado com diversas espécies vegetais utilizado para receber e tratar águas negras. Dentro do sistema ocorrem processos naturais de degradação da matéria orgânica, mineralização e absorção de nutrientes, além da evapotranspiração da água pelas plantas e pelo solo (GALBIATI, 2009).

Uma importante vantagem do sistema é propiciar a reciclagem de água e de nutrientes por meio da produção de biomassa e alimentos (PAMPLONA e VENTURI, 2004). Os benefícios da utilização de plantas para o tratamento de esgoto são: a qualidade do tratamento, o pouco investimento e sem a necessidade de muita manutenção, não possui uma degradação visual, não é utilizado produtos químicos e não é necessário a aplicação para polimento de efluentes como em outros sistemas de



tratamento (PAULO e BERNARDES, 2009). As plantas são parte fundamental do sistema e deve ser dada preferência a espécies de crescimento rápido e alta demanda por água (ALCOCER et al., 2015). Dentre as espécies mais recomendadas por Pamplona e Venturi (2004) estão: banana (*Musa sp*), mamão (*Carica papaya*), inhame (*Dioscorea spp*) e taioba (*Xanthosoma sagittifolium*). Além dessas, outras alimentares e ornamentais também podem ser utilizadas. A EMATER/FBB (2016) sugere apenas o plantio de espécies ornamentais como copo-de-leite (*Zantedeschia aethiopica*); maria sem-vergonha (*Impatiens walleriana*); lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*); caeté banana (*Heliconia farinosa*), junco (*Zizania bonariensis*) e beri (*Canna sp*). Alguns autores definem o TEVap como uma forma de *Wetland* (ALCOCER et al., 2015) enquanto outros a consideram um sistema mais complexo e completo que envolve um decantador-digestor, um filtro anaeróbio e uma zona de raízes (FUNASA, 2018).

Metodologia

Descrição da área de estudo

O presente estudo foi desenvolvido em uma residência unifamiliar construída em área periurbana adjacente ao município de São Francisco de Paula, RS, Brasil. De acordo com a classificação de Köppen, o clima predominante é do tipo C, mesotérmico subtropical, com temperatura média anual de 14 °C e as precipitações pluviométricas ultrapassando os 2100 mm anuais (IBGE, 2011).

Detalhes da tecnologia e dados de dimensionamento

Em relação a dimensionamento foi utilizada a Equação 1 para cálculo de dimensionamento da área do TEVap.

Equação 1: Cálculo de área requerida para instalação de um TEVap (Galbiatti, 2009).

$$A = \frac{n \cdot Q_d}{ET_0 \cdot k_{tevap} - P \cdot k_i}$$

Onde: A (m²) é a área superficial do tanque; n (pessoas) é o número médio de usuários do sistema; Q_d (ℓ.d⁻¹) é a vazão diária por pessoa de acordo com o tipo de descarga e o número de utilizações por pessoa por dia; k_{tevap} (mm.d⁻¹) é o coeficiente de evapotranspiração do tanque; ET₀ (mm.d⁻¹) é o coeficiente de evapotranspiração de referência média; P (mm.d⁻¹) é a pluviosidade média do local e k_i é o coeficiente de infiltração adotado que varia entre 0 a 1, conforme as condições da área onde será instalado o TEVap.

O sistema está dimensionado para suporte de 6 pessoas (n=6). Considerando que, em média, cada pessoa utilize o vaso sanitário cerca de 4 vezes por dia, estima-se um consumo médio *per capita* de 20 ℓ.d⁻¹ (Q_d). Para P adotou-se 5,75 mm.d⁻¹; para k_i o valor de 0,2; para ET₀ 4,36 mm.d⁻¹ e para k_{tevap} foi considerado o valor de 2,71. Aplicando os dados obtemos como resultado o valor de 11,25 m² de área superficial necessária. Considerando uma profundidade (h) de 1,20m de altura preenchida com meio filtrante suporte (rachão, brita, areia e solo orgânico), as dimensões finais do TEVap são de 3m largura, por 3,75m de comprimento e 1,20 m de profundidade. O tratamento de águas cinzas e de lavagens seguiu o preconizado nas normas brasileiras para dimensionamento de sistemas individuais (fossa-filtro-vala de infiltração). O fluxograma de configuração do sistema na íntegra está descrito na Figura 1.

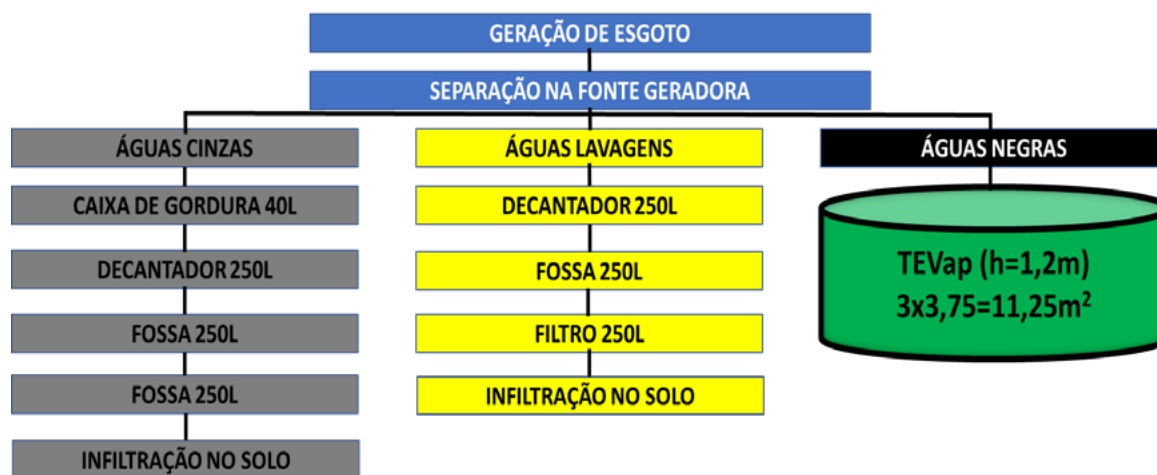


Figura 1: Fluxograma do tratamento adotado para águas cinzas, de lavagens e negras

Resultados e discussões

Aspectos construtivos

O sistema auxiliar teve sua estrutura concebida em bombonas de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) com volume de 250L cada. O TEVap teve sua estrutura concebida em alvenaria e seguiu-se o procedimento aceitável pela NBR 7229/97 para impermeabilização de laje inferior de fossa séptica. O TEVap foi preenchido com diferentes camadas de meio filtrante suporte totalizando 90cm de: rachão (20cm), brita nº 1 (20cm), areia grossa (20cm), solo orgânico (30cm) e camada livre (30cm), para posteriormente receber as plantas auxiliares no tratamento. Entre a camada de brita e areia foi utilizada uma manta geotêxtil para dar sustentação ao material de menor granulometria. As plantas selecionadas e que melhor se adaptaram no TEVap foram da espécie *Alocasia macrorrhiza*. O TEVap custou R\$ 3,800.00 contando nesse valor gastos com materiais e mão-de-obra.

Aspectos operacionais

Dentro da residência foram instalados dispositivos (ralos na cozinha e nos banheiros) que auxiliam em um pré-tratamento físico. A caixa de gordura contém cesto removível permitindo limpeza frequente. As caixas de descarga acopladas nas privadas são de duplo fluxo (3L e 6L). Na limpeza das privadas são utilizadas duchas higiênicas e escovas reduzindo o uso de químicos. Durante o período inicial de operação foi projetada uma cobertura, em lona plástica transparente, para desviar as precipitações pluviométricas. Essa adaptação garantiu a utilização da constante k_i de 0,2. O TEVap conta com canos de inspeção de 50 e 100mm permitindo o monitoramento do nível hidráulico e das condições físico-químicas e microbiológicas no interior do tanque e no subsolo em seu entorno.

Legislação Ambiental

Do ponto de vista legal não existe, ainda, regramento normatizado que contemple essa tecnologia ambiental emergente enquanto alternativa normatizada. Faltam diretrizes unificadas para balizar seu dimensionamento, licenciamento e aceitação por parte dos órgãos reguladores. O TEVap em questão foi aprovado enquanto sistema sanitário em abril de 2020, perante parecer nº143/2020 da Secretaria Municipal de Planejamento do município de São Francisco de Paula, RS, Brasil. Esse parecer permitiu a obtenção da Carta de Habite-se nº 2020/32 da residência unifamiliar.



Monitoramento ambiental

Os resultados analíticos (Tabela 1) demonstram que a poluição, medida principalmente na forma de parâmetros físico-químicos como oxigênio dissolvido, demanda bioquímica por oxigênio, turbidez, sólidos suspensos e condutividade e microbiológicos (coliformes termotolerantes), está confinada dentro do TEVap, indicando estanqueidade do sistema.

Tabela 1: Resultados para as águas negras coletadas dentro da câmara bioséptica do TEVap.

	Águas Negras
pH	7,11
T °C amostra	18,7
Condutividade ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	128
Oxigênio Dissolvido (mgL^{-1})	2,5
DBO _{5,20} (mgL^{-1})	529
Fósforo Total (mgL^{-1})	53,40
Nitrogênio Amoniacal (mgL^{-1})	124,9
Sólidos suspensos (mgL^{-1})	18190
Turbidez (NTU)	531
Coliformes Termotolerantes NMP/100mL	170000

Até o momento a performance do TEVap, do ponto de vista hidráulico e de confinamento da poluição, tem sido satisfatória pois não foram constatados episódios de extravasamento e, tão pouco, de vazamentos. Em locais com alta precipitação pluviométrica é necessário considerar uma cobertura para o TEVap. A investigação será aperfeiçoada com o estabelecimento do monitoramento ambiental (contínuo e frequente) dentro e no entorno do TEVap.

Referências

ALCOCER, J. C. A.; COSTA, J. M. F.; RAMOS, K. M.; DUARTE JUNIOR, A.; MOREIRA, K. DA S.; COAQUIRA, C. A. C.; GUIMARÃES, A. P.; DUARTE, J. B. F. Tratamento de esgoto doméstico de regiões rurais com tanques de evapotranspiração. **Revista SODEBRAS**. Volume 10, n.112, 2015. ISSN 1809-3957.

Emater/FBB - Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Minas Gerais. **Tecnologia social: Fossa Ecológica/ Tenvap**. Fundação Banco do Brasil, 14 p, 2016.

FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. Ministério da Saúde. **CataloSan: Catálogo de soluções sustentáveis de saneamento - gestão de efluentes domésticos**. Eds: Paulo, P.L.; Galbiati, A.F.; Magalhães, F.J.C. Brasília, 50 p., 2018.

GALBIATI, A. F. **Tratamento domiciliar de águas negras através de tanque de evapotranspiração**. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais), Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, MS, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Cidades@: São Francisco de Paula - Rio Grande do Sul, 2011 Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?11>>. Acesso em: 03 jan. 2021.

PAMPLONA, S.; VENTURI, M. Esgoto à flor da terra: sistema de evapotranspiração é solução simples, acessível e sustentável. **Permacultura Brasil: soluções ecológicas**. Ano VI, n. 16, 2004.

PAULO, L. P.; BERNARDES, F. S. Estudo de tanque de evapotranspiração para o tratamento domiciliar de águas negras. Mato Grosso do Sul: UFMS, 2009.



Assessment of nature based solutions and grey infrastructure for sewage treatment

G. Dotro*, G Brown*, B. Jefferson*

* Cranfield Water Science Institute, Cranfield University, Cranfield, Bedfordshire, MK43 0AL, g.c.dotro@cranfield.ac.uk

Abstract: Rural populations in many parts of the world still heavily rely on the use of septic tanks (ST) for the treatment of their domestic wastewater. Recent worldwide trends are tightening the environmental requirements for discharge from these systems in order to protect receiving soils and watercourses. This paper will present the results of an optioneering analysis performed for an example 100 population equivalent rural town in Scotland, for the upgrade of a ST system. The results show nature based solutions are able to deliver adequate effluent quality whilst delivering additional benefits including reduced carbon footprint, biodiversity, amenity, and contributing to the local socio-economic wellbeing.

Keywords: wetlands; optioneering; benefits

Session: Case studies

Introduction

Small, rural populations still heavily rely on basic technology for wastewater treatment in the form of septic tanks. To illustrate, in the US, there are an estimated 21 million septic tanks currently in operation (LaFonde 2015) whereas in Scotland an estimated 1,000 are owned and operated by the national utility provider Scottish Water. The latter represent only a fraction of all septic tanks in the country as many are for individual properties. Discharge of septic tank effluent is typically to land as infiltration fields, with standards aimed at ensuring the longevity of the field (i.e., preserving infiltration rates). In recent years, many environmental regulators have focused on encouraging the improvement of the quality of these discharges, as the impacts of small but numerous septic tanks has contributed to the degradation of the environment. In Scotland, the government has published a sector plan to transform water and wastewater management in the country with greater alignment to the UN's sustainable development goals (SEPA 2019). This study is an assessment of upgrading technology options that are suitable for these rural populations to deliver sustainable wastewater treatment and additional benefits to the communities where they operate.

Material and Methods

The study focused on an example 100 pe sewage works, currently served by a single septic tank and discharging to a water course. In terms of performance, the upgrade was assessed for three different scenarios: descriptive consent, 40/45/20, and 25/30/10 for BOD/TSS/NH₄, respectively. The flowsheets considered were: 1) anaerobic baffled reactor (ABR), 2) ABR+ vertical flow (VF) wetland, 3) ABR + VF + surface flow wetland (SF) 4) ABR + aerated horizontal flow wetland (AHF), 5) 2 stage "French" wetland (French VF), 6) primary settling + submerged aerated filters (SAFs) + secondary settling as benchmark. Treatment performance and sizing of each unit process were based on recommended literature values, assuming a typical composition for 1 pe of 60g BOD, 80g TSS, 7.5g NH₄-N, 12g TN, 2.5g TP per day. Whole life cost analysis was performed comprising capital and operational costs, with a Net Present Value (NPV) assuming 40-year life and a 7% discount rate. Costs for the different technologies were based on multiple sources, including direct quotes from suppliers and purchase of stand-alone components.

Results and Conclusions

Results showed the upgrade from a ST to an ABR for a descriptive consent could result in a carbon footprint saving of over 80% solely based on the operational carbon associated with the removal of sludge operations

(Figure 1.1). A greater carbon saving could be achieved by employing the first stage of a French VF wetland as primary treatment, if the land is available to accommodate 1.2 m²/pe (French VF) versus 0.5 m²/pe (ABR). For sites with a numeric consent, the wetland flowsheets have significantly lower whole life cost compared to a SAF, with an estimated saving of 60% whilst delivering a similar quality of effluent. The tradeoffs are typical energy inputs in exchange for land requirements. Where land is available and the local community is involved, the inclusion of a tertiary SF wetland results in an insignificant addition to the overall WLC of the flowsheet whilst providing additional ecosystem services, namely, biodiversity, amenity and education, as well as potentially incorporating biomass production and flow attenuation benefits. Nature based solutions are ideally placed for enhancing rural communities' environmental footprint whilst nurturing stewardship and contributing to social wellbeing. A demonstration scale flowsheet is under development for Scottish Water based on the analysis and vision outlined in this paper. The potential to contribute to the local economy by capturing methane, co-digestion and using biomass crops will be included to maximize the benefits of the NBS flowsheet.

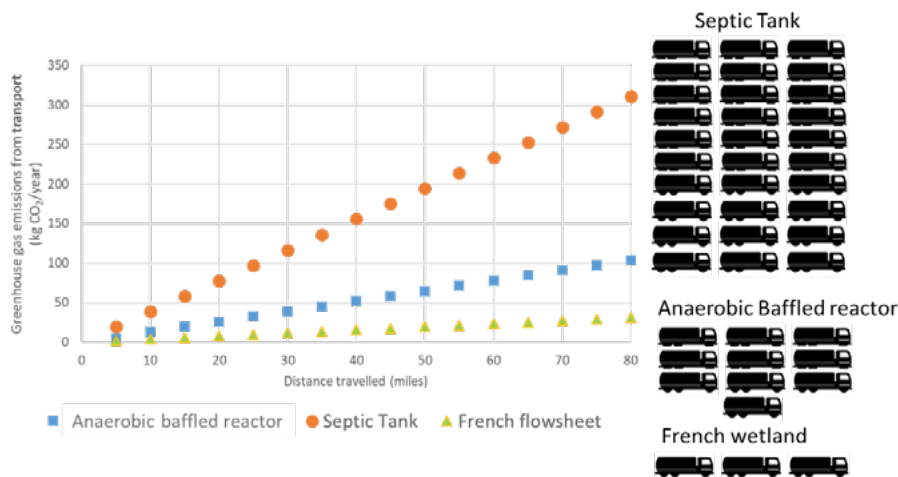


Figure 1.1 Comparison of carbon footprint associated with sludge removal for three primary treatment flowsheets

References

LaFonde, K. (2015). Infographic: America's septic systems. Article published online (accessed 7/12/2019): <https://www.circleofblue.org/2015/world/infographic-americas-septic-systems/>

SEPA. (2019). *Water Supply and Waste Water Sector Plan*. Report of the Scottish Environmental Protection Agency. SEPA, Scotland.



Avaliação econômica comparativa entre wetlands construídos e tecnologias normatizadas no Brasil aplicados para o tratamento descentralizado de esgoto

A. K. Schroeder*, L. D. Pereira**, L. Walzburiech***, P. H. Sezerino****

Universidade Federal de Santa Catarina –UFSC, Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD, Florianópolis, Brasil.

* kemptamanda@hotmail.com

** dusiluciane@gmail.com

***lari.walzburiech@gmail.com

**** pablo.sezerino@ufsc.br

Resumo: O objetivo deste estudo foi realizar uma comparação entre tecnologias normatizadas no Brasil e não normatizadas do tipo wetlands construídos (WC) empregadas no tratamento descentralizado de esgoto em pequenas comunidades. Para essa comparação considerou-se a área requerida, os custos de construção (CAPEX) e os custos de operação e manutenção (OPEX), com base em um cenário populacional de 150 habitantes. As tecnologias estudadas foram: filtro anaeróbio (FAN), lodo ativado em batelada (LAB) e outras três modalidades de WC: de fluxo vertical (WCV), de fluxo horizontal (WCH) e a combinação do fluxo vertical com horizontal, formando um sistema híbrido (SH). Os resultados indicaram que o SH é a tecnologia com maior demanda por área superficial (3,73 m²/hab), seguido pelo WCV e WCH (ambos com 2,10 m²/hab). O FAN e o LAB foram as tecnologias que apresentaram a menor exigência por área (ambos com 0,09 m²/hab). Com relação ao CAPEX, o menor valor foi atribuído ao FAN (R\$ 80/hab), seguido dos WCH, LAB, WCV e SH, respectivamente. Já para o OPEX, o WCH apresentou o menor valor anual (R\$ 7,4/hab) e o LAB o maior (R\$ 118/hab). Numa breve comparação entre as tecnologias, a soma do CAPEX e OPEX para um horizonte de 15 anos indica que, ao final desse período, o LAB reúne as maiores despesas, valor esse 7,5 vezes maior do que os custos totais para a tecnologia mais barata (FAN). O WCH apresentou uma despesa cerca de 1,6 vezes maior do que o FAN, ao final dos 15 anos.

Palavras-chave: Custo de Construção; Custo de Operação e Manutenção; Tecnologias de Tratamento.

Estudos de caso: aspectos econômico, educacionais, culturais, paisagísticos e outros

Introdução

A decisão sobre a tecnologia de tratamento de esgoto a ser adotada deve derivar de um equilíbrio entre critérios técnicos e econômicos. Esses critérios podem ser atribuídos para que a seleção realmente leve à alternativa mais adequada para o sistema em análise. Não existem fórmulas generalizadas para isso, sendo essencial a aplicação do senso comum e experiência técnica na análise (Von Sperling, 2007).

Em países desenvolvidos a eficiência, confiabilidade, disposição do lodo e requisito de terra aparecem como aspectos críticos na seleção do sistema de tratamento. Enquanto que, para os países em desenvolvimento, como é o caso do Brasil, o custo de construção e operação estão entre os principais aspectos nessa seleção (Von Sperling, 2007).

Nesse contexto, o presente estudo teve como objetivo realizar uma análise comparativa da área requerida e dos custos relativos à construção, operação e manutenção, entre as tecnologias normatizadas no Brasil e não normatizadas do tipo wetlands construídos, como alternativas ao tratamento descentralizado de esgoto em pequenas comunidades.

Material e Métodos

No presente estudo, foram analisadas 5 tecnologias de tratamento empregadas a nível secundário e/ou superior. Dessas, duas são tecnologias normatizadas aplicáveis em todo o território brasileiro: filtro

anaeróbico (FAN) e lodo ativado em batelada (LAB). As outras correspondem a três modalidades diferentes de wetlands construídos (WC), quais foram: de fluxo vertical (WCV), de fluxo horizontal (WCH) e a combinação do fluxo vertical com horizontal, formando o sistema híbrido (SH).

A comparação entre as tecnologias foi realizada com base na análise da exigência por área, custo de construção (CAPEX – *capital expenditure*) e custo de operação e manutenção (OPEX – *operational expenditure*). O dimensionamento das unidades de tratamento seguiu as recomendações da NBR 13.969/97 (ABNT, 1997) para o FAN e LAB, e da edição especial do Boletim Wetlands Brasil (Von Sperling e Sezerino, 2018) para os módulos de WC. O CAPEX e OPEX foram levantados com base no Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI), empregado em todo o Brasil e referente ao mês de julho de 2019, e quando os itens não constavam nesse documento, foram realizados orçamentos em fornecedores de materiais ou empresas prestadoras de serviços. Na Tabela 1.1 apresentam-se os itens considerados para levantamento do CAPEX e OPEX.

Tabela 1.1 Especificação dos itens que compõem o CAPEX e OPEX das tecnologias estudadas.

ITENS PARA LEVANTAMENTO		WCH	WCV	SH	FAN	LAB	
CAPEX	MATERIAIS	Material filtrante	✓	✓	✓	✓	
		Tubulações e acessórios para conexão	✓	✓	✓	✓	
		Plantas	✓	✓	✓		
		Manta termoplástica PEAD	✓	✓	✓		
		Tijolos, argamassa com impermeabilizante, concreto, pedra britada, aço, fôrmas				✓	✓
		Reservatório ¹		✓	✓		✓
	EQUIPAMENTOS	Bombas submersíveis		✓	✓		✓
		Aerador submersível					✓
	MAQUINÁRIOS	Retroescavadeira	✓	✓	✓	✓	✓
		Betoneira				✓	✓
SERVIÇO	Mão de obra	✓	✓	✓	✓	✓	
	Instalação de equipamentos ²		✓	✓		✓	
OPEX	OPERADOR PARA O SISTEMA	✓	✓	✓		✓	
	GASTO COM ENERGIA		✓	✓		✓	
	REMOÇÃO DE LODO				✓	✓	
	CONSRTO DE EQUIPAMENTOS		✓	✓		✓	

¹ Considerou-se os reservatórios de armazenamento do afluente no WCV, SH e LAB, bem como reservatório de lodo excedente no LAB.

² Para o LAB foi orçado além da instalação das bombas submersíveis e aerador, todo o sistema de automação para operação.

Para padronizar o dimensionamento em todos os casos, considerou-se como população de projeto 150 habitantes, residências de padrão médio e uma vida útil de 15 anos para todos os sistemas. Além disso, outras importantes especificações de projeto foram adotadas:

- Para os WC considerou-se que sua construção se dá a partir da escavação e impermeabilização do solo, sem construção de alvenaria. Já para as tecnologias normatizadas, adotou-se o modo de construção com alvenaria em concreto;
- Para os WCV considerou-se a estratégia operacional de $\frac{3}{4}$ em operação e $\frac{1}{4}$ em descanso;
- Para o WCH considerou-se apenas um módulo em operação, sem prever alternância de uso;
- Para a operação do LAB considerou-se um único tanque reator, onde ocorrem as fases de enchimento, reação, sedimentação, descarte e repouso, de modo cíclico;
- Para o WCV e SH foram previstas bombas submersíveis visando garantir a alimentação intermitente, exigida nesses sistemas. Para o LAB, além da bomba hidráulica para alimentação em bateladas, também foram considerados: um aerador submersível e duas bombas submersíveis, uma para retirada do efluente tratado e outra para remoção do lodo excedente.



Resultados e Conclusões

Na Tabela 1.2 apresentam-se as áreas superficiais, os volumes, a relação da área e do volume por habitantes para as diferentes tecnologias de tratamento. Para os sistemas que operam com alternância de módulos, tais valores correspondem a soma da parcela em operação e da parcela em descanso.

Tabela 1.2 Relativização de área e volume das diferentes tecnologias empregadas no tratamento de esgoto pós reator primário para um equivalente populacional de 150 habitantes.

Tecnologia	Área superficial	Volume útil	Área/habitante	Volume útil/habitante
WCH	315,00 m ²	283,50 m ³	2,10 m ² /hab	1,89 m ³ /hab
WCV	315,00 m ²	236,25 m ³	2,10 m ² /hab	1,58 m ³ /hab
SH	558,75 m ²	382,50 m ³	3,73 m ² /hab	2,55 m ³ /hab
FAN	13,00 m ²	15,60 m ³	0,09 m ² /hab	0,10 m ³ /hab
LAB	13,00 m ²	39,00 m ³	0,09 m ² /hab	0,26 m ³ /hab

A maior exigência por área superficial foi para o SH, e em segundo lugar para o WCV e WCH. Esse resultado já era esperado, tendo em vista que os WC são tecnologias extensivas ao exigirem grande área para sua construção, diferentemente do LAB e FAN, que são tecnologias com pouca área requerida.

Na Tabela 1.3 são apresentados os valores de CAPEX e OPEX levantados para cada uma das cinco tecnologias analisadas.

Tabela 1.3 CAPEX e OPEX para as tecnologias estudadas e empregadas no tratamento de esgoto de uma comunidade com equivalente populacional de 150 pessoas, para a realidade de mercado brasileiro e sob um horizonte de projeto de 15 anos.

Itens para levantamento do custo		WCH	WCV	SH	FAN	LAB
CAPEX	Materiais	R\$ 38.841,15	R\$ 39.794,27	R\$ 62.801,70	R\$ 7.185,60	R\$ 12.380,37
	Equipamentos	-	R\$ 6.944,46	R\$ 6.944,46	-	R\$ 18.309,28
	Maquinários	R\$ 5.165,06	R\$ 4.621,37	R\$ 7.356,00	R\$ 603,14	R\$ 983,92
	Serviços	R\$ 4.842,85	R\$ 14.130,71	R\$ 17.325,66	R\$ 4.304,03	R\$ 18.676,64
	CAPEX TOTAL	R\$ 48.849,06	R\$ 65.490,80	R\$ 94.427,82	R\$ 12.092,77	R\$ 50.350,21
OPEX (Anual)	Gasto energético ¹	-	R\$ 113,58	R\$ 113,58	-	R\$ 3.360,24
	Remoção de lodo ²	-	-	-	R\$ 2.000,00	R\$ 5.040,00
	Operador para sistema ³	R\$ 1.112,16	R\$ 2.224,32	R\$ 2.224,32	-	R\$ 8.897,28
	Conserto de equipamento ⁴	-	R\$ 173,61	R\$ 173,61	-	R\$ 457,73
	OPEX TOTAL	R\$ 1.112,16	R\$ 2.511,51	R\$ 2.511,51	R\$ 2.000,00	R\$ 17.755,25

¹ Valores de tarifa de energia e tributos brasileiros referentes ao mês de julho de 2019, divulgados pela CELESC (2019).

² Valores orçados por empresa prestadora do serviço de remoção de lodo no sul do Brasil.

³ Valores levantados considerando o custo da hora de um técnico de engenharia no Brasil (R\$23,17/hora, conforme SINAPI) e a frequência de operação mensal para o WCH; quinzenal para WCV e SH; e de 2x por semana para o LAB. Tais frequências foram adotadas com base na literatura e pesquisa em empresas que operam esses sistemas.

⁴ Correspondente a 2,5%, ao ano, do custo de aquisição (Van Haandel e Van Der Lubbe, 2012).

Apesar de se estabelecer que os WC são tecnologias com baixo custo de construção, neste estudo e nesta escala de aplicação constatou-se que o WCH apresentou CAPEX semelhantes ao LAB, sendo que o WCV e SH apresentaram custos ainda mais elevados. O alto CAPEX para o WC está atrelado ao elevado requisito de área construtiva e, conseqüentemente, a grande quantidade de materiais necessários. Observa-se na composição do CAPEX para os WC, o elevado custo com materiais e maquinários, principalmente quando comparado ao FAN e LAB que requerem pouca área. Por isso, apesar dos WC apresentarem os menores custos por metro quadrado construído (variando de 150 a 200 reais por m² para os WC, R\$ 930/m² para o FAN e R\$3.873/m² para o LAB), como são tecnologias extensivas em área,

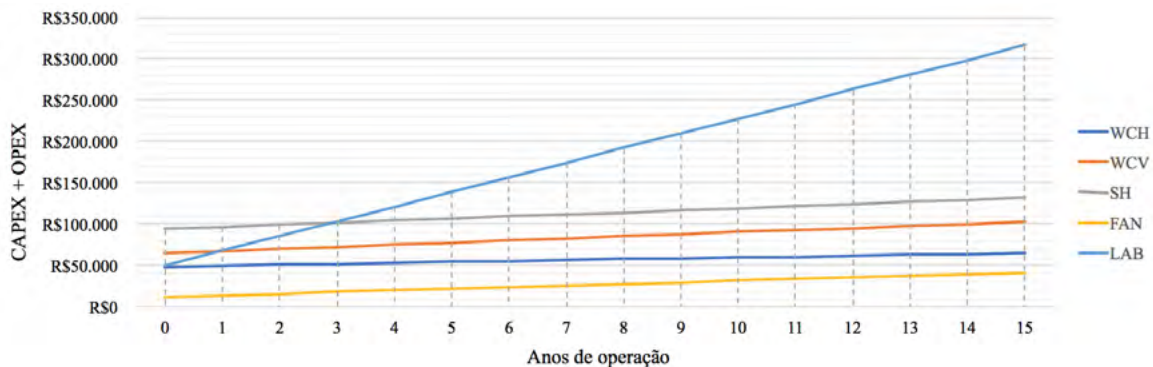


acabam resultando em custos totais para construção mais elevados. Essa mesma lógica pode ser utilizada para justificar o resultado do FAN ser a tecnologia com o menor CAPEX, uma vez que apresenta baixo requisito de área aliado à simplicidade de construção.

Na avaliação do OPEX, observa-se que apesar do FAN ser reconhecido por apresentar baixíssimo requisito operacional, sendo necessário apenas proceder com a remoção do lodo entre períodos de 4 a 6 meses (Campos, 1999), foi o WCH que apresentou os menores custos relacionados à operação e manutenção. E como já era esperado, em função do maior grau de complexidade atrelado a automação do sistema, o LAB obteve o maior OPEX, com valor de 15 vezes maior do que o OPEX do WCH.

Numa avaliação para o horizonte de 15 anos de operação dos sistemas, considerando a soma dos valores de CAPEX e OPEX anuais, e desconsiderando qualquer avaliação econômica mais aprofundada (Gráfico 1.1), observa-se que: a partir do terceiro ano, o LAB passa a ser a tecnologia com as maiores despesas totais. Ao final dos 15 anos, a soma do CAPEX e OPEX resulta para o LAB um montante de 7,5 vezes maior do que esses mesmos custos para o FAN, a tecnologia mais barata. Na comparação do LAB com as demais modalidades de WC, ao final da vida útil dos sistemas, o LAB apresenta uma despesa cerca de 4,8; 3,1 e 2,4 vezes maior do que o WCH, WCV e SH, respectivamente. É importante ressaltar que o WCH foi a segunda tecnologia com o menor custo total, valor esse cerca de 1,6 vezes maior do que o FAN, aspecto que deve ser ponderado considerando a robustez do sistema e a não geração de lodo secundário no WC. Além disso, essa avaliação demonstra o quão importante é considerar o OPEX no momento da escolha de uma tecnologia, a partir de uma análise econômica.

Gráfico 1.1 Valores de CAPEX + OPEX para as tecnologias estudadas e empregadas no tratamento de esgoto de uma comunidade com equivalente populacional de 150 pessoas, para a realidade brasileira e sob horizonte de projeto de 15 anos.



Referências

- ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. (1997), NBR 13969. *Tanques Sépticos – Unidade de Tratamento Complementar e Disposição Final de Efluentes Líquidos – Projeto e Construção*. Rio de Janeiro: ABNT. 60p.
- CAMPOS, J. R. (1999), *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo*. José Roberto Campos (coordenador). Programa de Pesquisa em Saneamento Básico – PROSAB. Rio de Janeiro: ABES. 464 p.
- CELESC – Centrais Elétricas de Santa Catarina. (2019), *Tarifas e taxas de energia*. Disponível em: <https://www.celeesc.com.br/tarifas-de-energia#tarifas-vigentes>. Acesso: 16 out. 2019.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2019), *Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil*. Disponível em: <https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/precos/sinapi/>. Acesso: 28 jan. 2019.
- van Haandel, A. C.; Van Der Lubbe, J. G. M. (2012), *Handbook biological waste water treatment: design and optimization of activated sludge systems*. 2. ed. Londres: IWA Publishing of Alliance House. 818 p.
- von Sperling, M.; Sezerino, P.H. (2018), *Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil*. *Boletim Wetlands Brasil*, Edição Especial. 65 p. Disponível em: <http://gesad.ufsc.br/boletins/>. Acesso: 30 jan. 2018.
- von Sperling, M. (2007), *Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal*. Biological Wastewater Treatment Series, v. 1. IWA Publishing. 306p.



Constructed Wetlands in Latin America and the Caribbean; a summary of experience during the last decade

The title should be clear and concise: please do not to use more than two lines and if possible, limit the title to 100 characters. Make sure you avoid using special characters; these will not display correctly.

The maximal length of your Extended Abstract is **4 pages**.

M. Rodríguez-Domínguez*, **C. Arias****, **D. Konnerup**** **H. Brix****

* Department of Biology, Aarhus University; mard@bios.au.dk

**Department of Biology, and WATEC Aarhus University Centre for Water Technology; carlos.arias@bios.au.dk

** Department of Biology, and WATEC Aarhus University Centre for Water Technology, Aarhus University; hans.brix@bios.au.dk

**Aarhus Institute of Advanced Studies, Aarhus University; dennis.konnerup@aias.au.dk

Abstract: This review aims to bring an accurate report of the state of the art and coverage of Constructed Wetlands technology in the Latin American and Caribe region. The study is not limited to national and local conditions, but with a broader view, bringing updated and summarized information, that can be used as a model for the implementation of the technology through the different countries of the region. The study presents 193 experiences from 20 different countries found in 168 reviewed documents. The reviewed systems were analyzed thoroughly, including building characteristics and performance. According to the data, HSSFWs are the most CW technology reported in the region (62%), the second corresponds to FWS (17%), then VF systems (9%), follows ICW (8%), and finally French System (4%). Regarding plant species used for CW in the LAC region, 114 different plant species were reported.

Keywords: State-of-the-art, Latin-America-and-Caribbean, Constructed-Wetlands-Technologies. **Introduction**

Introduction

Latin America and the Caribbean region (LAC) is located in the American Continent, composed of 48 countries; 14 in continental South America, 8 in Central America, and 26 islands in the Caribbean [(UN, 2018)]. According to FAO, (2017), the region has a surface of approx. 21,069,500 km² (14% of the world surface) being the most urbanized region in the world, producing in the urban settlements, more than 30 km³ of wastewater each year. UNEP (2016) estimates the pollution in rivers and freshwater in the region has increased since 1990, up to one-third of rivers in the region, and one-seventh of the length of them.

Constructed Wetlands (CW) are a proven effective technology for treating wastewaters, mitigating climate change and resource recovery (Casas Ledón, et. al., 2017). Thus, CW are affordable and a sustainable solution for wastewater treatment needs in LAC. CW technology is known for its robustness, affordability, and low operation and maintenance costs, while capable of removing pollutants from waters and producing effluents that can meet local stringent discharge standards (Brix, et. al., 2005, Toro-Vélez et al., 2016, Wu et al., 2018, and Vymazal, 2014).



However, there seems to be a gap between the current use of constructed wetlands and other technologies since the use of CW seems to be trailing behind [Zurita, et. al., 2008]. According to Noyola, et.al., (2012), Constructed Wetlands (CW) in LAC only treat around 0.22% of the total wastewater flow in the region. It means that, the use of it in the LAC region has been slow and not widely spread.

This review aims at bringing an accurate report of the state of the art of the CW in the LAC region with a broader view, bringing updated and enough information, to provide an inventory of the technology throughout the LAC region.

Material and Methods

The selected countries for the review are the ones the United Nations (2018) consider to be a part of the Caribbean, Central and South-American region (constituted by 48 countries; 14 in South America, 8 in Central America and 26 in the Caribbean), listed then:

Anguilla, Belize, Argentina, Antigua and Barbuda, Costa Rica, Bolivia (Plurinational State of), Aruba, El Salvador, Brazil, Bahamas, Guatemala, Chile, Barbados, Honduras, Colombia, British Virgin Islands, Mexico, Ecuador, Caribbean Netherlands, Nicaragua, Falkland Islands (Malvinas), Cayman Islands, Panama, French Guiana, Cuba, Guyana, Curacao, Paraguay, Dominica, Peru, Dominican Republic, Suriname, Grenada, Uruguay, Guadeloupe, Venezuela (Bolivarian Rep. of), Haiti, Jamaica, Martinique, Montserrat, Puerto Rico, Saint Kitts and Nevis, Saint Lucia, Saint Vincent and the Grenadines, Saint Maarten (Dutch part), Trinidad and Tobago, Turks and Caicos Islands, and United States Virgin Islands.

The report is based on 186 articles found in www.scopus.com using keywords “constructed”, “wetlands,” “reed bed,” “bio garden,” “humedales construidos” “root method,” “phytoremediation” combined with the “name” of each country, and limited to publications between 2009 and 2019.

Additionally, CWs' information was gathered and analyzed, using local reports and non-published information obtained directly from the scientific community in the LAC's members of the Pan-American CW Network (HUPANAM).

The extracted information from then analyzed documents included:

- Location
- Design capacity of the whole system.
- Operational status.
- Type of technology.
- Location.
- Surface area.
- Organic Load Rate (based on BOD₅)
- BOD₅ concentration in the inlet and the outlet.
- TN concentration in the inlet and the outlet.
- TP concentration in the inlet and the outlet.

Please include a brief description of the methods/techniques used (the principles of these methods should not be described if readers can be directed to easily accessible references or standard texts).

Results and Conclusions

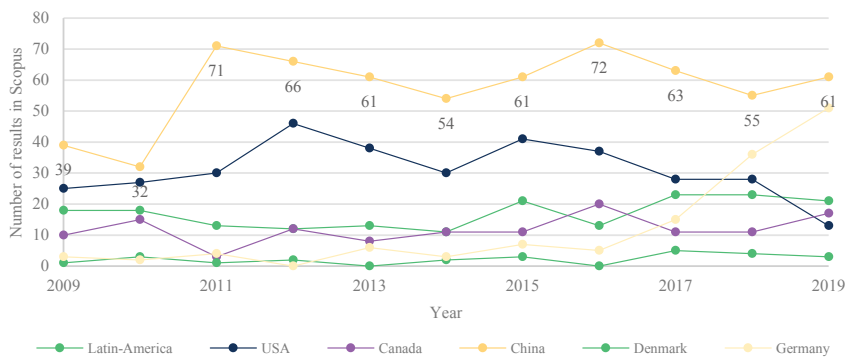


Figure 1. Comparison between the number of showed results in Scopus between LAC and other countries of the world for the words “constructed” “wetland” in the period between 2009 and 2019.

This section should summarise clearly the experimental results obtained or the major outcomes of the performed study.

Mexico leads the number of published reports with 209 systems, spread through 32 states; including “active and “non active” systems. From the rest of the region 193 experiences were analyzed, extracted from the 168 reviewed documents covering 20 countries

According to the data, HSSFWs CW are the most common technology used in the region (62%), the second corresponds to FWS (17%), then VF systems (9%), follows ICW (8%), and French System (4%). Furthermore, from the reviewed information, a list of 114 different plant species are used in CW in LAC.

The review also shows that CW technology has been used around in the region; extensive scientific production has been focused mainly in HSSFW technology. It is possible to observe an increasing interest since 2017, about CW technologies, however there is still the lack of communication and training for engineers and contractors to ensure proper establishment and operation.

Conclusions

The results of this study suggests that governments have an important role in the implementation, adoption, and acknowledging of the CW technology in the local contexts, producing laws, and guidelines for wastewater management. The analysis suggest that the wastewater treatment plants based on CW technologies have a longer life period, being used during more time than other wastewater treatment technologies.



Further studies dealing wastewater management and technology should be developed to allow LAC countries implement CW technology successfully as part of public policies, and as a tool to increase wastewater treatment coverage and to contribute to reach UN sustainable development goals

References

- Brix, H., & Arias, C. A. (2005). The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. In *Ecological Engineering* (Vol. 25, pp. 491–500). <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.009>
- Casas Ledón, Y., Rivas, A., López, D., & Vidal, G. (2017). Life-cycle greenhouse gas emissions assessment and extended exergy accounting of a horizontal-flow constructed wetland for municipal wastewater treatment: A case study in Chile. *Ecological Indicators*, 74, 130–139. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.014>
- CONAGUA. (2015). Inventario Nacional De Plantas Municipales De Potabilización Y De Tratamiento De Aguas Residuales En Operación. Diciembre 2014. Semarnat, 308.
- Food and Agriculture Organization of the United Nation FAO. (2017). Reutilización de aguas para agricultura en América Latina y el Caribe. Estado, principios y necesidades. (J. Mateo-Sagasta, Ed.). Santiago de Chile. Retrieved from <http://www.fao.org/3/a-i7748s.pdf>
- Noyola, A., Padilla-Rivera, A., Morgan-Sagastume, J. M., Güereca, L. P., & Hernández-Padilla, F. (2012). Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America. *Clean - Soil, Air, Water*, 40(9), 926–932. <https://doi.org/10.1002/clen.201100707>
- Programme, U. N. E. (2016). A Snapshot of the World's Water Quality: Towards a global assessment. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya. 162pp. A Snapshot of the World's Water Quality. <https://doi.org/978-92-807-3555-0>
- Toro-Vélez, A. F., Madera-Parra, C. A., Peña-Varón, M. R., Lee, W. Y., Bezares-Cruz, J. C., Walker, W. S., ... Lens, P. N. L. (2016). BPA and NP removal from municipal wastewater by tropical horizontal subsurface constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 542, 93–101. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.154>
- United Nations. (2018). CLASSIFICATION OF COUNTRIES BY REGION, INCOME GROUP AND SUBREGION OF THE WORLD. Retrieved October 28, 2019, from population.un.org/wup/Download/Files/WUP2018_Classification_of_countries.pdf
- Vymazal, J. (2014, December 1). Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. *Ecological Engineering*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.034>
- Wu, S., Lyu, T., Zhao, Y., Vymazal, J., Arias, C. A., & Brix, H. (2018, February 20). Rethinking Intensification of Constructed Wetlands as a Green Eco-Technology for Wastewater Treatment. *Environmental Science and Technology*. American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/acs.est.8b00010>
- Zurita, F., Belmont, M. A., De Anda, J., & Cervantes-Martinez, J. (2008). Stress detection by laser-induced fluorescence in *Zantedeschia aethiopica* planted in subsurface-flow treatment wetlands. *Ecological Engineering*, 33(2), 110–118. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.004>



Difusão da tecnologia Wetlands Construídos para tratamento e reúso de efluentes

Tarcio Moreno, Veloso de Andrade Guimarães *Jamillys, da Silva Sá Barreto Guimarães, T.,M.,V., A., Barreto, J., S., S.**

* Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Baiano, tarciomoreno87@gmail.com

**Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, jamillysbarreto39@gmail.com

Resumo: O presente artigo trata-se de um estudo de caso abordando aspectos educacionais e econômicos da tecnologia Wetlands Construídos. É resultado de um projeto de extensão da Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia realizado com objetivo de difundir os conhecimentos desta tecnologia na região. Para isso realizou-se um minicurso de capacitação voltado para profissionais, estudantes e professores da área de saneamento, bem como para pessoas e produtores de comunidades rurais. Além de uma abordagem teórica, o minicurso foi contemplado com a criação de um sistema em escala real. O sistema de Wetlands Construído de fluxo subsuperficial vertical e horizontal foi implantado para fornecer uma abordagem prática ao minicurso, bem como para melhorar os aspectos econômicos de uma unidade de criação de Jacarés. O sistema promove o tratamento do efluente dos tanques de criação de Jacarés, recirculando novamente para os tanques. Este reúso diminuiu a frequência de descarte da água residuária promovendo uma economia de mensal de 20 m³ de água. Este projeto é uma ação contínua e possibilita uma oportunidade de integração de pesquisa, ensino e extensão no campus Universitário.

Palavras-chaves: Extensão; Wetlands Construídos; Reúso.

Sessão .. – Estudos de caso: aspectos econômicos, educacionais, culturais, paisagísticos e outros

Introdução

A escassez de água potável e a poluição hídrica é um problema grave no cenário nacional. Dentre os 17 objetivos da ONU para mudar o planeta está o objetivo 6: assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos. Onde inclui-se o desenvolvimento na eficiência do uso da água, o tratamento de efluentes e as tecnologias de reúso.

Um dos princípios da Política Nacional de Meio Ambiente corresponde a incentivos ao estudo e à pesquisa de tecnologias orientadas para o uso racional e a proteção dos recursos ambientais (Brasil, 1981). A construção de sistemas adotando tecnologias simples com baixo consumo energético são de grande interesse para tratamento de efluentes em áreas rurais ou localidades desprovidas de saneamento. Os sistemas que utilizam Wetlands Construídos para tratamento de efluentes se enquadram nestas condições.

O emprego de sistemas naturais, como Wetlands Construídos, são alternativas fundamentadas nas práticas do Saneamento Ecológico, que integra as tecnologias de saneamento com os princípios ecologia no fechamento dos ciclos naturais, através do reaproveitamento dos recursos presentes nos resíduos e efluentes, como nutrientes e água. A escassez de água é um elemento que corrobora para implementação e difusão de tecnologias que visem o reúso de água após o tratamento.

Essa tecnologia torna-se cada vez mais sólida, com sua eficiência comprovada em diversos países. O intuito desse trabalho não é abordar aspectos de eficiência, contudo, tais informações assim como o



funcionamento detalhado desses sistemas estão disponíveis na literatura nacional e internacional (Vymazal e Kropfelová, 2008; Kadlec e Wallace, 2009; Philippi e Sezerino, 2004).

Os sistemas de Wetlands Construídos se diferem de diversas formas: quanto ao sistema de tratamento primário, o tipo de material filtrante, as condições e direções do fluxo, dimensões e tipo de vegetação. O tipo escolhido deve ser de acordo com o objetivo de tratamento que se deseja alcançar. Os sistemas de fluxo subsuperficial, se diferem em fluxo horizontal e vertical, podendo ser aplicados de forma híbrida, quando utiliza-se de ambos. Wetlands construídos de fluxo subsuperficial com fluxo vertical seguido de fluxo horizontal representam uma boa escolha para transformação do nitrogênio, além de possuir boa capacidade de retenção de sólidos e remoção de matéria orgânica (Guimarães, 2013). Por esses motivos essa concepção foi a escolha adotada para este projeto.

Este artigo é resultado de um projeto de extensão realizado para contribuir na difusão da tecnologia wetlands construídos na região do sudoeste da Bahia. O objetivo do projeto foi facilitar o acesso ao conhecimento, através de um minicurso de capacitação contemplado com a criação de um sistema em escala real.

Materiais e Métodos

A metodologia do projeto constituem-se em duas frentes de trabalho: a construção do sistema de tratamento e reúso de efluentes com a tecnologia wetlands construídos e elaboração e execução de um curso de capacitação para difusão desta tecnologia na comunidade.

O mini-curso foi elaborado para ser ministrado em um dia, com a carga horária de 4 horas teóricas e 4 horas práticas. A parte teórica foi separada em seis tópicos: (1) introdução; (2) princípios do saneamento ecológico; (3) tipos e funcionamento dos Wetlands Construídos; (4) processo físicos e bioquímicos de tratamento; (5) dimensionamento e construção dos sistemas; (6) reúso de efluentes.

A parte prática foi uma visita ao local onde estava sendo construído o sistema para os participantes visualizarem os componentes de construção de sistema de Wetlands Construídos de fluxo subsuperficial vertical e horizontal.

O efluente em questão é a água residuária de um conjunto de tanques de criação de Jacarés. O conjunto de tanques de criação de Jacarés possui 15 m³. O sistema foi construído com um tanque de decantação de 2 mil litros, 2 tanques em série para fluxo vertical, quatro tanques para fluxo horizontal em paralelo e em série. O material filtrante escolhido foi brita nº 1 e a macrófita foi o *Cyperus papyrus*. Os tanques foram reaproveitados de outro projeto anterior que não estava sendo utilizado. Os tanques verticais possuem formato cilíndrico com dimensões de 0,80 m de diâmetro e 0,9 m de altura. Os tanques horizontais possuem formato prismático com 0,5 m de largura, 0,5 m de altura e 1,05 m de comprimento. A altura do nível d'água nos tanques horizontais é de 0,35 m. A vazão do sistema foi regulada para 1 m³ dia⁻¹.

Resultados e Conclusões

O minicurso foi realizado durante um evento acadêmico na Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia – campus Itapetinga, realizado por um núcleo de permacultura denominado Sete Cascas. Até o momento foi realizada apenas uma edição do minicurso, que contou com a participação de 20 pessoas,

dentre os quais professores, estudantes de graduação e cursos técnicos, pessoas de comunidades rurais, da cidade de Itapetinga e outras cidades da região. A figura 1.1 mostra o momento da parte teórica do minicurso de capacitação e a figura 1.2 mostra o momento na prática do minicurso. Também houve uma visita de estudantes da rede estadual de ensino, um total de 40 estudantes, onde foi possível apresentar o sistema de forma sucinta. Apesar do curso de capacitação não ter alcançado um número significativo de pessoas, o objetivo de compartilhar os conhecimentos sobre a tecnologia em questão foi alcançado, especialmente em uma região com carência de ações que promovam a difusão desta tecnologia. Ressaltando que o acesso ao conhecimento possui tanta importância como a produção do mesmo.



Figura 1.1: Atividade teórica do curso de capacitação de Sistema de Wetlands Construídos.



Figura 1.2: Atividade prática do curso de capacitação na construção de Sistemas de Wetlands Construídos.



Além da questão educacional promovida pela extensão, o sistema foi criado para obter uma economia de água, através do reúso da água residuária nos próprios tanques de criação dos jacarés, reduzindo assim a frequência de descarte dessa água. Antes da construção do sistema a água de criação dos tanques de jacaré era trocada a cada 15 dias. Portanto possuía um consumo mensal de 30 m³ de água.

O sistema foi regulado com uma vazão de 1 m³ . dia⁻¹ , portanto a cada 15 dias toda água dos tanques de criação é tratada e recirculada novamente para os tanques. Com o tratamento e recirculação os descarte passou a ser feito com um volume de 10 m³ (75 % do volume dos tanques) e apenas uma vez no mês. Portanto houve uma economia mensal de 20 m³ de água potável.

A escolha pelo modelo híbrido levou em consideração a sua capacidade de transformação do nitrogênio, através da nitrificação e desnitrificação, com a finalidade de diminuir o florescimento de algas bem como a redução dos níveis de amônia. Contribuindo para diminuição da frequência de descarte da água dos tanques de criação.

A construção de um sistema de tratamento e reúso de efluentes de um tanque de criação de jacarés também contribui com oportunidades para integrar o ensino, pesquisa e extensão, através de um espaço destinado a aulas práticas interdisciplinares entre os cursos de Engenharia Ambiental e Zootecnia, ambos cursos presentes na Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia no campus de Itapetinga. Pois trata-se de um resíduo gerado em criação de animais, onde podem ser apresentados os conceitos de tratamento de efluentes e reúso da água. O sistema construído no campus atua como sala de aula para outras Instituições de ensino na área de meio ambiente, através de visitas técnicas de outras Universidades ou Institutos. Também abre um leque para diversas pesquisas científicas voltadas para avaliar o desempenho da tecnologia sobre alguns aspectos: do tratamento físico-bioquímico, da avaliação hidrodinâmica, da microbiologia dentre outras vertentes, como a qualidade e potencial de produção agrícola através de água de reúso.

A proposta do projeto é ser uma ação contínua. Portanto outras edições do minicurso serão realizadas com o intuito de promover a difusão dessa tecnologia.

Referências

Brasil (1981). Política Nacional de Meio Ambiente. Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981.

Guimarães, T. M. V. A. (2013). Comportamento de filtro plantado horizontal (wetlands construídos) no tratamento de esgoto unifamiliar. 2013. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

Nações Unidas no Brasil- ONU Br. A Agenda 2030. Disponível em :<<https://nacoesunidas.org/pos2015/agenda2030/>> . Acesso em: 5 de fevereiro. de 2020.

Philippi, L. S., Sezerino, P. H. (2004). Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis, Santa Catarina. 1ª Edição.

Kadlec, R. H.; Wallace, S. D. (2009) Treatment Wetlands, 2nd ed.; CRC Press: Boca Raton, FL, 2009.

Vymazal, J; Kropfelová, L. (2008). Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. Berlin, Alemanha: Springer, 566 p. Series of Environmental Pollution, v. 14.



EVALUACIÓN DE LA EFICIENCIA DE REMOCIÓN DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO CON HUMEDAL CONSTRUIDO DE FLUJO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL PARA LA DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DEL BENEFICIO HÚMEDO DEL CAFÉ, SOTARA, CAUCA, COLOMBIA

A. Gómez-López*, J.C. Casas-Zapata *, E. Rengifo***

* Grupo de Ciencia e Ingeniería de Sistemas Ambientales (GCISA), Universidad del Cauca; angelasg@unicauca.edu.co

** Grupo de Ciencia e Ingeniería de Sistemas Ambientales (GCISA), Universidad del Cauca; jccasas@unicauca.edu.co

*** Grupo de Ciencia e Ingeniería de Sistemas Ambientales (GCISA), Universidad del Cauca; edwinren@gmail.com

Abstract: Constructed wetlands have adapted to the reality of the post-conflict in the department of Cauca, Colombia. The efficiency of a constructed wetland (with macrophyte species *Phragmites Australis*) for the treatment of the wastewater from the wet processing of coffee berries, was assessed in Sotará. The samples were analyzed in 9 stages and then a statistical, descriptive, exploratory and graphic analysis of the response variables was carried out implementing IBM Spss and excel, The results showed that the distributions of the percentages of removal were asymmetric to the left with medium percentages for SST, COD, nitrites and phosphates of 80,77%, 84,17%, 75 %, y 84, 67 respectively; Wilcoxon test showed levels p above of the reliability level (α) of 5%, which indicated that the system must increase its stability and efficiency to comply with the corresponding guide Colombian and OMS values.

Keywords: Constructed-Wetlands, *Phragmites Australis*, wet processing of coffee berries

Session .. – Estudios de caso: evaluación de la eficiencia de remoción de un humedal construido, mecanismos de remoción y alternativas para su mejora.

Introducción

En las diferentes zonas rurales del sur-occidente de Colombia, en particular para el departamento del Cauca, el cual después de los acuerdos de paz, se encuentra en época de pos-conflicto, la construcción de humedales como tecnología de bajo costo, surge como estrategia para recuperar los cuerpos de agua contaminados.

En Colombia y otros países latinos se implementa el proceso de beneficio húmedo del café (PBH) para producir bebidas suaves y evitar la fermentación inmediata en zonas tropicales (Álvarez et al., 2011); el área cafetera del Departamento del Cauca produce en promedio 7'800.000 kg/ año de café pergamino seco a partir del BHC. Este está constituido por la cosecha manual de la cereza, eliminación de los componentes externos, despulpado, fermentación y secado (Guardia, 2012), produciéndose durante el proceso entre 40 y 60 litros de aguas residuales por kg de café pergamino seco (Solarte & Urrea, 2015). Las aguas residuales sin previo tratamiento causan anaerobiosis en el medio receptor, asfixia subsecuente de fauna y flora acuática y la disminución de la productividad del ecosistema (Hernández e Hidalgo, 2000), por ende, instituciones públicas y privadas de Colombia han sugerido la aplicación de los humedales construidos como sistemas eficientes para el tratamiento de estas aguas residuales y su fase final de tratamiento (Bernal et al., 2003.); tal es el caso del humedal construido de flujo subsuperficial horizontal evaluado en este estudio, el cual es el tratamiento secundario de los efluentes del café en la finca cafetera el Pomorroso, ubicada en Sotará, Cauca, Colombia.

Monitorear la eficiencia de remoción de los humedales construidos resulta fundamental para verificar si efectúan un impacto positivo en el tratamiento de las aguas residuales y cumplen con las características



fisicoquímicas exigidas en la resolución 0631 de 2015 y/o los criterios de calidad (World Health Organization, [WHO], 1996; Surface Water Quality Modeling, 1997).

Metodología

Localización

El municipio de Sotará se encuentra ubicado en la región centro del departamento del Cauca; su cabecera municipal, se localiza a los 2° 19' de latitud Norte y 76° 34' de longitud Oeste de Greenwich, presentando una extensión de 517.766 Km², y una altura de 1.800 m.s.n.m. La Finca el Pomorroso está localizada en El Carmen, Sotará, corregimiento que presenta una temperatura promedio de 18°C y altura aproximada de 1.700 metros sobre el nivel del mar (Alcaldía Municipal de Sotará, 2018).

El pretratamiento instalado en la finca por Solarte & Urrea, 2016, está conformado por una trampa de pulpa que se encarga de remover sólidos de mayor tamaño; como tratamiento primario se instaló una laguna acidogénica, con el fin de evitar la colmatación del lecho del humedal construido. Posteriormente Solarte & Urrea, 2016, implementaron un humedal contruido de flujo subsuperficial horizontal (HCFSSH) como tratamiento secundario, siendo diseñado con un largo de 4 m, ancho de 1,5 m y un área superficial de 6 m²; por su parte las cargas de entrada y superficial calculadas para su diseño fueron de 661 g/ día y 110,25 g/ m²* día respectivamente.

Durante dos salidas de campo se reconoció el sistema, se efectuó el mantenimiento del mismo mediante la extracción de material vegetal colmatante y se abrió la llave de salida, mejorando con esto la densidad foliar y radicular de *Phragmites Australis*.

Posteriormente en la fase experimental se realizaron muestreos en los días en los que en la finca se practicó el beneficio húmedo del café, obteniéndose 9 muestreos a la salida y a la entrada del humedal, a partir de las cuales se cuantificaron en el laboratorio de la Corporación Autónoma Regional del Cauca-CRC, las variables: pH, Demanda química de oxígeno (DQO), nitritos, fosfatos, y los sólidos suspendidos totales (SST). Seguidamente se llevó a cabo un análisis estadístico básico, exploratorio, gráfico y descriptivo de cada una de las variables respuesta empleando el paquete estadístico IBM Spss y microsoft Excel, obteniendo diagramas de caja, de líneas múltiples, histogramas y estadísticas básicas para la interpretación del porcentaje de remoción y variables en el tiempo.

Seguidamente se aplicó una prueba de hipótesis no paramétrica de Wilcoxon sobre la mediana de cada distribución de salida, con el objetivo de aprobar o no la hipótesis nula en cada caso y verificar el cumplimiento de la resolución 0631 de 2015 y los criterios de calidad dados por la WHO.

Procesamiento de datos y análisis de resultados

Resumen de prueba de hipótesis				Resumen de prueba de hipótesis			
Hipótesis nula	Prueba	Sig.	Decisión	Hipótesis nula	Prueba	Sig.	Decisión
1 La mediana de pH de Salida es igual a 5,000.	Prueba de rangos con signo de Wilcoxon para una muestra	,021	Rechazar la hipótesis nula.	1 La mediana de DQO de salida (mgO ₂ /L) es igual a 850,000.	Prueba de rangos con signo de Wilcoxon para una muestra	,515	Retener la hipótesis nula.

Figura 1. Prueba no paramétrica de Wilcoxon para pH de salida Figura 2. Prueba no paramétrica de Wilcoxon para PH de salida

Resumen de prueba de hipótesis				Resumen de prueba de hipótesis			
Hipótesis nula	Prueba	Sig.	Decisión	Hipótesis nula	Prueba	Sig.	Decisión
1 La mediana de Nitritos de salida es igual a 0,080.	Prueba de rangos con signo de Wilcoxon para una muestra	,211	Retener la hipótesis nula.	1 La mediana de Fosfatos de salida es igual a 0,020.	Prueba de rangos con signo de Wilcoxon para una muestra	,008	Rechazar la hipótesis nula.

Figura 3. Prueba no paramétrica de Wilcoxon para NO₂⁻

Figura 4. Prueba no paramétrica de Wilcoxon para PO₄³⁻ de salida

Resumen de prueba de hipótesis			
Hipótesis nula	Prueba	Sig.	Decisión
1 La mediana de Solidos Suspendidos Totales de salida (mgSST/L) es igual a 400,000	Prueba de rangos con signo de Wilcoxon para una muestra	,011	Rechazar la hipótesis nula.

Figura 2. Prueba no paramétrica de Wilcoxon para distribución de salida de SST.

En cuanto al pH se observó que los primeros 8 muestreos el pH del afluente resultó ser inferior al del efluente, siendo esto constatado por el límite inferior al 95% de confianza del pH del afluente y el límite superior al 95% de confianza del efluente, 4,14 y 6,38, respectivamente. Así pues, el humedal incrementó el pH aproximadamente en más de dos unidades, esta capacidad buffer ha sido obtenida en otros estudios..(Of et al, 2013). La prueba de Wilcoxon indica que el pH mediano cumple con la RES 0631 de 2015 (Fig1)

La distribución de porcentajes de remoción de DQO presentó asimetría negativa con predominancia de porcentajes de remoción mayores de remoción, con un porcentaje mediano de 84,2%. Fia et al., (2010b) y Selvamurugan et al., (2010) plantean que los factores influyentes en la remoción de este parametro son el tiempo de retención y la planta *Phragmites Australis*. que tiene un sistema de ventilación con flujo convectivo, eficiente en la liberación radicular de oxígeno (Armstrong et al., 1990). El principal mecanismo de degradación de DQO es la oxidación anaerobia de la materia organica, al predominar bacterias heterótrofas anaerobias. (Arias, 2004).

La prueba de Wilcoxon arroja que el efluente puede alcanzar la concentración máxima dada en la RES 0631 de 2015 por ende se debe evitar la colmatacion y obstruccion del medio de soporte para incrementar la estabilidad del sistema.(fig 2)

La distribución de porcentajes de nitritos no siguió un comportamiento normal, presentando una asimetría negativa, -2,11, que indica una marcada concentración a la derecha del histograma, lo cual significa que predominaron los valores mayores de porcentajes de remoción de nitritos, con un porcentaje mediano de 75%. .La concentración máxima de salida fue de 0.12 mg/L, convergiendo con la investigación llevada a cabo por Songliu et al., (2009), quienes evaluaron la remoción realizada por tres humedales construidos sembrados con *Canna*, *Zizania caduciflora* y *Lythrum salicari.*, obteniendo concentraciones bajas de nitritos en el efluente entre 0,125 mg/L y 0,250 mg/L, debido a que estos desaparecen rápidamente de las aguas residuales a causa de su veloz transformación por medio de desnitrificación, la retención de plantas, adsorción y precipitación (Kusch et al., 2003). El mecanismo principal de remocipon de este ion es la desnitrificación seguido del consumo de microorganismos, algas y *phragmites* (Vymazal, 2007).

La prueba de Wilcoxon indica que el sistema puede arrojar efluentes que superen el criterio de calidad orientado por la WHO, por ende se debe incrementar el pH a la entrada del sistema, y evitar la inundación del lecho. (fig 3)



Respecto a la concentración de fosfatos predominaron los porcentajes altos de remoción, con un porcentaje promedio de 84,67%, el cual fue superior al obtenido por Solarte & Urrea, 2016, de 74,03%, debido a un óptimo tiempo de retención y adsorción ejercida por la grava (Mann & Bavor, 1993), otros autores comprobaron que la grava disminuye su eficiencia en el tiempo por la saturación de la misma. La prueba de Wilcoxon (fig 4) indica que se deberían aplicar mecanismos complementarios para garantizar la estabilidad del sistema removiendo estos iones y así evitar superar el valor máximo orientado por la WHO.

El porcentaje mediano de remoción de SST fue del 80,77% que es próximo al obtenido por Rossmann et al., (2013) al evaluar la remoción de SST de un HCFSSH sembrado con *Lolium multiflorum*. La estabilidad de remoción de este parámetro se demuestra en la prueba de Wilcoxon (fig 5), pues se evidencia que el sistema arroja efluentes que cumplen con la RES 0631 DE 2015. Los mecanismos de remoción principales son la sedimentación en los intersticios, retención por restricción al flujo (filtración) y adhesión a los gránulos del material – soporte, comportándose como filtro horizontal (Fia et al., 2010b).

Conclusiones

El HCFSSH removió la materia suspendida de forma estable y eficiente.

Se obtuvo una remoción de DQO del 84,2%, efectuada principalmente por degradación anaerobia. La estabilidad del sistema puede incrementarse mediante ajuste de pH a la entrada y correcto mantenimiento.

La óptima remoción de fosfatos demuestra que la grava aún tiene capacidad de adsorción y en el sistema se desarrollan mecanismos como la precipitación del fósforo y asimilación por microorganismos y plantas.

Referencias

Álvarez, J., Hudge, G., Cuba, N. & Loza, M. (2011). Evaluación de un sistema de tratamiento de aguas residuales del prebeneficiado de café (*coffea arabica*) implementado en la comunidad Carmen pampa provincia Nor Yungas del departamento de La Paz. *Selva Andina Research Society Bolivia*. Volumen 2(1), p. 34-42

Arias, O. (2004). Estudio de la biodegradación de la materia orgánica en humedales construidos de flujo subsuperficial (Tesina). Universitat Politècnica de Catalunya, Departament d'Enginyeria Hidràulica, Marítima i Ambiental, Barcelona, España.

Armstrong, W., Beckett, P. M., & Armstrong, J. (1990). Measurement and modelling of oxygen release from roots of phragmites australis. *Constructed wetlands in water pollution control: Proceedings of the International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, held in Cambridge, UK, 24–28 September 1990. International Association on Water Pollution Research and Control.

Bernal, F.; Mosquera, D.; Maury, H.A.; González, D.; Guerra, R.; Pomare, A. & Silva, M. (2003). Humedales artificiales para el tratamiento de las aguas residuales en la Corporación Universitaria de la Costa. Universidad del Valle, Instituto CINARA.

Fia, R., Matos, A. T. De Fia, F. R. L., Matos, M. P. De, Lambert, T. F., & Nascimento, F. S. (2010b). Desempenho de sistemas alagados no tratamento de águas residuárias do processamento dos frutos do cafeeiro. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 14(12), 1323–1329.

Guardia, D. Y. (2012). Estudio de la digestión anaerobia en dos fases para el tratamiento de las aguas residuales de despulpe del beneficio húmedo *del café*. Tesis de Doctorado. Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos, Madrid.



Potencial de Aproveitamento da Biomassa de Sistema *Wetlands* Construídos para Produção de Bioetanol

ET Amaral; G Alves; GS Colares; TM Rizzetti; RCS Schneider; EL Machado

*Programa de Pós - Graduação em Tecnologia Ambiental – Universidade de Santa Cruz do Sul, RS, Brasil, duuudatorres@hotmail.com

**Programa de Pós - Graduação em Tecnologia Ambiental – Universidade de Santa Cruz do Sul, RS, Brasil, giselealves9@hotmail.com

O objetivo deste trabalho foi avaliar o potencial da massa verde remanescente do sistema *Wetlands* contruído para o aproveitamento de sua biomassa na produção de bioprodutos e bioetanol. Com relação a biomassa úmida, obteve-se aproximadamente 4,68 kg m⁻² ano⁻¹ e 6,72 kg m⁻² ano⁻¹ para a *Hymenachne. grumosa* e *Canna generalis*, respectivamente. Para a amostra *C. generalis*, realizou-se as análises das partes separadas (material fino e material grosso). Constatou-se na biomassa verde de *H. grumosa* a composição total de seus polissacarídeos foi em média 99% indicando que a maior parte da composição é proveniente do material lignocelulósico. Na amostra de *H. grumosa* encontrou-se um teor maior de celulose comparado a espécie *C. generalis*. Ambas espécies demonstraram ter potencial de aproveitamento para desenvolvimento de produtos biotecnológicos, considerando principalmente a produção de hidrolisados, podendo ser fermentados para produção de bioetanol.

Keywords: Wetlands; Biomassa; Bioprodutos

Session – Estudos de caso: aspectos econômico, educacionais, culturais, paisagísticos e outros.

Introdução

A necessidade de proteção ambiental e de saúde pública têm atraído a atenção global, por meio de projetos de tratamento de águas residuais mais sustentáveis. As áreas úmidas construídas ou *Wetlands* Construídos (CWs) podem desempenhar um papel estratégico na recuperação e reutilização de águas residuais de diferentes tipos de regiões. Esses sistemas são usados em todo o mundo como sistemas de purificação de água econômicos e sustentáveis para diferentes tipos de fontes de águas residuais como esgoto, mineração, escoamento urbano, etc. (Postila & Heiderscheidt, 2020).

Uma das abordagens para manter o desempenho do tratamento com CWs e controlar as macrófitas emergentes invasivas é a coleta de biomassa física, uma vez que remove nutrientes e controla a expansão da vegetação (Bansal et al., 2019). A composição química das macrófitas, como acontece com qualquer biomassa lignocelulósica, pode ser uma fonte adequada de carbono e nutrientes para processos biotecnológicos (Rabemanolontsoa & Saka, 2012). A biomassa tem potencial de ser matéria-prima para a produção de uma ampla gama de bioprodutos de valor agregado, como os orgânicos (butírico, acético e propiônico) (Dutra et al., 2019), aditivo para rações nas indústrias de aves (Mobin et al., 2019), biofertilizantes (Suganya et al., 2016) e outros.

Portanto, a biomassa remanescente do cultivo de macrófitas pode produzir bioprodutos de valor agregado para diferentes tipos de indústrias e vem atraindo a atenção de pesquisadores ao longo dos anos. Entretanto, ainda existe uma carência de trabalhos na literatura investigando alternativas de aplicação da biomassa produzida no tratamento de águas residuárias por sistemas de WCs. Dessa forma, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o potencial reaproveitamento de duas espécies de



macrófitas empregadas no tratamento de efluentes urbanos visando reconhecer a sua potencialidade para o desenvolvimento de bioprodutos, mais especificamente o bioetanol.

Material e Métodos

O sistema de tratamento do presente estudo foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), a qual tem capacidade para tratar 360 m³ dia⁻¹. Composto por tratamento primário com uma unidade de reator anaeróbio/biofiltro da marca Bakof Tec com volume de 1450 L e dois WCs sequenciais com volume de 1000 L cada. O primeiro WCs foi projetado como um sistema de ilhas flutuantes (*Floating Treatment Wetlands*). Já a unidade seguinte de tratamento era composta por um WC de fluxo vertical (WCFV), preenchida com brita n. 0 e n. 1 e seixos no fundo para drenagem, e semanalmente carregada com 350 L de efluente. A unidade foi vegetada com macrofitas das espécies *H. grumosa* e *C. generalis*, e foi integrada a células de combustível microbianas (CCMs) compostas por eletrodos de grafite conectados a fios de aço inox dispostos em diferentes profundidades da caixa. Mais informações sobre o sistema de tratamento desenvolvido podem ser obtidas em Dell'Osbel et al. (2020).

As amostras de biomassa de *C. generalis* e *H. grumosa* foram coletadas nestes sistemas WCFV + CCM, na qual a manutenção da biomassa (corte da parte aérea a 30 cm do substrato) foi conduzida com uma frequência de aproximadamente 4 meses durante o ano de monitoramento. Após serem pesadas, amostras das duas espécies foram coletadas e secas em estufa a 50 °C durante 48 h. A cominuição das amostras foi realizada em moinho de facas.

Para a caracterização inicial das amostras foram realizados testes de umidade na balança de precisão (OHAUS, MB200). A determinação do teor de cinzas totais foi realizada em uma mufla a 575°C por 6 h, até massa constante. A determinação de carboidratos foi realizada conforme a metodologia recomendada pelo *National Renewable Energy Laboratory* (NREL) dos Estados Unidos (Van Wychen & Laurens, 2016). Todas as análises foram realizadas em triplicata. No caso da amostra da espécie *C. generalis*, optou-se por realizar as análises das partes separadas (material fino e material grosso) devido à dificuldade de fragmentação total da biomassa no moinho de facas.

Resultados e Conclusões

Em relação a produtividade de biomassa, considerando o somatório de 3 podas realizadas no sistema (março, agosto e dezembro de 2019), obteve-se a geração de biomassa úmida de aproximadamente 4,68 kg m⁻² ano⁻¹ e 6,72 kg m⁻² ano⁻¹ para a *H. grumosa* e *C. generalis*, respectivamente.

O teor de umidade encontrado nas amostras foi de 9,09 ± 0,55% e 13,73 ± 2,30% para *H. grumosa* e *C. generalis* respectivamente. Já o teor de cinzas foi de 11,49 ± 1,75% e 10,41 ± 0,37% para *H. grumosa* e *C. generalis* respectivamente. O teor de cinzas não apresentou diferença significativa (p>0,05) com relação as duas faixas granulométricas separadas após a moagem para a *C. generalis*, ou seja, o fato de parte da amostra não ficar totalmente moída não apresentou diferenças entre as amostras. Para obter uma amostra mais homogênea após a moagem a amostra deverá secar por mais tempo.

Na tabela 1 está apresentada a composição da biomassa das duas espécies coletadas nos sistemas WCs. Observa-se que para a biomassa verde de *H. grumosa* a composição total foi em média 99% indicando que a maior parte da composição é proveniente do material lignocelulósico como mostra a Figura 1. Observa-se que a espécie *H. grumosa* apresenta um teor maior de celulose comparado a espécie *C.*

generalis. No entanto, ambas têm potencial para o aproveitamento para desenvolvimento de produtos biotecnológicos, considerando principalmente a produção de hidrolisados, os quais podem ser fermentados para a produção de bioetanol.

Tabela 1. Composição da biomassa em (%) de *H. grumosa* e *C. generalis*, considerando a separação em partículas finas e grossas ocorrida na cominuição.

	Réplicas	Glicose	Xilose	Arabinose	Lignina	Cinzas	Umidade	Total
<i>H. grumosa</i>	1	37,35	13,94	3,17	27,00	13,50	9,71	104,67
	2	36,40	13,58	3,06	23,17	10,33	8,74	95,27
	3	35,91	13,15	2,87	25,75	10,65	8,82	97,16
<i>C. generalis</i> (partículas finas)	1	19,21	7,06	4,11	28,74	10,01	14,71	83,83
	2	19,18	7,40	4,73	27,24	10,50	11,11	80,17
	3	19,32	7,28	4,05	27,67	10,72	15,38	84,42
<i>C. generalis</i> (partículas grossas)	4	22,58	8,32	4,72	29,67	9,89	14,00	89,17
	5	22,15	7,14	2,70	27,32	9,49	14,56	83,36
	6	22,13	7,22	2,71	27,98	10,77	14,00	84,80

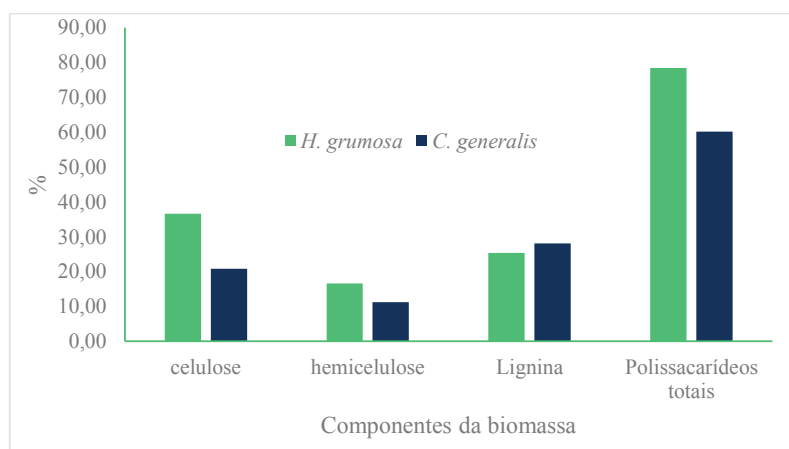


Figura 1. Composição de polissacarídeos das biomassas coletadas do sistema WCs.

Portanto, é possível obter etanol a partir de mais de 50% da amostra dependendo da rota de produção, considerando o método de hidrólise, os microrganismos empregados na fermentação e a formação de inibidores da fermentação. Na Figura 3, pode ser visto a apresentação das potencialidades de produção de etanol a partir da biomassa de *H. grumosa* e *C. generalis* considerando diferentes rotas de conversão. Neste contexto, constata-se que há potencial e que um estudo experimental com as duas espécies é possível; no entanto, a *H. grumosa* apresenta um teor maior de celulose facilitando o processo de fermentação por rotas tradicionais. Para ambas, se considerarmos a conversão de celulose e hemicelulose em monossacarídeos será necessário o emprego de microrganismos etanológicos que utilizam rotas de conversão de hexoses e pentoses em etanol.

Para a previsão de produção utilizou-se a relação de 1:0,51 de glicose e etanol utilizando a *Saccharomyces cerevisiae* partindo de várias biomassas (de Souza Schneider et al., 2017; Lamb et al., 2018) e a relação de 1:0,92 de pentoses e hexoses utilizando a cepa etalonogênica metabolicamente modificada de *Escherichia coli*, obtida em experimentos com biomassa de microalgas (Werlang et al., 2020). Para ambos os microrganismos se considera as concentrações teóricas de etanol, potenciais para os valores de glicose, xilose e arabinose obtidas na hidrólise com ácido concentrado. Assim, constata-se que há potencial de produção de etanol a partir da biomassa verde colhida no processo WCFV + CCM.

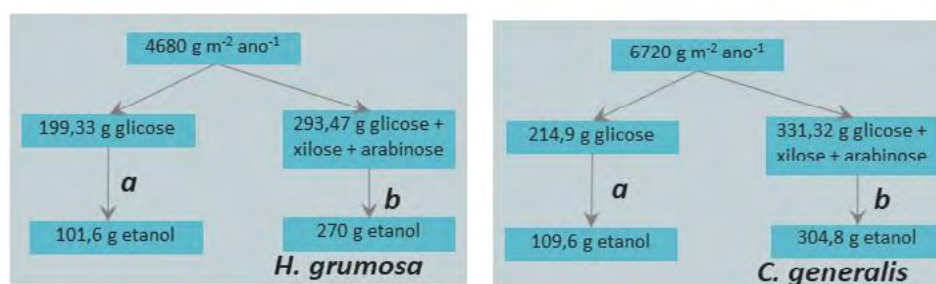


Figura 3. Potencialidade de produção de etanol a partir de biomassa de *H. grumosa* e *C. generalis* considerando rota a) conversão de glicose com *Saccharomyces cerevisiae* e rota b) *Escherichia coli* metabolicamente modificada.

Referências

- Bansal, S., et al. 2019. Typha (Cattail) Invasion in North American Wetlands: Biology, Regional Problems, Impacts, Ecosystem Services, and Management. *Wetlands*, 39(4): 645-684.
- de Souza Schneider, R.d.C., et al. 2017. Bioethanol Production from Residual Tobacco Stalks. *Current Journal of Applied Science and Technology*: 1-9.
- Dell'Osbel, N., et al. 2020. Hybrid constructed wetlands for the treatment of urban wastewaters: Increased nutrient removal and landscape potential. *Ecological Engineering*, 158: 106072.
- Dutra, J.C.F., et al. 2019. Biodegradability study of *Egeria densa* biomass using acid and basic pre-treatments for use in bioprocessing of energy products. *Bioresource Technology Reports*, 6: 279-284.
- Golkowska, K., et al. 2016. Environmental and economic assessment of biomass sourcing from extensively cultivated buffer strips along water bodies. *Environmental Science & Policy*, 57: 31-39.
- Lamb, C.d.C., et al. 2018. Bioethanol production from rice hull and evaluation of the final solid residue. *Chemical Engineering Communications*, 205(6): 833-845.
- Mobin, S.M.A., et al. 2019. Commercially important bioproducts from microalgae and their current applications – A review. *Energy Procedia*, 160: 752-760.
- Postila, H., Heiderscheidt, E. 2020. Function and biomass production of willow wetlands applied in the polishing phase of sewage treatment in cold climate conditions. *Science of The Total Environment*, 727: 138620.
- Rabemanolontsoa, H., Saka, S. 2012. Characterization of Lake Biwa Macrophytes in their Chemical Composition. *Journal of the Japan Institute of Energy*, 91: 621-628.
- Roj-Rojewski, S., et al. 2019. Anaerobic digestion of wetland biomass from conservation management for biogas production. *Biomass and Bioenergy*, 122: 126-132.
- Suganya, T., et al. 2016. Macroalgae and microalgae as a potential source for commercial applications along with biofuels production: A biorefinery approach. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 55: 909-941.
- Van Wychen, S., Laurens, L.M.L. 2016. Determination of Total Carbohydrates in Algal Biomass: Laboratory Analytical Procedure (LAP).
- Vymazal, J. 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Science of The Total Environment*, 380(1): 48-65.
- Werlang, E.B., et al. 2020. Bioethanol from hydrolyzed *Spirulina* (*Arthrospira platensis*) biomass using ethanologenic bacteria. *Bioresources and Bioprocessing*, 7.



Sludge characterization of two sludge treatment wetland systems for aerobic and anaerobic sludge dewatering

L. Dalri-Cecato, C.D. Schissi, H. Hoffmann, P. Belli Filho, M.E. Magri

Department of Sanitary and Environmental Engineering, Resource Recovery in Sanitation Systems Laboratory, Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Technological Center, Campus Trindade, P.O. Box 476, Florianópolis, Santa Catarina, 88040-970, Brazil.

leonardo.dalri@gmail.com

maria.magri@ufsc.br

Abstract: There are two main stages in the management of sludge treatment wetlands: the operation and resting. Despite the presence of many studies regarding the monitoring of this technology during the first stage, there is a lack of knowledge concerning the processes that happen in the second stage and the optimal resting time of the sludge before it can be removed from the system. This information is necessary to manage the application of the sludge from the wetland in the agriculture, as biofertilizer or soil conditioner, which, in Brazil, is governed by CONAMA Resolution n.375 of 2006. Given that, this study focused on the characterization of two sludge treatment wetland systems: one in operation, and the other in rest. Sampling was carried in the superficial profile in the wetland in operation, and superficial and deep profiles in the resting system. Physic-chemical parameters were assessed for both systems (pH, P-PO₄⁻, N-NH₄⁺, total solids, fixed solids, and volatile total solids), as well as microbiological ones (*Salmonella* spp., *Escherichia coli*, and infectious adenoviruses). Results showed that the superficial profile of the wetland in rest presented neutral pH, lower total solids, volatile total solids, and N-NH₄, and similar concentrations of P-PO₄ when compared to the system in operation. The deep profile of the wetland in rest presented similar results to the superficial one, but with higher concentrations of N-NH₄ and P-PO₄. Both systems did not achieve the microbiological parameters necessary to be classified as suitable to be recycled according to the Brazilian regulation. However, higher resting periods could be applied, once the period of 16 months was not enough to the system in rest achieve the necessary quality of sludge to be reused, which had been operated with high hydraulic loading rates.

Keywords: Sludge treatment wetlands; sludge recycle; sludge characterization.

Case studies: economic, educational, cultural, landscape and other aspects.

Introduction

Constructed Wetlands (CW) are shallow tanks with macrophytes planted on their top, over successive layers of filtering material. They are used for the treatment of wastewater and sludge from wastewater treatment plants (WWTP) and provide the possibility of producing biofertilizer to the agriculture (UGETTI et al., 2012).

The Sludge Treatment Wetlands (STW) process is based on the application of sludge from WWTP on the surface of the system, and then the separation between the solid (accumulated sludge) and liquid fractions occurs by gravity (KADLEC; WALLACE, 2008).

The management of an STW has two main stages. First, the operation stage, in which the sludge is fed to the system, which lasts between 5 and 10 years (NIELSEN, 2003). In this stage, sludge accumulation rate typical values are around 0.20-0.40 m³/year (UGETTI et al., 2009). Second, the resting stage, when the feeding process is ceased, and the sludge is left to rest, so the dewatering and stabilization processes happen (NIELSEN, 2003).

Despite the presence of many studies regarding the monitoring of STW during the first stage, there is a lack of knowledge concerning the processes that happen in the second stage and the optimal resting time of the sludge before it can be removed from the system. Furthermore, little is known about the



inactivation of enteric pathogens in the STW and the post-treatments necessary to produce biofertilizer or soil conditioner.

Brazilian legislation CONAMA Resolution n.375 of 2006 governs the use of sludge from WWTP in agriculture, providing the limits of organic and inorganic substances in the sludge, as well as for the presence of pathogens, which lead to the classification of the sludge and its possibility to be applied in the agriculture (BRASIL, 2006).

Given that, the objective of this research was to perform the monitoring of physic-chemical and microbiological parameters in two sludge treatment wetland systems, and compare the results found to the Brazilian legislation in order to verify if the treated sludge is suitable to be reused in the agriculture.

Material and Methods

Sludge treatment wetland

The system evaluated in this research was projected and constructed in 2003. The sludge treatment was carried in four real-scale constructed wetlands with *Cyperus papyrus*, which belongs to the Cyperaceae family. Each wetland had an area of 400m² (40x10m). Three of the four units were monitored in this study. Besides that, there was a wastewater treatment plant (WWTP) with two sequencing batch reactors (SBR) annexed to the wetlands, which received wastewater from a residential neighborhood of 7.800 inhabitants.

The three reedbeds evaluated were in different operational stages. The filter number 1 (STW1) was out of operation since February 2016. This unit operated for 10 years, receiving mainly anaerobic sludge from septic tank cleaning trucks and sludge from the WWTP annexed to the system. Given that, STW1 received approximately 80 m³ of sludge a week, totalizing 38,400 m³, which resulted in a layer of 1.30 m of sludge on top of the wetland.

The other two units (STW2 and STW3) were in operation at the time of the monitoring. These wetlands began their activities after STW1 stopped being fed. At the moment of the data collection, they were receiving the sludge from the sources that STW1 used to do, in a similar way (5 days of feeding, 2 days of resting).

Monitoring and sampling processes

The monitoring of the STW was carried monthly between May 2016 and June 2017. The sampling collection process in STW1 was randomly carried, collecting samples of the superficial (25cm) and deep (>30cm), totalizing 6 samples each collection.

Sampling of STW2 and STW3 followed the same procedure of STW1. However, only one vertical profile was collected in each sample point, given the fact that the layer of sludge was thinner.

Physicochemical, meteorological, and biological parameters

The following physicochemical parameters were monitored: pH, P-PO₄⁻, N-NH₄⁺, total solids (TS), fixed solids (FS), and volatile total solids (VTS).

The microbiological evaluation was carried by monitoring *Salmonella* spp., *Escherichia coli*, and infectious adenoviruses.

In order to assess if the accumulated sludge from the STW was fit to be used in agriculture, the results found were compared with CONAMA Resolution n.375 of 2006.

Results and Conclusions

Physicochemical characterization of the accumulated sludge from the STW in operation

The physicochemical parameters analyzed and the obtained results of the accumulated sludge from the STW in operation are shown in Table 1.

Table 1. Physicochemical characterization of the accumulated sludge from the STW in operation.

Data	Physicochemical parameters					
	pH	TS (%)	TS (g.kg ⁻¹)	VTS (g.kg ⁻¹)	P-PO ₄ (mg.kg ⁻¹)	N-NH ₄ (mg.kg ⁻¹)
Mean	6,99	26	258	54	62	680
Standard deviation	0,22	2	131	26	69	252

Given the data regarding STV and ST, its proportion was calculated, resulting in STV:ST equal to 0.20. This value is characteristic of sludge with low stability of its organic fraction, which agrees with the STW operation, which received fresh sludge daily.

Physicochemical characterization of the accumulated sludge from the STW in rest

The physicochemical parameters analyzed, and the obtained results of the accumulated sludge (superficial and deep profiles) from the STW in rest are shown in Table 2.

Table 2. Physicochemical characterization of the accumulated sludge from the STW in rest.

	Data	Physicochemical parameters					
		pH	TS (%)	TS (g.kg ⁻¹)	VTS (g.kg ⁻¹)	P-PO ₄ (mg.kg ⁻¹)	N-NH ₄ (mg.kg ⁻¹)
Superficial profile	Mean	7,08	17	168	33	63	419
	Standard deviation	0,57	6	55	9	25	227
Deep profile	Mean	6,95	17	167	32	77	740
	Standard deviation	0,56	6	55	12	48	219

Microbiological characterization of the accumulated sludge from the STW and its reuse potential in agriculture

Table 3 presents the microbiological concentrations found in the two systems monitored (beginning and end of monitoring), as well as the maximum concentration allowed by CONAMA Resolution n.375 of 2006.

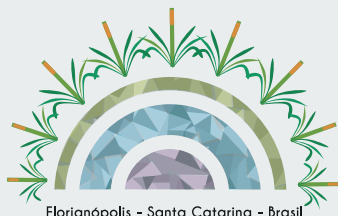


Table 3. Microbiological concentrations in the accumulated sludge from both STW and their maximum values allowed by CONAMA Resolution n.375 of 2006 for sludge classes A and B.

	Microorganism	Accumulated Sludge (initial)	Accumulated Sludge (final)	CONAMA Resolution n.375	
				Class A	Class B
STW in rest (superficial profile)	<i>Salmonella</i> spp. (MPN.g.TS ⁻¹)	1.71x10	1.47	Absence in 10g	-
	<i>Escherichia coli</i> (CFU.g.TS-1)	4.23x10 ⁶	2.35x10 ⁵	<10 ³	<10 ⁶
	Human adenovirus (PFU.g.TS ⁻¹)	2.12x10 ⁵	1.63x10 ⁴	< 0.25	-
STW in rest (deep profile)	<i>Salmonella</i> spp. (MPN.g.TS ⁻¹)	4.43	6.24	Absence in 10g	-
	<i>Escherichia coli</i> (CFU.g.TS-1)	3.57x10 ⁶	1.00x10 ⁵	<10 ³	<10 ⁶
	Human adenovirus (PFU.g.TS ⁻¹)	2.84x10 ⁵	2.54x10 ⁵	< 0.25	-
STW in operation	<i>Salmonella</i> spp. (MPN.g.TS ⁻¹)	3.98	8.34	Absence in 10g	-
	<i>Escherichia coli</i> (CFU.g.TS-1)	7.00x10 ⁶	2.80x10 ⁵	<10 ³	<10 ⁶
	Human adenovirus (PFU.g.TS ⁻¹)	2.80x10 ⁵	2.66x10 ⁴	< 0.25	-

The data presented shows that both systems did not achieve the parameters necessary to be classified as sludge class A or B. Higher resting periods could be applied to improve the quality of the sludge and its potential to be reused. Nevertheless, it is essential to highlight that Brazilian legislation allows the reuse of sludge class B only together with risk analysis assessment, to guarantee that there is enough sanitary security to the given reuse.

Moreover, the operation of the system may have contributed to a deficiency in pathogen inactivity, given the high feeding rates applied, which led to accumulated sludge with high water content, as observed in the analysis of TS. Furthermore, the resting period between feedings (2 days) is lower than the one indicated by other studies (6 days).

References

- Brasil (2006), Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução nº 375 de 29 de agosto de 2006*. Dispõe critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 29 de ago. 2006.
- Kadlec, R.H. and Wallace, S.D. (2008), *Treatment wetlands*. CRC Press, Florida.
- Nielsen, S. (2003), Sludge treatment in wetland systems. In: DIAS, V; VYMAZAL, J. *Proceedings of the Conference on the Use of Aquatic Macrophytes for Wastewater Treatment in Constructed Wetlands*. Lisboa, Portugal.
- Uggetti, E.; Ferrer, I.; Nielsen, S.; Ariasc, C.; Brix, H.; García, J. (2012), Characteristics of biosolids from sludge treatment wetlands for agricultural reuse. *Ecological Engineering*, v. 40, p. 210–216.
- Uggetti, E.; Llorens, E.; Pedescoll, A.; Ferrer, I.; Castellnou, R.; García, J. (2009), Sludge dewatering and stabilization in drying reed beds: characterization of three full-scale systems in Catalonia, Spain. *Bioresource Technology*, v. 100, p. 3882–3890.



Transformação de Sistema de Lagoas de Tratamento em conceito novo de Lodo Ativado em combinação com o Wetland para o Tratamento de Lodo excedente

Heike Hoffmann*, Camila Haiml*, Simone Bittencourt**, Aliny Lucia Borges Borba**, Priscila Oliveira de Souza Donadello Figueiredo**

* Rotaria do Brasil, Florianópolis, SC, Brasil heike@rotaria.net

**SANEPAR, Companhia de Saneamento do Paraná, Curitiba, Brasil, sbittencourt@sanepar.com.br

Abstract: O presente estudo de caso da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Santa Helena (30 L/s) é a primeira experiência na região sul do Brasil de transformação de um sistema de lagoas de tratamento usando a tecnologia wetland. Neste caso, para o tratamento do esgoto foram instalados 2 reatores SBR (Sequencing Batch Reactor ou Reator Sequencial em Bateladas – realizado como lodo ativado com aeração prolongada), complementado por um wetland para o tratamento de lodo em excesso, também chamado “canteiro de mineralização de lodo”. Esse sistema garante o tratamento completo de lodo no local da sua produção, sem nenhuma necessidade de manipulação nem de adição de produtos químicos. O sistema wetland para tratamento de lodo da ETE Santa Helena foi dividido em 12 canteiros e dimensionado para receber uma carga de lodo de 60 kg ST/m².ano, com estimativa de manutenção dos sólidos por pelo menos 10 anos, tempo no qual ocorre a mineralização do lodo e o volume inicial será reduzido em 98%. Tais características agregam sustentabilidade a uma estação de tratamento de esgoto e oferecem vantagens operacionais, redução dos custos de transporte e destinação final e, dependendo das condições, possibilidade de disposição agrícola.

Keywords: Wetland de tratamento de lodo; Estação municipal de tratamento de esgoto; Mineralização; Desaguamento

Sessão – Estudos de casos

Introdução

Dentre as ETEs municipais no Brasil e em toda América Latina, muitas foram concebidas com sistema de tratamento preliminar ou primário seguido por sistema de lagoas, como é o caso da ETE Santa Helena. Para tais configurações, é verificado que cada vez mais há dificuldade em atender as exigências atuais de saneamento, seja pelo aumento populacional ou pelos limites técnicos da tecnologia. Não é possível, por exemplo, remover os nutrientes com certa eficiência e a proliferação de algas afeta a qualidade do efluente final. Outro ponto crítico consiste na emissão de gases de efeito estufa, no caso de predominância de processos anaeróbios. Esses gases têm vários efeitos prejudiciais, tanto para o ambiente e o clima como para a saúde humana.

Por outro lado, os sistemas de lagoas possuem potencial para serem adaptados com uso de tecnologias modernas e eficientes de tratamento, considerando a área disponível e dedicada ao tratamento, fator atualmente limitante para implantação de novas ETEs, principalmente em municípios de médio e grande porte. Dentre as opções de adaptação de sistemas de lagoas para melhorar tanto o tratamento de efluentes como o de lodos, destacam-se as tecnologias de wetlands construídos.

No caso do wetland para tratamento de lodo, o limitante para a aplicação é o espaço físico disponível, principalmente quando se compara com o desaguamento em centrífugas ou filtro prensa, sendo importante ressaltar que ao utilizar o wetland, é possível obter a mineralização do lodo, enquanto outros processos oferecem apenas o desaguamento. Com disponibilidade de espaço, a tecnologia é uma das mais eficazes em termos de custos (CAPEX e OPEX) e baixo impacto ambiental, sendo uma tecnologia de tratamento de lodo bastante difundida na Europa (Nielsen & Bruun, 2014; Mole, 2015).

O artigo, portanto, apresenta o estudo de caso da ETE do município de Santa Helena, operada pela Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), empresa responsável pela operação de cerca de 250 ETEs no Estado do Paraná, Brasil. Na ETE Santa Helena, uma das lagoas existentes foi transformada

em um Wetland para tratar o lodo em excesso do novo sistema de lodos ativados de aeração prolongada (SBR), sendo uma das primeiras experiências nessa escala no Brasil.

Conceito da ETE Santa Helena com Canteiro de mineralização de lodo

A ETE nova de Santa Helena foi projetada para tratar o esgoto proveniente da rede da área urbana do município de Santa Helena, com vazão média 30 L/s, com picos máximos de 45 L/s, sendo composta por 3 etapas de tratamento (Figuras 1 e 2):

1. **Tratamento preliminar** através de gradeamento automatizado (6 mm) e desarenador, contando com gradeamento previamente realizado nas estações elevatórias de esgoto bruto.
2. **Tratamento biológico de esgoto** realizado por 2 reatores SBR operando em paralelo e executados em tanques de aço vitrificado, caracterizando um processo de Lodos Ativados de Aeração Prolongada, em que a baixa carga ($A/M < 0,1$ kg DBO/kg SST.d) e alta idade de lodo (> 18 dias) garantem a oxidação da carga poluidora do esgoto e a estabilização biológica do lodo.
3. **Tratamento de lodo em excesso** no Wetland ou nos Canteiros de mineralização de lodo (CML), situado na última lagoa da antiga ETE, com área total de 4.334 m² e dividido em 12 leitos de 361 m², sendo dimensionado para receber uma carga de lodo de 60 kg ST/m².ano, por um período de 10 anos, tempo no qual se completa a mineralização e se **reduz o volume inicial por 98%**. O percolado do sistema de wetlands regressa ao gradeamento para ser tratado no SBR.



Figura 1: Localização de cada etapa de tratamento da ETE Santa Helena com aproveitamento da última lagoa do sistema existente como canteiro de mineralização de lodo



Figura 2: Foto da fase da realização da nova ETE de Santa Helena (outubro 2019)

Princípio de tratamento de lodo na ETE Santa Helena

O sistema CML implementado na ETE Santa Helena é composto por 12 canteiros de 1,80 m de profundidade útil, sendo previsto preenchimento dessa altura ao longo de tempo. O fundo dos leitos é impermeabilizado e constitui um sistema diferenciado de drenagem. Os drenos são cobertos com camada de brita e areia. Os canteiros foram plantados com **3 espécies nativas de macrófitas: Taboa (*Typha domingensis*)** (Figura 3), **Papiros brasileiro (*Cyperus giganteus*)** e **Junco (*Zizaniopsis bonariensis*)**, nativo do município de Santa Helena. São plantas palustres, naturais de ambientes pantanosos ou solos encharcados com água. Foram escolhidas 3 espécies, de modo a garantir uma maior biodiversidade e analisar o desenvolvimento vegetal frente aos efeitos do clima.

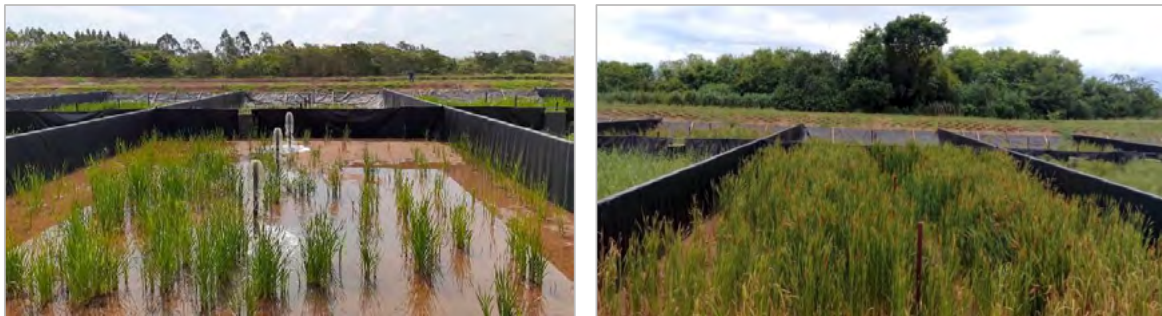


Figura 3: Canteiro da ETE Santa Helena plantado com Taboa em duas situações, sendo a primeira em 10/2019 com testes de descarga (feito com efluente), e a segunda em 01/2020, quando do início da operação com lodo.

O sistema é dimensionado para receber **260 t ST/ano** de lodo em excesso de SBR e **manter e tratar estes sólidos por pelo menos 10 anos**. Para este fim, os canteiros são alimentados **de forma rotativa com troca semanal a quinzenal**, de uma maneira que assegure **a secagem total da superfície do canteiro** antes da volta na rotação. Ou seja, para cada canteiro resultam teoricamente entre 11 e 22 semanas de descanso e a adaptação, dentro desta faixa, será objeto de monitoramento pela SANEPAR.

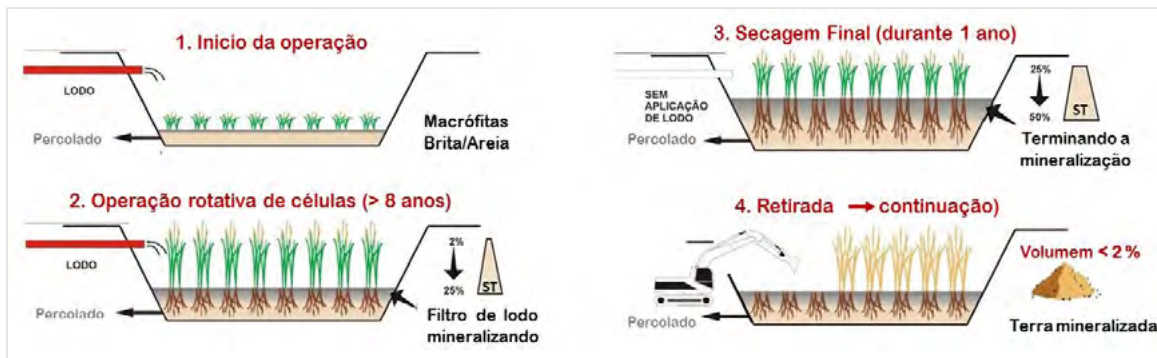


Figura 4: Esquema de funcionamento de canteiros de mineralização, mostrando o ciclo operativo de um dos 12 leitos (Fonte: Manual da ETE Santa Helena, Rotaria do Brasil)

Outro objetivo do monitoramento dos canteiros de mineralização de lodo da ETE Santa Helena consiste na **manutenção das macrófitas**. Suas raízes contribuem à percolação do efluente, sendo, portanto, imprescindível cuidar e manter as macrófitas e programar, caso necessário, ações como poda, replantio ou troca de espécie durante o ciclo de operação. Os resultados a longo prazo de operação também fornecerão a informação sobre a adequação das espécies escolhidas nas condições climáticas do local.

Resultados e Conclusões

A nova ETE Santa Helena entrou em operação no início de dezembro de 2019 e, após os primeiros 10 dias, observou-se uma eficiência estabilizada no tratamento de esgoto de 95% de remoção de DQO, considerando valores médios de 1.397 mg DQO/L no esgoto bruto (483 mg DBO/L) e de 45 mg DQO/L no efluente tratado dos reatores SBR. A turbidez no efluente tratado reduziu a valores inferiores a 7 NTU, ou seja, diferente do sistema de lagoas, o efluente tratado é totalmente clarificado.

O lodo em excesso é removido dos reatores SBR de forma automática após cada ciclo do SBR. A concentração depende tanto da concentração de lodo no SBR como de sua decantabilidade. A operação sequencial de 12 canteiros está sendo controlada de forma manual, para assegurar a secagem eficiente da cada lâmina de lodo e evitar a compactação, conforme apresentado na Figura 5.

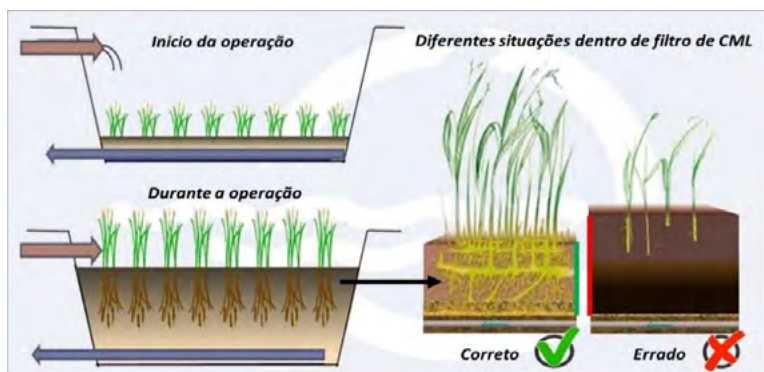


Figura 5: Formação do filtro, o filtro seco (correto) tem alta eficiência de percolação, mas o filtro continuamente úmido não é capaz de tratar o lodo de forma eficiente (Fonte: Manual da ETE Santa Helena, adaptado de Molle 2015 pela empresa Rotária do Brasil).



Figura 6: Retirada de lodo mineralizado após 15 anos (Fonte: Manual da ETE Santa Helena, Rotária do Brasil).

A operação dos wetlands e o processo de tratamento de lodo da ETE Santa Helena será monitorado e avaliado ao longo dos próximos anos. A primeira experiência em escala real na região sul do Brasil foi no município de Palhoça, SC, considerando também recebimento de carga de 60 kg ST/m².ano. Esta experiência já apresentou capacidade de operação de 14 anos, antes do enchimento do primeiro canteiro de wetlands e retirada do produto (Figura 6). Pesquisas em escala piloto, realizadas pela Universidade Federal de Santa Catarina (Magri, 2015), indicaram capacidade suporte de carga muito elevada de 60 kg ST/m².ano, mas ainda faltam estabelecer resultados sistemáticos em escala real.

A partir dos conceitos já verificados em escala real, os wetlands para o tratamento de lodo são apresentados como uma tecnologia muito relevante, agregando características de sustentabilidade ao processo de **tratamento, tanto de esgoto como de lodo, como uma alternativa tecnicamente e economicamente viável, convergindo tanto para implantação de novos sistemas, como a ampliação e melhoria de sistemas existentes e para a promoção e universalização do saneamento ambiental** para as diferentes realidades dos municípios brasileiros e da América Latina.

References

- Nielsen S, Peruzzi E, Macci C, Doni S, Masciandaro G (2014) *Stabilisation and mineralization of sludge in reed bed system after 10–20 years of operation*. Water Sci Technol 69 (3):539–545
- Molle, P. (2015): *Sludge drying reed beds for activated sludge and septage sludge treatment*, Material da apresentação oral na UFSC, Departamento Engenharia Sanitária Ambiental, 18.06.2015.
- Magri, M.L. (2015): *Application of High Organic Loading Rate in Sludge Treatment Wetlands as an Option for Developing Countries with Tropical and Sub-Tropical Climate*, 3rd. FSM3, 3rd International Faecal Sludge Management Conference, Hanoi, Vietnam; 19-21.01.2015



UNIDADE DE GERENCIAMENTO DE LODOS POR WETLANDS CONSTRUÍDOS – ESTUDO DE CASO EM ITABIRITO – MG

Gabriel Rodrigues Vasconcellos¹, Luiza Nunes Rocha², Renata Gaudereto Andries³, André Baxter Barreto⁴, Breno Henrique Leite Cota⁵, Débora Carvalho Boratto⁶

Wetlands Construídos Serviços Ambientais. Rua Professor José Vieira de Mendonça, n° 770, 2° andar, Sala 210, Edifício BHTEC, bairro Engenho Nogueira, Belo Horizonte, Minas Gerais, CEP 31310-260.

¹gabriel.vasconcellos@wetlands.com.br; ²luiza.nunes@wetlands.com.br; ³renata.andries@wetlands.com.br

⁴andre.barreto@wetlands.com.br; ⁵breno.cota@wetlands.com.br; ⁶debora.wetlands@gmail.com

Resumo: Este trabalho tem como objetivo avaliar a qualidade do lodo de uma Unidade de Gerenciamento de Lodos por Wetlands Construídos (UGL Wetlands) recebendo lodo de um reator UASB. O sistema possui 84 m² dividido em quatro leitos. Cada leito possui uma espécie de vegetação, sendo elas: *Canna x generalis*, *Pennisetum purpureum*, variedades verde e roxo e *Arundo donax*. Em um dos leitos foi realizado uma análise do lodo antes e após um período de repouso de 4 meses. O leito monitorado recebeu, durante a maior parte do tempo, uma taxa de aplicação de sólidos totais de 128 kg m⁻² ano⁻¹. Os resultados da análise, após o período de repouso, indicaram ausência de organismos patogênicos e redução no teor de umidade. A relação C/N do lodo foi igual a 8, o pH igual a 5,7 e umidade de 32%. O período de repouso adotado foi suficiente para reduzir a concentração de sólidos voláteis e a umidade do lodo, bem como eliminar os organismos patogênicos avaliados. O lodo analisado possui concentrações de substâncias inorgânicas abaixo dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n° 375, tornando-o apto para sua utilização na agricultura.

Palavras-chave: Wetlands Construídos para Lodos; Lodo de Reator UASB; Composto Orgânico.

Sessão – Estudos de caso: aspectos econômico, educacionais, culturais, paisagísticos e outros.

Introdução

O desaguamento de lodos e toda a logística até a destinação final pode corresponder até 60% do custo operacional de uma ETE. A demanda de trabalho e a complexidade na gestão dos lodos, seja de caminhões limpa-fossa, de estações de tratamento de esgotos ou de processos industriais, é uma atividade bastante expressiva, gerando custos com aquisição de produtos químicos, transporte, destinação final, manutenção e operação de leitos e equipamentos para desaguamento dos lodos. Além disso, o consumo de energia elétrica, transporte, destinação final e produção dos produtos químicos causam impactos ambientais e transtornos para a sociedade. O envio do lodo para aterros sanitários, além de possuir impactos, é um desperdício de seu potencial nutricional, uma vez que o lodo pode ser utilizado como condicionador de solos na agricultura, na recuperação de áreas degradadas ou até mesmo como combustível para a fabricação de cimento (FYTILI e ZABANIOTOU, 2008; ROSA, 2013).

A gestão dos lodos pode ser realizada de maneira simples, eficiente, econômica e sustentável através de Unidades de Gerenciamento de Lodos por Wetlands Construídos (UGL Wetlands). As UGL Wetlands são utilizadas desde a década de 80 e está presente em diversos países para tratamento e desaguamento de variados tipos de lodos, podendo ser provenientes de caminhões limpa-fossa, digestores, reatores tipo UASB e lodos ativados (UGGETTI *et al.*, 2010; UGGETTI *et al.*, 2012; STEFANAKIS *et al.*, 2012; BRIX, 2014; ANDRADE, 2015; KIM *et al.*, 2018). O lodo acumulado nas UGL Wetlands transforma-se em um composto orgânico de alto valor nutricional, estabilizado, mineralizado e com possibilidade de ser utilizado como condicionador de solo na agricultura. Este sistema apresenta outras vantagens como: operação por longos períodos, sem a necessidade de remoção do lodo; ausência do uso de produtos químicos e energia elétrica; capacidade de receber elevadas cargas; baixos custos de



implantação e operação; simplicidade operacional; além de apresentar uma estética agradável, podendo, inclusive, utilizar espécies de plantas ornamentais (SUNTTI *et al.*, 2011; TILLEY *et al.*, 2014).

A rotina operacional de uma UGL Wetlands é simples, com descarregamento do lodo semanalmente e intervalos de remoção a cada 5 ou até 20 anos (NIELSEN, 2014). O longo intervalo de retirada do lodo possibilita sua mineralização, estabilização e decaimento de organismos patogênicos, agregando valor ao lodo e produzindo um estoque de composto orgânico de elevada qualidade de forma passiva e natural.

A falta de critérios padronizados de dimensionamento, construção e operação, associado a poucos estudos sobre a qualidade do lodo acumulado, gera um déficit sobre a aplicação das UGL Wetlands, sobretudo no Brasil. Diante disso, este trabalho tem como objetivo avaliar a qualidade do lodo e a rotina operacional de uma UGL Wetlands operando sob condições sudeste-brasileiras recebendo lodo de reator UASB no tratamento de esgotos sanitários.

Material e Métodos

O sistema em estudo localiza-se no município de Itabirito, Minas Gerais (coordenadas 20°12'37.3" S e 43°48'10.1" W), junto à Estação de Tratamento de Esgotos Marzagão, que trata os esgotos de aproximadamente 47.000 habitantes, sendo a maior parte da população de Itabirito. A tecnologia de tratamento empregada na ETE Marzagão é de reator tipo UASB seguido de filtros biológicos percoladores e decantador secundário. Para desaguamento dos lodos emprega-se leitos de secagem. Uma parte do lodo é descarregada na UGL Wetlands com a finalidade de pesquisa e demonstração da tecnologia. O local possui clima tropical de altitude, com temperatura média anual de 20,1 °C e índice pluviométrico médio de 1.399 mm ano⁻¹ (CLIMATE-DATA, 2020).

A UGL Wetlands iniciou sua operação em fevereiro de 2018 e está a aproximadamente 2 anos recebendo lodo do fundo do reator UASB. A alimentação do sistema é realizada por gravidade, com frequência semanal. A unidade possui 84 m², dividido em quatro leitos de 21 m² cada. O sistema foi impermeabilizado com geomembrana de polietileno de alta densidade com 1,5 mm de espessura e preenchido com quatro alturas de meio suporte, sendo 15 cm de brita 3 (granulometria entre 22 a 62 mm) ao fundo, 5 cm de brita 1 (12,5 a 22 mm), 25 cm de pedrisco (3 a 5 mm) e 5 cm de areia grossa (0,2 ≤ d₁₀ ≤ 0,4 mm e 4 ≤ CU ≤ 5) na superfície da unidade. Uma borda livre de 75 cm foi prevista para acumulação do lodo. O fundo dos leitos possui inclinação de 1 % e a drenagem é realizada por uma tubulação corrugada perfurada de 100 mm de diâmetro. O percolado do sistema é direcionado para uma vala de infiltração.

Com o objetivo de avaliar o desenvolvimento de diferentes espécies vegetais, cada leito foi plantado com uma espécie. O leito 1 foi plantado com beri (*Canna x generalis*) variante vermelha, o leito 2 e 3 foram plantados com capim elefante (*Pennisetum purpureum*), sendo que o leito 2 possui a variante roxa e o leito 3 a variante verde e o leito 4 foi plantado com cana-do-reino (*Arundo donax*). Na Figura 1 é possível observar a UGL Wetlands de Itabirito com diferentes espécies de plantas e o reator UASB ao fundo.



Figura 1 Unidade de Gerenciamento de Lodos por Wetlands Construídos em Itabirito MG.

Em março de 2019, após um ano de operação, foi realizada interrupção na alimentação do leito 2 e após 7 dias efetuada a primeira coleta do lodo para análise de sólidos, umidade e coliformes totais. A amostragem foi realizada utilizando um tubo de PVC com 50 mm de diâmetro. Ao inserir o tubo no leito, a amostra fica contida em seu interior, possibilitando a coleta do lodo. A amostra foi separada em duas frações, superficial e de fundo. No mês de julho de 2019 foi realizada uma nova coleta para avaliação dos requisitos mínimos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 375 (BRASIL, 2006). Os parâmetros avaliados foram: arsênio total, bário total, cádmio total, chumbo total, cobre total, cromo total, cromo hexavalente, mercúrio total, molibdênio total, níquel total, selênio total, zinco total, coliformes termotolerantes, *Salmonella sp.* e ovos viáveis de helmintos. Além disso, avaliou-se carbono total, nitrogênio total, série de sólidos, pH, índice de vidro, plásticos e metais contidos na amostra (Ivpm).

As análises foram realizadas conforme procedimentos descritos em *Standard Methods for Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2012), U.S. EPA (1992), Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos (BRASIL, 2017) e Manual de Análise de Fertilizantes (ALCARDE, 2009).

Resultados e Conclusões

Nos primeiros 2 meses de operação, os leitos sofreram variações nas taxas de aplicação de sólidos totais (TAS), visando encontrar uma taxa adequada para o desaguamento do lodo em virtude da condição climática local. Os leitos 1 e 2 operaram com taxas de aplicações superiores aos leitos 3 e 4. Foram testadas diferentes taxas entre os leitos, chegando até uma TAS de $255 \text{ kg ST m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, entretanto, com este valor, o lodo apresentou dificuldade de desaguamento. A TAS de $128 \text{ kg ST m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ foi a que promoveu melhores condições de desaguamento do lodo, sendo a taxa adotada para operação dos leitos 1 e 2. Os leitos 3 e 4 iniciaram a operação com uma TAS de $102 \text{ kg ST m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ e após 2 meses receberam $51 \text{ kg ST m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$, resultando em um equivalente populacional de 163 habitantes por leito. A TAS de $128 \text{ kg ST m}^{-2} \text{ ano}^{-1}$ resulta em um equivalente populacional de 409 habitantes. Em cada descarte foi desaguado cerca de 905 litros de lodo nos leitos 1 e 2 e 360 litros de lodo nos leitos 3 e 4. A concentração de ST do lodo do fundo do reator UASB é de aproximadamente 5,7%, determinada em março de 2018. Com esta concentração e taxas adotadas, a massa descartada em cada leito é de cerca de 52 kg ST nos leitos 1 e 2 e 21 kg ST nos leitos 3 e 4.

Após 1 ano de operação, a alimentação do leito 2 foi interrompida e mantida em repouso durante 4 meses com o objetivo de reduzir umidade e concentração de organismos patogênicos. Além do mais, o



período de repouso intensifica a estabilização e mineralização do lodo. No dia da interrupção foi realizada uma coleta para uma análise simplificada do teor de umidade e concentração de organismos patogênicos. A amostra foi fracionada em duas partes, compondo-se em amostra da superfície e fundo do leito. Os resultados indicaram um teor de umidade de 66% no fundo e de 67% na superfície e concentrações de coliformes totais de $2,4 \times 10^6$ NMP $25g^{-1}$ no fundo e $1,0 \times 10^5$ NMP $25g^{-1}$ na superfície. A relação SV/ST na amostra do fundo foi igual a 0,50 e na superfície igual a 0,58. Segundo a Resolução nº 375 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 2006), para fins de utilização agrícola, o lodo de esgoto é considerado estável quando a relação entre SV/ST for inferior a 0,70, ou seja, o lodo antes do período de repouso já estaria apto para sua utilização agrícola em termos de SV/ST.

Depois do período de repouso de 4 meses, foi realizado uma nova coleta para uma análise mais detalhada. Desta vez a amostra foi composta pelo lodo do fundo e superfície com o objetivo de reproduzir um único lote. Os resultados da análise indicaram ausência de organismos patogênicos e redução no teor de umidade, com valores de 32%. A relação C/N, na base úmida, foi igual a 8 e o pH do lodo igual a 5,7. O Ivpm é menor que 0,1, ou seja, a amostra é isenta de resíduos sólidos, não causando impedimentos para utilização agrícola. A relação SV/ST na amostra reduziu para 0,44, indicando que o período de repouso estabilizou ainda mais o lodo. A resolução CONAMA nº 375 estabelece padrões máximos de substâncias inorgânicas e organismos patogênicos para utilização do lodo na agricultura. Na amostra analisada, os valores encontrados permaneceram abaixo das concentrações máximas permitidas. Na Tabela 1 é possível comparar os resultados do lodo da UGL Wetlands Itabirito com a concentração máxima estabelecida pela CONAMA nº 375.

Tabela 1 Resultado da análise do lodo e valores máximos permitidos com base na Resolução CONAMA nº 375.

Parâmetro	Resultado da análise	Concentração máxima estabelecida CONAMA nº 375	Unidade (base seca)
Arsênio	< 1	41	mg kg^{-1}
Bário	94	1.300	mg kg^{-1}
Cádmio	< 1	39	mg kg^{-1}
Chumbo	24	300	mg kg^{-1}
Cobre	158	1.500	mg kg^{-1}
Cromo	33	1.000	mg kg^{-1}
Cromo hexavalente	< 1	-	mg kg^{-1}
Mercúrio	0,13	17	mg kg^{-1}
Molibdênio	5,60	50	mg kg^{-1}
Níquel	21	420	mg kg^{-1}
Selênio	0,23	100	mg kg^{-1}
Zinco	325	2.800	mg kg^{-1}
Coliformes termotolerantes	0	< 10^{3*}	NMP g^{-1}
<i>Salmonella sp.</i>	Ausente	Ausência*	NMP $10g^{-1}$
Ovos viáveis de helmintos	0	< 0,25*	Ovos gST^{-1}

*Referência para lodo Classe A.

Com o período de repouso de 4 meses, foi possível reduzir a concentração de sólidos voláteis e a umidade do lodo, bem como eliminar os organismos patogênicos avaliados. Com base nos resultados da análise do lodo, é possível concluir que o lodo da UGL Wetlands de Itabirito está estabilizado e higienizado para a utilização na agricultura, pois não infringe os requisitos estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 375.



Referências

- Alcarde, J. C. (2009), *Manual de Análise de Fertilizantes*. Piracicaba: FEALQ, 259 p.
- APHA - American Public Health Association; AWWA - American Water Works Association; WEF - Water Environment Federation. (2012), *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 22a. ed. Washington: APHA/AWWA/WEF, 1496 p.
- Brasil (2006), Resolução CONAMA nº 375, de 29 de agosto de 2006. *Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências*. Brasília: Conselho Nacional do Meio Ambiente.
- Brasil (2017), Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. *Manual de métodos analíticos oficiais para fertilizantes e corretivos*. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária. Brasília, 240 p.
- Brix, H. (2014), *Integrated sludge dewatering and mineralization in sludge treatment reed beds*. In: IWA, 14th Conference on wetland systems for water pollution control. Shanghai, China. p.31.
- CLIMATE-DATA (2020), *Dados climáticos para cidades mundiais*. Disponível em: <<https://pt.climate-data.org/>>. Acessado em 14 de janeiro de 2020.
- Fytili, D.; Zabaniotou, A. (2008), Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 12, p.116–140.
- Kim, B.; Bel, T.; Bourdoncle, P.; Dimare, J.; Troesch, S.; Molle, P. (2018), Septage unit treatment by sludge treatment reed beds for easy management and reuse: performance and design considerations. *Water Science and Technology*. v. 77, n. 2.
- Nielsen, S.; Peruzzi, E.; Macci, C.; Doni, S.; Masciandaro, G. (2014), Stabilisation and mineralisation of sludge in reed bed systems after 10–20 years of operation. *Water Science & Technology*, v. 69, n. 3.
- Rosa, A. P. (2013), *Aproveitamento de Biogás e Lodo Excedente de Reatores UASB Como Fonte de Energia Renovável em Estações de Tratamento de Esgoto*. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, 152 p.
- Stefanakis, A. I.; Tsihrintzis, V. A. (2012), Effect of various design and operation parameters on performance of pilotscale Sludge Drying Reed Beds. *Ecological Engineering*. v. 38, p. 65-78.
- Suntti, C.; Magri, M. E.; Philippi, L. S. (2011), Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical aplicados na mineralização e desaguamento de lodo de tanque séptico. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16.
- Tilley, E.; Ulrich, L.; Lüthi, C.; Reymond, P.; Zurbrugg, C. (2014), *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. EAWAG. 2ed.
- Uggetti, E.; Ferrer, I.; Lorens, E.; Garcia, J. (2010), Sludge treatment wetlands: A review on the state of the art. *Bioresource Technology*, v. 101, n. 9, p. 2905-2912.
- Uggetti, E.; Ferrer, I.; Nielsen, S.; Arias, C.; Brix, H.; Garcia, J. (2012), Characteristics of biosolids from sludge treatment wetlands for agricultural reuse. *Ecological Engineering*. v 40, p. 210-216.
- US EPA (1992), Part 503 - *Standards for the use or disposal of sewage sludge*. US Sewage Sludge Regulations. United States Environmental Protection Agency, Cincinnati.



Uso de Lodo de Esgoto em Solo: aplicabilidade da Resolução Conama 375/06

* Simone Bittencourt

* Sanepar, GPDO/GPEG - Processo Esgoto. Faculdade Fael. Rua Engenheiro Antônio Batista Ribas, 151 - casa 1. Tarumã, Curitiba, PR - CEP 82.800-130

Abstract: O lodo das estações de tratamento de esgoto é rico em matéria orgânica e nutrientes, que são benéficos para o solo e para o desenvolvimento vegetal. Por esse motivo, o uso agrícola é um destino mais ambientalmente sustentável do que o aterro, por exemplo. O presente documento apresenta aspectos que necessitam ser revistos da Resolução Conama 375/06, a qual estabelece critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodo de esgoto excessivamente rigorosos, que tornam o processo complexo e limitam a expansão dessa prática sustentável de destinação final.

Keywords: Biossólido; destinação sustentável, resíduo saneamento.

Sessão – Estudos de caso

Introdução

É de importância ambiental que o lodo gerado em estações de tratamento de esgoto (ETE) tenha um destino adequado, contribuindo para a saúde pública e preservação ambiental. Mundialmente são adotados diferentes tipos de destino final como a incineração, a biomassa para geração de energia, a mistura para fabricação cimento e materiais de construção, a aplicação para a melhoria de solo e desenvolvimento vegetal e a disposição em aterros sanitários. No Brasil, a forma de destinação mais usualmente utilizada é a disposição em aterros, sendo, também, adotado o uso benéfico em solo, mas são poucas as experiências relatadas. O Paraná é o estado que, tradicionalmente, vem realizando essa forma de destinação (Bittencourt, 2018), sendo também descritas experiências no estado de São Paulo, (Silva, 2017; Oliveira, 2018; CMS, 2019; CSJ, 2019) e no uso em recuperação de áreas degradadas no Distrito Federal (Caesb, 2017) e na produção de mudas de espécies florestais, no Rio de Janeiro (Cedae, 2017).

O uso do lodo de esgoto no solo contribui com a sustentabilidade, pois possibilita que os aterros sejam poupados e utilizados, prioritariamente, para a disposição de rejeitos, os quais não podem ser reciclados. Também promove a reciclagem de macro e micronutrientes essenciais para o desenvolvimento vegetal e o aproveitamento da matéria orgânica, trazendo melhorias às características físico-químicas e biológicas do solo. Além disso, proporciona redução nos custos e aumento de produtividade dos cultivos, com impactos sociais e econômicos positivos na região onde o material é aplicado.

O uso agrícola está em consonância com a Política Nacional de Resíduos Sólidos, contribuindo para o conceito estratégico de Economia Circular, que é baseado na redução, reutilização, recuperação e reciclagem de materiais e energia. A Organização Mundial de Saúde - OMS em suas diretrizes para o destino seguro de resíduos do tratamento de esgoto recomenda a utilização agrícola do lodo de esgoto como forma de minimizar as pressões causadas pelo aumento populacional, pela escassez e degradação de recursos hídricos resultantes do destino inadequado de resíduos, e pela crescente demanda por alimentos e fibras (Silva, 2007). Assim, essa forma de destinação atende os Objetivos da Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável como o de fome zero, de boa saúde e bem-estar, de água limpa e saneamento, de cidades e comunidades sustentáveis e de consumo e produção responsáveis.



No Brasil, é a Resolução 375/06 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Resolução Conama 375/06) que dispõe sobre critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário. O documento define Unidade de Gerenciamento de Lodo (UGL) como aquela responsável pelo recebimento, processamento, caracterização, transporte, destinação do lodo de esgoto produzido por uma ou mais estações de tratamento de esgoto sanitário e pelo monitoramento dos efeitos ambientais, agrônômicos e sanitários de sua aplicação em área agrícola. Entre os procedimentos, estão os relacionados ao licenciamento, à frequência de monitoramento do lodo, à elaboração de projeto agrônômico, às condições de manuseio, transporte e à aplicação do material. Também estabelece critérios para culturas e áreas agrícolas aptas a receberem o material, para restrições locais, para definição de taxa de aplicação e para o monitoramento das áreas de aplicação. Entre os requisitos mínimos de qualidade do lodo, são estabelecidos limites máximos de concentração para agentes patogênicos, indicadores bacteriológicos e contaminantes inorgânicos. A Resolução também exige o monitoramento de substâncias orgânicas no lodo, ao contrário da maior parte das legislações internacionais sobre o tema, mas não determina limites máximos de concentração (Brasil, 2006).

Apesar da Resolução Conama 375/06 ter sido elaborada a mais de 13 anos, são poucos os estados brasileiros que aderiram ao uso agrícola como alternativa para destinação final do lodo de esgoto. O excesso de critérios e limites mais restritivos do que normas internacionais e que não consideram as especificidades locais e regionais dificultam e, até em alguns casos, tornam inviável a adoção desta alternativa mundialmente consolidada.

O presente trabalho apresenta a síntese de alguns aspectos da Resolução Conama 375/06 que necessitam ser analisados e revisados, de modo que o uso de lodo de esgoto em solos brasileiros possa ser exequível e consistente com o desenvolvimento técnico-científico e a realidade brasileira, sem comprometer a segurança sanitária e ambiental.

Aspectos da Resolução Conama 375/06 a serem revisados

A Resolução Conama 375/06 define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Ao utilizar o termo uso agrícola, a Resolução omite outros usos em solo, como a recuperação de solos e de áreas degradadas e a aplicação em locais urbanos, como praças e jardins. Considera-se a resolução incompleta nesse aspecto, pois não existe outra Resolução Conama que aborde essas possíveis formas de uso, que promovam a reciclagem de nutrientes e a melhoria das propriedades físico-químicas e biológicas do solo.

Quanto termo “produto derivado”, seu emprego na Resolução causa ambiguidade com os dispositivos das legislações sobre fertilizantes, inoculantes e corretivos do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), os quais consideram o lodo de esgoto como matéria prima proveniente do sistema de tratamento de esgotos sanitários, possibilitando um produto de utilização segura na agricultura, atendendo aos parâmetros estabelecidos e aos limites máximos estabelecidos para contaminantes (Instrução Normativa SDA n. 25, de 23 de julho de 2009). Além disso, já existem no Brasil produtos registrados pelo MAPA, que contém lodo como uma de suas matérias primas.

A Resolução não se aplica a lodo de estação de tratamento de efluentes de processos industriais, no entanto, o uso de lodos com essa origem poderia ser autorizado pelo órgão ambiental competente, mediante decisão fundamentada, desde que atendidos, no mínimo, os critérios e parâmetros estabelecidos na resolução. Também é necessário ampliar as possibilidades de uso do lodo proveniente de sistema de tratamento individual (fossa séptica), coletados por veículos, de modo que eles possam ser tratados em uma UGL e não somente em ETE, conforme determina o texto atual da Resolução.



Em relação ao licenciamento ambiental da UGL, a Resolução define que o mesmo “contemplará obrigatoriamente as áreas de aplicação”. No entanto, a aprovação prévia das áreas de aplicação, no momento do licenciamento, inviabiliza do ponto de vista logístico, a gestão da aplicação agrícola do lodo (Sampaio, 2013). A atividade agrícola é dinâmica, e por mais que haja planejamento, é influenciada por fatores climáticos e de mercado, que podem dificultar e até mesmo impedir a realização do planejado. Dessa forma, propõe-se que no momento do licenciamento seja apresentado o documento denominado “Plano de Gerenciamento de UGL” o qual descreve as regiões prioritárias de aplicação de lodo de cada UGL (macro), com base no diagnóstico e zoneamento da aptidão agrícola das terras da região onde está localizada a UGL, definindo as potencialidades e das limitações da região. Posteriormente, seriam apresentados os projetos ou recomendações técnicas de aplicação, juntamente com o relatório de rastreabilidade, conforme procedimento e periodicidade estabelecidos pelo órgão ambiental competente.

A Resolução possui muitos anexos, os quais não apresentam diretrizes, mas são exemplos de documentos operacionais, levando a Resolução a ter um caráter de manual técnico. O objetivo da Resolução é estabelecer conceitos, diretrizes gerais e fundamentos técnicos para a aplicação do lodo em solos de forma segura à saúde pública e ao meio ambiente. Considera-se que os estados têm a autonomia de criar outros dispositivos legais e instrumentos, levando-se em conta os regionalismos e que podem ser elaborados textos explicativos (como cartilhas de orientação, normas técnicas, manuais, boletins técnicos), com o objetivo de tratar as especificidades e facilitar a compreensão da Resolução tanto para os agentes ambientais, quanto para as empresas operadoras de saneamento. Em um de seus anexos, a Resolução lista os métodos de análises laboratoriais a serem seguidos, sendo que muitos deles já se encontram ultrapassados. Não é aconselhável a descrição de metodologias em um documento normativo, uma vez que métodos de determinação laboratorial evoluem ao longo do tempo.

Em relação à qualidade microbiológica do lodo de esgoto para uso agrícola, a Conama 375/06 não reconhece que o monitoramento de rotina para patógenos não é uma prática viável, bem como ignora o conceito de organismos indicadores e a utilidade de variáveis de controle operacional, que são critérios amplamente utilizados em normas internacionais. Estudos Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) em cenários hipotéticos de exposição, adaptados à realidade brasileira, concluem que os critérios de qualidade e restrições de uso para lodo Classe A e que a proibição do uso de lodo Classe B, no ano de 2011, são medidas extremamente rigorosas, que poderiam ser revistas de modo a possibilitar a ampliação do uso de lodo em solos com emprego de medidas adequadas a proteção da saúde (Bastos, Bevilacqua, Mara; 2013).

O texto da Resolução Conama 375/06 é contraditório em relação aos procedimentos para caracterização de lote de lodo de esgoto e de monitoramento do lodo de esgoto. A dificuldade de entendimento em relação a esses aspectos é agravada pela falta de definição e diferenciação entre os termos: “caracterização” e “monitoramento”. Essa ausência de clareza, resulta em dúvidas em relação aos critérios estabelecidos para o monitoramento do lodo de esgoto. Considera-se que a caracterização e o monitoramento devem garantir, principalmente, que as amostras sejam representativas, e a determinação de sua frequência dependerá principalmente dos processos adotados nas UGLs, portanto serão específicos para cada situação.

Considerações finais

O Brasil necessita de uma legislação aplicável, com barreiras físicas, controles, monitoramento, uso de proteção coletiva e individual, equipamentos de segurança e definição de culturas permitidas, que seja viável para que municípios de pequeno porte, que possuem dificuldades de investimento na área de saneamento, possam adotar o uso do lodo de esgotos em solo como alternativa sustentável de destinação.



Frente as inconsistências e as dificuldades que a atual legislação traz para a disseminação do uso agrícola de lodo de esgoto a Câmara Temática de Tratamento de Esgotos da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (CTTE Abes) e o Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações de Tratamento de Esgoto Sustentáveis (INCT ETES Sustentáveis) apresentaram, em dezembro de 2017, uma proposta de revisão do Conama 375/06 ao Conama. A proposta foi construída com a participação de diversos atores ligados ao setor de saneamento ambiental, como: empresas operadoras públicas e privadas, academia e órgãos reguladores, procurando fazer um debate crítico que considere as diferenças regionais, de forma a contribuir para o aumento dessa prática de destinação sustentável do lodo de esgoto no Brasil.

É preciso considerar também que, para implantação e expansão efetiva do uso agrícola de lodo de esgoto são necessários investimentos em melhorias de infraestrutura e capacitação. Além disso, existem algumas dificuldades relacionadas à complexidade da gestão de processos, como as de logística de transporte e distribuição, devido à demanda agrícola concentrada e ao elevado número de dias com chuvas, gerando dificuldades de descarregamento do material nas áreas agrícolas, em algumas regiões brasileira. Há também problemas na contratação do serviço de análises laboratoriais, devido à limitada rede de laboratórios com infraestrutura e capacidade técnica para atender a todos os critérios atualmente estabelecidos pela Resolução Conama 375/06.

Referencias

- BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; MARA, D. D. (2013). Análise crítico-comparativa das regulamentações brasileira, estadunidense e britânica de qualidade microbiológica de biossólidos para uso agrícola. *Revista DAE*, v. 191, p. 10-20, 2013.
- BITTENCOURT, S. (2018). Agricultural Use of Sewage Sludge in Paraná State, Brazil: A Decade of National Regulation. *Recycling*, v.3(4), 53, 2018.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Conama n. 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 30 ago. 2006.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO DISTRITO FEDERAL (CAESB). (2017). Relatório da administração. 2017. Disponível em: <https://www.caesb.df.gov.br/images/arquivos_pdf/Relatorio_da_Administracao-2017.pdf>. Acesso em: 27 jun. 2019.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO DE JUNDIAÍ (CSJ). (2019) Fertilizante Orgânico. Disponível em: <<https://saneamento.com.br/portal/tratamento-de-esgoto/fertilizante-organico>>. Acesso em: 14 jun. 2019.
- COMPANHIA ESTADUAL DE ÁGUAS E ESGOTOS (CEDAE) (2017). Relatório de sustentabilidade 2017. Disponível em: <<https://www.cedae.com.br/portals/0/governanca/Relatorio%20de%20Sustentabilidade%20-%202017.pdf>>. Acesso em: 03 jul. 2019.
- COMPANHIA MATONENSE DE SANEAMENTO (CMS). (2019). A empresa. Disponível em: <<http://www.ciamatonense.com.br/empresa.php>>. Acesso em: 14 jun. 2019.
- OLIVEIRA, F. C. (2018). Reciclagem Agrícola de Lodo de Esgoto no Estado de São Paulo: de Resíduo a Produto. 7º Encontro Nacional das Águas. São Paulo, 2018. 28 slides. Disponível em: <<http://abconsindcon.com.br/wp-content/uploads/2018/08/7%C2%BA-ENA-T5-Lodo-de-esgoto-De-Res%C3%ADuo-a-Produto.pdf>>. Acesso em: 17 jun. 2019.
- SAMPAIO, A. (2013). Afinal, queremos ou não viabilizar o uso agrícola do lodo produzido em estações de esgoto sanitário? Uma avaliação crítica da Resolução CONAMA 375. *Revista DAE*, São Paulo, n. 193, p. 16-27, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.109>>. Acesso em: 14/04/2014.
- SILVA, A. L. (2017). As experiências desenvolvidas pelos prestadores de serviços no uso benéfico de lodo de ETE no solo. 2017. 42 slides. Disponível em: <abes-dn.org.br/ctabes/wp-content/uploads/2018/Ana%20Sabesp-min.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2019.
- SILVA, H. (2007) WHO Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater in agriculture and aquaculture. In: LEBLANC, R. LAUGHTON, P. RAJESH, T. Wastewater Biosolids Sustainability – technical, managerial and public synergi. New Brunswick – Canadá, jun. 24-27, 2007.



Wetlands Construídos em região semiárida: estudo de caso de módulo na região sul do Ceará

Jonatas José Lobo Oliveira*, Mauro Felipe Alencar Militão**, Laryssa Evangelina Pereira***, Thamara Martins Ismael de Souza****

* Universidade Federal do Cariri, jonatasjosepet@gmail.com

** Universidade Federal do Cariri, felipealencarmilitao@gmail.com

*** Universidade Federal do Cariri, laryssaevangpereira@gmail.com

**** Orientadora, Universidade Federal do Cariri, thamara.martins@ufca.edu.br

Resumo: Um dos fatores que inviabilizam o acesso de comunidades rurais aos serviços de saneamento básico é a baixa densidade populacional, nessa perspectiva, as tecnologias sociais e o tratamento descentralizado são alternativas mais viáveis e eficazes. No presente estudo é analisada a utilização de Wetlands Construídos, com inserção de espécie vegetal adaptada aos fatores climáticos da região Nordeste, para o tratamento de águas cinzas de uma residência rural, comparando a sua eficiência de tratamento e avaliando a adequação do efluente ao reuso em atividades agrícolas. De modo geral, o Wetlands Construído apresentou relevantes taxas de remoção de DBO e coliformes termotolerantes, 96% e 99%, respectivamente. A remoção de Fósforo e os baixos valores de Condutividade Elétrica podem indicar um baixo risco de salinização do solo. Cabe ressaltar que a eficiência de tratamento pode ter sido comprometida pela realização de uma manutenção cerca de dois meses anteriores à data da coleta. Diante dessa experiência, pode-se concluir que o Wetlands Construído constitui uma importante tecnologia social a ser empregada em comunidades isoladas para tratamento de efluentes, melhorando a disposição do efluente na natureza, garantindo eficiência na remoção de matéria orgânica e patógenos, e assim evitando a contaminação de rios e mananciais de abastecimento público. Uma das possibilidades indiciadas para a melhoria da eficiência de tratamento é a substituição da espécie vegetal adotada por outra ou adequação da caixa de gordura para otimizar a remoção de sólidos.

Palavras-chaves: Saneamento Rural; Wetlands Construídos; Águas Cinzas.

Sessão - Estudos de caso: aspectos econômico, educacionais, culturais, paisagísticos e outros.

Introdução

A região Nordeste do Brasil apresenta um clima semiárido predominante, marcando diversas localidades com a irregularidade das precipitações e um acesso à água deficitário, associado à ineficiência e, em muitos casos, ausência dos serviços públicos de saneamento básico. De acordo com dados do IBGE (2011), a área rural da região Nordeste contém 980 mil dos mais de 1,5 milhões de domicílios sem acesso mínimo a condições de saneamento, não possuindo sequer banheiros ou sanitários.

A ausência desses serviços pode ocorrer por conta de inviabilidade técnica, econômica e/ou política, sendo fruto de diversos fatores, tais como: grande distância em relação à sede do município, difícil acesso, baixa densidade populacional, entre outros. Em comunidades isoladas, localizadas em áreas rurais, torna-se essencial o uso de tecnologias de tratamento que tenham uma concepção simples, equipamentos e instalações não sofisticados, baixo consumo de energia e alto grau de eficiência (Foresti et al., 1999; Chernicharo, 1997). Reforçando a concepção de sistemas descentralizados de tratamento, em consonância com a Declaração do Semi-árido (1999), que ressalta a necessidade de trabalhar nessas localidades “o uso de tecnologias e metodologias adaptadas ao semi-árido e a sua população, como ferramentas básicas para a convivência com as condições da região”, buscando assim o desenvolvimento e respeitando os saberes e as riquezas locais.

Portanto, o presente artigo analisa a utilização de Wetlands Construídos como alternativa para tratamento de águas cinzas provenientes de comunidade rural da região Cariri cearense, com inserção



de espécie vegetal adaptada aos fatores climáticos locais, sugerida pelos próprios beneficiados, avaliando a viabilidade do reuso das águas tratadas em atividades agrícolas, como irrigação.

Materiais e métodos

Os principais procedimentos metodológicos podem ser divididos em três etapas. A primeira consiste em um levantamento bibliográfico acerca do tema, observando os estudos mais recentes na área. A segunda etapa envolve a análise das ações do projeto “Práticas em reuso de águas cinzas no Cariri”, na implantação de um módulo de Wetlands Construído de fluxo vertical, em uma comunidade rural, o sítio Boa Esperança, localizado no distrito do Arajara, na cidade de Barbalha, no sul do Ceará. O módulo beneficia uma família formada por três pessoas, que tem a agricultura familiar como a principal fonte de renda.

A terceira etapa consiste no monitoramento do desempenho do Wetlands Construído implantado, a partir da coleta e análise do afluente e do efluente do módulo, de forma periódica. Até o presente momento, foram realizadas duas coletas dentro do período de um mês, no dia 18 de Dezembro de 2019 e 14 de Janeiro de 2020, avaliando a eficiência de tratamento e a adequação do efluente aos limites estabelecidos da resolução do Conselho Estadual de Meio Ambiente (COEMA) do Ceará número 002, do ano de 2017. Na tabela 1.1, tem-se a descrição dos parâmetros analisados e as metodologias adotadas, de acordo com as recomendações de Sezerino et al. (2018).

Tabela 1.1 – Parâmetros e métodos adotados.

Parâmetro	Metodologia Adotada	Parâmetro	Metodologia Adotada	Parâmetro	Metodologia Adotada
pH	Leitura direta na coleta com a utilização de pHmetro. (FUNASA, 2013)	Sólidos Sedimentáveis	Método da decantação em cone de Imhoff (SABESP, 1999)	Nitrogênio Amoniacal	Método fotométrico da Nesslerização direta (APHA, 2012)
Temperatura	Leitura direta na coleta com a utilização de pHmetro. (FUNASA, 2013)	Sólidos Suspensos	(SABESP, 1999)	Nitrito	Método Colorimétrico da Diazotização (APHA, 2012)
Condutividade	Leitura direta com a utilização do condutivímetro. (APHA, 2012)	Oxigênio Dissolvido	Método de Iodométrico de Winkler com modificação Azida (CESTESB, 1978)	Fosforo	Método da hidrólise de fosfato condensado em amostra bruta e filtrada (APHA, 2012)
Turbidez	Leitura direta com a utilização do turbidímetro (FUNASA, 2013)	Demanda Química de Oxigênio (DQO)	Método da refluxação fechada modificada (APHA, 2012)	Coliformes Termotolerantes	Técnica dos tubos múltiplos (CETESB, 2018)
Cor Aparente	Leitura espectrofotométrica (FUNASA, 2013)	Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Método padrão com e sem sementeira (APHA, 2012)		

Fonte: Elaboração própria (2020)

Modelo de Wetlands Implantado

O modelo implantado é um Wetland Construído de fluxo vertical, conforme especificado no manual da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária – Instrumentação (EMBRAPA, 2018). O módulo possui quatro etapas para o processo de tratamento, com a disposição de cada unidade mostrada na figura 1.1. O meio filtrante é composto de areia com granulometria média, assim como a brita nº 01 da camada drenante. O módulo é previsto para um tempo de detenção de um dia e apresenta a espécie *Eragrostis plana* Nees (Capim anoni), sugerida pelos beneficiados e comum nos caminhos da comunidade.



Figura 1.1 – Wetland Construído de fluxo vertical do Sítio Boa Esperança.

Fonte: Elaboração Própria

Resultados e Conclusão

Os principais resultados encontrados no monitoramento do desempenho do Wetlands Construído no sítio Boa Esperança encontram-se apresentados na tabela 1.2, onde são descritos os resultados obtidos para as 14 variáveis analisadas nas duas coletas realizadas, especificando os resultados para o afluente e o efluente, além dos limites admissíveis na resolução nº 002/2017 do COEMA/CE.

Tabela 1.2 – Resultados obtidos com o monitoramento do Wetlands Construído.

Parâmetro	18/12/2019		14/01/2020		Limites Admissíveis – COEMA nº 002/2017	Parâmetro	18/12/2019		14/01/2020		Limites Admissíveis – COEMA nº 002/2017
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente			Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	
pH	6.5	7.37	6.39	6.54	6,0 – 8,5	Oxigênio Dissolvido (mgO ₂ /L)	1.39	1.34	1.78	1.60	-
Temperatura (°C)	26.2	26.4	27.1	26.2	-	Demanda Química de Oxigênio - DQO (mgO ₂ /L)	296.15	92.31	389.82	71.42	-
Condutividade (mS/cm)	0.62	0.57	0.59	0.48	-	Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO (mgO ₂ /L)	33.83	1.28	8.26	3.70	-
Turbidez (NTU)	115	69.4	289	87.9	-	Nitrogênio Amoniacal (mg N-NO ₂ /L)	-	-	17.1	9.99	-
Cor Aparente (uC)	459	282	769	333	-	Nitrito (mg N-NO ₂ /L)	-	-	0.12	0.06	-
Sólidos Sedimentáveis (mg/L)	2	0.1	0.3	0.1	-	Fosforo (mg P/L)	0.20	0.07	0.32	0.9	-
Sólidos Suspensos Totais	242	187.33	181.67	98.7	-	Coliformes Termotolerantes (NMP/100mL)	7 x 10 ⁶	4900	3.5 x 10 ⁵	3300	< 1000 NMP

Fonte: Elaboração Própria

Com o intuito de analisar a qualidade do efluente para a destinação em atividades de reuso agrícola, na tabela 02 temos os limites admissíveis da resolução COEMA nº 002/2017, a principal legislação em nível estadual no Ceará para reuso e disposição de efluentes. Outros dois parâmetros previstos em lei, a Razão de Adsorção de Sódio e a presença de Ovos de Helminthos, não foram realizadas por limitação técnica do Laboratório de Saneamento da instituição de ensino a qual o estudo está vinculado, assim como nitrogênio amoniacal e nitrito.

A alta taxa de remoção do teor de coliformes, aproximadamente de 99%, e da Demanda Bioquímica de Oxigênio, aproximadamente de 96%, ilustra a eficiência de remoção de materiais



orgânicos e microrganismos no módulo. Apesar da taxa de Coliformes Termotolerantes ainda oscilar entre 3300 e 4900 NMP/100mL e não ser compatível com a legislação analisada, a eficiência do módulo pode ser melhorada visto que a equipe do projeto indicou a realização de uma manutenção cerca de dois meses anteriores a data da coleta, o que compromete a eficiência por não ter ocorrido o pleno desenvolvimento do biofilme (SEZERINO et al, 2018).

Os valores de turbidez e de cor aparente elevados são compatíveis com o teor de sólidos suspensos obtidos. Isso pode indicar um comprometimento da etapa de filtração realizada pelos materiais filtrantes do Wetlands Construído, comprometendo o tratamento, apesar de não ser um fator determinante para a resolução COEMA nº 002/2017, de acordo com Sezerino et al. (2018) é um fator relevante para discernir sobre a sua eficiência.

Nota-se que o módulo analisado apresenta uma eficiência variando de 65 a 72% para a remoção de fósforo. Segundo o estudo de Quevedo, Pivalli e Paganini (2017) a introdução de sabões em pó no mercado contribui para a redução de fosforo nos esgotos, mesmo assim, a utilização do mesmo ainda é um dos principais responsáveis pelas frações que compõe a água cinza, com isso, a remoção de fósforo unida aos baixos teores de condutividade pode indicar baixo risco de salinização no solo.

No entanto, ao compararmos as taxas médias de remoção obtidas pelo Wetlands analisado com as taxas de remoção descritas por Sezerino et al. (2018), temos que as de DQO, DBO e Fósforo são compatíveis com o desejado, apesar de as de nitrogênio amoniacal e nitrito ainda precisarem se adequar. Diante do exposto, pode-se concluir que o Wetlands Construído constitui uma importante tecnologia social a ser empregada em comunidades isoladas para tratamento de efluentes, melhorando a disposição do efluente na natureza, garantindo eficiência na remoção de matéria orgânica e patógenos, e assim evitando a contaminação de rios e mananciais de abastecimento público. Uma das possibilidades indicadas para a melhoria da eficiência de tratamento é a substituição da espécie vegetal adotada por outra ou adequação da caixa de gordura para otimizar a remoção de sólidos.

Referências

- APHA (2012). *Standard Methods for the examination of water wastewater*. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environmental Federation, 22th ed. Washington.
- ASA – Articulação do semiárido. **Declaração do Semi-árido Brasileiro**. Recife: Asa, 1999. 10 p. Disponível em: <<http://www.asabrasil.org.br/sobre-nos/historia>>. Acesso em: 19 set. 2019.
- BRASIL. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios. 2011.
- CEARÁ (Estado). Resolução do Conselho Estadual de Meio Ambiente (coema) nº 02, de 2017. . Fortaleza, 2 fev. 2017.
- CHERNICHARO, C. A. L. Princípios do Tratamento Biológico do Tratamento de Águas Residuárias – Reatores Anaeróbios. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1997.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **L5406**: Coliformes Termotolerantes: Determinação em amostras ambientais pela técnica de tubos múltiplos com meio A1 - método de ensaio. São Paulo: Cetesb, 2018. 16 p.
- FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; HAANDEL, A. van; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. Rio de Janeiro: ABES, 1999. cap. 2, p. 29-52.
- FUNASA – Fundação Nacional de Saúde (Org.). **Manual Prático de Análise de Água**. 4. ed. Brasília: Funasa, 2013. 150 p.
- MATTEI, Lauro Francisco; ANDRADE, Daniel Cardoso de. Agroindústrias e projetos de assentamentos de reforma agrária: considerações acerca da trajetória recente. **Estudos: Sociedade e Agricultura**, Rio de Janeiro, v. 25, n. 1, p.83-107, maio 2017. Disponível em: <<https://revistaesa.com/ojs/index.php/esa/article/view/854>>. Acesso em: 10 abr. 2019.
- QUEVEDO, Claudia Maria Gomes de; PIVELI, Roque Passos; PAGANINI, Wanderley da Silva. A contribuição das frações de fósforo nos esgotos sanitários. **Anais do Congresso ABES/FENASAN 2017**. São Paulo: ABES, 2017. Disponível em: <<https://repositorio.usp.br/item/002865894>>. Acesso em: 19 jan. 2020.
- SEZERINO, Pablo Heleno et al. **Wetlands Construídos Aplicados ao Tratamento de Esgoto Sanitário**: Recomendações para implantação e boas práticas de operação e de manutenção. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 2018. 56 p.



Aplicação de wetlands construídos no tratamento de efluentes industriais de laticínios

Gislene da Conceição Marcelino*, Hélen Santos Bicalho**, Geisla Teles Vieira***, Hebert Medeiros Gontijo****

* Graduanda em Engenharia Ambiental, Universidade do Estado de Minas Gerais, gislene_marcelino@hotmail.com

** Graduanda em Engenharia Ambiental, Universidade do Estado de Minas Gerais, helenbicalho10@hotmail.com

***Doutora em Bioquímica Aplicada, Universidade do Estado de Minas Gerais, geislatele@yahoo.com.br

****Doutorando em Saneamento, Universidade do Estado de Minas Gerais, hebertgontijo@yahoo.com.br

Abstract: Nowadays, a lot of mechanisms are used for wastewater treatment, among them there are constructed wetland systems that have flexibility of configuration, lower costs of deployment, installation and operation. They represent an emerging technology that is proving to be an efficient and cost-effective alternative to conventional systems. In this sense, this study presents the results of the application of constructed wetlands in the treatment of industrial dairy wastewaters on an experimental scale. The experimental systems were constructed by 50 L plastic pumps, height of 0.70 m, width of 0.30 m and length of 0.34 m, being the first stage of vertical subsurface flow and the second of horizontal subsurface flow. The effluent was stored in a reservoir and distributed by gravity, followed by root zones filled with filter material, which consisted of gravel and coarse sand layers. The species used were the macrophytes Pistia Stratiotes, Eichhornia crassipes and Vetiveria zizanioides, but the first species did not adapt to the system. The system presented satisfactory results regarding COD removal efficiency of 62,13% ±14,70, Total solids 87,18% ±2,26, turbidity 96,43% ±3,37, total phosphorus 97,53% ±2,15 and total nitrogen 32,08% ±3,98. However, BOD removal was lower, reaching efficiencies between 9 and 10% ± 5. Already the parameters of OD, pH and sedimentable solids, reached the release standards established in current legislation.

Keywords: Root zone; Wastewater treatment; Constructed wetlands.

Session 01 – Processos de transformação e remoção de poluentes: emergentes; matéria orgânica; nutrientes

Introdução

Atualmente, utilizam-se diversos mecanismos para tratamento de águas residuárias, dentre estes tem-se a aplicação de espécies vegetais que representam uma tecnologia emergente que está se revelando como uma alternativa eficiente e de baixo custo aos sistemas convencionais (Pereira Junior et al., 2016). Um exemplo disso é o sistema de *wetlands* construído (SWC), que possui flexibilidade de configuração e operação, menores custos de implantação, instalação e operação, e simplicidade operacional.

Diante da relevância dos laticínios no Brasil e conhecendo o grau de poluição dos seus efluentes, é de grande importância que se encontre técnicas alternativas para realizar o tratamento desses efluentes e assim devolver para o curso d'água uma água mais limpa e que não cause degradação ao meio ambiente (Simpliciano; Carneiro, 2017).

O presente estudo consistiu na construção e verificação da eficiência do sistema de *wetlands* construídos no tratamento de efluentes de uma indústria de laticínios no município de João Monlevade – MG. Assim, analisar o efluente gerado pela indústria, abordar sobre a tecnologia do *wetlands*, avaliar a eficiência do sistema, investigar a utilização de espécies de macrófitas aquáticas, bem como, o potencial de remoção de matéria orgânica e sólidos concentrados e a possibilidade de reuso do efluente tratado para usos não potáveis na indústria. E, por fim, propor à indústria estudada a implantação do sistema de tratamento através da tecnologia de *wetlands* construídos.

Material e Métodos

A área de estudo da pesquisa foi na indústria de laticínios Rancho de Minas, localizada no município de João Monlevade – MG, microempresa especializada na fabricação de pães de queijo, produzindo mensalmente cerca de 2,5 toneladas (Costa; Borges, 2018).

Primeiramente, foi realizada uma revisão bibliográfica, em seguida o desenvolvimento do protótipo desejado. A montagem do protótipo envolveu três etapas e seguiu o procedimento recomendado por Sezerino e Von Sperling (2018). As unidades experimentais foram delineadas em escala real de modo que pudessem ser transportadas, montadas e instaladas facilmente junto à indústria de laticínios e foram representadas por bombonas plásticas cilíndricas de 50 L, altura de 0,70 m, largura de 0,30 m e comprimento de 0,34 m. A escolha desse tipo de material foi em função do seu custo e da sua capacidade de resistência ao peso do meio suporte saturado. O objetivo foi produzir um protótipo (sistema francês), que fosse eficiente a ponto de chegar à realidade do sistema de *wetland* construído. Os sistemas pilotos foram compostos por um reservatório em que o efluente foi distribuído por gravidade, seguido por zonas de raízes preenchidas com o material filtrante, que consistiu em camadas de brita (0, 1 e 2) e areia grossa. Dentre os vários tipos de macrófitas indicadas na literatura, foram utilizadas espécies abundantes e adaptadas ao clima do município de João Monlevade - MG e região, e pela facilidade de obtenção de suas mudas. As espécies utilizadas nesse experimento foram: *Eichhornia crassipes* (aguapé), *Pistia stratiotes* (alface d'água) e *Vetiveria zizanioides* (capim vetiver), sendo as duas primeiras no sistema de fluxo horizontal e a última no sistema de fluxo vertical (Figura 1).



Figura 1. Sistema experimental em operação

Para avaliar a eficiência, amostras simples foram coletadas na entrada e saída do *wetland* construído para controle e avaliação. As coletas foram feitas semanalmente durante o período de funcionamento dos protótipos entre os dias 12 de agosto e 29 de setembro de 2019, perfazendo um total de sete amostras. Após a coleta, as amostras foram armazenadas em frascos específicos e submetidas à análise de parâmetros físico-químicos sendo: pH, oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), turbidez, sólidos totais, sólidos sedimentáveis, nitrogênio total, fósforo total e demanda química de oxigênio (DQO). Outrossim, foi analisada a adequação dos valores encontrados nas análises químicas e físicas às legislações vigentes para lançamento de efluentes em corpos hídricos de Minas Gerais (Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01/2008), Resolução CONAMA nº 357/2005 e Resolução CONAMA nº 430/2011. Além disso, as macrófitas foram submetidas a análises biológicas: determinação de biomassa e medição de comprimento da raiz, área foliar e massa fresca. Os resultados



foram analisados no software PAST: statistics, versão 2.17c. A análise estatística utilizou o método de análise de variância (ANOVA) pelo software Microsoft Excel 2016, seguido pelo Teste de Tukey com 5% ($p < 0,05$) para verificar as diferenças estatísticas significativas (Vieira, 2015).

Resultados e Discussão

Os sistemas foram operados simultaneamente com taxas de aplicação constante diária e alimentação intermitente. O volume de efluente foi aplicado aos sábados, durante o período de funcionamento do sistema, alternando uma semana em período de descanso. A vazão máxima de aplicação (5,7 L/dia) foi estabelecida considerando a área útil da bombona de 0,15 m² e volume útil de 0,0375 m³. A carga orgânica foi determinada utilizando a vazão média diária de efluente (m³/dia) pela concentração do efluente em DBO₅ (mg/L). A DBO₅ do efluente bruto obteve média de 198,73 mg/L e a vazão média diária foi de 2,4 m³/dia. Assim, a carga orgânica aplicada ao sistema foi de 0,477 kg/dia. O TDH (Tempo de Detenção Hidráulica) foi calculado com base no volume útil do sistema e pela vazão média de efluente calculada. Assim, o TDH encontrado foi de 6,58 dias.

A espécie denominada *Pistia stratiotes* (alface d'água) não obteve condições para a sobrevivência, apresentando já nos primeiros dias, sinais de ressecamento das folhas, o que indica que essas plantas não se adaptaram ao tipo de efluente. De acordo com Suzuki (2011), o pH ideal para essa espécie é entre 6,0 e 8,0. Ao analisar as características do efluente na primeira semana, a média do pH era de 4,25, ou seja, meio ácido. Sendo assim, a espécie *Pistia stratiotes* foi retirada e então a espécie *Eichhornia crassipes* (aguapé) foi inserida em substituição no sistema. Os resultados médios dos parâmetros biológicos das macrófitas estão apresentados na Tabela 1. Os valores médios de massa fresca (g), de comprimento da raiz (cm) e área foliar (cm²) das mudas de *Eichhornia crassipes* não apresentaram diferenças significativas para o Teste de Tukey ($p > 0,05$).

<i>Eichhornia crassipes</i>	24/08/2019	31/08/2019	24/09/2019
massa fresca (g)	29,25 ± 18,82	54,50 ± 30,03	30,00 ± 17,11
comprimento da raiz (cm)	16,63 ± 7,82	15,63 ± 5,44	19,25 ± 1,71
área foliar (cm ²)	139,13 ± 67,70	230,44 ± 105,80	83,63 ± 30,16

Tabela 1. Valores médios e desvio padrão dos resultados dos parâmetros biológicos

Os rendimentos de biomassa fresca e seca totais do aguapé foram superiores, sendo 504,98g e 36,56g, já a alface d'água apresentou 106,22g e 96,26g. Essa diferença se deve ao fato de que o aguapé é uma planta com raízes longas (até um metro), enquanto a alface d'água apresenta raízes mais curtas, com aproximadamente 20 a 30 cm de comprimento. Outro ponto em questão é a grande diferença encontrada nos valores de massa fresca e seca do aguapé. Manfrinato (1991) citado por Lima e outros (2018), descreve que essa diferença se deve ao fato do aguapé ser uma planta suculenta, composta por cerca de 950 g água/kg matéria fresca e mesmo após secagem, apresenta grande volume. E ainda absorve da água elementos químicos, como fósforo e nitrogênio. No entanto neste experimento não foi possível avaliar a retenção de nutrientes.

Os resultados dos parâmetros físico-químicos de análises do efluente bruto e tratado estão demonstrados na Tabela 2. Os dados estão expressos em média e desvio padrão. As médias não diferiram entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo Teste de Tukey ($p > 0,05$).



Parâmetros	Efluente bruto	Efluente tratado	Eficiência global (%)	Limite estipulado	Conformidade
Temperatura (°C)	24,70 ± 0,30	24,67 ± 0,30	-	< 40° C	C
pH	4,25 ± 0,08	6,09 ± 0,08	-	6 a 9	C
OD (mg/L)	10,00 ± 1,77	9,50 ± 1,77	-	> 5 mg/L	C
DBO (mg/L)	181,33	190,06 ± 48,25	5,17 ± 5,01	< 60 mg/L	NC
DQO (mg/L)	3014,33	1248,22 ± 28,41	62,13 ± 14,70	< 180 mg/L	NC
Sólidos Totais (mg/L)	14,28 ± 1,58	3,61 ± 0,26	87,18 ± 2,26	500 mg/L	C
Sólidos Sedimentáveis (mg/L)	26	0	100	até 1 mL/L	C
Turbidez (mg/L)	920,33 ± 56,50	32,90 ± 0,64	96,43 ± 3,37	< 100 NTU	C
Fósforo Total (mg/L)	1,94 ± 0,17	0,011 ± 0,07	97,53 ± 2,15	0,05	C
Nitrogênio Total (mg/L)	1376,88	935,24 ± 44,60	32,08 ± 3,98	-	-

Tabela 2. Valores médios e desvio padrão dos resultados dos parâmetros físico-químicos
C – conforme; NC – não conforme – CONAMA nº 357/2005 e 430/2011

De acordo com os resultados obtidos neste estudo, verificou-se que o sistema de *wetlands* construídos proporcionou ótimos resultados quanto à remoção de sólidos totais, sólidos sedimentáveis, turbidez e DQO, no tratamento de efluentes industriais de laticínios. Com exceção da DBO e DQO os demais parâmetros analisados alcançaram os limites estabelecidos pela legislação vigente. Ressalta-se que o efluente em estudo não passou por nenhum tipo de tratamento primário, passando apenas pelo pré-tratamento de remoção de sólidos grosseiros, tais como resíduos de embalagens, pequenos fragmentos de pedras e coágulos de leite. Com vistas à eficiência na remoção de sólidos totais, sedimentáveis, turbidez, DQO e resultados satisfatórios para OD, pH e temperatura, o sistema proposto apresentou desempenho favorável, indicando assim, a potencialidade de aplicação em escala real. Recomenda-se, para estudos futuros, o dimensionamento de nova configuração, sendo tratamento primário seguido de *wetlands* construídos, cultivado com espécies do tipo emersas (taboa, capim tifton 85 e capim vetiver) e o monitoramento por um período maior, pois certas espécies de macrófitas demandam tempo para se adaptarem ao sistema de tratamento.

Referências

- BRASIL (2005), Resolução CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 357/2005.
- BRASIL (2011), Resolução CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente nº 430/2011.
- COPAM, Deliberação Normativa Conjunta (2008). CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008.
- COSTA, R. M. and BORGES, T. N. (2018), Caracterização do efluente de uma indústria de pão de queijo: proposta de tratamento. 68 f. Universidade do Estado de Minas Gerais, João Monlevade.
- LIMA, M.R; TAFFAREL, A.D; REISSMANN, C.B; CRUZ, A.C.L.; DEPINÉ, H. (2018), Avaliação do crescimento e retenção de nutrientes provenientes da eutrofização, em três macrófitas aquáticas. Universidade Federal do Paraná.
- PEREIRA JUNIOR, A; TEIXEIRA, D. S; TAVARES, F. B; OLIVEIRA, G. P. (2016), Projeto de tratamento de esgoto doméstico (TED). VII Semana Acadêmica da UEPA Marabá Ambiente, Saúde e Sustentabilidade na Amazônia Oriental: desafios e perspectivas.
- SIMPLICIANO, A. C. and CARNEIRO, R. L. F. (2017), Utilização de filtro biológico com diferentes meios de suporte para tratamento de águas residuárias de laticínios. 71 f. Universidade do Estado de Minas Gerais, João Monlevade.
- VON SPERLING, M. and; SEZERINO, P. H. (2018), Dimensionamento de *Wetlands* Construídos no Brasil. Documento de Consenso Entre Pesquisadores e Praticantes. [S. l.]: Wetlands Brasil.
- VIEIRA, G. T. (2015), Avaliação do efeito cicatrizante de ingá subnuda e pseudoptadenia contorta em feridas cirúrgicas em coelhos. 123 f. Universidade Federal de Viçosa.



Avaliação do tempo de inundação/drenagem de um Sistema Wetland tipo Tidal-Flow no tratamento de Esgoto Sanitário

A. Pacheco*, F. L. Zanetti*, J. J. Roth*, P. T. M. Lopes**, S. R. L. Lacerda**, K. Q. Carvalho***

* Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba-Paraná (PR), Brasil, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, amandaa.pacheco@hotmail.com, flealzanetti@gmail.com, jonar.roth@outlook.com

** Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba-Paraná (PR), Brasil, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, paulalopes@alunos.utfpr.edu.br, silvanalacerda@alunos.utfpr.edu.br

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

Resumo: No presente estudo foi avaliado o comportamento de um Sistema de Wetland Construído, operado no modo *Tidal-Flow* (WCTF) tratando efluente sintético simulando esgoto sanitário de baixa concentração ($DQO < 250 \text{ mg L}^{-1}$) em duas fases, com tempos de inundação/drenagem de 12 h/12 h (Fase I) e 20 h/4 h (Fase II). O WCTF (116 L) foi preenchido com fragmentos de cerâmica vermelha e argila expandida como meio suporte para sustentação de mudas da macrófita *Alternanthera philoxeroides Griseb.* O comportamento do WCTF foi avaliado com determinação dos parâmetros Temperatura, pH, Oxigênio Dissolvido, Turbidez, Demanda Química de Oxigênio, Nitrogênio Total Kjeldahl, Nitrogênio Amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo total de acordo com APHA (2012) em amostras do afluente e efluente. O sistema foi eficiente na remoção de Turbidez, Demanda Química de Oxigênio, Nitrogênio Total Kjeldahl, Nitrogênio amoniacal e Fósforo Total com, respectivamente, 49%, 65%, 69%, 73% e 28% de remoção na Fase I e 47%, 74%, 61%, 58% e 39% na Fase II. Na análise estatística foi verificada diferença estatística nas eficiências de remoção entre as Fases I e II apenas para Nitrogênio amoniacal, sendo que a Fase I teve uma eficiência de remoção superior. Não foi verificada diferença estatística nas eficiências de remoção dos demais parâmetros analisados nas Fases I e II independente do tempo de inundação/drenagem aplicados ao sistema.

Palavras-chave: Cerâmica vermelha; Nitrogênio; Fósforo

Sessão – Processos de transformação e remoção de nutrientes: emergentes; matéria orgânica; nutrientes

Introdução

Sistemas de Wetlands Construídos (WC) podem ser eficientemente empregados no tratamento de diversos tipos de efluentes, incluindo esgotos domésticos, além de possuírem menos requisitos de operação e manutenção, comparando com outros tipos de sistema (Dotro et al., 2017).

Dentre esses sistemas destacam-se os Wetlands Construídos do tipo *Tidal-Flow* (WCTF) que são operados diariamente em ciclos com períodos de inundação e drenagem (Austin, 2006). Durante o ciclo de drenagem do sistema, o oxigênio do ar é transferido para a matriz, promovendo aumento da taxa de transferência de oxigênio e da nitrificação (Austin, 2006; Wu et al., 2011). Quando o sistema é novamente preenchido no ciclo de inundação, há redução de nitritos e nitratos, melhorando a remoção de Nitrogênio Total em condições anóxicas (Chang et al., 2014; Li et al., 2015).

Neste estudo, foi avaliada a influência da variação do tempo de inundação e drenagem de um sistema de WCTF de leito único tratando efluente de baixa concentração em termos de matéria carbonácea. O estudo foi dividido em duas fases, com um período de inundação e de drenagem em cada ciclo do tratamento (24 h).

Materiais e Métodos

Neste trabalho foi dada a continuação da avaliação de um sistema piloto de WCTF de leito único em

operação a aproximadamente 365 dias, instalado na parte externa do Laboratório de Saneamento (LabSan) da 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 (INMET, 2020). O sistema era composto por um reservatório de armazenamento do afluente (310 L), um leito de WC (116 L), um tanque efluente (120 L) e duas eletrobombas (Consul, W10849469) controladas por temporizadores digitais pré-programados (YDT-MB). O WCTF foi confeccionado em polipropileno com 0,56 m de largura, 0,92 m de comprimento e 0,60 m de profundidade. O sistema foi preenchido, a partir da base, por uma camada de 51 cm de fragmentos de cerâmica vermelha (2,4 x 1,4 cm a 8,3 x 4,8 cm, 44% de porosidade), seguido de uma camada de 4 cm de argila expandida (acima do nível do efluente). Mudanças da macrófita *Alternanthera philoxeroides* Griseb. (32 plantas m⁻²) foram transplantadas para o WCTF. Esta espécie aquática foi escolhida por ser abundante na região (Senna, 2015). A alimentação descendente e subsuperficial 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 foram confeccionadas em 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 sistema foi alimentado com efluente sintético simulando esgoto sanitário (DQO < 250 mg L⁻¹) preparado a cada dois dias, conforme metodologia adaptada de Torres (1992). Amostras do afluente foram coletadas na entrada e na saída do sistema para verificar a eficiência do tratamento por meio da determinação dos parâmetros físico-químicos Temperatura (T), pH (4500-H⁺ B), Oxigênio Dissolvido OD (4500-O B'), Turbidez, Demanda Química de Oxigênio DQO (5220 D), Nitrogênio Total Kjeldahl NTK (4500-N_{org} macro Kjeldahl), Nitrogênio Amoniacal NA (4500-NH₃-N C), nitrito (4500-NO₂⁻ B), nitrato (4500-NO₃⁻ dimetilfenol) e fósforo total PT (4500-P I) de acordo com APHA (2012). O Oxigênio Dissolvido foi determinado em um medidor portátil YSI 550A e a Turbidez em um turbidímetro digital Policontrol AP2000.

Neste artigo são apresentados os dados da operação do WCTF em duas fases de 24 h cada, com ciclos de inundação/drenagem de 12 h/12 h (Fase I) e 20 h/4 h (Fase II). Para verificar se houve diferenças significativas nos parâmetros na entrada e saída do sistema, bem como na eficiência do tratamento entre as diferentes fases, foram realizados testes estatísticos com nível de significância de 5%, após verificação de homocedasticidade dos dados. Foram aplicados a análise de variância ANOVA seguidos pelos testes de Tukey para distribuição paramétrica e o teste de Kruskal-Wallis para distribuição não-paramétrica dos dados.

Resultados e Conclusões

Na Tabela 1 é apresentado um resumo dos valores dos parâmetros avaliados na entrada e na saída do sistema de WCTF, além da eficiência de remoção para cada fase de operação.

Tabela 1.1 Resultados de média (desvio padrão) e eficiência de remoção dos parâmetros avaliados na entrada e na saída do sistema nas Fases I e II

Parâmetros	Fase I: 12 h/12 h (n = 16)			Fase II: 20 h/4 h (n = 12)		
	Entrada	Saída	Eficiência de Remoção (%)	Entrada	Saída	Eficiência de Remoção (%)
pH	6,70 (0,11)	6,47 (0,09)	-	6,98 (0,09)	6,68 (0,08)	-
T (°C)	18,14 (1,70)	18,66 (2,00)	-	20,78 (1,36)	19,52 (1,67)	-



OD (mg L ⁻¹)	0,32 (0,17)	0,10 (0,08)	-	0,10 (0,03)	0,15 (0,05)	-
Turbidez (uT)	8,79 (0,82)	4,46 (0,85)	49,22 (9,27)	7,12 (0,75)	4,45 (1,14)	47,39(18,21)
DQO (mg L ⁻¹)	110,65 (13,52)	37,64 (13,61)	65,02 (15,25)	136,74 (6,60)	35,14 (8,29)	74,24 (6,36)
N-NTK (mg L ⁻¹)	27,08 (2,64)	8,15 (1,90)	69,58 (8,11)	28,65 (2,51)	11,14 (0,99)	61,18 (6,52)
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	16,32 (1,23)	4,28 (0,79)	73,47 (6,58)	16,16 (1,44)	7,02 (0,78)	58,01 (4,35)
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,016 (0,002)	0,010 (0,001)	-	0,015 (0,001)	0,006 (0,002)	-
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	3,46 (1,03)	3,26 (0,87)	-	3,61 (0,68)	3,69 (1,04)	-
PT (mg L ⁻¹)	8,85 (0,50)	6,35 (0,94)	28,00 (11,60)	9,57 (1,29)	5,78 (1,10)	39,20 (16,56)

*Os valores correspondem à média aritmética e desvio padrão.

A temperatura no afluente variou de 15,8°C a 21,2°C na Fase I, e de 18,8°C a 23,7°C na Fase II. No efluente essa variação foi de 15,9°C a 22,3°C na Fase I e 17,1°C a 22,9°C na Fase II. Não foram observadas diferenças significativas entre afluente e efluente em ambas as fases. Em relação ao pH, foram observadas diferenças significativas entre os valores na entrada e na saída do sistema para ambas as fases. No afluente os valores variaram de 6,55 a 6,84 na Fase I e de 6,81 a 7,08 na Fase II. Já para o efluente, a variação foi de 6,32 a 6,59 na Fase I e 6,56 a 6,77 na Fase II.

Para ambas as fases o WCTF se mostrou eficiente, com diferenças significativas ($p < 0,05$) entre entrada e saída para os parâmetros Turbidez, DQO, N-NTK, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻ e PT.

Na Fase I foi verificada redução da Turbidez inicial de 8,79 uT para 4,46 uT, com eficiência de remoção de 49,22%; e na Fase II de 7,12 uT para 4,45 uT na saída, com eficiência de remoção de 47,39%. Não foi verificada diferença significativa na eficiência de remoção da Turbidez entre as fases.

A eficiência de remoção de DQO foi de 65,02 % na Fase I e de 74,24% na Fase II. Valores similares foram observados por Guo et al. (2016) que obtiveram eficiência de remoção de 72% com 3 h/3 h de inundação/drenagem em ciclo de 24 h e recirculação do efluente. Outros autores obtiveram maiores eficiências de remoção de DQO utilizando tempos de inundação diferentes, como Kizito et al. (2017) (86%) e Li et al. (2015) (94%).

Em relação ao N-NTK, foi verificada eficiência de remoção de 68,58% na Fase I e de 61,18% na Fase II. A remoção de N-NH₄⁺ foi significativa em ambas as fases, com eficiência de remoção de 73,47% na Fase I e de 58,01% na Fase II. Kizito et al. (2017) observaram eficiências de remoção de N-NH₄⁺ de 62 a 83% utilizando tempos de inundação/drenagem de 4 h/8 h, e concentração inicial de 496 mg L⁻¹. Li et al. (2015) obtiveram eficiência de remoção de 82% utilizando tempos de inundação/drenagem de 48 h/12 h e concentração inicial de 35 mg L⁻¹.

Durante as Fases I e II foi observada eficiência de remoção de PT de 28% e 39%, respectivamente. Estes valores foram inferiores aos obtidos por Lima et al. (2018) que notaram eficiências de 82% e 87% em sistemas de WCs operados com ciclos de 48h-48h-72h para concentração inicial de 19 mg L⁻¹, preenchidos com cerâmica vermelha; e Roth et al. (2019) que obtiveram remoção de 79% no mesmo WCTF, operado com ciclos de 48 h de período inundado e 12 h de período seco para concentração inicial de 10,23 mg L⁻¹.

Na Figura 1 é apresentada a comparação das eficiências do tratamento entre as Fases I e II para os parâmetros Turbidez, DQO, N-NTK, N-NH₄⁺ e PT.

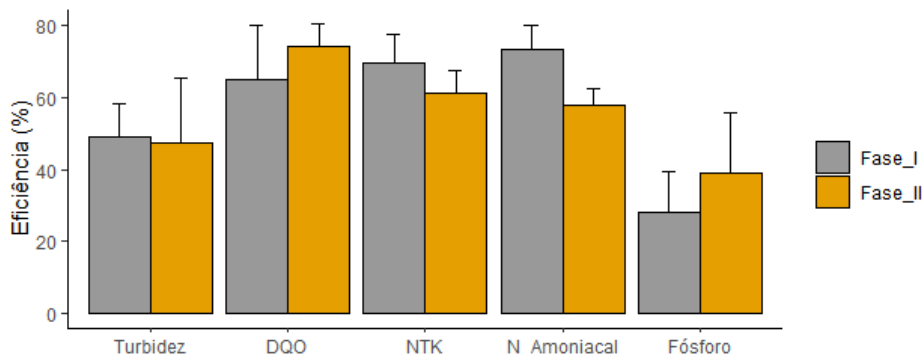


Figura 1.1 Comparação entre as Fases I (12 h/12 h) e II (20 h/4 h) da operação do WCTF

Na análise de variância em termos de significância de 5% verificou-se que houve diferença significativa ($p < 0,05$) entre as eficiências de remoção de $N-NH_4^+$ das Fases I e II. Para os demais parâmetros não foram encontradas diferenças significativas entre as fases.

Referências

- APHA; AWWA; WEF. (2012), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22 ed. Washington, DC: APHA.
- Austin, D. (2006), Influence of cation exchange capacity (CEC) in a tidal flow, flood and drain wastewater treatment wetland. *Ecological Engineering*, 28, 35-43.
- Chang, Y. Shubiao, W. Zhang, T. Mazur, R. Pang, C. Dong, R. (2014), Dynamics of nitrogen transformation depending on different operational strategies in laboratory-scale tidal flow constructed wetlands. *Science of Total Environment*, 487, 49-56.
- Dotro, G. Günter, L. Molle, P. Nivala, J. Puigagut, J. Stein, O. Von Sperling, M. (2017), *Biological Wastewater Treatment Series: Treatment Wetlands*.
- Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). (2020). Estações e dados. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/>, Acesso: Janeiro, 2020.
- Kizito, S. Lv, T. Wu, S. Ajmal, Z. Luo, H. Dong, R. (2017), Treatment of anaerobic digested effluent in biochar-packed vertical flow constructed wetland columns: Role of media and tidal operation. *Science of the Total Environment*, 592, 197-205.
- Li, L. He, C. Ji, G. Zhi, W. Sheng, L. (2015), Nitrogen removal pathways in a tidal flow constructed wetland under flooded time constraints. *Ecological Engineering*, 81, 266-271.
- Lima, M. X. Carvalho, K. Q. Passig, F. H. Borges, A. C. Filipe, T. C. Azevedo, J. C. R. Nagalli, A. (2018), Performance of different substrates in constructed wetlands planted with *E. crassipes* treating low-strength sewage under subtropical conditions. *Science of the Total Environment*, 630, 1365-1373.
- Roth, J. J. Leal, F. Corrêa, J. N. Carvalho, F. H. (2019), Comportamento de um wetland construído tidal flow tratando esgoto pré-tratado utilizando resíduo da construção civil como material filtrante. *Anais do 4º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos*, Universidade Federal de Minas Gerais.
- Senna, L. 2015. *Alternanthera* in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB15403>>.
- Torres, P. (1992). Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários. São Carlos. Dissertação de mestrado – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo.
- Wu, S. Zhang, D. Austin, D. Dong, R. Pang, C. (2011), Evaluation of a lab-scale tidal flow constructed wetland performance: Oxygen transfer capacity, organic matter and ammonium removal. *Ecological Engineering*, 37, 1789-1795.



Caracterização da fração orgânica da camada de depósito de lodo na primeira etapa de um Sistema Francês em operação no Brasil

Camila Maria Trein*, Camille Banc**, Kevin Maciejewski**, Mathieu Gautier**, Marcos von Sperling*

* Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Av. Antônio Carlos 6627, Escola de Engenharia, Sala 4622, 31270-901, Belo Horizonte, Brasil.

(E-mail: camilatrein@yahoo.com.br; marcos@desa.ufmg.br)

** Université de Lyon, INSA Lyon, DEEP (Laboratory Waste Water Environment Pollution), National Institute of Applied Sciences, 20 av. Albert Einstein, 69621 Villeurbanne Cedex, France.

(E-mail: camille.banc@insa-lyon.fr, kevin.maciejewski@insa-lyon.fr, mathieu.gautier@insa-lyon.fr)

Abstract: Esse trabalho objetivou avaliar a fração orgânica do lodo em duas unidades de um Sistema Francês, operando em condições climáticas brasileiras. As duas unidades em operação, se diferiram apenas pelo tempo de acúmulo de lodo, que desencadeou em diferentes alturas do depósito. Decorridos 10 anos de operação, o lodo acumulado na superfície da unidade I possuía 7,5 cm, e a unidade II, com tempo de acúmulo de dois anos e dois meses, possuía 1,6 cm. As amostras coletadas em diferentes profundidades foram preparadas e enviadas para o Laboratoire Déchets Eaux Environnement Pollutions (DEEP) do Instituto Nacional de Ciências Aplicadas (INSA) em Lyon, na França, onde foram analisadas através da análise termogravimétrica. O conteúdo de matéria orgânica na camada de 0 - 5 cm na unidade II foi de 61% do total da matéria seca (% MS) e 52% e 53% (% MS) na unidade I, de 0 - 5 cm e 5 - 10 cm, respectivamente. A unidade I apresentou menores porcentagens de matéria orgânica em comparação à unidade II, justificada pelo processo de hidrólise e mineralização do conteúdo orgânico favorecido ao longo do maior tempo de acúmulo do lodo. Com diferentes tempos de acúmulo de lodo superficial, a unidade com quase 10 anos de operação e tempo de acumulação foi caracterizada como um sistema maduro em termos da estabilização da matéria orgânica. Na unidade em que o lodo foi previamente removido, e que contou com menos de três anos de tempo de acúmulo, o material analisado não apresentou características de um sistema jovem, indicando rápida mineralização do depósito.

Keywords: esgoto bruto, clima tropical, tempo de operação, sistema jovem, sistema maduro.

Session – Processos de transformação e remoção de poluentes: emergentes; matéria orgânica; nutrientes.

Introdução

Sem a etapa anterior do tratamento primário (fossa séptica e / ou tanque Imhoff), o wetland construído de escoamento vertical – Sistema Francês (WCV-SF) acumula sólidos contidos no esgoto bruto na superfície do sistema ao longo do tempo (Molle *et al.*, 2005; Morvannou *et al.*, 2017). Uma parte desse composto é formada por componentes biodegradáveis que são hidrolisados e mineralizados com o tempo, e outra parte por constituintes complexos chamados de substâncias húmicas e fúlvicas (Kania *et al.*, 2019). A mineralização da matéria orgânica é necessária para evitar a colmatção das unidades (Molle, 2014). A biodegradabilidade dos compostos pode ser explicada pelo efeito sinérgico de processos bioquímicos entre plantas e microrganismos durante o período de repouso (Prigent *et al.*, 2013, Masi *et al.*, 2017). A matéria mineral se torna um elemento na matriz de filtração (Chazarenc & Merlin, 2005).

O acúmulo de lodo na superfície do primeiro estágio de um Sistema Francês foi associado com a maturidade do sistema (Prigent *et al.*, 2013). De acordo com Kania *et al.* (2019), a caracterização de um sistema maduro pode ser obtida a partir da matéria orgânica estável (> 60% da massa seca) e taxa de humificação (> 20%), geralmente encontrada em sistemas com mais de três anos de operação para as condições climáticas francesas. Ainda são poucos os estudos que relacionam as características do material componente desta camada de depósito de lodo superficial aos critérios de projeto, condições operacionais, condições externas e desempenho do tratamento (Molle, 2014, Pálffy *et al.*, 2017, Kania *et al.*, 2018; 2019).



Diante disso, com diferentes tempo de acúmulo de lodo na camada superficial, esse trabalho objetivou avaliar a característica orgânica do lodo em duas unidades do WCV-SF, operando em condições climáticas brasileiras.

Material and Métodos

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).

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. Na presente pesquisa, apenas duas unidades (I e II) estão em operação (representando área total de $0,6 \text{ m}^2 \cdot \text{e.p}^{-1}$). Em todas as unidades é cultivado o capim Tifton 85 (*Cynodon dactylon Pers.*). As duas unidades em operação diferem-se apenas pela altura da camada de depósito superficial de lodo. Decorridos 10 anos de operação, o lodo acumulado na superfície da unidade I possuía 7,5 cm de altura (distribuído de forma não homogênea). Na unidade II, o lodo foi removido após sete anos de operação, configurando tempo de acúmulo de dois anos e dois meses. Para esse tempo, a altura medida foi de 1,6 cm (ver detalhes em Trein *et al.*, 2018).

Amostragem do lodo: As amostras de lodo foram coletadas no terceiro dia do período de alimentação em cada unidade. Em dois pontos aleatórios, o material foi coletado em duas profundidades na unidade I (0 - 5 cm e 5 - 10 cm) e apenas uma altura na unidade II (0 - 5 cm).

As amostras foram coletadas com a ajuda de uma colher de aço inoxidável e dispostas em uma bandeja plástica para serem tratadas manualmente no local: remoção de rizomas, vestígios de vegetação e cascalho, homogeneizados e misturados. Aproximadamente 20 gramas de material foram coletados em cada ponto. Secas em estufa a $60 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 24 horas, as amostras foram preservadas sob refrigeração até serem enviadas para o Laboratoire Déchets Eaux Environnement Pollutions (DEEP) do Instituto Nacional de Ciências Aplicadas (INSA) em Lyon, na França. Os constituintes orgânicos e inorgânicos das amostras foram analisados através da análise termogravimétrica. Três repetições de cada amostra de lodo foram analisadas para cada metodologia. O procedimento detalhado pode ser encontrado em Kania *et al.* (2019).

Caracterização termoquímica: A análise termogravimétrica (TGA – do inglês, *Thermogravimetric Analyzer*) consistiu na medição da massa da amostra, dependendo da temperatura ao longo do tempo. Fluxos de calor também foram registrados durante o processo por Calorimetria de varrimento diferencial (DSC – do inglês, *Differential Scanning Calorimetry*).

Resultados

Conteúdo de matéria orgânica

O conteúdo de matéria orgânica na camada de 0 - 5 cm na unidade II foi de 61% do total da matéria seca (% MS) e 52% e 53% (% MS) na unidade I, de 0 - 5 cm e 5 - 10 cm, respectivamente. A unidade I apresentou menores porcentagens de matéria orgânica em comparação à unidade II, justificada pelo processo de hidrólise e mineralização do conteúdo orgânico favorecido ao longo do maior tempo de acúmulo do lodo. O valor relatado na unidade II foi o mesmo encontrado por Kania *et al.* (2019) em um sistema com 11 anos de operação na França. Segundo Achour (2008) e Kania *et al.* (2019), o tempo



apenas não é o único fator de influência nesse processo, sendo importante considerar outros aspectos, como as características do esgoto bruto e métodos analíticos e de amostragem.

Analisando o tempo operacional de 14 unidades na França, Kania *et al.* (2019) reportaram valores próximos a 50% da matéria orgânica (% MS) em unidades com cinco anos de operação. Unidades consideradas jovens, com menos de três anos de operação, apresentaram conteúdo de matéria orgânica superior a 80%.

As amostras coletadas na unidade I mostraram que 1/3 da massa seca inicial da camada de 0 - 5 cm e 5 - 10 cm foi degradada entre 200 - 400 °C (29,1% e 26,7% do peso total de MS, respectivamente). A amostragem da unidade II (0 - 5 cm) foi na proporção de 35,4% do peso de MS. Esses resultados foram semelhantes aos relatados por Kania *et al.* (2019) para sistemas com tempo de operação superior a quatro anos. Sistemas com menos de um ano de operação mostraram resultados com 2/3 de matéria orgânica (66% do peso de MS) degradadas nessa faixa de temperatura e apenas 16% entre 400 °C e 600 °C. Os resultados da oxidação entre 400 - 600 °C para as amostras coletadas na unidade I nas camadas de 0 - 5 cm e 5 - 10 cm foram 21,4% e 23,0% do peso total de MS, respectivamente e 21,6% na camada de 0 - 5 cm da unidade II. A menor perda de massa observada nas amostras coletadas na unidade I em comparação com a unidade II se refere a níveis baixos de matéria orgânica biodegradável. A estabilização é acompanhada pela diminuição da matéria orgânica após sua biodegradação e aumento da matéria mineral (Achour, 2008).

Geralmente, o teor de carbono lábil diminui com a profundidade, fato não observado nesse experimento. Tal situação pode ser justificada pela estratégia de coleta do material na superfície das unidades. Com maior altura de lodo perto da caixa de acúmulo de esgoto bruto e próximo aos pontos de alimentação, a amostra do material coletado de forma aleatória na camada superficial de 0 - 5 cm na unidade I pode ter sido formada por uma mistura de lodo mais jovem (próximo à caixa de alimentação) e por um lodo mais antigo (ponto mais distante da tubulação de alimentação), visto que a coleta foi feita em dois diferentes pontos. A coleta na profundidade de 5 - 10 cm foi realizada apenas na região de maior acúmulo (próxima à caixa de alimentação) garantindo por sua vez, um lodo mais antigo.

Em função da remoção do lodo da camada superficial na unidade II, a caracterização do material coletado foi realizada com tempo de acúmulo menor que dois anos e meio, independente do ponto de coleta.

Para saber a quantidade relativa da fração termicamente mais estável em relação à fração menos estável dos constituintes orgânicos, calcula-se o índice de R_{TGA} . Som *et al.* (2009) propõem como indicativo para compostos maduros o valor de 0,8. A amostragem do composto mais antigo da unidade I (5 - 10 cm) reportou índice da R_{TGA} de 0,86. O índice de 0,79, próximo ao limite definido por Som *et al.* (2009), foi encontrado na camada superficial (0 - 5 cm) da unidade I e II. Esses resultados confirmam a presença de menor fração orgânica lábil, ou seja, um composto que já passou pelo processo de decomposição.

Conclusão

Com diferentes tempos de acúmulo de lodo superficial, a unidade com quase 10 anos de operação e tempo de acumulação foi caracterizada como um sistema maduro em termos da estabilização da matéria orgânica. Também na unidade em que o lodo foi previamente removido, e que contou com menos de três anos de tempo de acúmulo, o material analisado não apresentou características de um sistema jovem, indicando rápida mineralização do depósito. Os resultados obtidos foram similares aos sistemas considerados maduros na França.



Agradecimentos

Os autores gostariam de agradecer às agências brasileiras CAPES, CNPq, FAPEMIG e FUNASA, COPASA e Fundação Bill & Melinda Gates (projeto SaniUP, sob a coordenação da IHE Delft, Países Baixos). Eles são gratos pela oportunidade de realizar as análises no Laboratoire Déchets Eaux Environnement Pollutions (DEEP) do Instituto Nacional de Ciências Aplicadas (INSA) - Lyon, França.

Referências

- Achour, F. (2008), Caractérisation de la matière organique dans les ordures ménagères. Recherche d'indicateurs de stabilité (Characterization of organic matter in household rubbish – Search for stability indicators), PhD Thesis, In.: Industrial and urban environmental Science, *The National Institute of Applied Sciences of Lyon*, Lyon, France, 173 p.
- Chazarenc, F. & Merlin, G. (2005), Influence of surface layer on hydrology and biology of gravel bed vertical flow constructed wetlands. *Water Science & Technology*, v. 51, n. 9, p. 91-97.
- Kania, M., Gautier, M., Ni, Z., Bonjour, E., Guégan, R., Michel, P., Jame, P., Liu, J., Gourdon, R. (2018), Analytical indicators to characterize Particulate Organic Matter (POM) and its evolution in French Vertical Flow Constructed Wetlands (VFCWs), *Science of the Total Environment*, v. 622 - 623, p. 801-813.
- Kania, M., Gautier, M., Imig, A., Michel, P. & Gourdon, R. (2019), Comparative characterization of surface sludge deposits from fourteen French Vertical Flow Constructed Wetlands sewage treatment plants using biological, chemical and thermal indices. *Science of the Total Environment*, 647, p. 464-473.
- Masi, F., Bresciani, R., Martinuzzi, N., Cigarini, G. & Rizzo, A. (2017), Large scale application of french reed beds: municipal wastewater treatment for a 20.000 inhabitant's town in Moldova. *Water Science & Technology*, v. 76.1, p.134-146.
- Molle, P. (2014), 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.
- Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G. & Iwema, A. (2005), How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science & Technology*, v. 51, n. 9, p.11-21.
- Morvannou, A., Troesch, S., Esser, D., Forquet, N., Molle, P. & Petitjean, A. (2017), Using one filter stage of unsaturated/saturated vertical flow filters for nitrogen removal and footprint reduction of constructed wetlands. *Water Science & Technology*, v. 76, n. 1-2, p. 124-133.
- Pálfy, T. G., Gerodolle, M., Gourdon, R., Meyer, D., Troesch, S. & Molle, P. (2017), Performance assessment of a vertical flow constructed wetland treating unsettled combined sewer overflow. *Water Science Technology*, v. 75, p. 2586-2597.
- Prigent, S., Belbeze, G., Paing, J., Andres, Y., Voisin, J. & Chazarenc, F. (2013), Biological characterization and treatment performances of a compact vertical flow constructed wetland with the use of expanded schist. *Ecological Engineering*, v. 52, p. 12-18.
- Som, M. P., Lemeé, L. & Ambles, A. (2009), Stability and maturity of a green waste and biowaste compost assessed on the basis of a molecular study using spectroscopy, thermal analysis, thermodesorption and thermochemolysis. *Bioresource Technology*, v. 100, ed. 19, p. 4404-4416.
- Trein, C. M., García Zumalacarregui, J. A., Moraes, M. A. A. & von Sperling, M. (2019), 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, *Water Science & Technology*, v. 80.2, p. 347-356.



“Comparación entre un humedal artificial de flujo vertical y un humedal horizontal para el tratamiento del efluente de la primera etapa del sistema francés, bajo condiciones climáticas cálidas”

Guevara, V.B.*; Hoffmann, H.**; Miglio, T.R.; León, M.V.; Vela, C.R.

* Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú, brenda.raisa10@gmail.com

** Rotaria do Brasil, Florianópolis, SC, Brasil, heike@rotaria.net

Abstract: Con el objetivo de comparar la eficiencia de un humedal vertical y un horizontal, para el tratamiento secundario del efluente de una celda francesa, se ha evaluado un sistema francés, ubicado en la Planta Piloto de tratamiento de aguas residuales de la Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), en Lima, Perú. El sistema francés está conformado por una primera etapa, constituida por un filtro de grava, dividido en 02 líneas que operan de manera alternada. La segunda etapa está conformada por un humedal de flujo vertical, y con fines de investigación se instaló una tubería de alimentación hacia un humedal horizontal de características similares al vertical en área y vegetación. El agua residual cruda presentó valores de 781 mg/L de DQO y 682 mg/L para SST, mientras que los parámetros microbiológicos arrojaron valores de 1.9×10^8 NMP y 942 huevo/L, para coliformes termotolerantes (CTT) y huevos de helmintos (HH) respectivamente. La primera etapa, operando a una carga hidráulica de 0.25 m/día, presentó una alta eficiencia de remoción de DQO y SST, con promedios de 88% y 98% respectivamente. Para CTT se obtuvo en promedio una reducción de 2 órdenes logarítmicos y ausencia completa de huevos de helmintos. La segunda etapa, conformada por un humedal vertical, mostró eficiencias de remoción preliminares de 88% y 79%, para DQO y SST, respectivamente. Se continúa evaluando los efluentes del humedal horizontal y del vertical, para comparar estos resultados y proponer la mejor opción con fines de reúso.

Keywords: Sistema Francés; humedales de flujo sub superficial; optimización.

Sesión – Criterios de proyecto, modelaje, innovación y mejoras operativas del sistema.

Introducción

Los humedales artificiales son tecnologías que imitan los procesos naturales de depuración de agua residual y constituyen una solución sostenible para remover contaminantes con bajo costo e impacto ambiental. Son sistemas construidos con un material de filtración definido, por lo general arena y grava, y plantados con macrófitas (Garfi, 2017). Están diseñados para que el agua residual fluya a través del lecho filtrante y el tratamiento se realice por procesos físicos, químicos y biológicos.

Dependiendo del objetivo del tratamiento y del tipo de efluente a tratar, los humedales construidos pueden subdividirse en sistemas de flujo superficial y sistemas de flujo sub superficial (Vymazal et al., 1998). Los humedales de flujo sub superficial, generalmente se utilizan como tratamiento secundario; mientras que los humedales de flujo superficial, se aplican para pulimento de efluentes que antes han pasado por un tratamiento avanzado, es

decir como tratamiento terciario para eliminar bajas concentraciones de contaminantes restantes (Ver Figura 1).

Uno de los tipos de humedales utilizados en zonas descentralizadas en Francia, es el sistema francés, el cual consta de dos etapas: la primera tiene una celda francesa (humedal de flujo vertical como tratamiento primario), y una segunda etapa con dos humedales de flujo vertical (Joelle et al., 2015). Sin embargo, existe la posibilidad de combinar la primera etapa del sistema francés con un humedal de flujo horizontal, lo cual puede representar menores costos ya que no requiere bombeo y puede ofrecer mayor remoción de patógenos debido a tiempos de retención más largos.

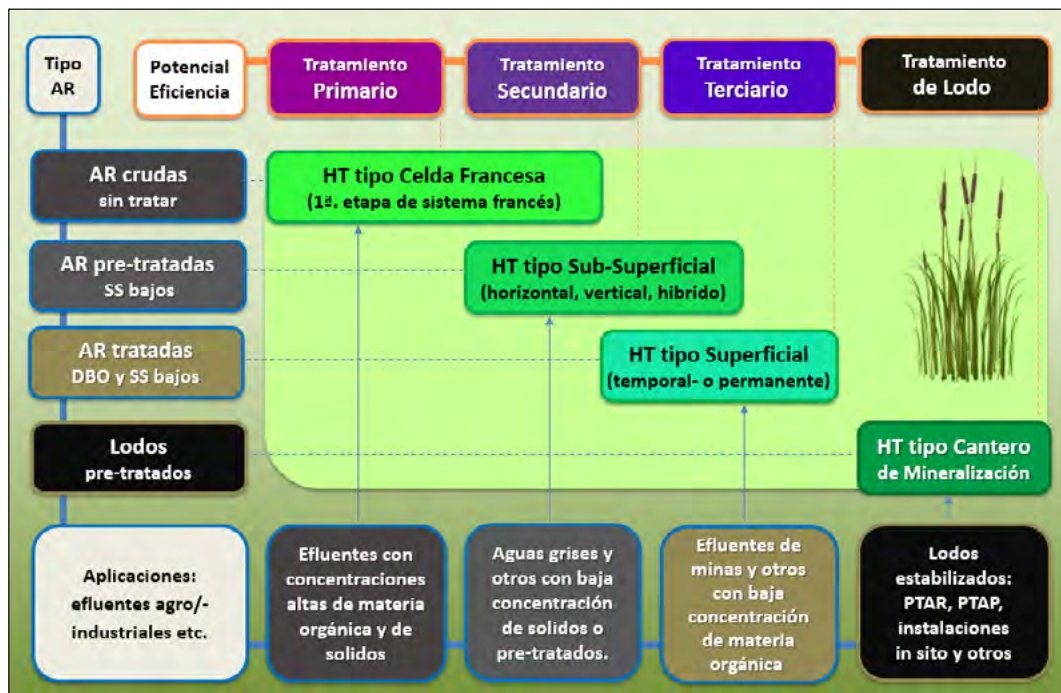


Figura 1. Tipos de humedales artificiales, requerimientos de tratamientos previos y aplicación.

Fuente: Miglio et al. (2018)

Materiales y Métodos

La investigación se llevó a cabo en la Planta Piloto de Tratamiento de aguas residuales domésticas, ubicada en la Universidad Nacional Agraria La Molina, en Lima, Perú. Se dispone de un sistema francés convencional, constituido por dos etapas: una celda francesa y un humedal de flujo vertical. Con fines de investigación, el efluente de la celda francesa puede alimentar al humedal de flujo vertical o a uno de flujo horizontal. La celda francesa esta plantada con *Cyperus alternifolius*, y consta de una cama de grava dividida en 2 líneas de 18 m² c/u las cuales operan en forma alternada. El sustrato es grava con diámetros de 2–6 mm y una altura de 0,65 m; al fondo lleva una capa de drenaje de 0,35 m de altura, conformada por grava de 25 mm. La celda se alimenta con agua residual cruda, mediante pulsos de 6 min cada 3 horas (8 veces al día), con una carga hidráulica de 0.25m/día.

Las muestras preliminares del influente y efluente se tomaron durante los meses de octubre de 2017 hasta marzo de 2018 y se analizaron los parámetros de DQO, DBO, SST, Ntotal, NH₄-N y NO₃-N utilizando los métodos estándar APHA 2012.

La segunda etapa está constituida por dos celdas, con un área total de 15 m² c/u, una de ellas de flujo vertical y sustrato de arena gruesa, y la otra de flujo horizontal con sustrato de gravilla (diámetro 6,4 mm).



Figura 1. Planta Piloto de tratamiento de aguas residuales – UNALM.

Fuente: Propia.



Resultados y Conclusiones

El agua residual cruda presentó valores de 781 mg/L para DQO, 682 mg/L de SST, 1.9×10^8 NMP para coliformes termotolerantes (CTT) y 942 huevo/L en huevos de helmintos (HH).

El efluente de la celda francesa mostró concentraciones de 60 a 140 mg/L de DQO y de 10 a 30 mg/L de SST, se encontró una tasa de nitrificación entre 50 a 75%. Los HH fueron removidos en su totalidad; pero los CTT permanecieron en concentraciones relativamente altas, entre $10^6 - 10^7$ NMP/100ml.

Durante la primera fase de la investigación, con una carga hidráulica de 0.30 m/día, el efluente del humedal vertical, mostró concentraciones constantes, por debajo de 11.2 mg/L para DQO, 3.3 mg/L para SST y el nitrógeno amoniacal estuvo por debajo de 4 mg/L. El valor promedio de CTT fue 3.4×10^3 .

Hasta el momento los resultados demuestran la eliminación completa de HH en el humedal vertical, mientras que la remoción de CTT es aún limitada. En cuanto a los resultados para DQO se puede observar una eficiencia de remoción del 88% y un 79% para SST.

Se continúa evaluando el efluente del humedal horizontal, para determinar su eficiencia como tratamiento secundario complementario en el sistema francés. Los resultados completos se presentarán en la versión final del trabajo.

Referencias

Garfi, M.; Flores, L. and Ferrer, I. (2017), Life Cycle Assessment of wastewater treatment systems for small communities: Activated sludge, constructed wetlands and high rate algal ponds. *Journal of Cleaner Production*, 1-34.

Joelle, P.; Guilbert, A.; Gagnon, V.; and Chazarenc, F. (2015), 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.

Miglio, R.; Hoffmann, H.; Guimarães, I. (2018), Sistematización de las experiencias, con diferentes tecnologías de humedales de tratamiento en América Latina y el Caribe. En: IV Conferencia Panamericana de Sistema de Humedales para el tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua. Lima-Peru.

Vymazal, J.; Brix, H.; Cooper, P. F.; Haberl, R.; Perfler, R. and Laber, J. (1998), Removal mechanisms and types of constructed wetlands. *Ecology and Use of Wetlands*, República Checa, 25-32.

APHA (2012), Standard Methods for the Examination of Water and Waste Water. 22nd Edition, American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation.



Comparativo entre duas espécies de macrófitas aquáticas no tratamento de efluente da aquicultura

Sarah Karolyne Dantas*, Dalila Cristina Gomes**

* Universidade Estadual de Maringá, engsarahdantas@gmail.com

** Universidade Estadual de Maringá, dalilagomess@gmail.com

Abstract: A aquicultura é uma atividade impactante para o meio ambiente, um dos problemas ocasionados é a ocorrência eutrofização de corpos hídricos devido as altas taxas da concentração de matéria orgânica e nutrientes, como nitrogênio e fósforo, decorrente de adubação, restos de ração e excreção, desta forma o presente estudo avaliou o desempenho das espécies *Eleocharis mutata* (L.) Roem. &Schult e *Heteranthera reniformis* Ruiz &Pav para o tratamento do efluente eutrofizado em sistema piloto de wetland construído. Os sistemas foram implantados e monitorados na Universidade Estadual de Maringá – Campus Umuarama, Paraná, sendo cada sistema constituído por uma espécie de macrófitas e ambos com os mesmos substratos composto por areia e pedras britas. As análises foram separadas em duas bateladas, sendo a primeira batelada com o tempo de detenção de 24 horas com análise antes do tratamento, doze horas retirado uma amostragem e após doze horas completando vinte quatro horas de detenção hidráulica, realizando análises de Nitrogênio, Fósforo, Turbidez, Condutividade elétrica, Demanda Química de Oxigênio, Demanda Bioquímica de Oxigênio, pH e Temperatura. Pela segunda batelada o tempo de detenção hidráulico foi maior, sendo de 48 horas onde as amostragens foram coletadas a cada 12 horas realizando análises de pH, Condutividade elétrica, Turbidez, Temperatura e avaliação de presença de organismos indicadores de contaminação fecal (*Escherichia coli*). Ambos os sistemas apresentaram comportamento semelhantes em termos de eficiência de tratamento do efluente eutrofizado.

Keywords: Wetlands; Piscicultura.

Session .. – Link your contribution to one of the five conference sessions

Introduction

Com a grande expansão da aquicultura ocorrem diversos problemas ambientais, o aumento da concentração de nitrogênio e fósforo no reservatório que está relacionada à alimentação dos peixes (rações), fertilizantes, remédios e excretas dos animais ocasiona o acúmulo da matéria orgânica sucedendo eutrofização. Além disso, a água desses efluentes pode se apresentar risco à saúde por meio da transferência de patógenos provenientes de esterco, resíduos vegetais, material compostado (MACEDO, SIPIÚBA-TAVÁRES, 2010).

O tratamento tipo wetland, possui macrófitas aquáticas como alternativa de fitorremediação de poluentes e altas taxas de carga orgânica. Nesse sistema, as plantas, através de processos naturais desempenham a remoção de tais compostos, reparando o meio inquinado. As espécies de macrófitas utilizadas para compor o sistema de tratamento devem ser escolhidas de acordo com a região de onde serão inseridas no sistema, podendo assim evitar problemas, como a rejeição ao meio no qual será introduzida, devido mudanças de ambiente e interferindo na sua adaptação e processos biológicos.

A fim de propor medidas mitigatórias para tais impactos, o presente trabalho visa avaliar a eficiência do sistema wetland de fluxo vertical, utilizando duas plantas aquáticas emergentes: *Eleocharis mutata* (L.) Roem. &Schult e *Heteranthera reniformis* Ruiz &Pav.

Material and Methods

O efluente utilizado para o estudo foi coletado na represa de um pesqueiro situado na cidade de Umuarama, Paraná.

Para realizar o estudo de análise comparativa entre macrófitas, foi delineada uma montagem escala piloto de dois sistemas individuais para cada espécie utilizada no tratamento do efluente de aquicultura.

Em cada sistema foi utilizando uma caixa container na cor preta para não ocorrer influência de luz solar, possuindo um volume de 28,5 litros. Foi acoplado um sistema sifão com encanamento de PVC 25 mm, um cotovelo de 90° soldável, curva de 90° soldável e adaptador auto ajustável, acoplado em um cano com 20 cm de comprimento, com perfurações, com um tampão em sua extremidade (Figura 1.1).

Após a montagem do sistema, a caixa foi preenchida com pedra brita e areia, conforme Figura 1.2.

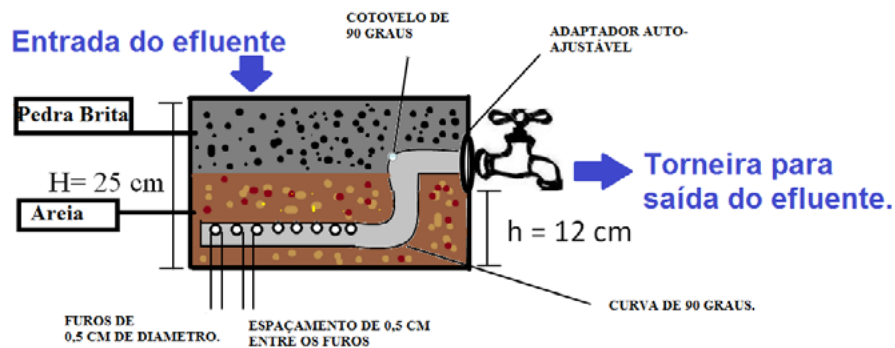


Figura 1.1 Sistema piloto em corte, com dimensões

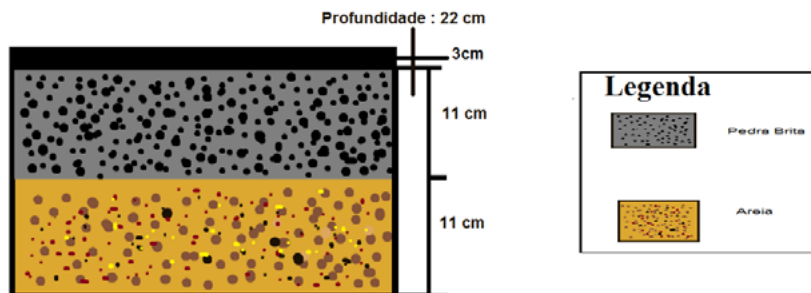


Figura 1.2 Sistema piloto em corte, com dimensões da pedra brita e areia

No sistema piloto I plantou-se dezoito mudas de *Heteranthera reniformis* Ruiz & Pav e para o sistema piloto II seis mudas da *Eleocharis mutata* (L.) Roem. & Schult.

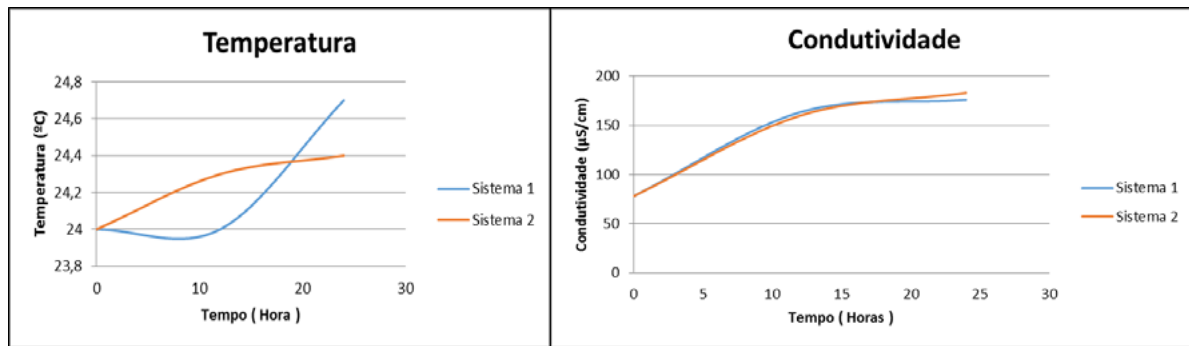
Foram realizadas duas bateladas de amostragens, o primeiro com tempo de detenção de 24 horas, foi sucedido para analisar turbidez, temperatura, pH, nitrogênio total, fósforo total, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO). Já segunda batelada com tempo de detenção de 48 horas, analisando o pH, turbidez, condutividade elétrica, temperatura e coliformes fecais (*Escherichia coli*).

Results and Conclusions

Na primeira batelada verificou-se oscilações de temperatura durante todo tempo de detenção. O início do experimento ocorreu pela manhã devido a disponibilidade de luz ser um fator primário o qual controla o processo de fotossíntese em ecossistemas aquáticos, além de exercer grande influência na composição das espécies e na adaptação morfológica e fisiológica das plantas quando expostas a diferentes intensidades luminosas (THOMAZ; BINI, 2003).

Pode-se observar pelo Gráfico 1.1, que a diferença de temperatura entre os sistemas é irrelevante, sendo a temperatura inicial 24°C, após o tratamento o sistema 1 apresentou temperatura de 24,7°C e o sistema 2 com 24,4 °C.

Gráfico 1.1 - Temperatura e condutividade do efluente a cada análise



Pode-se observar um aumento na condutividade elétrica ao longo do tratamento. O indicador de capacidade da água em conduzir eletricidade se trata dos dados de condutividade elétrica, fornecem importantes informações sobre o metabolismo do tanque, ajudando a detectar fontes poluidoras no sistema. A influência antrópica também interfere na condutividade. Quando os seus valores estão altos, indicam o elevado grau de decomposição e quando os valores estão baixos indica acentuada produção primária (algas e microrganismos aquáticos), sendo uma maneira de avaliar a disponibilidade de nutrientes no ecossistema aquático. Pode-se verificar pelo Gráfico 1.1 que o aumento do nível de condutividade no efluente pode ter relação com a decomposição das macrófitas mortas, que ocorreu ao longo do tempo de detenção, liberando concentrações de cátions e íons no meio como também a relação com aumento de temperatura, sendo a cada grau celsius aumentado também em 2%.

Durante o experimento foi constatado pouca variação com relação ao pH sendo do efluente antes do tratamento é 7 em doze horas de detenção ele ocorre uma mudança para 6,98 no sistema 1 e 7,13 no sistema 2, em 24 horas o pH se encontra 7,06 no primeiro filtro e 7 no segundo filtro.

Em termos de eficiência de remoção de DQO, verificou-se que em ambos os sistemas obtiveram remoções de 78,8 %, sendo que a DQO inicial era 66 mg/L e após o tempo de detenção, constou à redução para 14 mg/l.

A análise de DBO constatou o alto valor deste parâmetro, no efluente antes do tratamento utilizando o wetland. Ressalta se que valores altos causam uma diminuição de oxigênio dissolvido na água, o que pode ocasionar mortalidade de organismos aquáticos (BRASIL, 2015). Pelo experimento ocorreu uma redução DBO de 80,6% pelo sistema 1 e 75,8% pelo sistema 2.

A turbidez sendo um fator primordial em relação ao equilíbrio do ecossistema aquático, também apresentou eficácia utilizando o sistema wetland.



Apesar do nitrogênio total não apresentar padrão na legislação, foi realizada a análise do efluente sem tratamento e constou 19,6 mg/l, sendo considerado uma alta concentração, porém não foi possível realizar as análises após o tratamento, para confirmar a eficiência de remoção, porém alguns autores confirmam a eficiência do processo: Assunção (2011) afirma que o tratamento de piscicultura utilizando wetland é eficiente na remoção de nitrogênio total. Trevisan (2009) comprova a eficiência de remoção de nitrogênio utilizando duas espécies de plantas aquáticas.

O comportamento dos sistemas de tratamento tipo wetland em relação à remoção de fósforo total se demonstrou eficiente com remoções de 81,6% em ambas as espécies, sendo que a concentração inicial era de 0,38 mg/L e após 24 horas de detenção ambos sistemas constaram 0,07 mg/L.

A segunda batelada foi realizada com o tempo de detenção de 48 horas analisando todos os fatores da primeira batelada, confirmando que os resultados variam conforme o tempo de detenção e a variação de temperatura, entretanto com a presença *Escherichia coli* e realizou a verificação de remoção pelo sistema de tratamento tipo wetland constatando que o sistema 1 apresentou eficácia de remoção em 60% comparado com o sistema 2 sendo 80% eficaz.

Na segunda batelada a eficiência de remoção de turbidez foi quase completa sendo de 97,6 % pelo sistema 1 e 98,5 % pelo sistema 2, demonstrando um tratamento com ótimos resultados no tempo de detenção. A condutividade elétrica apresentou aumento significativo, não sendo eficiente para a diminuição de íons presente no efluente. A média de temperatura do efluente ficou em 24°C e o pH de 6,53 e o sistema 2 6,21 sendo uma solução neutra, com ótimas condições de desenvolvimento microbiano e eficácia para processos biológicos de tratamento.

Com o desenvolvimento do trabalho foi possível concluir que as espécies *Heteranthera reniformis* Ruiz & Pav e *Eleocharis mutata* (L.) Roem. & Schult apresentam comportamento semelhantes em termos de eficiência de tratamento do efluente eutrofizado. A temperatura se demonstra um fator determinante nos processos de fitorremediação das plantas, quando a temperatura se manteve alta a eficiência foi maior que em baixas temperaturas.

References

- ASSUNÇÃO, A. W. de A. Tratamento de efluentes de piscicultura utilizando sistema wetland povoado com espécies de macrófitas aquáticas de três tipos ecológicos diferentes. (2011). 71f. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) UNESP (CAUNESP), Jaboticabal, SP.
- BRASIL. Agência Nacional de Águas – ANA. Indicadores de qualidade - Índice de Qualidade das Águas (IQA). 2015. Disponível em: <<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>>. Acesso em: 20 out. 2015.
- MACEDO, F. C.; SIPIÚBA-TAVARES, L. H. (2010) Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. São Paulo: Boletim do Instituto de Pesca de São Paulo, v. 36, n. 2, 149–163.
- THOMAS, S. M.; BINI, L. M. (2003) Ecologia e Manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: EDUEM, 341 p.
- TREVISAN, R. E. Crescimento das macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* (Mitchell) em diferentes concentrações de nutrientes. (2009). 63f. Tese (Doutorado em Aquicultura). Universidade Estadual Paulista Centro De Aquicultura-CAUNESP. Jaboticabal, SP.



Eficiência de remoção de cafeína em wetlands construídos com escoamento vertical

A. Almeida*, J. Oliveira**, C. Ribeiro***, J.M.R. Tavares****, D. D. Silveira*****

* Escola Superior Agrária (ESA), Instituto Politécnico de Beja, Portugal, maalmeida@ipbeja.pt

** Escola Superior Agrária (ESA), Instituto Politécnico de Beja, Portugal, julio.oliveira07@hotmail.com

*** Escola Superior Agrária (ESA), Instituto Politécnico de Beja, Portugal, carlos.ribeiro@ipbeja.pt

**** Escola Superior Agrária (ESA), Instituto Politécnico de Beja, Portugal, jorge.tavares@ipbeja.pt

***** Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Brasil, danidamasceno28@gmail.com

Abstract: o presente trabalho avaliou a capacidade de remoção da cafeína em wetlands contruídos, plantados com *Vetiveria zizanioides*, em agregados leves de argila expandida e com alimentação contínua em modo vertical. A eficiência de remoção foi analisada com recurso a efluente sintético, preparado com meio mineral e cafeína, de modo a reduzir possíveis variações na concentração deste nos leitos. Foram testadas duas concentrações afluentes ($0,75 \pm 1,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $1,5 \pm 1,0 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), mantendo-se constante a carga hidráulica (Ch) a $100 \pm 10 \text{ L} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}$, e determinando-se a concentração de cafeína por meio de HPLC-MS. O pH, a condutividade elétrica, o potencial redox e o oxigênio dissolvido foram medidos *in situ*. O crescimento da biomassa vegetal, em ambos os leitos, foi monitorado semanalmente e realizada a cancerização por forma a serem determinados os teores em clorofila *a* e *b* (*Chl a* e *Chl b*), pigmentos e carotenoides, concentrações de alguns nutrientes (nitrogênio e fósforo) e metais (magnésio, sódio e potássio). As eficiências médias de remoção de cafeína foram $93 \pm 1\%$ e de $87 \pm 1\%$, quando observado um tempo de retenção de $6,23 \pm 0,23$ horas. No processo de tratamento, a *Vetiveria zizanioides* assimilou cerca de $10 \mu\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ de biomassa fresca. Os teores em cafeína no afluente não afetaram os teores de *Chl a*, de clorofila total e carotenoides tendo estes, apresentado, uma tendência de aumento ao longo dos ensaios. Os teores em sódio e potássio também exibiram um aumento com o incremento da concentração de cafeína. O estudo desenvolvido aponta a possibilidade do uso de wetlands construídos com escoamento vertical como uma tecnologia de baixo custo, aplicável ao tratamento de águas residuárias contaminadas com cafeína.

Keywords: Cafeína; *Vetiveria zizanioides*; wetland construído.

Session - Processos de transformação e remoção de poluentes: emergentes; matéria orgânica; nutrientes.

Introdução

As águas residuárias urbanas contêm uma grande variedade de produtos farmacêuticos e produtos de cuidados pessoais, provenientes de atividades domésticas, hospitalares, pecuárias, entre outros (Zhang et al., 2016). A maioria dos produtos farmacêuticos não é completamente metabolizada após ingestão humana resultando, consequentemente, na excreção de metabolitos e alguns compostos similares que chegam às estações de tratamento de águas residuárias (ETAR). Neste contexto, e dado que as ETAR não são dimensionadas com o objetivo específico de remover este tipo de compostos, a sua deteção é facilitada em efluentes e águas superficiais (Hijosa-Valsero et al., 2016).

A cafeína é um alcaloide, substância psicoativa, legal e uma das mais consumidas em todo o mundo, estando presente em diferentes bebidas, como os refrigerantes de cola, café, chá e bebidas energéticas. Nos seres humanos atua a nível do sistema nervoso central, estimulando e impedindo temporariamente a sonolência e mantendo o estado de alerta. Por exemplo, nos países desenvolvidos, 90% dos adultos consomem cafeína diariamente, pelo que a substância está presente tanto em águas residuárias domésticas quanto em alguns efluentes industriais. Devido à sua elevada solubilidade ($21,6 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$) e baixa volatilidade, a cafeína é bastante persistente em massas de água (Zhang et al., 2013).

Os sistemas de tratamento constituídos por Wetlands contruídos são opções de baixo custo, com capacidade de remoção de vários tipos de poluentes, incluindo a cafeína (Matamoros et al., 2009). Os mecanismos envolvidos nestes sistemas são processos complexos que envolvem plantas, microrganismos e a matriz do substrato (Kadlec e Wallace, 2008). Estudos realizados para avaliação dos



mecanismos de remoção de compostos farmacêuticos em Wetlands construídos com escoamento vertical mostram que este tipo de compostos é parcialmente acumulados pelas plantas (Dordio et al., 2011; Shenker et al., 2011). Contudo, é necessário perceber quais os principais mecanismos envolvidos na remoção destes compostos, nomeadamente a cafeína, e qual o efeito de concentrações crescentes sobre a biomassa vegetal e o desempenho do sistema. Sendo assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a capacidade de remoção da cafeína em Wetlands construídos, plantados com *Vetiveria zizanioides*, em agregados leves de argila expandida e com alimentação contínua em modo vertical quando sujeitos a diferentes concentrações de cafeína.

Material e Métodos

O presente trabalho foi desenvolvido num sistema de tratamento piloto composto por sistemas de Wetlands construídos de fluxo vertical (WCV) ($0,70 \times 0,24 \text{ m}^2$), plantado com *Vetiveria zizanioides*. O sistema era munido com uma torneira, à entrada da qual, no interior do leito, foi colocado o material suporte - brita (10-50 mm) - com a função de filtro e impedir a saída do material de enchimento. A matriz de suporte é composta por agregados leves de argila expandida do tipo Filtralite® - 10 -20 mm. A alimentação ao leito foi efetuada de modo contínuo, através de bomba submersível centrífuga (Eheim-1250), que permitia também a homogeneização e o arejamento do afluente. Este foi distribuído na superfície do leito através de gotejadores equidistantes, percolando verticalmente, sendo recolhido no fundo, através de um tubo de plástico colocado na base do leito, em forma de sifão. Foi utilizado um efluente sintético, preparado com meio mineral e cafeína por forma a minimizar as variações na concentração de efluente aos leitos.

A carga hidráulica (Ch) foi mantida constante a $100 \pm 10 \text{ L}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}$. Foram recolhidas diariamente, amostras de afluente e efluente do WCV. Foram medidos *in situ* o pH, a condutividade elétrica (CE), potencial redox (Eh) e oxigênio dissolvido (OD), com a utilização de uma sonda portátil multiparamétrica (HI9829 HANNA).

A concentração de cafeína no afluente e efluente, bem como na biomassa vegetal após extração das folhas, foi determinada por HPLC-MS (APAH, 2013; Zhang et al., 2013), e foram estudadas duas concentrações afluentes de $0,75 \pm 1 \text{ mg/L}$; $1,5 \pm 1 \text{ mg/L}$.

Monitorizou-se o crescimento da biomassa vegetal, em ambos os leitos, semanalmente. Efetuou-se a sua caracterização por forma a determinar os teores em clorofila a e b (*Chl a* e *Chl b*) e carotenoides, bem como as concentrações de alguns nutrientes (P e N) e metais (Mg, Na e K) na biomassa vegetal (Campbell e Plank, 1998; Lichtenthaler, 1987).

Resultados e Conclusões

Os resultados obtidos no que se refere ao crescimento da biomassa foliar mostraram que este não foi influenciada negativamente pela presença de cafeína no afluente (Figura 1). Observou-se um crescimento mais acentuado da biomassa foliar durante a realização do segundo ensaio, o efetuado com a concentração mais elevada de cafeína. O teor em clorofila a e de carotenoides apresentaram uma tendência em aumentar devido à alimentação das plantas com cafeína (Figura 1). No entanto, o teor em clorofila b apresentou uma tendência bastante acentuada para diminuir durante a realização dos ensaios. Os teores em sódio e potássio revelaram uma tendência crescente devido ao aumento do teor em cafeína no afluente do WCV.

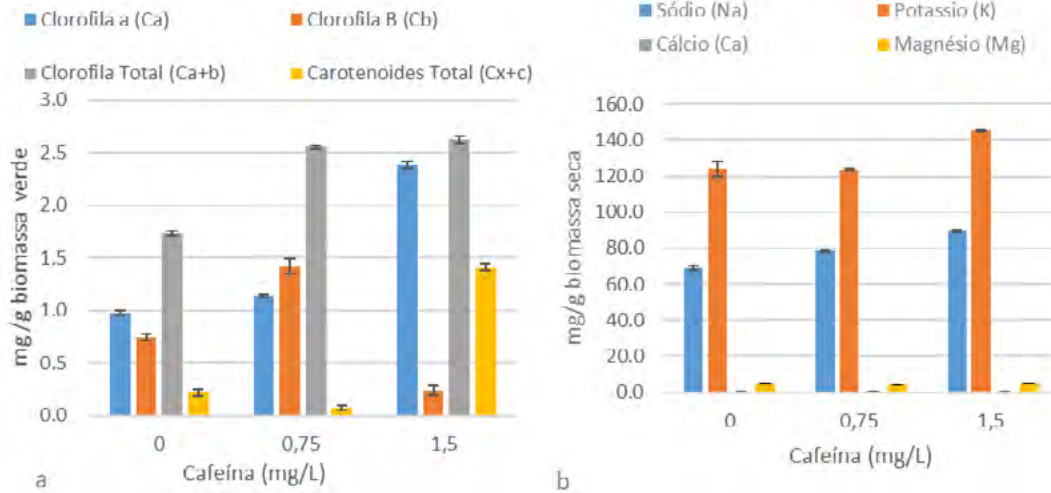


Figure 1 Teor em clorofilas a, b e totais (a); composição elementar da biomassa vegetal (cálcio (Ca), magnésio (Mg), sódio (Na), potássio (K), no início e no fim de cada ensaio.

O Eh medido no efluente à entrada e saída do WCV foi sempre positivo, mas sem diferenças significativas entre Eh no afluente e efluente do leito ($p > 0,05$) (Figura 2a). O oxigênio dissolvido (Figura 2b) aumentou em cada um dos ensaios, no efluente, eventualmente devido à capacidade das plantas ou ao tipo de escoamento que permitire a reposição de oxigênio consumido pela presença microbiana.

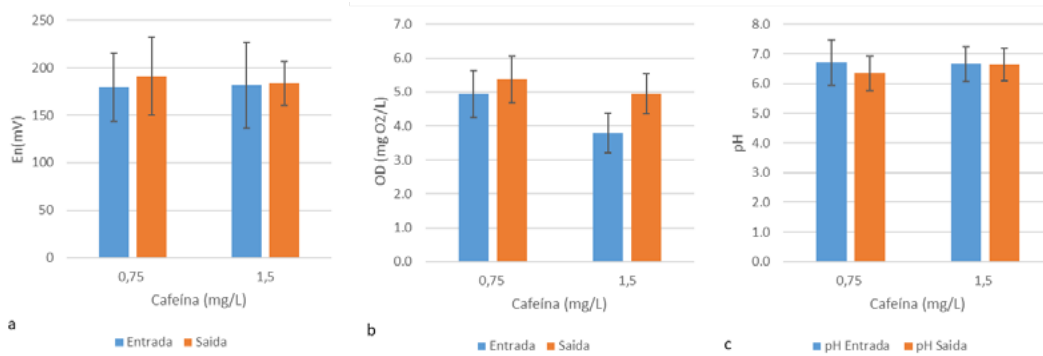


Figure 2 Variação do Eh (a), OD (b) e pH (c) em função da concentração de cafeína aplicada, no WCV alimentado em modo contínuo, com escoamento em fluxo vertical.

O pH no efluente (Figura 2c) diminuiu, quando comparado com o afluente em cada ensaio nunca apresentando diferenças significativas ($p > 0,05$). Não se verificaram alterações significativas na condutividade elétrica (CE), entre a entrada e a saída do leito ($p > 0,05$), pelo que se deduz que concentração de SST se manteve constante denotando que não terá ocorrido precipitação de sais no interior do leito

Como já mencionado, o sistema foi alimentado com duas concentrações diferentes e crescentes de cafeína ($0,75 \pm 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$, $1,5 \pm 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$), tendo-se obtido eficiências de remoção médias de $93 \pm 1\%$ e de $87 \pm 1\%$, respetivamente, quando o tempo de retenção foi de $6,23 \pm 0,23$ horas (Figura 3). Adicionalmente,

foi determinado o teor em cafeína nas folhas da *Vetiveria zizanioides* no início e no final do trabalho, e os resultados obtidos sugeriram que a planta assimilou durante todo o processo de tratamento cerca de $10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de biomassa fresca. Assim sendo, foi observado que com o aumento da concentração de cafeína, o aporte de carga mássica de poluente aumentou, levando a redução da capacidade de remoção da cafeína no sistema avaliado neste estudo.

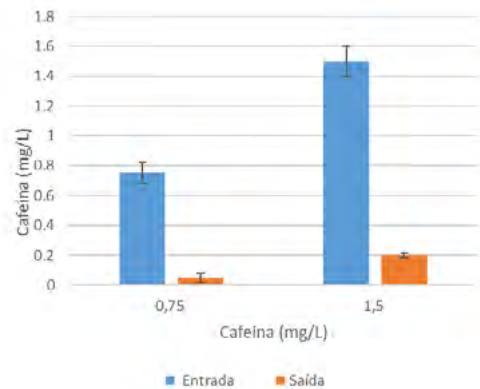


Figura 3 Variação da concentração de cafeína na entrada e saída do WCV, em cada um dos ensaios. O sistema foi alimentado em modo contínuo, com escoamento em fluxo vertical.

Os resultados obtidos demonstram que a cafeína pode ser eliminada com a utilização de Wetlands construídos de fluxo vertical. Obtiveram-se eficiências de remoção de até 93%, com assimilação pelas plantas de $10 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ de biomassa fresca. No entanto, dado o elevado teor de cafeína removida, este não foi o principal mecanismo de remoção, apontando para a possível formação de metabolitos e respectiva assimilação pelas plantas. Portanto, sugere-se a presença atuante de outras formas de remoção da cafeína, como por exemplo, através de transformações microbianas, as quais devem ser analisadas.

References

- APAH (2013), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22th American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, Washington DC, USA.
- Campbell C.R., Plank C.O. (1998), Preparation of plant tissue for laboratory analysis, in: Y.P. Kalra (ed) Handbook of Reference Method for Plant Analysis. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 37-49.
- Dordio, A.V., Belo, M., Teixeira, D.M., Carvalho, A.J.P., Dias, C.M.B., Picó, Y., Pinto, A.P. (2011), Evaluation of carbamazepine uptake and metabolization by *Typha* spp., a plant with potential use in phytotreatment. *Bioresour. Technol.* 102, 7827–7834.
- Hijosa-Valsero, M., Reyes-Contreras, C., Domínguez, C., Bécares, E., Bayona, J.M. (2016), Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in constructed wetland compartments: Influent, effluent, pore water, substrate and plant roots. *Chemosphere*, 508-17.
- Kadlec, R.H., Wallace, S. (2008), Treatment Wetlands, second ed. Taylor & Francis, Boca Raton.
- Lichtenthaler, H.K. (1987), Chlorophylls and carotenoids: Pigments of photosynthetic biomembranes. *Methods In Enzymology*, 350-382.
- Matamoros, V., Arias, C., Brix, H., Bayona, J.M. (2009), Preliminary screening of small-scale domestic wastewater treatment systems for removal of pharmaceutical and personal care products. *Water Res.* 43, 55–62.
- Shenker, M., Harush, D., Ben-Ari, J., Chefetz, B. (2011), Uptake of carbamazepine by cucumber plants – a case study related to irrigation with reclaimed wastewater. *Chemosphere* 82, 905–910.
- Zhang, D.Q., Hua, T., Gersberg, R.M., Zhu, J., Ng, W.J., Tan, S.K. (2013), Fate of caffeine in mesocosms wetland planted with *Scirpus validus*. *Chemosphere* 90:1568–1572.
- Zhang, D., Luo, J., Lee, Z.M., Gersberg, R.M., Liu, Y., Tan, S.K., Ng, W.J. (2016), Characterization of microbial communities in wetland mesocosms receiving caffeine-enriched wastewater. *Environ Sci Pollut Res Int.* 23(14):14526-39.



Estudo do lodo de ETA contendo alumínio na adsorção de fósforo de esgotos sanitários previamente tratados em *wetlands* construídos

Ritter, M. T.*, Nagel-Hassemer, M. E.**

* Servidão Pedro Santos Filho, 90 casa 03, bairro Ingleses, Cep: 88058-475, Florianópolis/SC, Brasil. magaliritter@yahoo.com.br

** Campus Universitário Reitor João David Ferreira Lima, bairro Trindade, Cep: 88040-900, Florianópolis/SC, Brasil. maria.eliza@ufsc.br

Resumo: O presente estudo teve o objetivo de avaliar a aplicação de duas diferentes granulometrias de lodo de ETA rico em alumínio, como material adsorvente na remoção de fosfatos de esgotos sanitários previamente tratados em *wetlands* construídos. Para isso, foram realizados ensaios cinéticos e isotérmicos em batelada e também em colunas de leito fixo. Os ensaios cinéticos, realizados com dosagem de adsorvente de 20 g.L⁻¹, e concentração de adsorvato de 12,5 mg.PO₄³⁻.L⁻¹, resultaram em uma remoção superior para o lodo de menor granulometria, atingindo 90% de eficiência (Ce = 1,2 mg.PO₄³⁻.L⁻¹). Através dos ensaios isotérmicos, conduzidos com diferentes massas de adsorvente (0,5; 0,75; 1,0; 1,5; 2,0 e 3,0 g) foram determinadas as capacidades máximas de adsorção de 0,96 e 1,33 mg.PO₄³⁻.g⁻¹ para o lodo fino e lodo grosso, respectivamente. As colunas de leito fixo apresentaram elevadas capacidades de adsorção, para os dois diferentes fluxos aos quais foram submetidas, 5,0 e 2,0 mL.min⁻¹, alcançando entre 0,76-3,65 mg.PO₄³⁻.g⁻¹ para o lodo grosso e 8,73-12,49 mg.PO₄³⁻.g⁻¹, para o lodo mais fino. Os resultados desse estudo evidenciam que as partículas de menor granulometria resultaram em um melhor processo de adsorção, levando a uma remoção mais rápida do fósforo em suspensão, e também a uma menor concentração de equilíbrio. Desse modo, o uso do lodo não apenas provê uma solução tecnológica de baixo custo para o tratamento de efluentes, mas também uma opção de gestão efetiva desse resíduo nas estações de tratamento de água.

Palavras-chave: Remoção de fósforo; adsorção; lodo de ETA; alumínio; *wetlands* construídos; tratamento de efluentes.

Eixo temático – Processos de transformação e remoção de poluentes: emergentes; matéria orgânica; nutrientes.

Introdução

O fósforo é um nutriente essencial nos ecossistemas e em diversas indústrias, como na manufatura de fertilizantes, detergentes e polidores (CHOI et al., 2016). No entanto, o uso extensivo desses produtos, resulta em um grande aporte de fosfatos nos efluentes domésticos e industriais e, conseqüentemente, nos corpos hídricos, ocasionando a eutrofização, fenômeno identificado como um dos principais causadores da baixa qualidade das águas superficiais.

Os sistemas convencionais de tratamento, normalmente, não apresentam a eficiência necessária para a remoção de fósforo dos efluentes a níveis aceitáveis pela legislação ambiental, cada vez mais restritiva em diversos países. Sendo assim, uma maneira adequada de promover a remoção desse nutriente é através de uma etapa adicional de tratamento, um polimento final.

Entre as várias tecnologias de tratamento, a adsorção tem se mostrado como um método efetivo para reduzir a concentração de fósforo, especialmente em sistemas locais e descentralizados de tratamento de efluentes, como nos *wetlands* construídos (PARK; POLPRASERT, 2008).

Segundo Vohla et al. (2011), nas últimas duas décadas, um grande número de potenciais substratos (materiais naturais, subprodutos industriais e produtos artesanais) têm sido testados. Dentre eles, o lodo de ETA contendo alumínio tem se mostrado como um adsorvente de baixo custo e promissor para a remoção de fósforo de efluentes.

O lodo de ETA rico em alumínio é um subproduto amplamente gerado nas plantas de tratamento de água que utilizam sais de alumínio como agentes de coagulação. Trata-se de um resíduo de elevada área superficial e alta reatividade, capaz de remover o fósforo de efluentes através da



adsorção, além de ser facilmente disponível em cidades e regiões metropolitanas que utilizam águas superficiais como fontes de água potável (BABATUNDE; ZHAO, 2010).

Com base nisso, o presente estudo buscará aliar as vantagens de utilização de um material promissor e que é considerado um resíduo, transformando-o em um material útil para ser empregado na melhoria da remoção de fósforo de esgotos sanitários previamente tratados em *wetlands* construídos, utilizando a técnica da adsorção em ensaios cinéticos e isotérmicos em batelada, e também em colunas de fluxo contínuo para duas diferentes granulometrias de lodo. Embora existam diversos trabalhos voltados para a remoção de fósforo de efluentes utilizando o lodo como material adsorvente, poucas pesquisas utilizando o efluente real proveniente de um *wetland* construído foram desenvolvidas.

Materiais e Métodos

Para os ensaios cinéticos e de isothermas em batelada, foi utilizada uma solução padrão de fosfato, enquanto para as colunas de fluxo contínuo foi utilizado o esgoto sanitário previamente tratado na estação piloto de tratamento de esgotos de *wetlands* construídos, projetada e implantada pelo Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado – GESAD na UFSC.

O lodo utilizado nos experimentos foi fornecido pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento – CASAN, proveniente de duas diferentes plantas de tratamento, sendo preparado conforme metodologia proposta por Mohammed e Rashid (2012). Inicialmente o lodo foi seco em estufa a aproximadamente 100 °C durante 24 horas, e então resfriado até a temperatura ambiente, sendo moído e peneirado em duas faixas granulométricas, uma com partículas entre 0,10 e 0,60 mm de diâmetro, chamadas de lodo grosso, e outra com partículas de diâmetro inferior a 0,10 mm, o lodo fino.

Para os ensaios cinéticos, utilizando como base os estudos de Maqbool, Khan e Asghar (2015), foram colocados em erlenmeyers de vidro 100 mL da solução de fosfato ($12,5 \text{ mg} \cdot \text{PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$) em contato com 2,0 g de adsorvente ($20 \text{ g} \cdot \text{L}^{-1}$), em banho termostático (Dubnoff 232) com agitação (200 rpm) e temperatura ($27^\circ \text{ C} \pm 1$) controladas. Foram definidos intervalos temporais para o monitoramento do processo, cujos ensaios foram realizados em duplicata. Para a filtração das amostras foram empregadas membranas de acetato de celulose com porosidade de $0,45 \mu\text{m}$. A determinação de fósforo em todos os ensaios foi realizada através do método colorimétrico do Ácido Vanamolibdofosfórico, mediante utilização do Espectrofotômetro da marca HACH modelo DR3900 ($\lambda = 490 \text{ nm}$).

A capacidade de adsorção do lodo de ETA, foi determinada através das isothermas. Para isso, foram realizados ensaios com duração de 24 horas, determinada com base nos ensaios cinéticos. Foi utilizada uma agitação de 200 rpm e diferentes massas de adsorvente (0,5; 0,75; 1,0; 1,5; 2,0 e 3,0 g), mantendo-se constantes a temperatura ($27^\circ \text{ C} \pm 1$) e a concentração inicial de adsorvato.

Por fim, os ensaios em colunas de adsorção em escala laboratorial foram realizados utilizando-se buretas de vidro de 80 cm de altura e 1,20 cm de diâmetro interno. A alimentação do sistema em fluxo constante descendente foi controlada com a utilização de uma bomba peristáltica conectada e selada à parte superior da bureta, e com mangueira ascendente no mesmo nível da saída da coluna. As massas, calculadas com base na capacidade máxima de adsorção de cada material (ensaios isotérmicos), foram de 15,43 e 9,40 g para o lodo fino e para o lodo grosso, respectivamente. Além disso, de modo a avaliar a influência do fluxo, foram ajustadas e testadas duas diferentes vazões de efluente, 2,0 e $5,0 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$. Para obtenção das curvas de ruptura (C/C_0 versus tempo), alíquotas foram coletadas em pequenos tubos de ensaio em intervalos de tempo de 10 minutos até saturação da coluna, ou seja, a duração dos experimentos foi determinada pela saturação do lodo, quando as concentrações finais (saída da coluna) foram iguais às concentrações iniciais (entrada na coluna).

Resultados e Conclusões

O resultado dos ensaios cinéticos é apresentado na Figura 1.1. É possível observar que a velocidade de adsorção do lodo fino é maior, uma vez que após a segunda hora do experimento a concentração do adsorvato praticamente não apresenta mais variação, estabilizando em aproximadamente $1,2 \text{ mg.L}^{-1}$, e atingindo uma remoção em torno de 90%. O lodo grosso, por sua vez, entrou em equilíbrio após 24 horas de ensaio, alcançando uma remoção de 76% e uma concentração final de $2,8 \text{ mg.L}^{-1}$. Yang et al. (2006) também testaram diferentes tamanhos de partículas (entre 0,063mm e 2,36mm) e obtiveram melhores remoções em granulometrias menores, corroborando os resultados.

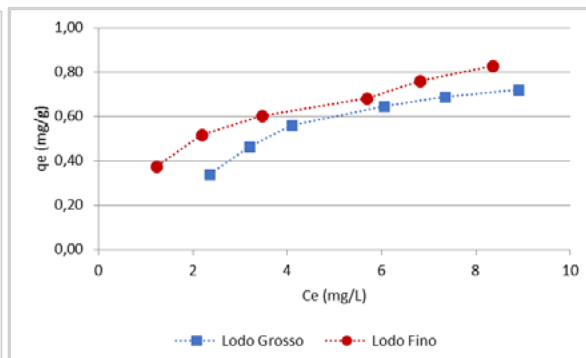
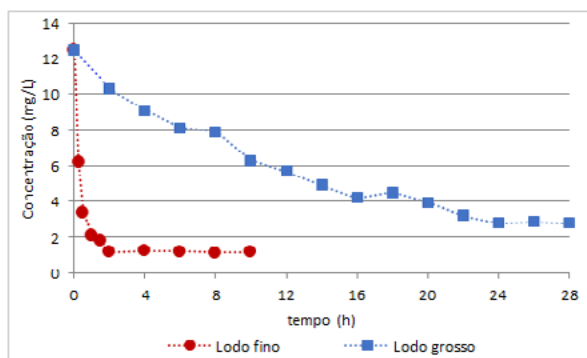


Figura 1.1 - Cinética adsorção de fosfato em lodo de ETA. **Figura 1.2** - Isotermas adsorção de fosfato em lodo de ETA.

Já com relação aos ensaios isotérmicos, através da análise da Figura 1.2, observa-se que ambas as granulometrias de lodo apresentam a habilidade para ser um adsorvente na remoção de fósforo, pois conforme há um aumento na concentração de adsorvente há também um aumento na quantidade de fósforo removida da solução. A capacidade máxima de adsorção (q_{max}), determinada com base no modelo de Langmuir, foi de 0,96 e $1,33 \text{ mg.PO}_4^{3-}.\text{g}^{-1}$ para o lodo fino para o lodo grosso, respectivamente.

Os ensaios de adsorção em contínuo, realizados em colunas de leito fixo, possibilitaram a construção das curvas de ruptura para ambas as granulometrias de lodo, nas vazões de 2,0 e $5,0 \text{ mL.min}^{-1}$. O tempo de contato de cada ensaio foi determinado pela saturação das colunas, quando a concentração de saída se aproximou de 90% da concentração de entrada da coluna. Na Figura 1.3 são apresentadas as curvas de ruptura obtidas para o lodo fino e na Figura 1.4 para o lodo grosso.

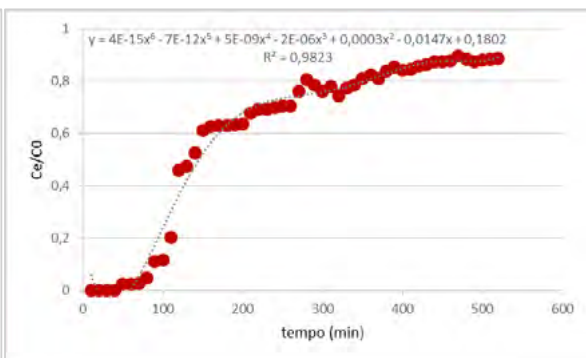
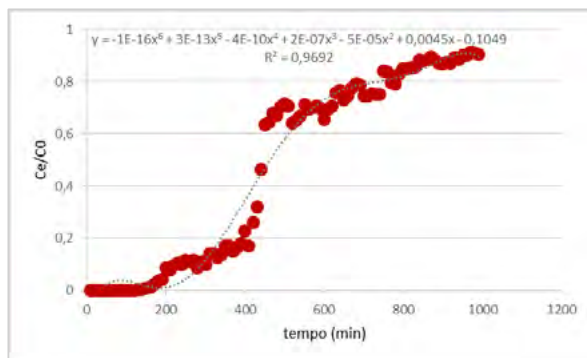


Figura 1.3 - Curvas de ruptura do adsorvente caracterizado pelas partículas menores, o lodo fino, nas vazões de a) $2,0 \text{ mL.min}^{-1}$ e b) $5,0 \text{ mL.min}^{-1}$.

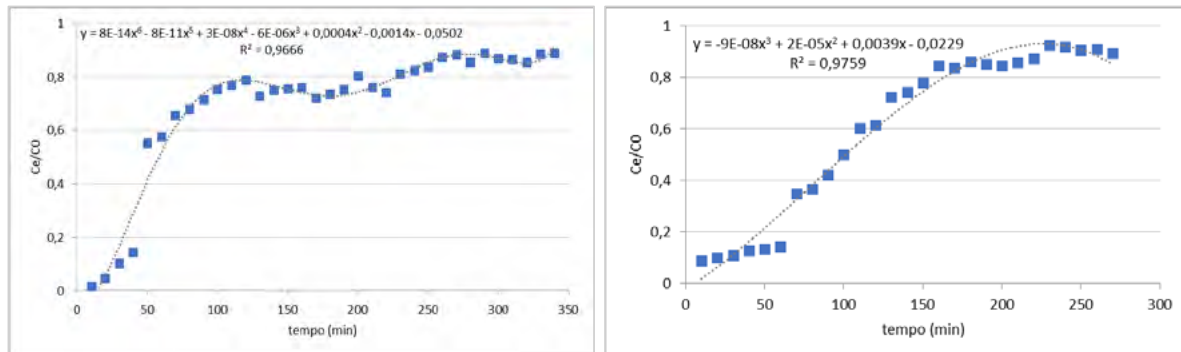


Figura 1.4 - Curvas de ruptura do adsorvente caracterizado pelas partículas maiores, o lodo grosso, nas vazões de a) 2,0 mL.min⁻¹ e b) 5,0 mL.min⁻¹.

Nas condições avaliadas, a remoção de fósforo foi completa nos primeiros 20 minutos para o lodo grosso, na vazão de 2,0 mL.min⁻¹. Com a vazão aumentada para 5,0 mL.min⁻¹, esse material não atingiu uma remoção total inicialmente. Posteriormente, a remoção do fósforo foi diminuindo gradativamente até a saturação da coluna com o tempo de 230 e 290 min para as vazões de 5,0 e 2,0 mL.min⁻¹, respectivamente, para esse mesmo lodo. Já para o lodo fino, o ponto de ruptura foi de 80 e 190 minutos para as vazões de 5,0 e 2,0 mL.min⁻¹, respectivamente, e os tempos de exaustão foram de 440 e 950 min para essas mesmas vazões de 5,0 e 2,0 mL.min⁻¹, respectivamente.

Além disso, as quantidades máximas adsorvidas (q) pelo lodo grosso foram de 0,76 e 3,65 mg.g⁻¹, para as vazões de 5,0 e 2,0 mL.min⁻¹, respectivamente. O lodo fino apresentou maiores quantidades adsorvidas, tanto para a vazão de 5,0 mL.min⁻¹ (8,73 mg.g⁻¹), quanto para a vazão de 2,0 mL.min⁻¹ (12,49 mg.g⁻¹). Esses resultados evidenciam a aplicabilidade desse material como adsorvente para o fósforo, em especial o lodo mais fino e em tempos de detenção hidráulica mais elevados. O maior tempo de contato entre o adsorvente e o adsorvato, bem como a maior área superficial das partículas leva a uma maior remoção do poluente em questão.

Os resultados desse estudo evidenciam que as partículas de menor granulometria resultaram em um melhor processo de adsorção, levando a uma remoção mais rápida do fósforo em suspensão, e também a uma menor concentração de equilíbrio. Desse modo, o uso do lodo não apenas provê uma solução tecnológica de baixo custo para o tratamento de efluentes, mas também uma opção de gestão efetiva desse resíduo nas estações de tratamento e água.

Referências

- BABATUNDE, A. O.; ZHAO, Y. Q. (2010), Equilibrium and kinetic analysis of phosphorus adsorption from aqueous solution using waste alum sludge. **Journal of Hazardous Materials**, [s.l.], v. 184, n. 1-3, 746-752.
- CHOI, J.; CHUNG, J.; LEE, W.; KIM, J. O. (2016), Phosphorous adsorption on synthesized magnetite in wastewater. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, [s.l.], v. 34, 198-203.
- MAQBOOL, N.; KHAN, Z.; ASGHAR, A. (2015), Reuse of alum sludge for phosphorus removal from municipal wastewater. **Desalination and Water Treatment**, [s.l.], v. 57, n. 28, 13246-13254.
- MOHAMMED, W. T.; RASHID, S. A. (2012), Phosphorus Removal from Wastewater Using Oven-Dried Alum Sludge. **International Journal Of Chemical Engineering**, [s.l.], v. 2012, 1-11.
- PARK, W. H.; POLPRASERT, C. (2008), Phosphorus adsorption characteristics of oyster shells and alum sludge and their application for nutrient control in constructed wetland system. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, [s.l.], v. 43, n. 5, 511-517.
- VOHLA, C.; KOIV, M.; BAVOR, H. J.; CHAZARENCO, F.; MANDER, U. (2011), Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands - A review. **Ecological Engineering**, [s.l.], v. 37, n. 1, 70-89.
- YANG, Y.; TOMLINSON D.; KENNEDY, S.; ZHAO Y. Q. (2006), Dewatered alum sludge: a potential adsorbent for phosphorus removal. **Water Science and Technology**, [s.l.], v. 54, n. 5, 207-213.



Evaluación de diferentes sustratos y macrófitas para el tratamiento de efluentes cloacales utilizando humedales de flujo subsuperficial horizontal.

Schierano M.C. *, Panigatti, M.C. **, Maine M.A., Boglione, R., Griffa, C., Gaggiotti, M.

* Grupo de Estudios de Medio Ambiente (GEM). Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Rafaela. Acuña 49. Rafaela (2300), Santa Fe, Argentina. celeste_schierano@hotmail.com

** Grupo de Estudios de Medio Ambiente (GEM). Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Rafaela. Acuña 49. Rafaela (2300), Santa Fe, Argentina. cecipanigatti@hotmail.com

Resumen: En poblaciones pequeñas, que no cuentan con sistemas de desagüe cloacal y/o plantas de tratamiento, el destino de los efluentes cloacales constituye un problema cada vez más preocupante. Una alternativa para un manejo adecuado y sustentable podrían ser los humedales construidos, específicamente los de flujo subsuperficial horizontal (HSSH). En este estudio se evaluaron las macrófitas *Typha domingensis* y *Vetiveria zizanoides* y los sustratos canto rodado y Arqlite® (Leca Plástica) con el objetivo de determinar una combinación de “sustrato+macrófita” óptima para el tratamiento de efluentes cloacales utilizando HSSHs. Se realizaron experimentos en invernadero a través de microcosmos simulando HSSHs y se evaluaron por duplicado seis tratamientos: T1 (*T. domingensis* + canto rodado); T2 (*T. domingensis* + Arqlite®); T3 (*V. zizanoides* + canto rodado); T4 (*V. zizanoides* + Arqlite®); T5 (canto rodado) y T6 (Arqlite®). Se midió la concentración de diferentes contaminantes en el líquido cloacal al inicio y al final del tratamiento en los microcosmos, luego de un tiempo de residencia de 7 días. Se calcularon las eficiencias de remoción para cada contaminante, en cada tratamiento, y se realizó un análisis estadístico de los datos. Para sólidos suspendidos resultaron más eficientes los tratamientos T4 y T6 mientras que para amonio y fósforo T2 fue el más eficiente, con eficiencias promedio del 88% para ambos contaminantes. Para DQO el tratamiento más eficiente resultó T4 mientras que para DBO los tratamientos más eficientes fueron los que utilizaron macrófitas (T1, T2, T3 y T4). Los tratamientos más eficientes fueron los que utilizaron Arqlite® como sustrato, con ambas especies de macrófitas (T2 y T4).

Palabras clave: humedales, sustratos, macrófitas

Session. – Procesos de transformación y remoción de contaminantes: emergentes; materia orgánica; nutrientes

Introducción

Los efluentes cloacales o municipales, contienen principalmente materia orgánica, nitrógeno, fósforo, metales y contaminantes emergentes (Chen et al., 2015; Robinson et al., 2016). En los grandes centros urbanos, estos efluentes son tratados a través de diferentes métodos fisicoquímicos y biológicos previo a su vertido. Sin embargo, en poblaciones pequeñas, que no cuentan con sistemas de desagüe cloacal y/o plantas de tratamiento, el destino de estos líquidos residuales constituye un problema cada vez más preocupante. Una alternativa para un manejo adecuado y sustentable de los mismos podrían ser los humedales construidos.

La aplicación de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales se ha difundido en muchos países, debido a su fácil operación y mantenimiento y al apoyo gubernamental con el que cuentan (Wu et al., 2015). Además, resultan adecuados para el tratamiento descentralizado de aguas residuales en aquellas áreas que no tienen acceso a los sistemas públicos de alcantarillado o que están económicamente subdesarrolladas y donde la reutilización y el reciclaje del agua son objetivos importantes para la economía de escala (Pérez-Salazar et al., 2019).

Los humedales de flujo subsuperficial horizontal (HSSH) han sido aplicados para el tratamiento de efluentes cloacales en diversas regiones del mundo con eficiencias de remoción variables (Labella et



al., 2015, Vera et al., 2017). El sustrato y la especie vegetal utilizada influyen directamente en la eficiencia de los humedales, y son considerados componentes fundamentales del sistema. Se han estudiado previamente HSSHs para el tratamiento de diversos efluentes utilizando la especie *Typha domingensis* y canto rodado como sustrato, obteniéndose eficiencias de remoción satisfactorias (Schierano et al., 2017; 2018). En el presente estudio, además de la especie y el sustrato ya mencionados, se evaluará la macrófita *Vetiveria zizanioides*, la cual es una especie con alto potencial de fitorremediación (Truong, 2000) y se estudiará un sustrato obtenido en su totalidad a partir de residuos plásticos. El objetivo del trabajo será determinar una combinación de “sustrato+macrófita” óptima para el tratamiento de efluentes cloacales utilizando un HSSH.

Materiales y Métodos

Se realizaron experimentos en invernadero a través de doce microcosmos simulando HSSH. Las dimensiones de los mismos eran 0,40 x 0,25 x 0,30 m (largo x ancho x profundidad) y fueron dispuestos por duplicado de acuerdo al diseño experimental detallado en la Tabla 1.

Los ejemplares de *T. domingensis* fueron recolectados de un canal natural mientras que los de *V. zizanioides* fueron provistos por un vivero. El canto rodado es un sustrato que se ha utilizado en experimentos anteriores. Arqlite®, también denominada “leca plástica”, es un material innovador obtenido en su totalidad a partir de residuos de plásticos, que en su composición posee polietileno, polyester y polipropileno. Puede reemplazar a los sustratos tradicionales, aportando mayor eficiencia y una reducción de costo y peso.

Tabla 1. Diseño experimental

Tratamiento	Sustrato	Macrófita
T1 (Por duplicado)	Canto Rodado	<i>T. domingensis</i>
T2 (Por duplicado)	Arqlite®	<i>T. domingensis</i>
T3 (Por duplicado)	Canto Rodado	<i>V. zizanioides</i>
T4 (Por duplicado)	Arqlite®	<i>V. zizanioides</i>
T5 (Por duplicado)	Canto Rodado	--
T6 (Por duplicado)	Arqlite®	--

Las plantas fueron aclimatadas durante dos meses previo al inicio de los experimentos. Durante el primer mes fueron regadas con agua de red tres veces por semana y durante el segundo mes, con efluente cloacal. El mismo, provenía de la planta de tratamiento de efluentes cloacales de la ciudad de Rafaela, Argentina; y poseía un tratamiento previo de rejas. Se realizaron cuatro experimentos donde en cada uno se midió la concentración de diferentes contaminantes en el líquido cloacal al inicio y al final del tratamiento en los microcosmos, luego de un tiempo de residencia de 7 días. Los parámetros analizados fueron pH, Conductividad eléctrica (CE), Sólidos Suspendidos Totales (SST), Nitrógeno Total Kjeldhal (NTK), Amonio (NH_4^+), Nitrato (NO_3^-), Nitrito (NO_2^-), Fósforo Total (PT), Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Biológica de Oxígeno (DBO_5). Para todos los análisis se utilizó la metodología propuesta por APHA (2017). La evapotranspiración fue compensada con agua destilada.

Para el análisis estadístico de los datos se utilizó ANOVA a fin de evaluar la influencia del tipo de tratamiento utilizado (factor con 6 niveles: T1 a T6) en una variable de interés (eficiencia de remoción para cada contaminante) con bloques completamente aleatorizados (experimentos con 4 niveles). Se chequeó a priori homocedasticidad de variancias y normalidad de datos y se aplicó el Test de

comparaciones múltiples de Duncan cuando las medias fueron diferentes. Se utilizó el software Statgraphics Centurion XVI.

Resultados y Conclusiones

En la Tabla 2 pueden observarse los valores de ingreso y salida del efluente para cada tratamiento (se informa promedio y desviación estándar).

Tabla 2. Valores de ingreso y salida para cada tratamiento.

	pH	CE (mS/cm)	SST (mg/l)	NTK (mg N/l)	NH ₄ ⁺ (mg N/l)	NO ₃ ⁻ (mg N/l)	NO ₂ ⁻ (mg N/l)	PT (mg P/l)	DQO (mg O ₂ /l)	DBO (mg O ₂ /l)
Ingreso	7.17±0.43	3.2±0.1	101±47	61±18	47±17	46±24	ND(0.05)	2.7±1.2	299±150	185±100
Salida T1	7.68±0.14	3.2±0.5	27±17 (c)	15±5	7.6±4.0 (b)	25.8±8.2 (b)	0.14±0.11 (a)	0.44±0.25 (b)	35.5±14.0 (b)	5.7±2.7 (a)
Salida T2	7.31±0.07	3.0±0.4	13±10 (b)	17±11	4.7±3.6 (a)	14.7±3.3 (a)	0.03±0.02 (a)	0.26±0.09 (a)	37.4±15.5 (b)	6.1±2.9 (a)
Salida T3	8.16±0.17	3.2±0.4	15±12 (b)	29±14	6.2±4.7 (b)	28.9±8.8 (b)	0.16±0.09 (a)	1.37±0.49 (c)	34.0±9.2 (b)	5.8±3.4 (a)
Salida T4	7.96±0.17	3.2±0.2	2±2 (a)	25±10	8.1±4.6 (b)	33.6±9.0 (b)	0.42±0.43 (b)	2.02±0.78 (d)	27.9±10.9 (a)	6.9±2.1 (a)
Salida T5	8.51±0.08	3.1±0.4	30±14 (c)	33±26	8.3±3.6 (b)	37.9±12.8 (c)	0.48±0.16 (b)	2.53±0.19 (e)	49.0±9.3 (c)	9.7±1.6 (b)
Salida T6	8.24±0.04	3.0±0.2	2±2 (a)	24±8	16.2±6.2 (c)	35.9±17.3 (c)	0.51±0.40 (b)	2.87±0.1 (f)	62.6±20 (c)	11.4±3.6 (b)

Las letras entre paréntesis indican grupos homogéneos. ND significa No Detectado y entre paréntesis se indica el límite de detección del método.

En todos los tratamientos se verificaron diferencias significativas entre los valores iniciales y finales de pH, siendo éste más alto a la salida. La conductividad eléctrica, en cambio, no mostró diferencias significativas entre los distintos tratamientos.

Las eficiencias de remoción de SST presentaron diferencias entre los distintos tratamientos, resultando más eficientes los tratamientos T4 (Arqlite® + *V. zizanioides*) y T6 (Arqlite®). Los procesos de remoción de sólidos suspendidos son principalmente físicos, donde el sustrato tiene un rol preponderante facilitando la adsorción de partículas en suspensión. En este sentido, podría afirmarse que la leca plástica resultó más eficiente que el canto rodado para este propósito.

Las concentraciones de NTK disminuyeron satisfactoriamente en todos los tratamientos, sin embargo, no se hallaron diferencias significativas entre los diferentes tratamientos. Las rutas de eliminación de NTK en los wetlands subsuperficiales son varias, sin embargo, una de las principales es el proceso de nitrificación-desnitrificación (Saeed y Sun, 2017). Los porcentajes de eliminación de NH₄⁺ también presentaron diferencias significativas entre los tratamientos, resultando T2 (Arqlite® + *T. domingensis*) con una eficiencia promedio del 88%. Es probable que este contaminante haya sido eliminado a través del proceso de nitrificación-desnitrificación, debido a que, en el efluente inicial, el 77% del NTK era amonio. Debido a que los valores de NO₂⁻ fueron en todos los casos superiores a la salida que a la entrada es factible una alta tasa de nitrificación, seguido de una desnitrificación que contribuye a la eliminación del nitrógeno. En cuanto a nitrato se presentaron diferencias entre los tratamientos, resultando más eficiente el sistema Arqlite® + *T. domingensis*.

Para PT, el comportamiento fue igual que para amonio, resultando T2 (Arqlite® + *T. domingensis*) significativamente más eficiente que el resto de los tratamientos, con una eficiencia promedio del 89%. Para DQO, el tratamiento más eficiente fue T4 (Arqlite® + *V. zizanioides*), seguido de los tratamientos



T1, T2 y T3, lo cual verifica el rol positivo de las macrófitas en la remoción de materia orgánica, ya que los tratamientos sin plantas resultaron significativamente menos eficientes. La red radicular que desarrollan ambas especies, favorece el desarrollo de microorganismos que degradan la materia orgánica presente en el efluente. De hecho, esta materia orgánica es necesaria para el crecimiento y metabolismo de los microorganismos adheridos a las raíces de las plantas (Zhang et al., 2019). El factor “experimento” no resultó significativo en ninguno de los casos analizados. Esto también se verifica al observar los resultados para DBO₅: con eficiencias promedio del 96%, resultaron más eficientes los cuatro tratamientos con plantas (T1, T2, T3 y T4). En este caso podría afirmarse que ni el sustrato ni la especie vegetal influyen en la eficiencia del sistema.

A partir de los porcentajes de remoción obtenidos para los contaminantes analizados se puede afirmar que los tratamientos más eficientes fueron los que utilizaron Arqlite® como sustrato. En cuanto a la especie de macrófita, debido a que el desempeño no fue homogéneo entre los diferentes parámetros analizados, podría inferirse que ambas plantas resultan eficientes, lo cual verifica en rol fundamental de las plantas en los humedales construidos. De esta manera, tanto *T. domingensis* como *V. zizanioides* combinadas con el sustrato Arqlite®, podrían utilizarse en HSSHs para el tratamiento de efluentes cloacales, logrando una significativa mejora en la calidad de los mismos.

Referencias

- APHA. Rice, E. W., Baird, R. B., & Eaton, A. D. (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 9-56. *American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation*.
- Chen, Q., Ni, J., Ma, T., Liu, T., & Zheng, M. (2015). Bioaugmentation treatment of municipal wastewater with heterotrophic-aerobic nitrogen removal bacteria in a pilot-scale SBR. *Bioresource technology*, **183**, 25-32.
- Labella, A., Caniani, D., Hughes-Riley, T., Morris, R.H., Newton, M.I., Hawes, P., Puigagut, J., Garcia, J., and Uggetti, E. (2015). Assessing the economic suitability of aeration and the influence of bed heating on constructed wetlands treatment efficiency and life-span. *Ecological Engineering*, **83**, 184-190.
- Pérez-Salazar, R., Mora-Aparicio, C., Alfaro-Chinchilla, C., Sasa-Marín, J., Scholz, C., & Rodríguez-Corrales, J. Á. (2019). Biogardens as constructed wetlands in tropical climate: A case study in the Central Pacific Coast of Costa Rica. *Science of The Total Environment*, **658**, 1023-1028.
- Robinson, C. S., Tetreault, G. R., McMaster, M. E., & Servos, M. R. (2016). Impacts of a tertiary treated municipal wastewater effluent on the carbon and nitrogen stable isotope signatures of two darter species (*Etheostoma blennioides* and *E. caeruleum*) in a small receiving environment. *Ecological indicators*, **60**, 594-602.
- Saeed, T., & Sun, G. (2017). A comprehensive review on nutrients and organics removal from different wastewaters employing subsurface flow constructed wetlands. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **47**(4), 203-288.
- Schierano, M. C., Maine, M. A., & Panigatti, M. C. (2017). Dairy farm wastewater treatment using horizontal subsurface flow wetlands with *Typha domingensis* and different substrates. *Environmental technology*, **38**(2), 192-198.
- Schierano, M. C., Panigatti, M. C., & Maine, M. A. (2018). Horizontal subsurface flow constructed wetlands for tertiary treatment of dairy wastewater. *International journal of phytoremediation*, **20**(9), 895-900.
- Truong, P. (2000). The global impact of vetiver grass technology on the environment. In *Proceedings of the Second International Conference on Vetiver. Office of the Royal Development Projects Board, Bangkok* (pp. 48-61).
- Vera, I.; García, J. Sáez, K. Moragas, L. & Vidal, G. (2017) Performance evaluation of eight years experience of constructed wetland systems in Catalonia as alternative treatment for small communities. *Ecological engineering* **37** (2), 364-371
- Wu, S., Wallace, S., Brix, H., Kusch, P., Kirui, W.K., Masi, F., and Dong, R. (2015). Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: Challenges, operational strategies and overall performance. *Environmental Pollution*, **201**, 107-120.
- Zhang, Y., Liu, X., Fu, C., Li, X., Yan, B., & Shi, T. (2019). Effect of Fe²⁺ addition on chemical oxygen demand and nitrogen removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. *Chemosphere*, **220**, 259-265.



Horizontal subsurface flow wetlands for the treatment of a cheese production wastewater: kinetic studies

E. Nocetti, M. A. Maine, H. R. Hadad, M. M. Mufarrege, G. Di Luca, G. Sánchez

Laboratorio de Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Santiago del Estero 2829, Santa Fe 3000, Argentina. emanuel_nocetti@hotmail.com

Abstract: The aim of this work was to select the most suitable macrophyte species and substrate using horizontal subsurface flow (HSSF) wetlands for the effluent treatment from a local cheese factory. A first-order model was applied to quantify the influence of plant species and substrates. Microcosms-scale HSSF wetlands were planted with *Canna glauca* or *Typha domingensis*. LECA and river stone were used as substrates. The fitted parameters of the modified first-order model $k-C^*$ allowed to demonstrate the effect of the plants in the treatment of the effluent. HSSF wetlands planted with *C. glauca* reached the lowest background concentration C^* of TIN using both LECA and river stone. HSSF wetlands using river stones were faster than HSSF wetlands using LECA as substrate.

Keywords: Industrial effluents; Macrophytes; Substrates, Removal Efficiency

Session . Procesos de transformación y remoción de contaminantes: emergentes; materia orgánica; nutrientes

Introduction

Santa Fe city (Argentina) is located in a region characterized by a significant number of cheese and dairy industries. As a result of their processes, these industries generate effluents with high content of nutrients and organic matter. Conventional treatment methods are commonly applied for these wastewaters but they are not sufficiently efficient to remove nutrients, mainly nitrogen, which is the critical contaminant to be removed (Saeed and Sun, 2017). Treatment wetlands could be an alternative method to treat cheese production wastewaters (Kadlec and Wallace, 2009; Sehar and Nasser, 2015; Vymazal, 2009).

Several studies concluded that treatment wetlands are efficient for the removal of organic matter and nutrients from dairy and cheese production wastewaters (Comino et al., 2011; Dąbrowski et al., 2017; Idris et al., 2012; Schierano et al., 2018). The efficiency of a treatment wetland depends on the environmental conditions, the type of substrate used, the species of macrophytes and their tolerance to pollutants, and the chemical characteristics of the effluent, among other (Kadlec and Wallace, 2009; Maine et al., 2007). The assess of the wetland performance based on black-box models allows determining the optimal wetland design (Defo et al., 2017; Kadlec and Wallace, 2009). The most popular model used for HSSF wetlands is the modified $k-C^*$ first-order model (Kadlec and Knight, 1996).

The aim of this work was to select the most suitable macrophyte species and substrate using HSSF wetlands at microcosms-scale for the effluent treatment from a local cheese factory. A first-order model was applied to quantify the influence of plant species and substrates. These results can be useful for the design of field-scale wetlands for the final treatment of this effluent.

Material and Methods

Pollutant kinetics studies were carried out. HSSFs were simulated at microcosms-scale using plastic reactors of 20 L capacity. HSSF wetlands were arranged outdoor under a semi-transparent plastic roof.

HSSF wetlands contained different combinations of substrates and macrophytes. LECA (light expanded clay aggregate) and river stone were the substrates used, both 10 - 20 mm in size. *Canna glauca* and *Typha domingensis* were collected from natural wetlands belonging to the Middle Paraná River floodplain, near Santa Fe city (Argentina). These two macrophytes were planted in different HSSF wetlands. Reactors unplanted were used as a control. The HSSF wetlands were arranged in triplicate for each treatment. The combinations of substrates and macrophytes were the following:

- | | |
|---------------------------------|--|
| 1) LECA – <i>C. glauca</i> | 4) River stone – <i>C. glauca</i> |
| 2) LECA – <i>T. domingensis</i> | 5) River stone – <i>T. domingensis</i> |
| 3) LECA – unplanted | 6) River stone – unplanted |

Real wastewater from a cheese factory, which receives a previous treatment to eliminate fats and reduce the organic load, was used in the experiment. The wastewater was entered in the upper zone of each HSSF wetland and collected in the wetland bottom through a valve. To achieve a good development of the roots and rhizomes and increase the microbial biomass in the substrate, the experiments began after a plant acclimatization period of three months.

The modified k - C^* model was applied to compare the total inorganic nitrogen (TIN) and COD concentration kinetics among the HSSF wetlands using the different substrates and plant species. The modified k - C^* first-order model is given by the equation (1):

$$\frac{C - C^*}{C_0 - C^*} = e^{-kt} \quad (1)$$

where C is the pollutant concentration (mg L^{-1}), C_0 is the initial pollutant concentration (mg L^{-1}), C^* is the background concentration (mg L^{-1}), k is the rate parameter (h^{-1}) and t is the time (h).

One 14-day batch-load was carried out on each HSSF wetland. The parameters were estimated by adjusting the input and output data at different times. Samples were taken at 0, 2, 4, 6, 8, 24, 48, 96, 168, 264 and 336 hours to adjust the parameters of the model. COD, NH_4^+ and NO_3^- were determined in each sample. COD was determined by the open reflux method. NH_4^+ and NO_3^- were determined by potentiometry with Orion ion selective electrodes. The removal of organic matter was associated with COD reduction and the TIN was estimated as the sum of ammonium and nitrate ($\text{N-NH}_4^+ + \text{N-NO}_3^-$). Data were adjusted using Origin Pro 8 software.

Results and Conclusions

Fig. 1 shows the k - C^* model fitted for COD and TIN concentrations along time in the HSSF wetlands with the different substrates and macrophytes. COD and TIN concentration decreases over time in all HSSF wetlands. The highest decrease in COD and TIN was observed in the first 24 hours.

The fitted parameters of eq (1) are presented in Table 1.

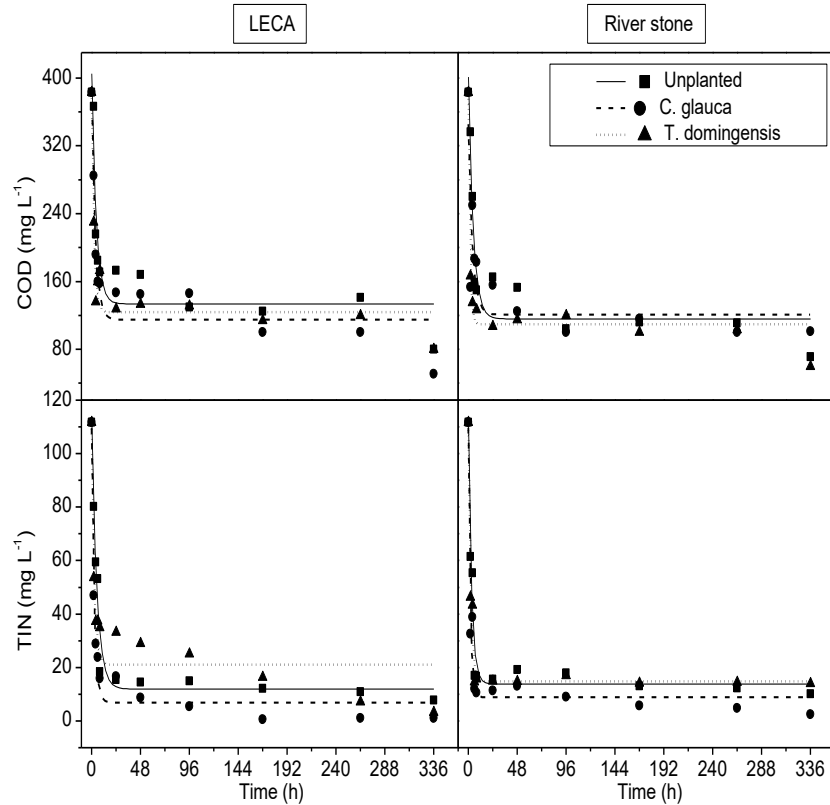


Figure 1. Fit of the k - C^* first-order model for COD and TIN concentrations along time in the HSSF wetlands with the different substrates and macrophytes. Symbols represent observed data. Lines represent the fitted data.

Table 1. Fitted parameters from the eq (1) for COD and TIN wastewater concentrations in the different HSSF wetlands.

Treatment	COD			TIN		
	C^* (mg L ⁻¹)	k (h ⁻¹)	r^2	C^* (mg L ⁻¹)	k (h ⁻¹)	r^2
LECA						
Unplanted	133.7	0.2270	0.8525	12.0	0.1985	0.9630
<i>C. glauca</i>	115.0	0.2733	0.8827	6.9	0.3917	0.9602
<i>T. domingensis</i>	123.9	0.4590	0.9039	21.0	0.3955	0.8539
River stone						
Unplanted	116.1	0.2124	0.8835	13.9	0.3235	0.9465
<i>C. glauca</i>	120.9	0.2494	0.6867	8.8	0.5200	0.9327
<i>T. domingensis</i>	109.5	0.6794	0.9175	14.8	0.4549	0.9625

Fitted C^* values for COD did not show significant differences among HSSF wetlands. *T. domingensis* planted in river stone reached the lowest background concentration of COD. *C. glauca* planted in the both studied substrates reached the lowest background concentration of TIN. Rate parameter k values for COD were higher for *T. domingensis* than *C. glauca*. The highest rate parameter k for COD was adjusted for the HSSF wetland planted with *T. domingensis* in river stone. The lowest rate parameter k values were for unplanted HSSF wetlands. Rate parameter k values for TIN were higher for HSSF



wetlands with river stone than HSSF wetlands with LECA. The highest rate parameter k for TIN was adjusted for HSSF wetland planted with *C. glauca* in river stone. The lowest rate parameter k values for TIN were adjusted for unplanted HSSF wetlands for each substrate.

These results are in agreement with the results obtained by Stein et al. (2006) who applied the modified $k-C^*$ model to fit COD time series measured in HSSF wetlands. The authors used data from planted HSSF wetland and unplanted controls. All the rate parameters k of planted HSSF wetlands reported by Stein et al. (2006) were higher than the rate parameters k of unplanted controls. In addition, background concentrations of planted HSSF wetlands were lower than background concentrations of unplanted controls.

The low values of parameter k in unplanted HSSF wetlands for COD and TIN indicate that the presence of plants is necessary for pollutant removal. Macrophytes transport oxygen from the aerial parts to the roots, which supplies the rhizosphere with oxygen. The transference of oxygen from roots creates oxidized conditions in the anoxic substrate and stimulates both, aerobic decomposition of organic matter and nitrification (Brix, 1994; Saeed and Sun, 2012). The application of the model not only allows to demonstrate the effects of the plants on the wastewater treatment, but also predicts the pollutant concentrations in the wastewater to reach an optimal wetland design (Stein et al., 2006).

The fitted parameters of the modified first-order model $k-C^*$ allowed to demonstrate the effect of the plants in the treatment of the effluent. HSSF wetlands planted with *T. domingensis* were the systems with the fastest COD removal. *C. glauca* and *T. domingensis* planted in HSSF wetlands using river stone were the systems that showed the fastest TIN removal. HSSF wetlands planted with *C. glauca* reached the lowest background concentration C^* of TIN using both LECA and river stone. HSSF wetlands using river stone were faster than HSSF wetlands using LECA as substrate. According to the obtained results, it is proposed to use *C. glauca* and river stone as substrate in a HSSF wetland at field-scale for the treatment of this wastewater

References

- Comino, E., Riggio, V., Rosso, M. (2011). Mountain cheese factory wastewater treatment with the use of a hybrid constructed wetland. *Ecol. Eng.* **37**, 1673–1680.
- Dąbrowski, W., Karolinczak, B., Gajewska, M., Wojciechowska, E. (2017). Application of subsurface vertical flow constructed wetlands to reject water treatment in dairy wastewater treatment plant. *Environ. Technol.* **38**(2), 175–182.
- Defo, C., Kaur, R., Bharadawaj, A., Paritosh, K. (2017). Modelling approaches for simulating wetland pollutant dynamics. *Environ. Sci. Technol.* **47**(15), 1371–1408.
- Idris, S. M., Jones, P. L., Salzman, S. A., Croatto, G., Allinson, G. (2012). Evaluation of the giant reed (*Arundo donax*) in horizontal subsurface flow wetlands for the treatment of dairy processing factory wastewater. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **19**(8), 3525–3537.
- Kadlec, R.H., Knight, R.L. (1996). *Treatment Wetlands*. Lewis Publishers, Ed. Boca Raton, Florida
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D. (2009). *Treatment wetlands*, 2nd edn. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Maine, M. A., Suñe, N., Hadad, H., Sánchez, G. (2007). Temporal and spatial variation of phosphate distribution in the sediment of a free water surface constructed wetland. *Sci. Total Environ.* **380**(1–3), 75–83.
- Saeed, T., Sun, G. (2017). A comprehensive review on nutrients and organics removal from different wastewaters employing subsurface flow constructed wetlands. *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* **47**(4), 203–288.
- Schierano, M. C., Panigatti, M. C., Maine, M. A., Celeste, M., Panigatti, M. C., Maine, M.A. (2018). Horizontal subsurface flow constructed wetlands for tertiary treatment of dairy wastewater. *Int. J. Phytoremediat.* **20**(9), 895–900.
- Sehar, S., Nasser, H.A.A. (2019). Wastewater treatment of food industries through constructed wetland: a review. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* **16**(10), 6453–6472.
- Stein, O. R., Biederman, J. A., Hook, P. B., Allen, W. C. (2006). Plant species and temperature effects on the $k-C^*$ first-order model for COD removal in batch-loaded SSF wetlands. *Ecol. Eng.* **26**, 100–112.
- Vymazal, J. (2009). The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. *Ecol. Eng.* **35**, 1–17.



Humedades verticales parcialmente saturados (con mazorca de maíz) para la remoción de nitrógeno total, después de dos años de operación.

Allan Tejeda*, Aarón Del Toro*, Ángel Morales*, M. Paulina Sánchez*, Florentina Zurita*

* Laboratorio de Calidad Ambiental, Centro Universitario de la Ciénaga, Universidad de Guadalajara. Av. Universidad 1115, Ocotlán, Jalisco 47820, México. allanteor@hotmail.com, aaron.farias.21@hotmail.com, paulina.sanchez.12@hotmail.com, fzurita2001@yahoo.com

Resumen: Este estudio de seis meses consistió en la evaluación de, dos humedales verticales parcialmente saturados (HVPS), por duplicado, con mazorca de maíz como fuente de carbono en la zona aerobia (ZA) y después de dos años en funcionamiento continuo. Los sistemas se identificaron como sistema I (SI) y sistema II (SII). Las remociones promedio de materia orgánica (DBO₅, DQO) y SST en los dos sistemas fueron de 96.6%, 83.9 % y 93.9%, respectivamente. Además, las condiciones internas (ORP y OD) en la zona saturada (ZS) fueron adecuadas para la desnitrificación. Sin embargo, a pesar de que la concentración de NO₃⁻ formado en la interfase hasta el efluente de ambos sistemas se redujo significativamente ($p < 0.05$) (de 51.9 mg/L a 41.3 mg/L en el SI y de 59.5 mg/L hasta 39.9 mg/L en el SII), esta reducción fue pobre, lo que contribuyó a unas eficiencias de remoción de NT (51.5 % en el SI y 52.9 % en el SII) relativamente bajas. Las remociones fueron inferiores a las registradas en el primer año de operación (durante el cual, la remoción tuvo lugar principalmente en la ZA), lo que sugiere una tendencia a la liberación de una menor cantidad de carbono biodegradable por la mazorca de maíz y confirma el proceso de nitrificación-desnitrificación en la ZA.

Palabras clave: Nitrificación, desnitrificación, mazorca de maíz, fuente de carbono.

Sesión: -Procesos de transformación y remoción de contaminantes: emergentes; materia orgánica; nutrientes.

Introducción

Los humedales de tratamiento (HT) presentan remociones de NT relativamente bajas cuando no tienen las condiciones fisicoquímicas necesarias para que se lleve a cabo el proceso biológico de nitrificación-desnitrificación. Es posible incrementar las eficiencias de remoción de NT mediante la combinación de diferentes tipos de HT que favorezcan la nitrificación-desnitrificación; sin embargo, esto implica un aumento en la cantidad de terreno requerido. Recientemente, se han desarrollado los humedales verticales parcialmente saturados (HVPS) que cuentan con una zona aerobia (ZA) y una zona saturada (ZS) con condiciones anóxicas/anaerobias, por lo que son más efectivos que los humedales verticales convencionales para la remoción de NT (Martínez *et al.*, 2018). Sin embargo, si el contenido de carbono orgánico es bajo en el influente, la desnitrificación resulta ser insuficiente en la ZS (Yang *et al.*, 2018), resultando en remociones bajas de NT. Para resolver esta situación, en algunos estudios se ha propuesto la incorporación interna de fuentes de carbono sólidas para promover la actividad de los microorganismos heterótrofos desnitrificantes (Si *et al.*, 2018; Kizito *et al.*, 2017; Del Toro *et al.*, 2019). Dichos sistemas, han mostrado eficiencias superiores a los HVPS sin la presencia de una fuente de carbono sólida (Martínez *et al.*, 2018). No obstante, los estudios reportados, generalmente se han realizado por periodos cortos de tiempo (meses) (de Rozari *et al.*, 2018; Luo *et al.*, 2018) por lo que se desconoce qué sucede con la eficiencia de los sistemas después de periodos más largos (años). Por lo tanto, en este trabajo se evaluó la remoción de NT en HVPS con mazorca de maíz en la ZA como fuente de carbono, después de dos años de estar en operación.

Materiales y métodos

Se evaluaron dos HVPS por duplicado, SI y SII, cuyas dimensiones fueron 0.48 x 0.48 x 0.80 m (largo x ancho x alto), plantados con *Iris Sibirica*. Se utilizó tezontle como medio filtrante y mazorca de maíz. En el SI la mazorca se adicionó en los primeros 20 cm por encima de la ZS, mientras que en el SII la mazorca se colocó en los últimos 20 cm de la superficie del HT (Fig. 1). A cada HVPS se les suministró un caudal de 4.2 L/3 h de agua residual sedimentada generada en el campus (agua residual doméstica y de laboratorios). La altura de la ZS fue de 30 cm en los sistemas.

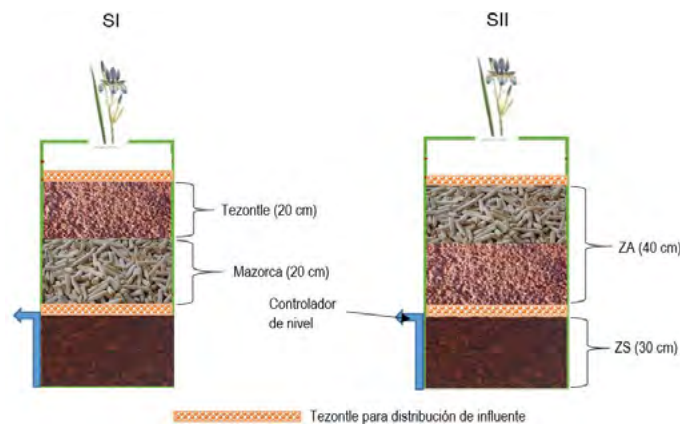


Figura 1. HVPS con mazorca de maíz como fuente interna de carbono

Los HVPS estuvieron en operación desde marzo de 2017. A partir del mes de marzo del 2019, la calidad del agua se evaluó durante seis meses tanto en el influente como en los efluentes mediante el análisis de DBO₅, DQO, SST, fósforo total (PT), N-orgánico, NH₄⁺, NO₂⁻ y NO₃⁻. Además, con el fin de monitorear el proceso de nitrificación, se analizó la concentración de NO₂⁻ y NO₃⁻ en la interfase entre la ZA y ZS. Las condiciones internas se conocieron mediante la medición periódica de parámetros *in situ* en el influente, interfase y efluentes; estos parámetros fueron el potencial óxido reducción (ORP), oxígeno disuelto (OD), pH y conductividad eléctrica (CE). Por último, los resultados a lo largo del tiempo se analizaron mediante un diseño de bloques completos aleatorizados y análisis de varianza (ANOVA) con el software Statgraphics Centurion XVI para observar diferencias significativas entre los tratamientos ($p < 0.05$) y se efectuaron las debidas pruebas de múltiples rangos con el método de la diferencia mínima significativa (LSD).

Resultados y conclusiones

En la tabla 1 se muestran los parámetros analizados durante el monitoreo, así como las condiciones internas de los HVPS. Con respecto a la DBO₅, DQO y SST se alcanzó una reducción significativa ($p < 0.05$) en ambos sistemas con respecto al influente obteniendo eficiencias del 96.5 %, 83.2 % y 92.9 % en el SI, respectivamente; mientras que en el SII fueron de 96.7 %, 84.6 % y 94.9 %, respectivamente. sin presentar diferencia entre ellos ($p > 0.05$). Estas eficiencias confirman que después de dos años de operación, la mazorca de maíz en la ZA no impactó de manera negativa la remoción de carga orgánica, a pesar de una posible mayor liberación con el tiempo. Del Toro *et al.* (2019) registró eficiencias similares de DBO₅ (91.9 % y 92.2 %) y SST (89.8 % y 92 %) durante el primer año de operación de estos HVPS, tratando el mismo influente, aunque las remociones de DQO fueron menores (66.6 % y 75 % en el SI y SII, respectivamente). Esta mayor remoción de DQO después de dos años, puede atribuirse

a una disminución en la liberación de compuestos recalcitrantes a partir de la mazorca de maíz y a una transformación de los mismos a compuestos más biodegradables (utilizables por los microorganismos). Por otro lado, el fósforo no se redujo significativamente ($p > 0.05$) en los sistemas; lo que indica que, a pesar de la alta densidad vegetal generada, éste nutriente requiere principalmente de un medio filtrante específico, ya que la adsorción es su principal mecanismo de remoción en HT (Kaasik *et al.*, 2008).

Tabla 1. Concentraciones promedio de los parámetros de calidad del agua analizados durante el periodo de monitoreo (valor promedio \pm desviación estándar, $n = 14$).

Sistema	Parámetros fisicoquímicos				Parámetros <i>in situ</i>			
	DBO ₅ (mg/L)	DQO (mg/L)	SST (mg/L)	PT (mg/L)	ORP (mV)	OD (mg/L)	pH	CE (μ S/cm)
Influyente	168.4 \pm 42	193.3 \pm 139	73 \pm 57	6.9 \pm 3.2	-236.8 \pm 120.9	0.58 \pm 0.7	7.74 \pm 0.26	1240.5 \pm 456.9
SI	Interfase	-	-	-	126.5 \pm 38.1	1.5 \pm 0.6	6.8 \pm 0.26	992 \pm 366.5
	Efluente	5.8 \pm 1.1	32.3 \pm 12.7	5.2 \pm 4.7	7.2 \pm 1.9	139.1 \pm 20.1	4.6 \pm 0.8	7.2 \pm 0.26
SII	Interfase	-	-	-	140.2 \pm 22.7	1.3 \pm 0.3	7.2 \pm 0.32	1004 \pm 351.2
	Efluente	5.5 \pm 1.4	29.4 \pm 12.9	3.7 \pm 2.6	6.7 \pm 2	141.7 \pm 20.8	4.5 \pm 0.7	7.2 \pm 0.28

Con respecto a los parámetros internos, el ORP y el OD registraron valores adecuados para la desnitrificación en la SZ similar al primer año de operación (Del Toro *et al.* 2019). La CE y el pH disminuyeron significativamente ($p > 0.05$) en las interfases con respecto al influente.

Por otra parte, como se puede observar en la figura 2A, el NO₂⁻ aumentó en la interfase de los HVPS con respecto al influente, aunque sólo fue significativo en el SI ($p > 0.05$); esto es debido probablemente a una nitrificación incompleta por una menor oxigenación en la zona de la mazorca de maíz en la parte inferior de la ZA del SI, ya este mismo incremento fue reportado por Del Toro *et al.* (2019). Respecto al NO₃⁻, las concentraciones se incrementaron significativamente ($p > 0.05$) en las interfases con respecto al influente, debido a la nitrificación en la ZA; después, se registró una reducción significativa ($p > 0.05$) en los efluentes con respecto a las interfases (Fig. 2 B), presumiblemente por desnitrificación. Durante el primer año, no se registró una reducción de NO₃⁻ en la ZS, por lo que esto reafirma el supuesto de que los compuestos orgánicos de mayor peso molecular de la mazorca han sido biodegradados a compuestos menos complejos fácilmente utilizables por los microorganismos desnitrificantes.

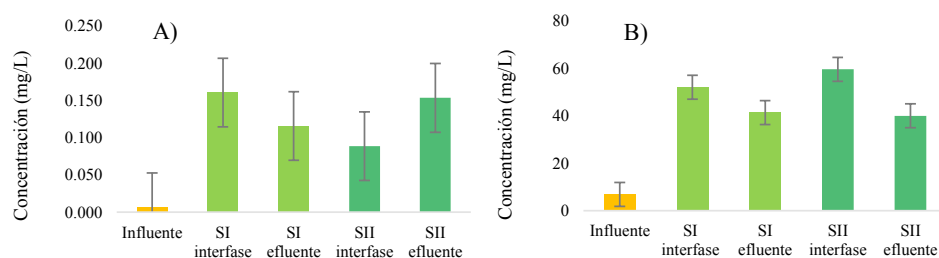


Figura 2. Concentraciones (promedio \pm error estándar) de NO₂⁻ (A) y NO₃⁻ (B) en los HVPS

Además, similar a lo encontrado en el primer año, la concentración de NO₃⁻ en las interfases (51.9 mg/L en el SI y 59.5 mg/L en el SII), no fue la que se hubiese esperado con una nitrificación completa del NH₄⁺ en el influente (106.2 mg/L) por lo que se asume que diferentes procesos de remoción del NT

tuvieron lugar en la ZA, tales como la desnitrificación aerobia y anaerobia, así como ANAMMOX, lo cual es posible por presencia de zonas anóxicas en la mazorca de maíz debido a la retención de humedad o bien, en la zona semi-saturada del sistema (justo arriba de la SZ) (Pelissari *et al.*, 2017). La concentración del NO_3^- en las interfases fue mayor después de dos años de operación, lo que sugiere una relación con la disminución en el suministro de carbono por parte de la mazorca y enfatiza la existencia de la nitrificación-desnitrificación en la ZA, como mecanismo principal de remoción. Finalmente, la remoción de NT fue significativa ($p > 0.05$) en ambos sistemas (Fig. 3), sin presentar diferencia entre ellos ($p < 0.05$); alcanzando remociones de NT del 51.6 % en el SI y 52.9 % en el SII las cuales son cercanas al 58 % reportado por Pelissari, *et al.* (2017) en un HVPS sin fuente de carbono a escala real y una ZS de 20 cm. Dichas eficiencias son menores a las reportadas en el primer año de operación (68.2 % y 66 %); debido probablemente a una mayor desnitrificación en la ZA ante una mayor liberación de carbono orgánico con la reciente adición de la mazorca de maíz. Sin embargo, son mayores al 29.1 % reportado por Saeed y Sun, (2017) en HVPS, quienes utilizaron paja como medio filtrante y 29 cm de ZS.

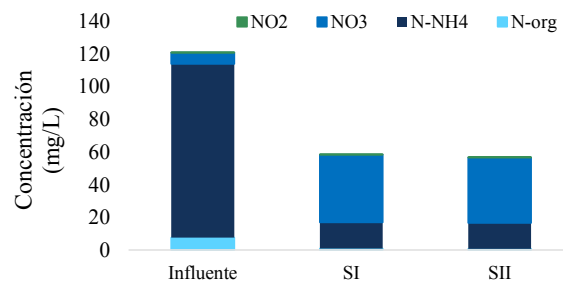


Figura 3. Concentración promedio de cada una de las especies nitrogenadas

Referencias

- de Rozari, Greenway, M., Hanandeh, A. (2018). Nitrogen removal from sewage and septage in constructed wetland mesocosms using sand media amended with biochar. *Ecological Engineering*, 111, 1-10.
- Del Toro, A., Tejada, A., & Zurita, F. (2019). Addition of corn cob in the free drainage zone of partially saturated vertical wetlands planted with *I. Sibirica* for total nitrogen removal- A pilot- scale study. *Water*, 11(10), 2151.
- Kaasik, A., Vohla, C., Mötler, R., Ülo, M., Kirsimäe, K. (2008). Hydrated calcareous oil-shale ash as potential filter media for phosphorus removal in constructed wetlands. *Water research*, 42, 1315-1323.
- Luo, Z., Li, S., Zhu, X., Ji, G. (2018). Carbon source effects on nitrogen transformation processes and the quantitative molecular mechanism in long-term flooded constructed wetlands. *Ecological Engineering*, 123, 19-29.
- Martínez, N.B., Tejada, A., Del Toro, A., Sánchez, M.P., Zurita, F. (2018). Nitrogen removal in pilot-scale partially saturated vertical wetlands with and without an internal source of carbon. *Science of the Total Environment*, 645, 524-532.
- Pelissari, C., Ávila, C., Trein, C.M., García, J., de Armas, R.D., Sezerino, P.H. (2017). Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. *Science of the Total Environment*. 574, 390-399.
- Saeed, T., Sun, G. (2017). Pollutant removals employing unsaturated and partially saturated vertical flow wetlands: A comparative study. *Chemical Engineering Journal*. 325, 332-341.
- Si, Z., Song, X., Wang, Y., Cao, X., Zhao, Y., Wang, B., Chen, Y., Arefe, A. (2018). Intensified heterotrophic denitrification in constructed wetlands using four solid carbon sources: Denitrification efficiency and bacterial community structure. *Bioresource Technology*. 277, 416-425.
- Yang, Z., Yang, L., Wei, C., Wu, W., Zhao, X., Lu, T. (2018). Enhanced nitrogen removal using solid carbon source in constructed wetland within limited aeration. *Bioresource Technology*. 248, 98-103.



Hybrid constructed wetlands integrated with microbial fuel cell and ornamental plants for wastewater treatment and energy generation

G.S. Colares, N. Dell'Osbel, G.A. Oliveira, C.A. Lutterbeck, A.L. Rodriguez, E.L. Machado,

* gutuscs@hotmail.com

** nairahdellosbel@yahoo.com.br

Abstract: The objective of this study was to develop a combined system for treating university campus wastewater and electricity generation, composed of an anaerobic biofilter, floating treatment wetland tank and a Vertical Flow Constructed Wetland integrated with microbial fuel cells. The system was built using a 1450 L anaerobic biofilter and 1000 L plastic boxes as fill-and-drain constructed wetlands. The first unit vegetated with different ornamental plants floating in a buoyant support, while the second one filled with gravel and pebbles and also vegetated with ornamental plants, but with electrodes for energy generation. The cathodes chambers were placed 5 cm from substrate (and water level) surface, while anodes chambers were placed 10, 20, 30 and 40 cm from cathodes. Two materials were tested as anodes and in different spacing from cathodes, graphite sticks and granular activated carbon. The treatment performance was monitored during one year, while the each electrode material for 6 weeks. The combined system was efficient in removing organic matter (BOD5 and COD), turbidity and coliform bacteria. Regarding energy generation, graphite sticks electrodes reached voltages up to 404 mV, however the obtained values reduced over the seven days hydraulic retention time. On the other hand, the granular activated carbon anodes reached up to 557 mV, and were directly influenced by changes in water level, since it tended to increase after the third day, possible due to the cathode which was submerged in water getting more in contact with air.

Keywords: Bioenergy; Rural Sanitation; Phytoremediation.

Session – Processes of transformation and removal of pollutants: emerging, organic matter, nutrients

Introduction

The present environmental crisis has led to the development of new strategies and technologies for natural resources management. In this context, water is highlighted due to its fundamental role for social and economical activities as well as for ecosystem functioning. Therefore, several researchers are developing studies aiming for the prevention of water pollution and for water reuse.

Several Constructed wetlands (CWs) systems are being intensely studied due to its sustainability and decentralization treatment aspects. Since each CW type has different advantages, combining different CW (hybrid CW systems) is desirable in order to maximize treatment performance given that one type complements the other, for example promoting simultaneously nitrification and denitrification (Vymazal and Kröpfelová, 2015). A variation of treatment wetlands systems that gained tremendous popularity in the recent years are the floating treatment wetlands (FTWs), in which naturally emergent plants are kept floating in a buoyant support while their roots are permanently in contact with water (Lucke et al., 2019), presenting some advantages over traditional CW system due to the lack of substrate.

In addition to the purification of water, CWs can be also integrated with microbial fuel cell systems (MFC) aiming for energy generation while treating wastewater. Although relatively recent, the integration of CW + MFC systems are being largely investigated due to the naturally occurring REDOX gradient between upper and deeper layers and the abundance of organic matter available to be oxidized by exoelectrogenic bacteria, thus harvesting energy directly from wastewater in form of electricity (Dotro et al., 2017). The objective of this study was to develop and combined system for

wastewater treatment and energy generation composed of anaerobic biofilters, FTW system and a VFCW integrated with MFC, using different materials as electrodes.

Material and Methods

The treatment system was developed at the University of Santa Cruz wastewater treatment plant (WTTP), in southern Brazil. The system consisted in a combination of an 1450 L anaerobic digester/biofilter (from Bakof Tec), and two CWs units, each consisting of 1000 L polyethylene boxes. The system was operated in batch flow, with fill and drain CW's fed once a week. The hydraulic retention time (HRT) of the anaerobic biodigester was 3.5 days, while the CW's were 7 days each, totalling 17.5 days. The feeding of the system as well as sample collection and analysis were performed weekly, while the energy generation measuring was conducted once per day.

The first CW consisted in a FTW system using polyurethane foam and plastic pots as support for the plants (Figure 1). The floating islands were vegetated with five different macrophyte species, most ornamental and/or flowering: *Hymenachne grumosa*, *Vetiveria zizanioides* (Vetiver grass), *Canna generalis* (Canna Lily), *Equisetum hyemale L* (Horsetail) and *Cyperus papyrus nanus* (Dwarf papyrus). The water depth was kept at 50 cm. Subsequently, the wastewater was the second unit, which was a vertical flow CW integrated with microbial fuel cell. This is unit was filled with pebbles on the bottom to facilitate drainage (20 cm), two layers of gravel number 1 (10 cm each) with a gravel number zero (10 cm) two between them. The second CW was vegetated with *H. grumosa* in the center and *C. generalis* mixed with *Heliconia rostrata* and *Spathiphyllum wallisii* in the borders (Figure 1).

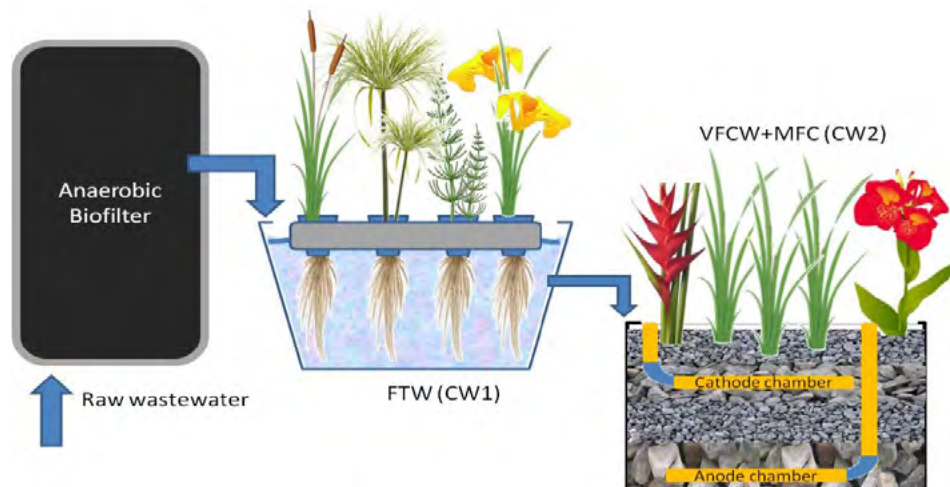


Figure 1: Simplified draw of the combined system treatment units.

Both anodic and cathode chambers were built using Polyvinyl Chloride (PVC) pipes (40 mm) and PVC hoses (15 mm) with holes that could be added and removed from the system at anytime. For the cathodes, each hose was filled with 10 graphite sticks (5 x 30 mm) in contact with a 30 cm long stainless steel cable (3.2 mm) submerged in water. For the anodes, two materials were tested: first, graphite sticks (same as cathodes), and later granular activated carbon. The stainless steel cables were connected with copper wires and isolated with liquid isolating tape (liquid electrical tape). Different spacing between electrodes (distances of 10, 20, 30 and 40 cm) were tested in the CW-MFC unit

(Figure 2), with cathodes 5 cm below water level (in the root zone). Therefore, four parallel anode chambers and four parallel cathode chambers were tested in the VFCW+MFC unit.

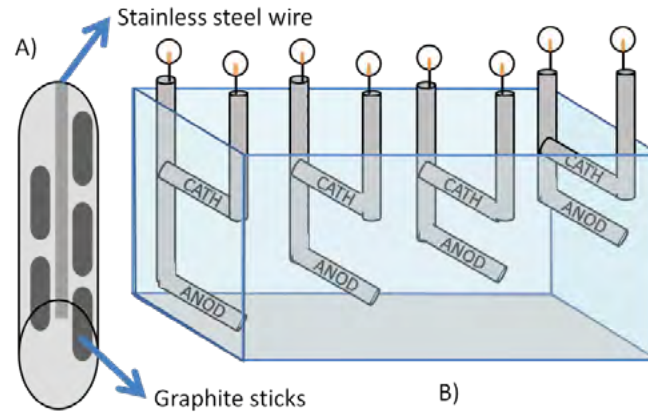


Figure 2: Simplified draw of the CW + MFC system design. A) plastic hose with the stainless steel wire and the electrodes (first graphite and later granular activated carbon)

The combined system was monitored from January 2019 to December 2019 (12 months), while energy generation was measured during 6 weeks, similarly to Corbella and Puigagut (2018). Samples were collected after each treatment stage: raw wastewater, anaerobic biofilter (AB), FTW (CW1) and VFCW+MFC (CW2), all analyses were conducted according to APHA/AWWA (2012). Daily measurements were performed regarding internal resistance, voltages and current for each electrodes distances using a digital multi-meter (Hikari HM-1000).

Results and Conclusions

Treatment performance was monitored over one year (2019) and results were expressed considering each treatment unit (Table 1). The developed system was efficient mainly in removing organic matter (BOD5 and COD), turbidity and coliform bacteria. Given that N and P removal mean efficiencies were below expected (57.2 and 41.3%, respectively), it is necessary to incorporate at least one more treatment unit, such as another CW or a biofilter.

Table 1: Mean concentrations and standard deviation (\pm Sd) for wastewater after each treatment stage and mean removal efficiencies (R.E. %).

	Raw wastewater	AB	CW1	CW2	R.E. (%)
N-NH ₃ (mgL ⁻¹)	70 ± 21	69.4 ± 18	59 ± 8.3	30 ± 11	57.2
TN (mgL ⁻¹)	82 ± 33	71 ± 18.2	71 ± 16	45 ± 5.2	45.2
TP (mgL ⁻¹)	6.7 ± 3.2	6.4 ± 2.2	5.7 ± 2.5	3.9 ± 1.4	41.3
BOD ₅ (mgL ⁻¹)	230 ± 74	95 ± 107	60 ± 27	42 ± 24	81.7
COD (mgL ⁻¹)	524 ± 280	291 ± 206	232 ± 178	180 ± 169	65.7
Turbidity (NTU)	464 ± 342	77 ± 49	38 ± 27	4.4 ± 4.6	99.1
Coliforms (CFU)	1x10 ⁶	1x10 ⁶	294 ± 290	22 ± 25	99.997

Regarding energy generation, the graphite and activated carbon electrodes presented different behaviours. The first one presented the highest voltage (mV) values on the first two HRT days, decreasing over the subsequent days. This can be justified by the homogenization of the effluent in the CW in terms of OD concentrations over different layers. On the other hand, the activated carbon electrodes presented the highest voltage values between the fourth day and sixth days. According to Doherty et al. (2015), air cathodes (electrodes in the air-water interface) can increase the efficiency of MFC systems. However, their use may be a problem by increasing internal resistance due to the increasing spacing between the cathode and the anode.

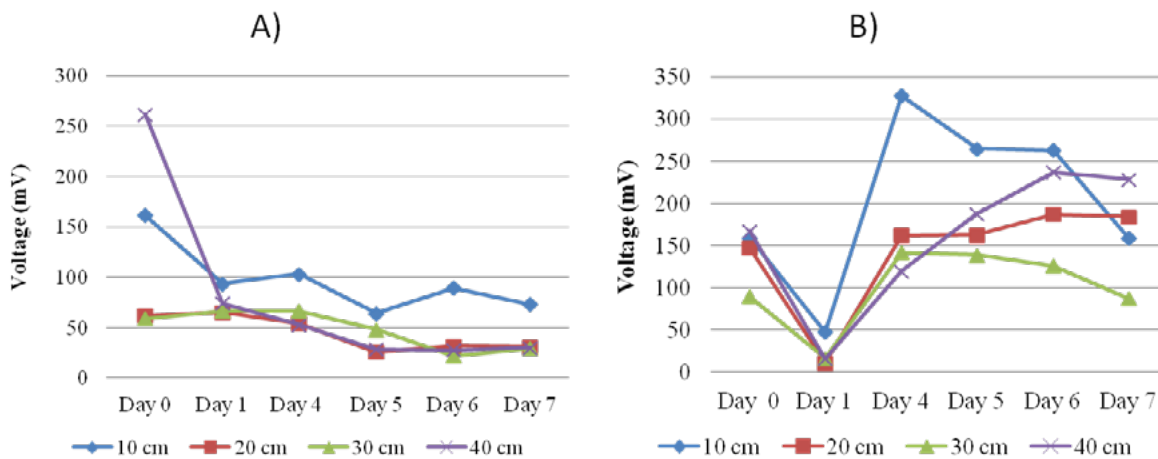


Figure 3: Mean voltages for each electrode distance and over the 7 days HRT period. A) graphite sticks anodes. B) granular activated carbon anodes.

The first electrode configuration (graphite) reached voltage values up to 404 mV, while the granular activated carbon anodes reached up to 557 mV. Future challenges and aspects to be investigated in the developed system are: evaluate effects of different HRTs and feeding conditions in energy generation, using of the generated energy in some electrical device (such as lights), application of artificial aeration and its effects on system performance and MFC energy generation efficiency.

References

- APHA/AWWA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION . (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd edn. APHA/AWWA/WEF, Washington, DC, USA.
- Corbella, C., & Puigagut, J. (2018). Improving domestic wastewater treatment efficiency with constructed wetland microbial fuel cells: Influence of anode material and external resistance. *Science of the Total Environment*, 631, 1406-1414.
- Doherty, L., Zhao, Y., Zhao, X., Hu, Y., Hao, X., Xu, L., & Liu, R. (2015). A review of a recently emerged technology: constructed wetland–microbial fuel cells. *Water research*, **85**, 38-45.
- Dotro, G., Langergraber, G., Molle, P., Nivala, J., Puigagut, J., Stein, O., & Von Sperling, M. (2017). *Treatment wetlands* (Vol. 7). London, UK: IWA publishing.
- Vymazal, J., & Kröpfelová, L. (2015). Multistage hybrid constructed wetland for enhanced removal of nitrogen. *Ecological Engineering*, **84**, 202-208.



Influência da saturação de fundo em *wetlands* de fluxo vertical submetidos a diferentes carregamentos hidráulicos na remoção de matéria orgânica e nitrogênio

L.G. MARCHIORO*, D. B. WOLFF** C. BAGGIOTTO**, G. R. FRÉO**, C. D. HOUNDEDJIHOU**, S. T. DECEZARO**

* gustavomarchi@yahoo.com.br

** delmirawolff@hotmail.com

** carine.bg@hotmail.com

** grossatofreo@gmail.com

** christophehound@yahoo.fr

** samaradecezar@hotmail.com

Resumo: No presente estudo avaliou-se a influência de uma camada de saturação de 25 cm em sistemas de *wetlands* construídos de fluxo vertical com leito de 75 cm (saturação correspondente a um terço do leito), para diferentes carregamentos hidráulicos, na remoção de matéria orgânica e nitrogênio, tratando esgoto bruto. Foram avaliados sistemas em escala piloto preenchidos com brita, transplantados com *Canna sp.*, alimentados 5 vezes ao dia, por 3,5 dias na semana, com o mesmo tempo destinado a repouso (sem alimentação). Foram avaliadas as eficiências de remoção de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK) para 3 carregamentos (40, 70 e 100 mm.d⁻¹) em duas condições: drenagem livre (DL) e fundo saturado (FS), totalizando assim, 6 colunas avaliadas, as quais foram nomeadas como DL1 e FS1 (40 mm.d⁻¹), DL2 e FS2 (70 mm.d⁻¹) e DL3 e FS3 (100 mm.d⁻¹). A remoção de matéria orgânica, em termos de DQO mostrou-se muito elevada para as colunas que possuem camada de saturação (remoção de 96%, 95% e 93%, para as colunas FS1, FS2 e FS3, respectivamente), consideravelmente superior quando comparadas às colunas de drenagem livre (86%, 84% e 78%, para as colunas DL1, DL2 e DL3, respectivamente). Da mesma forma para o parâmetro NTK, as colunas com fundo saturado também se mostraram altamente eficientes (remoção de 95,7%, 88,6%, 80,8%, para FS1, FS2 e FS3, respectivamente), apresentando valores superiores a seus respectivos pares de drenagem livre (remoção de 86,2%, 80,7%, 75,4%, para DL1, DL2 e DL3, respectivamente). Conclui-se que com a saturação de fundo obteve-se um melhor desempenho no tratamento de esgoto doméstico bruto comparado a sistemas tradicionais de drenagem livre.

Palavras-chave: Esgoto bruto; retenção hidráulica; fundo saturado.

Introdução

Os *wetlands* construídos são sistemas amplamente empregados para tratamento de diversos tipos de efluentes. Por representar uma tecnologia natural, de grande simplicidade operacional e custos relativamente reduzidos, os *wetlands* se apresentam como uma opção atrativa ao tratamento de esgoto doméstico oriundo de pequenas comunidades, principalmente as que não são abrangidas por sistemas públicos de coleta (MATAMOROS et al., 2016).

Dentre as diversas configurações de WC, os *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) são sistemas nos quais é possível obter significativa remoção de matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e sólidos (SAEED e SUN, 2012). No entanto, o desempenho desses reatores na remoção de poluentes tem uma relação estreita com variáveis operacionais, tais como as cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas (PROCHASKA et al., 2007) podendo demonstrar limitações quando submetidos a carregamentos elevados (MOLLE et al., 2006).

Nesse sentido, diversas adaptações em sistemas de WCFV vêm sendo propostas nos últimos tempos a fim propiciar uma melhor eficiência na remoção de poluentes, como a matéria orgânica e nitrogênio. Dentre essas adaptações, a saturação de uma camada do maciço filtrante tem demonstrado uma diferença significativa no desempenho desses reatores (KIM et al., 2014; SILVEIRA et al., 2015; MORVANNOU et al., 2017).

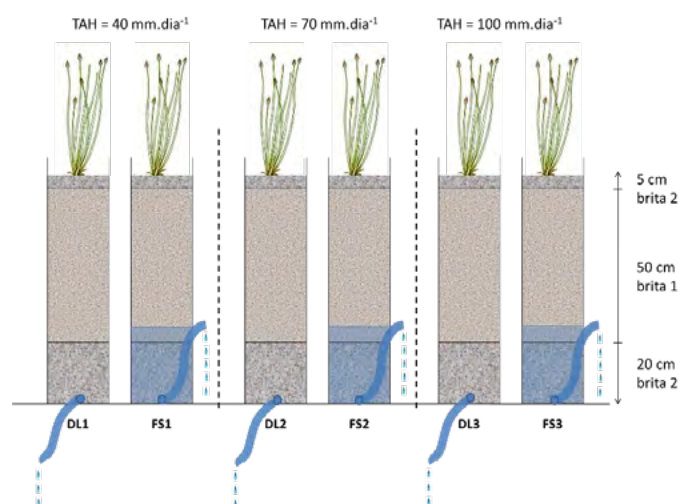
Neste contexto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar a influência de uma camada de saturação correspondente a um terço do leito em *wetlands* construídos de fluxo vertical em escala piloto, submetidos a diferentes carregamentos hidráulicos na remoção nitrogênio e matéria orgânica de esgoto doméstico bruto.

Materiais e métodos

A bancada localizada na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), município de Santa Maria, Rio Grande do Sul, foi montada com 6 unidades experimentais que consistiam em colunas de PVC, as quais foram transplantadas com *Canna* sp, cada uma contendo área superficial de 0,031 m² e altura total de 1 m. As unidades foram preenchidas com brita 1 e brita 2 nas seguintes proporções: 5 cm de brita 2 na camada superficial, 50 cm de brita 1 na camada intermediária e 20 cm de brita 2 na camada de base.

As unidades experimentais foram alimentadas com diferentes taxas de aplicação hidráulica (TAH): 40, 70 e 100 mm.dia⁻¹. A água residuária utilizada foi esgoto doméstico bruto oriundo da casa do estudante universitário da UFSM. Para cada TAH foram avaliadas duas unidades: uma com drenagem livre e outra com uma camada de saturação correspondente a 1/3 da altura total do leito (25cm/75cm). A altura de saturação foi ajustada por meio da utilização de dispositivos reguladores de nível. Na Figura 1 mostra-se uma representação esquemática da bancada experimental.

Figura 1. Esquema detalhando a bancada experimental.



A alimentação das colunas foi realizada de forma intermitente, manual, com cinco alimentações (pulsos) ao dia (08:30, 10:30, 12:30, 14:30, 16:30). Cada pulso teve a duração de 2 minutos e foram realizados durante três dias e meio por semana (segundas, terças e quartas-feiras integralmente e quintas-feiras somente 3 pulsos, até as 12:30). A alimentação foi realizada com regime de descanso para restauração da condutividade hidráulica no período em que o leito não recebeu carga.

O experimento foi operado por 339 dias e monitorado por 218 dias. As amostras coletadas (esgoto bruto e efluente das colunas) foram analisadas pelos seguintes parâmetros físico-químicos: Nitrogênio Total de Kjeldahl (NTK) e Demanda Química de Oxigênio (DQO). As análises foram realizadas seguindo as recomendações de APHA (2012).

Os resultados obtidos passaram por análise estatística com um nível de significância de 5% com objetivo de se identificar se existe diferença significativa entre os resultados obtidos para os pares de colunas DL-FS, bem como para a variação da carga hidráulica aplicada, tanto para a condição de drenagem livre, como para a condição de saturação de fundo.

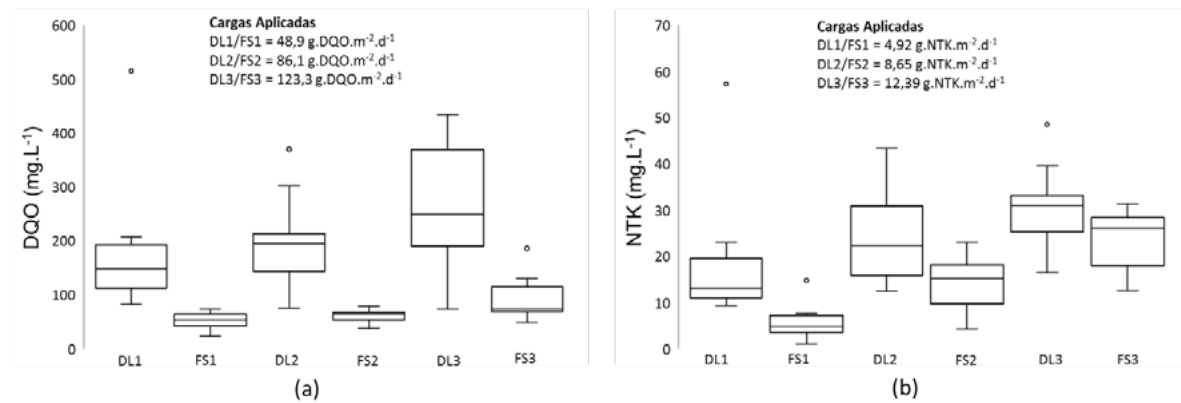
Resultados e conclusões

Na tabela 1 apresenta-se a estatística descritiva para os resultados obtidos (entrada e saída dos reatores) e a eficiência média do experimento em termos de DQO e NTK sobre um total de 16 amostragens. Na figura 2 é apresentado o diagrama de caixa (a) para as concentrações efluentes de DQO e (b) concentrações efluentes de NTK.

Tabela 1. Estatística descritiva e eficiências médias obtidas em termos de DQO e NTK (mg.L^{-1}) no experimento.

Parâmetro		Concentrações (mg.L^{-1})						
		Esgoto afluente	Esgoto efluente				FS3	
			DL1	FS1	DL2	FS2		DL3
DQO (mg.L^{-1})	Média	1230	167	52,2	197	62	271,6	89,1
	Mediana	1023	148,5	54,1	195,3	64,3	249,4	73,2
	DP	583,7	101,9	14,2	72,3	11,6	104,8	35,1
Eficiência média de remoção (%)			86,4	95,8	84,0	95,0	77,9	92,7
NTK (mg.L^{-1})	Média	120,0	17,1	5,3	23,8	14,1	30,4	23,7
	Mediana	117,2	13,1	4,7	22,3	15,2	30,9	26,1
	DP	37,4	11,5	3,2	9,0	5,3	8,1	5,8
Eficiência média de remoção (%)			86,2	95,7	80,7	88,6	75,4	80,8

Figura 2. Diagrama de caixa (a) concentrações efluentes de DQO das colunas; (b) concentrações efluentes de NTK das colunas.



As colunas de fundo saturado demonstraram um desempenho superior na remoção de DQO quando comparadas a seus respectivos pares de drenagem livre, tanto pelas eficiências médias mais elevadas, como pelo desvio padrão expressivamente reduzido, o que representa uma maior estabilidade do reator e qualidade de seus efluentes. A diferença significativa que é observada entre as concentrações efluentes das colunas DL e FS está relacionado principalmente ao tempo de detenção hidráulica, o qual é consideravelmente superior nas colunas de fundo saturado, permitindo um maior tempo de contato entre microrganismos e substrato, aumentando assim a eficiência de remoção. Todos os pares apresentaram diferença estatisticamente significativa ($p\text{-valor} < 0,05$), com maior significância entre DL2-FS2. Ambas



as condições demonstraram diferença significativa nas concentrações dos efluentes para elevação da carga.

Em termos de remoção de NTK, de forma semelhante ao observado para DQO, as colunas de fundo saturado demonstraram um melhor desempenho quando comparadas a seus respectivos pares de drenagem livre, tanto pelas eficiências médias mais elevadas, como pelo desvio padrão mais baixo.

Todos os pares DL-FS apresentaram diferença estatisticamente significativa ($p < 0,05$) para NTK. No entanto, apesar das colunas com fundo saturado apresentarem um desempenho superior para todas as TAH testadas, com a elevação das cargas aplicadas, a saturação de fundo demonstrou um desempenho cada vez menos atrativo perante as colunas de drenagem livre, com DL3-FS3 apresentando a menor diferença entre os pares. A análise de variância demonstrou que a elevação das cargas aplicadas exerce influência sobre as duas condições, no entanto essa variação é mais significativa para as colunas de fundo saturado (valor p menor).

Essa redução mais acentuada do desempenho com a elevação das TAH observada para as colunas de fundo saturado pode estar atrelada à insuficiência de oxigênio para a remoção dos compostos nitrogenados passíveis de oxidação (nitrogênio orgânico e amoniacal). Mesmo apresentando maior TDH, o menor perfil oxigenado (não saturado) dos reatores FS pode influenciar nas taxas de difusão de oxigênio, comprometendo a remoção de NTK, quando submetidos a altas cargas (SAEED e SUN, 2012).

Dessa forma, conclui-se que a adaptação de saturação de fundo aplicada ao experimento no tratamento de esgoto bruto traz maior eficácia na remoção de matéria orgânica (DQO) e nitrogênio (NTK) perante sistemas tradicionais de drenagem livre para todas as TAH testadas. No entanto, para o parâmetro NTK, foi observada uma redução da diferença de desempenho entre os reatores DL-FS com a elevação das cargas aplicadas.

Referências

- APHA (2012), American public health association. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*.
- Kim, B.; Gaurtier, M.; Prost-Boucle, S.; Molle, P.; Michel, P. e Gourdon, R. (2014) Performance evaluation of partially saturated vertical-flow constructed wetland with trickling filter and chemical precipitation for domestic and winery wastewaters treatment. *Ecological Engineering*, v. 71, p. 41-47.
- Matamoras, V.; Rodríguez, Y. e Albaigés, J. A. (2016), A comparative assessment of intensive and extensive wastewater treatment technologies for removing emerging contaminants in small communities. *Water Research*, v. 88, p. 777-785.
- Molle, P. (2014), French vertical flow constructed wetlands: a need of better understanding of the role of the deposit layer. *Water Science and Technology*, v.69, p. 106-112.
- Molle, P.; Liénard, A.; Grasmick, A. e Iwema, A. (2006), Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. *Water Research*, v. 40, p. 606-612.
- Morvannou, A.; Troesch, S.; Esser, D.; Forquet, N.; Molle, P. e Petitjean, A. (2017), Using one filter stage of unsaturated/saturated vertical flow filters for nitrogen removal and footprint reduction of constructed wetlands. *Water Science & Technology*, v. 76, p. 124-133.
- Prochaska, C. A.; Zouboulis, A. I.; Eskridge, K. M. (2007), Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands, as effected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage. *Ecological Engineering*, v. 31, p. 57-66.
- Saeed, T.; Sun, G. (2012), A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, v. 112, p. 429-448.
- Silveira, D. D.; Filho, P. B.; Phillipi, L. S.; Kim, B. e Molle, P. (2015), 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.



Influência da variação da altura do maciço filtrante no comportamento de sistemas de wetlands construídos ascendente vegetados com *Capim Vetiver*

P. T. M. Lopes*, S. R. L. Lacerda*, A. Pacheco**, F. H. Passig***

* Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba–Paraná (PR), Brasil, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, paulalopes@alunos.utfpr.edu.br, sillouro@hotmail.com

** Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba–Paraná (PR), Brasil, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, amanda.pacheco@hotmail.com

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

Resumo: Neste estudo foi avaliado o comportamento de um conjunto de *Wetlands* Construídos (WC) de fluxo vertical ascendente, em relação a influência da altura do maciço filtrante, composto de resíduos da construção civil, na remoção de matéria orgânica em termos de DQO, operados de forma contínua, com tempo de detenção hidráulica de 24 horas. O sistema é composto por três WCs com as seguintes alturas de maciço filtrante: 1,56 m no WC1, 0,70 m no WC2 e 0,44 m no WC3. Para cada WC foram avaliados parâmetros de temperatura, pH, oxigênio dissolvido, turbidez, Nitrogênio Total Kjeldahl, Nitrogênio Amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo total. O sistema WC1, com maior altura do maciço filtrante, apresentou maior eficiência com remoção média de 70% de DQO e 50% de fósforo total entre os sistemas.

Palavras-chave: *Cerâmica vermelha; Resíduos da Construção Civil; Nutrientes*

Sessão – Processos de transformação e remoção de poluentes: emergentes; matéria orgânica; nutrientes.

Introdução

Os sistemas de tratamento descentralizados vêm sendo cada vez mais aplicados e estudados por apresentarem vantagens tais como de baixo custo de instalação, manutenção e operação, aplicabilidade no tratamento de diversos tipos de efluentes, sem requerimento de tecnologias refinadas (Hoffman et al., 2011). Os sistemas de *wetlands* construídos (WC) são exemplos desse tipo de tratamento com eficiências de remoção de até 90% de sólidos suspensos totais, 90% de matéria orgânica, 90% de nitrogênio amoniacal e 50% de nitrogênio total (Dotro et al., 2017).

Neste trabalho buscou-se empregar o *Wetland* de fluxo vertical em um ambiente saturado ascendente, ou seja, empregou-se um fluxo contínuo do afluente que passou por diferentes alturas do recheio escolhido (bloco cerâmico fragmentado) até atingir a zona de raízes. A importância desta aplicação está na capacidade de se difundir a água através da superfície em um leito de areia, brita ou resíduos da construção civil onde são plantadas as mudas das macrófitas aquáticas. Neste contexto a água residuária é tratada por percolação pela zona de raízes.

A influência da altura da camada do maciço filtrante na remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosfatada foi avaliada em três sistemas de WC operados em fluxo ascendente contínuo e plantados com *Capim Vetiver* no tratamento de águas de um córrego que recebe contribuições clandestinas de esgotos sanitários.

Materiais e Métodos

O experimento, em escala piloto, foi implementado em uma área externa da 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.



O sistema foi composto por um tanque afluyente (3000 L) e três sistemas de *wetlands* construídos (diâmetro de 0,58 m) de fluxo vertical ascendente WC1 (altura da camada suporte de 1,56 m e capacidade de armazenamento de 412 L), WC2 (altura da camada suporte de 0,70 m e capacidade de armazenamento de 185 L) e WC3 (altura da camada suporte de 0,44 m e capacidade de armazenamento de 116 L). Estes sistemas foram montados em reservatórios de polietileno preenchidos com fragmentos de blocos cerâmicos vermelhos recuperados de obras de construção civil. O comprimento dos fragmentos variou entre 24,5 e 100,2 mm e a largura de 15,2 a 56,4 mm, respectivamente. A porosidade variou de 10% a 21%, e está de acordo com a descrita na NBR 7171/1992 (ABNT, 1992), a absorção de água pelo bloco cerâmico deve variar entre 8% e 25%.

Em cada WC foram determinadas alturas intermediárias para coleta de amostras do efluente tratado, sendo de 0,22 m, 0,44 m, 0,70 m, 1,15 m e 1,56 m à partir da base (entrada) para WC1, de 0,22 m, 0,44 m e 0,70 m para WC2 e de 0,22 m e 0,44 m para WC3, respectivamente. Mudanças de *Chrysopogon zizanioides* (Capim *Vetiver*) foram transplantadas para os sistemas na densidade de 18 mudas m⁻². Esta espécie foi escolhida por ser perene, ser tolerante a intempéries do clima e à variação de pH (de 3,3 a 12,5), segundo Troung et al. (2008).

Os sistemas foram operados com tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24 h e alimentados com água de um córrego que recebe contribuições clandestinas de esgotos sanitários, com concentração variável de matéria carbonácea de 218 a 514 mg L⁻¹ em termos de DQO. Os parâmetros avaliados foram temperatura, pH (4500-H⁺ B), turbidez, condutividade elétrica (µs cm⁻¹), oxigênio dissolvido OD (4500-O B'), potencial de oxirredução POR (2580 ORP), demanda química de oxigênio DQO (5220 D) em amostras brutas e filtradas, Nitrogênio Total Kjeldahl NTK (4500-N_{org} macro Kjeldahl), Nitrogênio Amoniacal NTA (4500-NH₃-N C), Nitrito (4500-NO₂⁻ B), Nitrato (4500-NO₃⁻ dimetilfenol) e Fósforo total PT (4500-P I) de acordo com procedimentos descritos na APHA (2012), em amostras do afluyente e efluentes, durante 60 dias (Outubro a Dezembro de 2019).

Resultados e Conclusões

Na Tabela 1.1 é apresentado um resumo dos resultados obtidos de média, desvio padrão e eficiência dos parâmetros avaliados nos sistemas WC1, WC2 e WC3.

Tabela 1.1 Resultados de média (desvio padrão) e eficiência de remoção dos parâmetros avaliados na entrada e na saída dos sistemas

Parâmetros	Média (desvio padrão)			
	Entrada	WC1	WC2	WC3
pH	7,43 (0,13)	7,48 (0,14)	7,30 (0,27)	7,53 (0,11)
T (°C)	19,55 (1,22)	19,77 (1,22)	19,07 (1,14)	18,95 (1,20)
OD (mg L ⁻¹)	0,19 (0,12)	0,05 (0,01)	0,05 (0,01)	0,03 (0,04)
Turbidez (uT)	34,8 (10,96)	37,4 (14,12)	55,2 (16,53)	60,9 (14,84)
DQO (mg L ⁻¹)	384,99 (104,19)	109,68 (19,37)	142,62 (27,69)	149,72 (21,26)
E (%)		70	61	59
N-NTK (mg L ⁻¹)	35,52 (37,96)	28,9 (28,51)	29,5 (29,54)	30,3 (29,72)
E (%)		15	14	10
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	24,09 (26,23)	22,78 (24,1)	23,08 (24,95)	23,43 (24,51)
E (%)		4	4	1

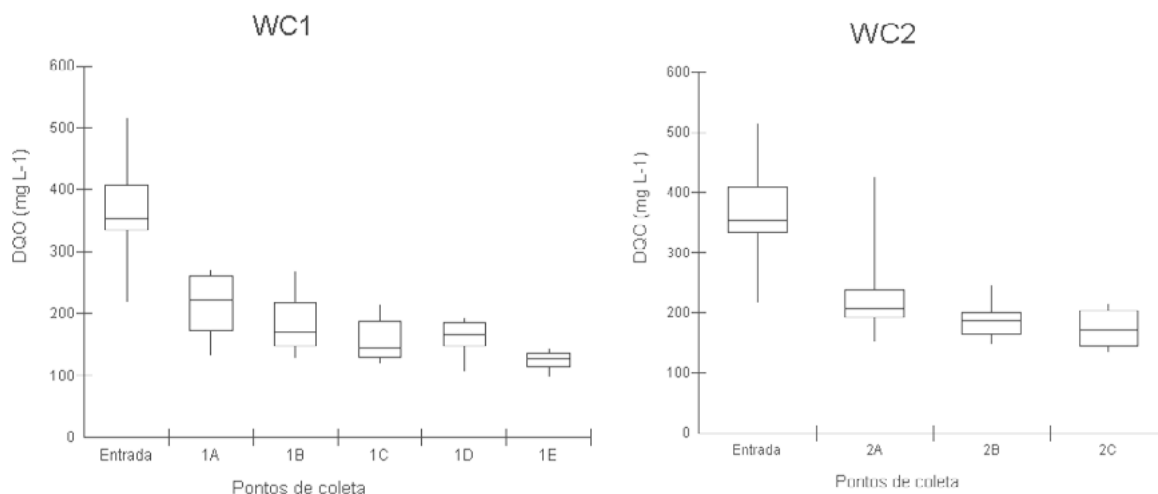


N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,08 (0,02)	0,05 (0,01)	0,07 (0,02)	0,08 (0,03)
E (%)		39	13	9
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	30,95 (7,7)	15,19 (3,31)	21,05 (6,26)	19,09 (3,03)
E (%)		50	31	36
PT (mg L ⁻¹)	12,63 (2,61)	8,18 (1,36)	10,06 (1,6)	10,08 (1,68)
E (%)		35	20	20

Não foram observadas diferenças significativas nas amostras do efluente dos sistemas em relação ao pH que variou de 7,13 a 7,65 no WC1, de 6,77 a 7,56 no WC2 e de 7,22 a 7,70 no WC3, ou seja, próximo da neutralidade independente da altura do maciço filtrante. O mesmo comportamento foi verificado para a temperatura do efluente que variou de 17,8 a 22,0 °C no WC1, 17,9 a 21,3 °C no WC2 e 17,8 a 21,2 °C no WC3. Os valores de OD nas amostras do afluente variaram de 0,06 a 0,36 mg L⁻¹, e foi verificada pequena variação na concentração de oxigênio dissolvido nas amostras do efluente, sendo de 0,04 a 0,09 mg L⁻¹ no WC1, 0,02 a 0,16 mg L⁻¹ WC2 e 0,00 a 0,14 mg L⁻¹ no WC3. A turbidez aumentou nas amostras do efluente em 7%, 37% e 43% no WC1, WC2 e WC3, respectivamente, devido ao arraste de sólidos em suspensão nas amostras do efluente dos sistemas.

Foi verificado aumento da eficiência de remoção de DQO de 59% com 0,44 m no WC1 e 61% com 0,70 m no WC2 para 70% com 1,56 m no WC3, ou seja, houve melhora na remoção deste parâmetro em função do aumento da altura do maciço filtrante. Em relação ao N-NTK foi notado aumento da eficiência de remoção no WC1 > WC2 > WC3 com 15%, 14% e 10%, respectivamente. A eficiência de remoção do N-NH₄⁺ não ultrapassou 5%, provavelmente devido à baixa concentração do OD nos sistemas. Em relação à remoção de Nitrito e Nitrato, foram observados 39% e 50% de eficiência no WC1, respectivamente. Remoção de Fósforo (PT) foi verificada nos três sistemas, sendo a mais significativa no WC1 com 35% de eficiência.

Na Figura 1.1 são apresentados gráficos da variação da remoção de DQO no WC1 (a), WC2 (b) e WC3 (c) nas diferentes alturas de coleta de amostras.



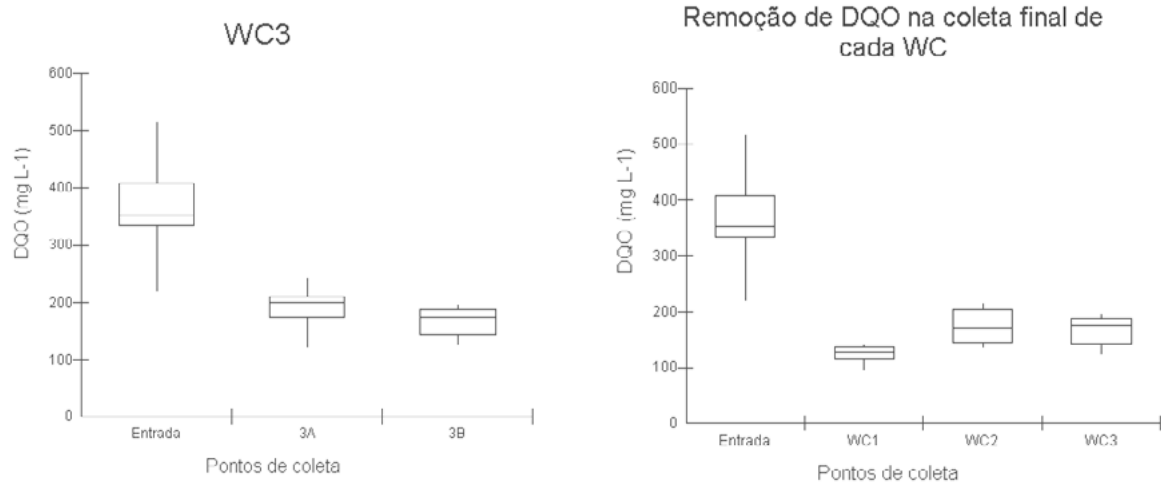


Figura 1.1 Resultados da variação da DQO (mg L⁻¹) nos sistemas de WC para TDH de 24 h.

Na Figura 1.1 é possível observar eficiências de remoção de 42%, 24%, 15%, 15% e 34% do ponto afluente para os pontos a 0,22 m, 0,44 m, 0,70 m, 1,15 m e 1,56 m no WC1; de 46%, 10% e 24% do ponto afluente para os pontos a 0,22 m, 0,44 m e 0,70 m no WC2 e de 48% e 25% do ponto afluente para os pontos 0,22 m e 0,44 m no WC3.

Avaliando a remoção de matéria orgânica em termos de DQO nas diferentes alturas de substrato, o WC1 (1,56 m) apresentou os melhores resultados de desempenho, sugerindo que a altura do maciço filtrante teve influência na eficiência do tratamento nas condições estudadas.

Referências

APHA; AWWA; WEF. (2012), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 22 ed. Washington, DC: APHA.

DOTRO, G. GÜNTER, L. MOLLE, P. NIVALA, J. PUIGAGUT, J. STEIN, O. VON SPERLING, M. (2017), Biological Wastewater Treatment Series: Treatment Wetlands.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; WINKER, M.; MUENCH, E. Technology review of constructed wetlands. Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Eschborn: Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit GmbH (GTZ) Sustainable sanitation - ecosan program, 2011.

TRUONG, Paul; VAN, T. T.; PINNERS, Elise. Sistema de aplicação Vetiver: Manual de referência técnica. Tradução de Paulo R. Rogério, v. 2, 2008.



Influência do tempo de cheia em um sistema de *Wetland* Construído tipo *Tidal flow* na remoção de poluentes e na comunidade bacteriana

J. J. Roth*, K. Q. de Carvalho**

* Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba-Paraná (PR), Brasil, Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, jonar.roth@outlook.com

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

Abstract: In this study, the behavior of a Tidal flow Constructed Wetland (117 L) under variation of the flood time, in the removal of carbonaceous, nitrogenous and phosphorous matter from stream water with characteristics of low concentration sanitary sewage, was evaluated. The composition of the bacterial community was also evaluated, at the class level. The system was filled with brick fragments (44% porosity) and planted with seedlings of *A. philoxeroides* (32 plants m⁻²). Stage I (48 h full and 12 h drain) and II (24 h full and 12 h drain) showed average COD removal efficiencies of 79% and 81%, and NT 68% and 65%, respectively. The variation of the flood time from 48 to 12 h resulted in a reduction in the removal of N-NO₃⁻, from 41% to 18%, and of PT, from 79% to 53% in Stage I and II, respectively. The main classes of microorganisms identified simultaneously in samples in the two stages, with relative abundance greater than 1%, were *Acidobacteria*, *Alphaproteobacteria*, *Betaproteobacteria* and *Gammaproteobacteria*, dominant in 48 h of the flood, and were present, among others, in the 24 h sample, which was more diverse. Except for N-NO₃⁻ and PT, Stage II did not show a significant difference in the removal of pollutants and could be used to reduce the area requirement.

Keywords: fill-and-drain; bricks; high-throughput sequencing

Sessão – Processos de transformação e remoção de poluentes: emergentes; matéria orgânica; nutrientes

Introdução

Os sistema de *wetlands* construídos (WC) operados sob o princípio de enchimento e drenagem são denominados de *Tidal flow* (WCTF) ou *Reciprocating wetlands*. Múltiplas *tides* (marés), ou vários ciclos de enchimento e drenagem, foram inicialmente testados em sistemas com até cinco leitos em paralelo, em ciclos com duração máxima de 24 h (BEHRENDTS et al., 2001; SUN et al., 1999). Mais recentemente, estudos tem sido reportados com maiores períodos de cheia e de vazio e diminuição do número de leitos em relação aos estudos originais (JIA et al., 2010; LI et al., 2015; PANG et al., 2015).

Sistemas de WCTF apresentam como vantagens flexibilidade de variação de configurações hidráulicas, incluindo sentido do fluxo, tempos de cheia e de vazio e duração do bombeamento que contribuem para o aumento da eficiência de remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada. O mecanismo chave desse sistema é a adsorção da amônia na superfície do material filtrante, seguida de sua oxidação durante o período vazio do leito, que depende da capacidade de troca catiônica desse material. O elemento oxidado pode ainda ser dessorvido no próximo enchimento do sistema e desnitrificado, conforme reportado por Tanner et al. (1999), Maciolek e Austin (2006), Han et al. (2019), Li et al. (2019).

Neste estudo foi avaliada a influência de tempos de cheia prolongados (48 h e 24 h) e tempo de vazio (12 h) em um sistema de WCTF de único leito na remoção de matéria orgânica das águas de um córrego com características de esgoto sanitário de baixa concentração. Também foi avaliada esta influência na composição e abundância da comunidade microbiana à nível de classe.



Material e Métodos

O experimento, em escala piloto, foi implementado em uma área externa da 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.

O sistema foi composto por um tanque afluente (310 L), um leito de WCTF (117 L), um tanque efluente (120 L) e duas eletrobombas (Consul, W10849469) controladas por temporizadores digitais pré-programados (YDT-MB). O sistema, alimentado em sentido descendente e subsuperficial, foi confeccionado em um tanque de polietileno (L: 0,92 m; A: 0,56 m; C: 0,60 m). O WCTF foi preenchido, a partir da base, por uma camada de 51 cm de fragmentos tijolos com dimensões entre 2,4 e 1,4 cm a 8,3 e 4,8 cm (44% de porosidade) seguida de 4 cm de argila expandida, acima do nível d'água. A macrófita utilizada foi *Althernanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb (32 plantas m⁻²).

A identificação da composição da comunidade bacteriana foi realizada por sequenciamento de nova geração. As amostras de microrganismos foram coletadas e armazenadas a -80 °C e encaminhadas ao laboratório da empresa GeGenetic (Curitiba, Brasil). As sequências resultantes foram analisadas usando o *QIIME 1.8 (Quantitative Insights Into Microbial Ecology)*, de acordo com metodologia de Pelissari (2017).

Neste artigo é abordado o desempenho do WCTF em duas etapas após sua estabilização, com tempo de vazio de 12 h. A Etapa I foi operada com 48 h de cheia e a Etapa II com 24 h, semelhante ao adotado por Li et al. (2015). O afluente era bombeado por aproximadamente 25 min para enchimento e drenado por 30 min para esvaziamento. O sistema foi alimentado com água de córrego de baixa concentração de matéria carbonácea (DQO < 250 mg L⁻¹). Os parâmetros avaliados foram temperatura, pH (4500-H⁺ B), oxigênio dissolvido OD (4500-O B⁺), potencial de oxirredução POR (2580 ORP), demanda química de oxigênio DQO (5220 D) em amostras brutas e filtradas, Nitrogênio Total Kjeldahl NTK (4500-N_{org} macro Kjeldahl), Nitrogênio Amoniacal NTA (4500-NH₃-N C), nitrito (4500-NO₂⁻ B) e nitrato (4500-NO₃⁻ dimetilfenol) e fósforo total PT (4500-P I) de acordo com APHA (2012).

Resultados e Discussão

Os valores da temperatura atmosférica média nas Etapas I e II foram de 17,6 (2,8) °C e 14,5 (4,5) °C, e da temperatura média do líquido de 20,1 (1,4) °C e 16,6 (2,6) °C, respectivamente. Na Etapa I, os valores de pH variaram de 6,79 a 7,10 nas amostras do afluente e de 6,70 a 6,87 nas amostras do efluente, sem diferença significativa ($p > 0,8838$). Na Etapa II foi observada diferença significativa ($p < 0,05$) nesses valores, que variaram de 6,65 a 7,04 e de 6,35 a 6,77, nas amostras do afluente e efluente, respectivamente, ou seja, a redução do período de cheia proporcionou leve acidificação do meio. Os valores do POR nas amostras do afluente e efluente variaram entre - 85 e +56 mV na Etapa I e entre -97 e +56 mV na Etapa II. De acordo com a classificação de Dotro et al. (2017), o sistema se manteve sob condição próxima à anóxica durante o experimento (-100 mV e +100 mV). As concentrações médias de OD nas amostras do afluente foram de 0,13 (0,06) mg L⁻¹ e 0,08 (0,03) mg L⁻¹ nas Etapas I e II, respectivamente, sendo observado incremento nas concentrações logo após o enchimento do sistema, porém inferiores a 1,1 mg L⁻¹.

Na Tabela 1.1 são apresentados os resultados da média, desvio padrão, mínimos e máximos dos parâmetros físico-químicos avaliados nas amostras do afluente e efluente do sistema.

Tabela 1.1 Resultados de média aritmética (desvio padrão) e eficiência de remoção dos parâmetros avaliados nas Etapas I e II.

Parâmetros	Etapa I: 48 h/12 h (Total: 2,5 d)			Etapa II: 24 h/12 h (Total: 1,5 d)		
	Carga aplicada (g m ⁻²)	E%	Taxa de remoção (g m ⁻² d ⁻¹)	Carga aplicada (g m ⁻²)	E%	Taxa de remoção (g m ⁻² d ⁻¹)
DQO (mg L ⁻¹)	129,3 (18,2)	79	40,6 (5,2)	128,9 (24,7)	81	70,5 (18,7)
NT (mg L ⁻¹)	24,3 (2,8)	68	6,6 (0,9)	24 (3,6)	65	10,4 (1,6)
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	12,5 (2,7)	76	3,8 (0,9)	13,4 (1,6)	73	6,55 (0,9)
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	0,014 (0,002)	58	0,003 (0,001)	0,014 (0,003)	56	0,005 (0,002)
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	3,6 (0,5)	41	0,54 (0,2)	3,4 (0,9)	18	0,46 (0,4)
PT (mg L ⁻¹)	6,1 (0,5)	79	1,9 (0,2)	6,3 (0,4)	53	2,2 (0,3)

Não foi verificada diferença significativa das eficiências médias de remoção da DQO ($p=0,5864$), NT ($p=0,0740$), N-NH₄⁺ ($p=0,3135$) e N-NO₂⁻ ($p=0,7215$) entre as etapas, mesmo com a redução de 24 h no tempo de cheia. As eficiências de remoção de DQO, de 79% e 81%, e de NT, de 68% e 65%, das Etapas I e II, respectivamente, foram próximas às reportadas em sistemas de WCTF. Em sistema semelhante ao deste estudo, Li et al. (2015) obtiveram eficiências de remoção da DQO entre 77% e 94% e de NT variando entre 60% e 94% em um sistema de WCTF (8,8 L) preenchido com brita (8 - 10 mm), cargas afluentes aproximadas e variação do tempo de cheia. Zhi e Ji (2014) reportaram eficiência de remoção de DQO entre 83 e 95% e de NT entre 66% e 67% em um sistema de WCTF de único estágio (40 L), preenchido a partir da base por uma camada de cascalho (10 - 20 mm), seguida de uma camada de brita (8 - 10 mm) e plantado com *Iris pseudacorus* (22 plantas m⁻²). O sistema foi operado com 24 h de cheia e 12 h de vazio, tratando efluente sintético com taxa de carregamento nitrogenado de 12,3 gNT m⁻² e variação da taxa de carregamento orgânico entre 90 e 120 gDQO m⁻².

Considerando que a Etapa II, com tempo reduzido, não apresentou diferença significativa na remoção da DQO, NT, N-NH₄⁺ e N-NO₂⁻, com maior taxa de remoção diária desses parâmetros, a configuração operacional desta etapa poderia ser empregada para redução do requisito de área. No entanto, para N-NO₃⁻ ($p < 0,01$) e PT ($p < 0,01$), houve diferença significativa entre as eficiências de remoção. A remoção média de N-NO₃⁻ reduziu de 41% para 18%, resultando em 2,21 (0,36) e 2,75 (0,47) g m⁻² no efluente, com diferença significativa ($p < 0,05$). O tempo de cheia/contacto foi um fator limitante na remoção de PT, com remoção reduzida de 79% para 53% nas Etapas I e II, respectivamente. Lima et al. (2018) e Marcelino (2019) verificaram 87% e 46% de eficiência de remoção de PT ao operaram sistemas de WC em batelada, preenchidos com cerâmica vermelha, e em tempos de cheia de 48 e 24 h, respectivamente.

Na análise dos resultados do sequenciamento de nova geração foi verificada variação na composição da comunidade bacteriana entre as etapas. À nível de OTUs, o índice *Shanon* foi de 2,98 para Etapa I e de 5,48 para a Etapa II, cujos maiores valores expressam maior diversidade. Na Figura 1.1 é apresentada a abundância relativa das principais Classes identificadas nas amostras coletadas ao término das Etapas I (E1: 48 h) e II (E2: 24 h).

Em relação às classes identificadas com abundância relativa superior a 1%, a *Acidobacteria*, *Alphaproteobacteria*, *Betaproteobacteria* e *Gammaproteobacteria* foram dominantes em 48 h de cheia, e estiveram presentes, entre outras, na amostra de 24 h, que apresentou maior diversidade. Nas amostras de 48 h e 24 h a classe *Gammaproteobacteria* apresentou abundância relativa de 72,34% e 22,16%, *Betaproteobacteria* de 12,01% e 27,16%, *Alphaproteobacteria* de 5,98% e 11,76%, *Acidobacteria* de 1,17% e 10,64%, respectivamente.

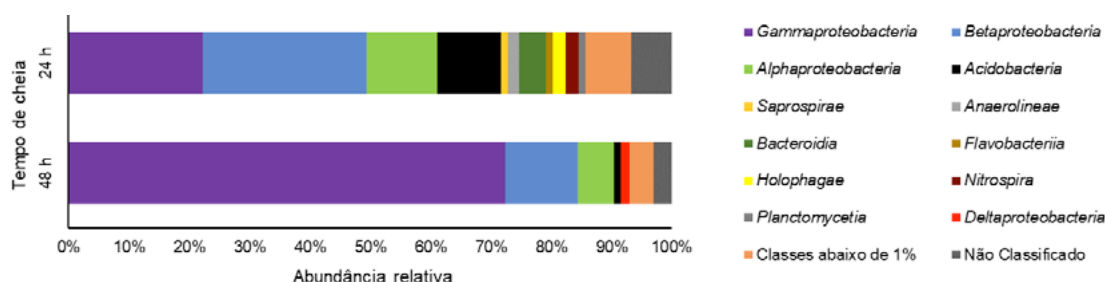


Figura 1.1 Variação na composição da comunidade bacteriana em amostras coletas ao término das Etapas I e II.

Juntas, essas classes representaram o percentual de 91,50% e 71,72%, respectivamente, evidenciando que a redução do tempo de cheia gerou redução dessas comunidades e possibilitou que outras classes fossem observadas com maior riqueza. Com relação às classes distintas identificadas com abundância relativa superior a 1%, *Deltaproteobacteria* foi identificada apenas em 48 h com 1,46%. Em 24 h, foram identificadas as classes *Anaerolineae* (1,79%), *Bacteroidia* (4,41%), *Flavobacteria* (1,19%), *Holophagae* (2,17%), *Nitrospira* (2,2%), *Planctomycetia* (1,14%) e *Saprosirae* (1,12%), com abundância relativa inferior a 0,4% nas amostras de 48 h.

Referências

- APHA, AWWA, WEF (2012). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22st ed. American Public Health Association Washington, DC, USA. 2012.
- BEHREND, L. et al. (2001). Reciprocating constructed wetlands for treating industrial, municipal and agricultural wastewater. *Wat. Sci. and Tech.*, v. 44, n. 11–12, 399–405.
- DOTRO, G. et al. (2017). Treatment Wetlands. *Wat. Intelligence Online*, v. 7, p. 154.
- HAN, Z. et al. (2019). Nitrogen removal of anaerobically digested swine wastewater by pilot-scale tidal flow constructed wetland based on in-situ biological regeneration of zeolite. *Chemosphere*, v. 217, 364–373.
- JIA, W. et al. (2010). Effect of intermittent operation on contaminant removal and plant growth in vertical flow constructed wetlands: A microcosm experiment. *Desalination*, v. 262, n. 1–3, 202–208.
- LI, J. et al. (2019). Effect of oxygen supply strategy on nitrogen removal of biochar-based vertical subsurface flow constructed wetland: Intermittent aeration and tidal flow. *Chemosphere*, v. 223, 366–374.
- LI, L. et al. (2015) Nitrogen removal pathways in a tidal flow constructed wetland under flooded time constraints. *Eco. Eng.*, v. 81, 266–271.
- LIMA, M. X. et al. (2018) Performance of different substrates in constructed wetlands planted with *E. crassipes* treating low-strength sewage under subtropical conditions. *Sci. Total Environment*, v. 630, 1365–1373.
- MARCELINO, G. R. (2019). Desempenho de *wetlands* construídos preenchidos com resíduos da construção civil na remoção de matéria orgânica, ibuprofeno, paracetamol e etinilestradiol de esgotos sanitários. M.Sc. thesis, Dept. Chem. Bio., Fed. Univ. of Tech. – Paraná, Curitiba, Brazil.
- MACIOLEK, D. and AUSTIN, D. (2006). Low Energy Biological Nitrogen Removal by Cation Exchange, Thin Film Oxygen Transfer, and Heterotrophic Nitrification in Sequencing-Batch, Packed-Bed Reactors. *WEF Proceedings*, n. 11, 1560–1582.
- PELISSARI, C. (2017). Dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em wetland construído vertical. PhD thesis, Dept. Environmental Eng.– Fed. Univ. of Santa Catarina, Florianópolis, Brazil.
- PANG, Y. et al. (2015). Cold Temperature Effects on Long-Term Nitrogen Transformation Pathway in a Tidal Flow Constructed Wetland. *Environmental Sci. & Tech.*, v. 49, n. 22, 13550–13557.
- SUN, G. et al. (1999). Treatment of agricultural wastewater in a combined tidal flow-downflow reed bed system. *Wat. Sci. Tech.*, v. 40, n. 3, 139–146.
- TANNER, C. C. et al. (1999). Effect of water level fluctuation on nitrogen removal from constructed wetland mesocosms. *Eco. Engineering*, v. 12, n. 1–2, 67–92.
- ZHI, W.; JI, G. (2014). Quantitative response relationships between nitrogen transformation rates and nitrogen functional genes in a tidal flow constructed wetland under C/N ratio constraints. *Wat. Research*, v. 64, n. 010, 32–41.



Long-term phosphorus mass balance in a wetland constructed at pilot scale level

C. Collins, V. Carrillo and G. Vidal

Environmental Engineering and Biotechnology Group (GIBA-UDEC), Faculty of Environmental Sciences and Water Resources Center for Agriculture and Mining (CRHIAM), Universidad de Concepcion, Chile.
E-mail: glvidal@udec.cl

Abstract: The goal of this work was to evaluate the long-term phosphorus mass balance in a wetland constructed at pilot scale level. Four pilot scale subsurface flow constructed wetland (HSSF) with 8 years of operation were evaluated. HSSF systems with an area of 4.5 m² were planted with *Phragmites australis* (*Phr*) and *Schoenoplectus californicus* (*Sch*). P concentrations and removal efficiency were determined according to seasonality. The results showed removal efficiencies of P varying from -7 to 61% and effluent concentrations were ranged between 5.7 and 21.3 mgTP/L. HSSF planted with *Sch* showed the P removal capacity of 3.07 gTP/m² meanwhile constructed wetland with *Phr* just 1.49 gTP/m². Constructed wetlands is a inefficient technology for P removal. However, physic-chemical pre-treatment technology must be an option to improve effluent P removal.

Keywords: Phosphorus; Constructed wetland; Plant uptake.

Session: Processes of transformation and elimination of contaminants: emerging; organic matter; nutrients

Introduction

In recent decades, constructed wetlands have been used successfully for the treatment of wastewater effluents. However, knowledge of long-term P behaviour in constructed wetlands is still insufficient. The removal of P in its inorganic form (orthophosphate) in constructed wetlands is generated through different transformations of P in the water column and the soil, based on biological processes and biogeochemical cycles that generally make the sustainability of P treatment of great interest (Vymazal and Kröpfelová, 2008). Constructed wetlands are effective in removing organic matter and total suspended solids with removal efficiencies between 70-95% in HSSF. However, the efficiency of P removal is usually lower, ranging from 10-60% (López et al., 2015; Vymazal 2007). The P removed load ranging between 45 and 73 gP/m²year, depending on the type of constructed wetland and the input load (Vymazal 2007). The concentration of P in plant tissue varies between species and during the season. Lopez et al. (2016), showed that P uptake of *Phr* reaches 0.23 gTP/m² in a HSSF. In contrast, P content in *Sch* is 0.83 g TP/m² (Neubauer et al. 2012; Lopez et al., 2016). The objective of this study is to evaluate the P removal capacity of a wetland on a pilot scale of 8 years of operation. For this purpose, a material balance of the different components of the constructed wetland in the 8 years of operation is carried out, evaluating the P removal in the different seasons.

Material and Methods

Study area

The pilot plant where the study will be conducted is located within the facilities of the wastewater treatment plant of the commune of Hualqui of the company ESSBIO S.A. located in the commune of the same name in the region of the Biobío (36°59'26.93" south latitude and 72°56'47.23" west longitude). Next to where the treatment of the residual waters is made which treats an influent of 20,000 inhabitants. The pilot plant has 4 wetland cells built with horizontal subsurface flow.

Experimental set-up



The characteristics of the construction the system consists of four horizontal subsurface flow wetland units. With an area of 4.5 m² and a volume of 2.7 m³ per cell. The macrophytes species used were *Phr* for cell 1 and 3 (HSSF-*Phr*), and *Sch* for cell 2 and 4 (HSSF-*Sch*). The constructed wetland support material was gravel with a size of 19-25 mm. For the operating parameters of the pilot plant of the constructed wetland, 2 flows were used according to the season. For the fall/winter (F/W) season an average flow of 121 ± 22.70 L/d was used and for the spring/summer (S/Sm) season an average flow of 128 ± 18 L/d. The hydraulic removal time (HRT) was 12.23 ± 1.71 d and the operation time was 2920 days.

Sampling and analysis

In-situ parameters were measured in the cells of the constructed wetland: temperature (°C), redox potential (mV), dissolved oxygen (mg/L) and pH. The pH, redox and temperature. Physicochemical parameters of both the influent and the effluent were measured. The samples were filtered by a 0.45 µm membrane filter and then cooled to 6°C, for further analysis. The parameters biological oxygen demand (BOD₅), chemical oxygen demand (COD), total suspended solids (TSS), volatile suspended solids (VSS), ammonium (NH₄⁺), nitrate (NO₃⁻), nitrogen and total phosphorus (TN and TP) were measured using the protocols established in Standard Methods (APHA 2012). In addition, controls were performed on operational parameters such as time hydraulic removal (THR), hydraulic load, phosphorus load and flow rate. The biomass aboveground and belowground was divided into flowers, roots and stems, and then they were measured after drying in an oven between 70 and 80 °C for 12–24 h (López et al., 2016). According to the protocol described by Sadzawka et al. (2007), the separated biomasses were powdered and analysed for TP content. The phosphorus content was determined by calcination (500 °C) and then by colorimetry (466 nm).

Results and Conclusions

Figure 1. shows the TP concentrations in the influent and the removal efficiencies (%) during the different seasons. The average PT and PO₄⁻³-P concentrations from influent showed average values of 14.25 ± 2.88 mg TP/L and 11.02 ± 2.58 mg PO₄⁻³-P/L. These P concentrations are typical of domestic wastewater (Lopez et al., 2016). The P removal efficiency in HSSF ranged from -7.18 ± 5.13% to 61 ± 14.15%, where the maximum P removal efficiency of 60% was achieved in the S/Sm season. In contrast, other seasons such as F/W the efficiencies only reach 5% and can be as low as -2% in end winter and beginning spring. This occurs mainly because the removal efficiency depends on different components and mechanisms that affect P adsorption such as precipitation, influent concentrations or media saturation among others (Leiva et al., 2018). HSSF-*Phr* obtained average efficiencies of 12.26 ± 19.61% and an average concentration in the effluent of 12.57 ± 3.07 mg TP/L. While HSSF-*Sch* obtained an average efficiency of 25.04 ± 17.08% and an average concentration in the effluent of 12.25 ± 3.49 mg TP/L.

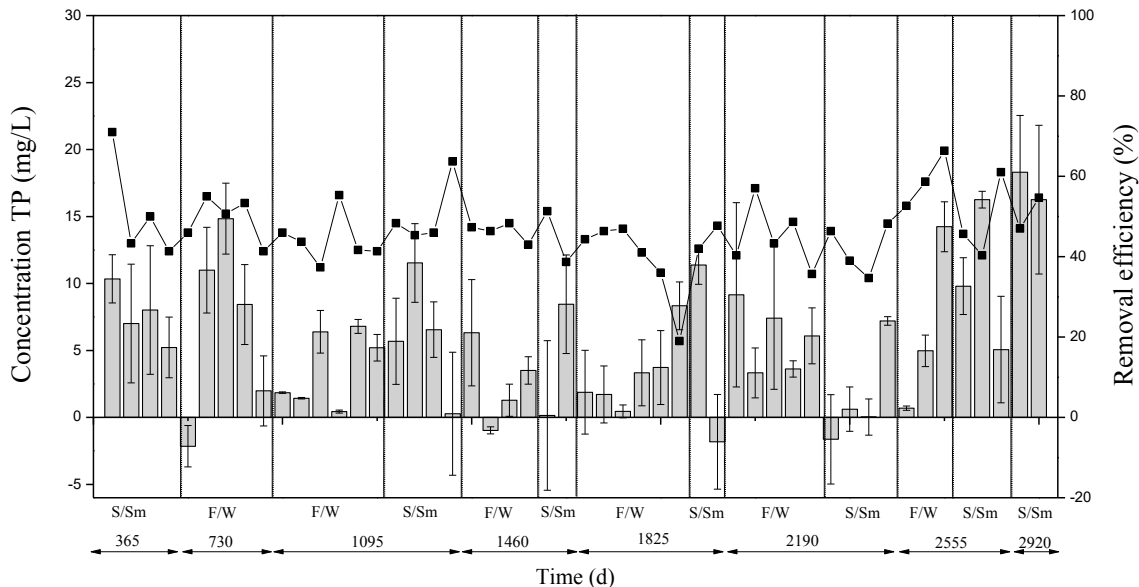


Figure 1. TP concentration in the domestic wastewater influent (●) and removal efficiencies (■) of the constructed wetlands pilot plant.

The TP load removed in HSSF-*Phr* and HSSF-*Sch* was 8.20 ± 9.65 g TP/m² and 11.04 ± 8.47 g TP/m² respectively. However, there are periods in that the system does not effectively retain P, which can be associated to the incidence of the seasonality annual or to periods of plant growth. The TP contents in plant tissues per species was two time higher in HSSF-*Sch* with 3.07 ± 0.55 g P/m², than HSSF-*Phr* with 1.49 ± 0.42 g P/m². This difference, can be explained, mainly because this species has large rhizomes that allow a greater storage of P in root. In addition, throughout the time of operation of the HSSF this species developed with greater abundance and coverage in the area of the cells of the wetland, obtaining percentages of coverage of 100%. In HSSF-*Phr*, the P uptake was 0.81 ± 0.49 g P/m² and 0.68 ± 0.31 g P/m² for aboveground and belowground biomass respectively. As for the HSSF-*Sch*, P uptake was similar on both parts with 1.53 ± 0.29 g P/m² and 1.54 ± 0.38 g P/m² for the above and below ground biomass respectively.

References

- American Public Health Association (APHA) (2012), Standard methods for the examination of water and wastewater. American public health association. Washington D.C
- Leiva, A.M., Núñez, R., Gómez, G., López, D., Vidal, G. (2018), Performance of ornamental plants in monoculture and polyculture horizontal subsurface flow constructed wetlands for treating wastewater. *Ecol. Eng.*, **120**, 116-125.
- López, D., Sepúlveda, M., Vidal, G. (2016), *Phragmites australis* and *Schoenoplectus californicus* in constructed wetlands: development and nutrient uptake. *J. Soil Sci. Plant Nutr.*, **16**, 763-777.
- Neubauer, M., Plaza de los Reyes, C., Pozo, G., Villamar, C.A., Vidal, G., (2012). Growth and nutrient uptake by *Schoenoplectus californicus* (CA Méyer) Sójak in a constructed wetland fed with swine slurry. *J. Soil Sci. Plant Nutr.*, **12**, 421-430.
- Sadzawka, A., Carrasco, M., Grez, R., Mora, M., Flores, H., and Neaman, A. (2007). Methods of analysis of plant tissues. Santiago (in Spanish): Instituto de Investigaciones Agropecuarias de Chile (INIA).
- Vymazal, J. (2007), Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. *Sci. Total Environ.*, **380**, 48-65.
- Vymazal, J. (2010), Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water-Sui*, **2**, 530-549.
- Vymazal, J. and Kröpfelová, L. (2008), Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. *Environ Pollut* (vol.14) Springer, Heidelberg, Germany.



Performance of vertical subsurface flow constructed wetlands – microbial fuel cell system under non-stratified dissolved oxygen conditions

T. González, J.P. Miranda and G. Vidal

Environmental Engineering and Biotechnology Group (GIBA-UDEC), Faculty of Environmental Sciences and Water Resources Center for Agriculture and Mining (CRHIAM), Universidad de Concepcion, Chile.
E-mail: glvidal@udec.cl

Abstract: The combination of constructed wetlands and microbial fuel cells has emerged in recent years with the purpose of enhancing wastewater treatment efficiency of CWs while simultaneously generating electricity. The goal of this study was evaluated the performance of vertical subsurface flow constructed wetlands – microbial fuel cell system under non-stratified dissolved oxygen conditions. It worked with two systems previously operated for about one year. The VFP-MFC is the microbial fuel cell integrated into the constructed wetland with plant and VF-MFC is the microbial fuel cell integrated into the constructed wetland without the plant. The results show that during phase I and II, the OD varied 1.22-1.39mg /L and 1.28-1.56 mg/L for VFP-MFC and VF-MFC, respectively. Despite not having ideal conditions of DO and ORP both integrated systems reached values over 350 mV and an efficiently wastewater treatment. The COD removal efficiency were 89.5-95.3% and 82.1- 94.1% for VFP-MFC and VF-MFC, respectively. While ammonium removal efficiencies presented values over 90% in both systems.

Keywords: Microbial fuel cell; Dissolved oxygen stratification; vertical subsurface flow constructed wetland.

Session: Processes of transformation and elimination of contaminants: emerging; organic matter; nutrients

Introduction

The integration of constructed wetlands (CWs) with microbial fuel cell technology (MFC) has been possible by treating wastewater and simultaneously recovering electrical energy (Doherty et al., 2015; Ramirez-Vargas et al., 2018). However, this hybrid technology is still in development. Therefore, there are several factors to investigate and improve. One of this is dissolved oxygen (DO), with studies that only report it as an operational parameter in the operation of MFC showing differences between the cathode and anode areas (Wang et al., 2017). In CWs the importance of DO in the removal processes of organic matter and nitrogen has been demonstrated (Lopez et al., 2017). For example, Ilyas et al. (2017) reported that the DO was the most dominant factor in the performance of CWs, since it presented a significant correlation with values of 0.30, -0.25 and 0.40 for the removal of chemical oxygen demand (COD), total suspended solids (TSS) and ammonium ($N-NH_4^+$), respectively. In integrated systems (CW-MFC) the OD levels found ranged 0.12-0.50 mg/L at the bottom layer and varied from 3.78 to 5.09 mg/L at top layer of wetland (Fang et al., 2013; Oon et al., 2016). This indicates that the anaerobic environment was developed where the anode was located while an aerobic environment was observed in the surface layer (cathode area). There are no studies that report a non-stratified DO condition and what is its effect on the behaviour of the CW-MFC system. For this reason, the goal of this study was evaluated the performance of vertical subsurface flow constructed wetlands – microbial fuel cell system under non-stratified dissolved oxygen conditions.

Material and Methods

Two experimental units of vertical subsurface flow at a laboratory scale were used. These systems have been operated for one year ago. The columns of acrylic have an internal square section of 0.15 x 0.15 m and 0.7 m high. The VFP-MFC is the microbial fuel cell integrated into the constructed



wetland with plant and VF-MFC is the microbial fuel cell integrated into the constructed wetland without the plant. The configuration for VFP-MFC and VF-MFC systems is from bottom to top were filled with a base of 10 cm of gravel, then 10 cm of activated granular carbon (anode), 20 cm of zeolite, 10 cm of granular activated carbon (cathode) and 10 cm of gravel. The anode and cathode were connected to an external electric resistance of 1000 ohm. An individual of *Schoenoplectus Californicus* was planted in VFP-MFC system (Sepúlveda-Mardones et al., 2017). Both systems were feed with a synthetic solution that simulated physically pretreated domestic wastewater with glucose (0.12 and 0.32 g/L) and acetate (0.12 and 0.32 g/L) as carbon source and NH_4Cl (0.17 g/L) (Villaseñor et al., 2013). The operation consisted of three stages: star-up (7 g COD/m²d), I (12 g COD/m²d) and II (28 g COD/m²d) in mode fed-batch under closed and open circuit. During stage I and II, the in situ parameters such as pH, temperature, oxidation-reduction potential (ORP) and dissolved oxygen (DO) were measured. On the other side, physicochemical parameters of COD (colorimetric method, 5210-B) and $\text{NH}_4^+\text{-N}$ (specific Merck kits, Spectroquant NOVA-60) were measured based on the protocols described in Standard Methods (APHA-AWWA-WEF, 1998). The cell voltage (V) of VFP-MFC and VF-MFC was recorded through external electric resistance (R) every 20 minutes using a multimeter with a data acquisition system (Keithley 2700).

Results and Conclusions

Figure 1 shows the DO and ORP values obtained in cathode, anode and effluent areas for VFP-MFC and VF-MFC during stage I and II. No stratification conditions of DO and ORP were observed whose values were not significant ($p > 0.05$) for any of the systems. Working under open or closed circuit also showed no significant differences ($p > 0.05$) in OD and ORP values with reactor height. In phase I the OD concentrations from the bottom to the top of the reactor ranged 1.38 ± 0.22 - 1.39 ± 0.27 mg/L and 1.41 ± 0.23 - 1.56 ± 0.31 mg/L for VFP-MFC and VF-MFC, respectively. In phase II an increase in the DO difference between cathode compartment and anodic compartment of 10 times for VFP-MFC and 1.2 times for VF-MFC was observed. The ORP values varied between 145 ± 52.47 mV at 235 ± 26.08 mV and 227 ± 30.84 mV at 254 ± 40.50 mV for VFP-MFC and VF-MFC, respectively, which indicates that the systems were in an anoxic condition ($100 \text{ mV} > \text{ORP} < 300 \text{ mV}$).

Otherwise, the electrical behaviour of systems during 52 operation days is shown in Figure 2. The values obtained in start-up were closed to 142 mV and 267 mV for VFP-MFC and VF-MFC, respectively. In phase I, a gradual increase 29% for VFP-MFC and 24% for VF-MFC is observed with the increase of the organic load rate (OLR). In phase II with 28 g COD/m²d, the voltage was increased about 46% and 5% for VFP-MFC and VF-MFC, respectively. The OLR variation had a significant effect ($p < 0.05$) on voltage generation of both systems. Significant differences ($p < 0.05$) were also found in the voltage generated between VFP-MFC and VF-MFC during entire operation time.

Regarding wastewater treatment performance of integrated systems, the COD removal efficiency were 89.5-95.3% and 82.1- 94.1% for VFP-MFC and VF-MFC, respectively. While ammonium removal efficiencies presented values over 90% in both systems.

In conclusion, despite not having the ideal conditions of DO and ORP both integrated systems generated a thermodynamically favorable cathode-anode potential difference and does not have adverse effects on the capacity of the CW to efficiently wastewater treatment. However, (*Schoenoplectus Californicus*) macrophyte used in this study did not improve electrical performance due to its excessive root growth (Lopez et al., 2016).

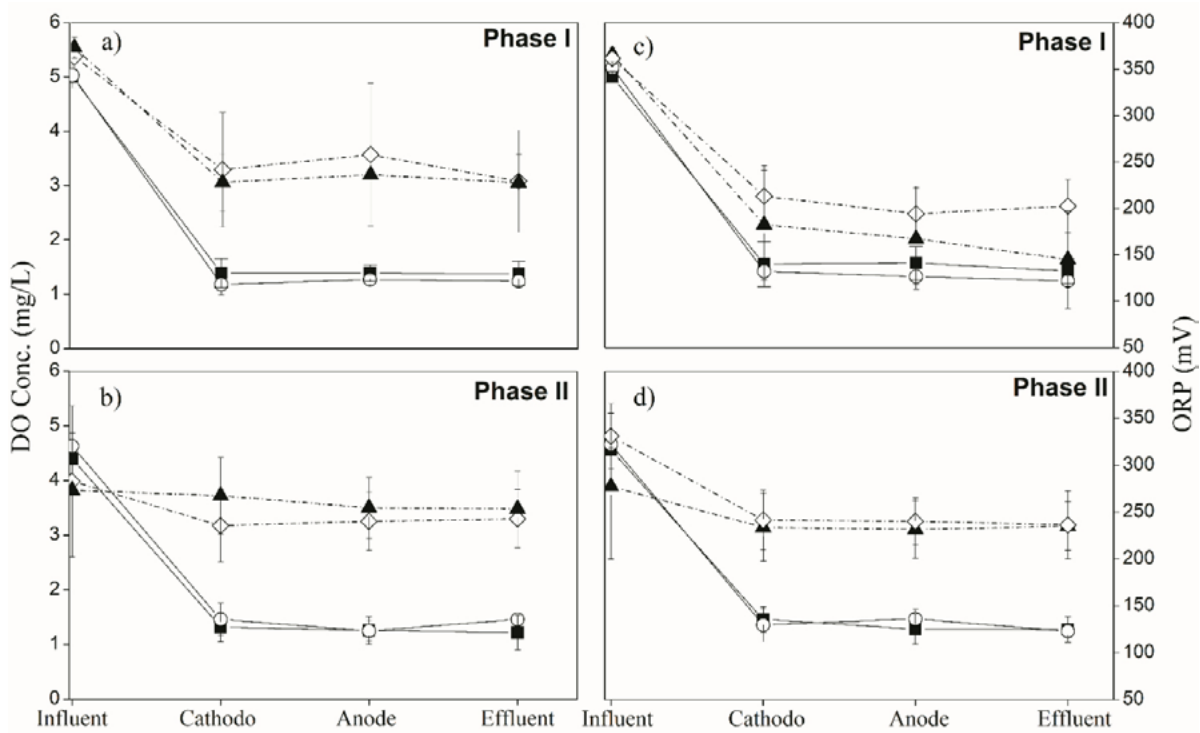


Figure 1. DO and ORP Monitoring profile. VFP-MFC: a) closed circuit (-■-) and b) open circuit (-○-). VF-MFC: c) closed circuit (-▲-) and d) open circuit (-◇-).

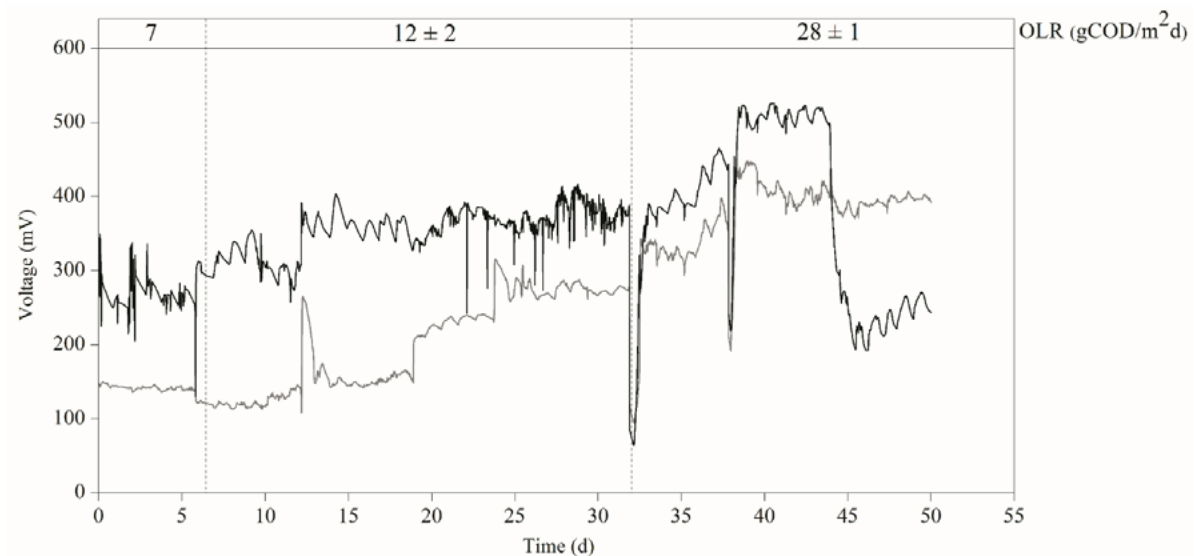


Figure 2. Voltage output fluctuation recording across external resistor for VFP - MFC (—) and VF - MFC (—) during the different operation phases.



Acknowledgements

This study received financial support from CONICYT/FONDAP/15130015

References

- American Public Health Association (APHA) (2012), Standard methods for the examination of water and wastewater. American public health association. Washington D.C
- Fang, Z., Song, H.L., Cang, N., Li, X.N. (2013), Performance of microbial fuel cell coupled constructed wetland system for decolorization of azo dye and bioelectricity generation. *Bioresour. Technol*, 144, 165–171
- Doherty, L., Zhao, Y., Zhao, X., Hu, X., Hao, X., Xu, L., Liu, R. (2015), A review of a recently emerged technology: Constructed wetland- Microbial fuel cells. *Water Res*, 85. 38-45.
- Ilyas, H., & Masih, I. (2017), The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: A review. *J. Environ. Manage*, 198, 372-383.
- López, D., Sepúlveda, M., Vidal, G. (2016), Phragmites australis and Schoenoplectus californicus in constructed wetlands: development and nutrient uptake. *J Soil Sci Plant Nut*, 16, 763-777.
- Sepúlveda-Mardones, M., López, D., & Vidal, G. (2017), Methanogenic activity in the biomass from horizontal subsurface flow constructed wetlands treating domestic wastewater. *Ecol. Eng*, 105, 66-77.
- Oon, Y. L., Ong, S. A., Ho, L. N., Wong, Y. S., Dahalan, F. A., Oon, Y. S., Thung, W. E. (2016), Synergistic effect of up-flow constructed wetland and microbial fuel cell for simultaneous wastewater treatment and energy recovery. *Bioresour. Technol*, 203, 190-197.
- Ramírez-Vargas, C., Prado, A., Arias, C., Carvalho, P., Esteve-Núñez, A., Brix, H. (2018), Microbial Electrochemical Technologies for Wastewater Treatment: Principles and Evolution from Microbial Fuel Cells to Bioelectrochemical-Based Constructed Wetlands. *Water* 10, 1-29.
- Villasenor, J., Capilla, P., Rodrigo, M. A., Canizares, P., Fernandez, F. J. (2013), Operation of a horizontal subsurface flow constructed wetland–microbial fuel cell treating wastewater under different organic loading rates. *Water Res*, 47 (17), 6731-6738.
- Wang, J., Song, X., Wang, Y., Zhao, Z., Wang, B., & Yan, D. (2017), Effects of electrode material and substrate concentration on the bioenergy output and wastewater treatment in air-cathode microbial fuel cell integrating with constructed wetland. *Ecol. Eng*, 99, 191-198.



Remoção do Surfactante Linear Alquilbenzeno Sulfonato (LAS) em *wetlands* construídos de fluxo vertical

André de Oliveira Vieira*, Vinícius Bispo dos Santos*, Beatriz Santos Machado*, Priscila Sabioni Cavalheri*, Fernando Jorge Correa Magalhães Filho*.

* Agrosantech – Grupo de Pesquisa em Saneamento Sustentável Orientado à Agrotecnologia, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Católica Dom Bosco, Campo Grande, Brasil, andre_vieirah@hotmail.com, viniciusbispods@gmail.com, beatriz_santos@hotmail.com, priscilasabioni@hotmail.com, fernando@ucdb.br.

Resumo: O estudo avaliou o desempenho de *wetlands* construídos de fluxo vertical (VF-CW) na remoção do surfactante Linear Alquilbenzeno Sulfonato (LAS). Foram utilizados dois VF-CW em escala piloto como pós-tratamento dos efluentes, sendo plantados com *Canna indica* e *Thypha domingensis*, além de um VF-CW com fundo parcialmente saturado em escala de demonstração, plantado com *Canna indica* (4 propagulos m⁻²). Os valores médios de concentração de entrada dos VF-CW foram 18.80 mg L⁻¹ e de saída dos sistemas foram 4.43 mg L⁻¹, 4.77 mg L⁻¹ e 12.16 mg L⁻¹, respectivamente. Os resultados de remoção obtidos foram de 76%, 74% e 43%, respectivamente.

Keywords: Linear Alquilbenzeno Sulfonato; *wetlands* construídos; lixiviado.

Introdução

O surfactante linear alquilbenzeno sulfonato (LAS) é um tensoativo aniônico constituído de uma mistura de homólogos e isômeros de posição de cadeias alquiladas lineares variando de C₁₀ a C₁₃, é derivado de subprodutos petroquímicos, encontrado em detergentes, produtos de limpeza, bem como produtos de higiene pessoal, sendo um dos surfactantes mais utilizados no mundo (García et al., 2010). Estudos indicam que o aumento do tamanho da cadeia de LAS provoca um aumento na toxicidade, (Verge et al., 2001) em seu estudo ecotoxicológico com bioindicador *Daphnia magna* encontrou LC₅₀ (concentração letal para 50% dos indivíduos expostos) iguais a 13.9 mg L⁻¹ para LAS com C₁₀ e 1.22 mg L⁻¹ para C₁₄.

O LAS em águas residuárias brutas tem sido relatado concentrações que variam de 2 a 21 mg L⁻¹ (Fountoulakis et al., 2009), dessa forma tem recebido atenção dos pesquisadores, por seu potencial impacto em ecossistemas aquáticos e terrestres, sendo observados sérios danos às brânquias dos peixes e interferindo no crescimento e reprodução de invertebrados, com concentrações de 0.02 a 1.00 mg L⁻¹ e 40 a 60 mg kg⁻¹ de matéria seca, respectivamente. (Venhuis and Mehrvar, 2004). 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 (Kogawa et al., 2017).

É compreendido que o LAS em ambientes aeróbicos pode ser degradável, bem como podem ser persistentes em ambientes anaeróbicos (Ying, 2006), entretanto é pouco documentado a avaliação de LAS em ambiente anóxico (Mungray and Kumar, 2009). Portanto, muitos autores têm avaliado a remoção de LAS em *Wetlands* Construídos (cws), pela sua diversidade de configurações, permitindo diferentes ambientes. Autores como (Huang et al., 2004; Šíma et al., 2013) utilizaram *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal (HF-CW) e obtiveram remoções de 71% e 68.1%, (Macci et al., 2015; Pérez-López et al., 2018) utilizaram *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial de fluxo vertical (VF-CW) e foram obtidas remoções 78.3% e 90%, sendo relatado pelo os autores da influência climática na remoção de LAS, onde obtiveram maiores remoções no verão. Contudo, pouco se sabe a respeito de VF-CW com fundo parcialmente saturado, que permitirá também um ambiente anóxico.

Portanto, este trabalho teve como objetivo avaliar a eficiência de remoção do surfactante LAS, a partir do tratamento de dois *wetlands* construídos de fluxo vertical (VF-CW) em escala piloto, utilizando as macrófitas *Canna indica* e *Typha domingensis*, recebendo esgoto pós-tratado por tanque séptico, como também um *wetland* construído de fluxo vertical com fundo parcialmente saturado em escala demonstração, plantado com *Canna indica*, recebendo esgoto pós-tratado por reatores UASB.

Materiais e Métodos

O estudo foi realizado no município de Campo Grande – MS, em que o *wetland* construído de fluxo vertical com fundo parcialmente saturado (VF-CW FS) em escala demonstração está implantado na Estação de Tratamento de Esgoto Los Angeles (ETE Los Angeles), que tem como tratamento principal 10 reatores UASB, sendo responsável por tratar 1100 L s⁻¹ de águas residuárias, sendo que 5.05 L s⁻¹ é de lixiviado proveniente de aterro sanitário. Os VF-CWs em escala piloto estão implantados no Centro de Tecnologia e Estudo de Agronegócios (CeTeAgro), tendo como tratamento preliminar um tanque séptico onde são produzidos 0.44 L s⁻¹ de águas residuárias, conforme indicado na Figura 1.1.

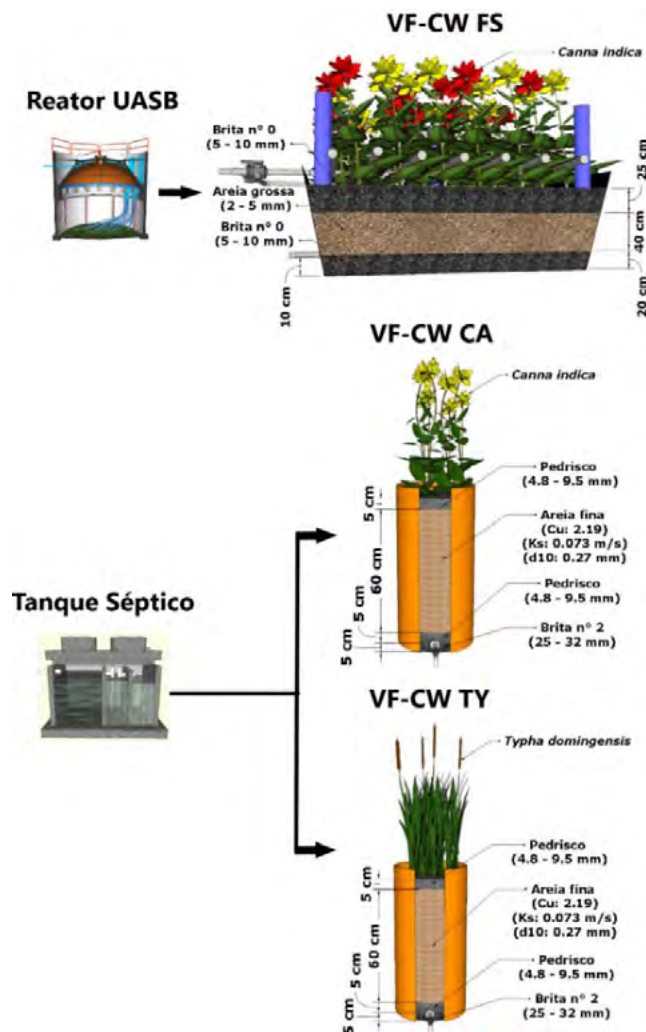


Figura 1.1 Características dos sistemas.

Os *wetlands* construídos de fluxo vertical em escala piloto foram plantados com *Canna indica* (VF-CW CA) e *Typha domingensis* (VF-CW TY), possuindo 3 anos de operação, possuindo seu biofilme formado, tendo área superficial de 7.01 cm² e 80 cm de altura total, operando com uma taxa de aplicação de 162 mm d⁻¹, proveniente de tanque séptico, sendo dividido em 9 bateladas (18 mm batelada⁻¹).

O VF-CW FS foi plantado com *Canna indica* (4 propágulos m⁻²) e tem área superficial de 12 m² (4x3 m), possuindo 60 dias de operação e taxa de aplicação de 114 mm d⁻¹, sendo alimentado com águas residuárias proveniente de reatores UASB, possuía seu biofilme em formação. A configuração desse sistema proporciona um ambiente anóxico devido à saturação de 10 cm, conforme é representado na Figura 1.1, e o que ainda é pouco documentado, a avaliação de LAS em ambiente anóxico (Mungray and Kumar, 2009), colaborando com a necessidade de um tempo maior de estudo para maiores comparações.

O parâmetro LAS foi analisado de acordo com *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Os resultados foram analisados no SISVAR, uma análise de variância foi realizada para encontrar diferenças estatísticas ($P \leq 0.05$) entre os influentes e efluentes dos sistemas. Os materiais filtrantes dos sistemas VF-CW FS, VF-CW CA e VF-CW TY estão descritos na Figura 1.1, assim como as tecnologias anteriores aos sistemas.

Resultados e Conclusões

Os resultados das concentrações afluente e efluente aos VF-CWs, conforme a Figura 1.2, se apresentaram maiores que os limites da Resolução CONAMA nº 357/2005 que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Os limites máximos estabelecidos nesta resolução para a concentração de substâncias tensoativas que reagem ao Azul de Metileno é de 0.5 mg LAS L⁻¹ em águas doces, nas classes 1 e 3 de enquadramento e 0.2 mg LAS L⁻¹ para águas salinas e salobras, ambos na classe 1 de enquadramento.

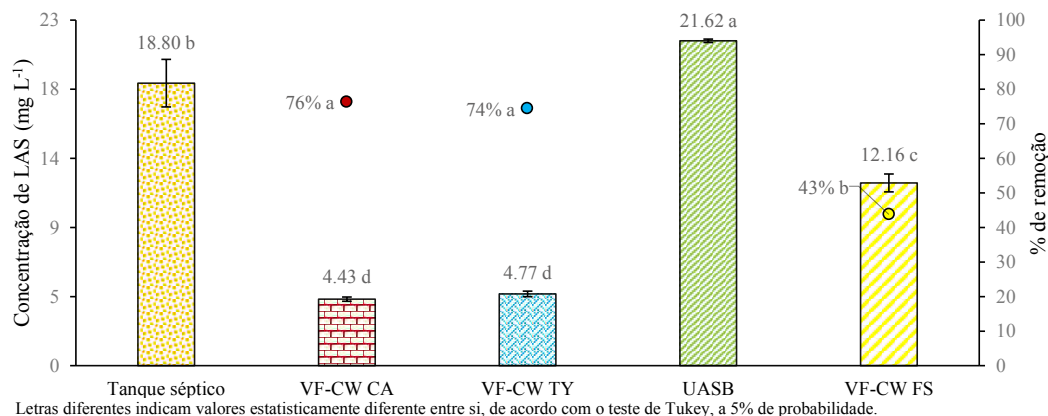


Figura 1.2 Resultados médios das concentrações de cada sistema e da remoção LAS após os CWs.

De acordo com a Figura 1.2, os resultados de remoção médias do VF-CW CA, esse se mostrou mais eficaz se comparado ao VF-CW TY e VF-CW FS. Entretanto, ao ser realizado o teste Tukey ($P \leq 0.05$) foi possível verificar que os sistemas VF-CW CA e VF-CW TY não diferem entre si, mas diferiram do VF-CW FS.



Os autores (Macci et al., 2015) em seu estudo com efluente sintético (14 mg LAS L⁻¹), utilizaram 5 VF-CW com camada inicial de 50 cm de brita (6 – 8 mm) e por fim 20 cm de brita (10 – 30 mm), plantados com *Zantedeschia aethiopica*, *Miscanthus sinensis*, *Canna indica*, *Carex hirta* e *Phragmites australis*, relatou remoção de 60.3%, 71.5%, 71.6%, 73.5% e 78.3% respectivamente, e que as maiores remoções ocorreram em temperaturas maiores. Um comparativo ao presente estudo observa-se que apenas o sistema plantado com *Phragmites australis* teve remoções superiores. Observando o resultado obtido nesse estudo o VF-CW CA alcançou 76% de eficiência na remoção do LAS, considerando maior eficiência, comparando ao estudo do autor citado.

Tratando águas cinza (83 mg LAS L⁻¹ ± 13), (Pérez-López et al., 2018), em um estudo comparativo de VF-CW plantados com (*Schoenoplectus americanus*) utilizando diferentes configurações de meio filtrante sendo, Tezontle (pedra porosa escura de origem vulcânica), Cascalho e Fibra Agave (produto utilizado para destilar tequila), relatando que o melhor resultado foi o VF-CW com fibra Agave com a remoção de 90%, salientando um resultado de remoção superior em todos os sistemas apresentados nesse estudo.

Referências

- APHA- AWWA & WEF. 2012 Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 22nd edition, (American Public Health Association), Washington D.C. USA.
- CONAMA, Resolução N. 357, de 17 de março de 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Brasil.
- Fountoulakis, M.S., Terzakis, S., Kalogerakis, N., Manios, T., 2009. Removal of polycyclic aromatic hydrocarbons and linear alkylbenzene sulfonates from domestic wastewater in pilot constructed wetlands and a gravel filter. *Ecological Engineering* 35, 1702–1709. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.06.011>
- García, J., Rousseau, D.P.L., Morató, J., Lesage, E.L.S., Matamoros, V., Bayona, J.M., 2010. Critical Reviews in Environmental Science and Technology Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands: A Review. *Analytical Chemistry* 37–41. <https://doi.org/10.1080/10643380802471076>
- Huang, Y., LaTorre, A., Barceló, D., García, J., Aguirre, P., Mujeriego, R., Bayona, J.M., 2004. Factors Affecting Linear Alkylbenzene Sulfonates Removal in Subsurface Flow Constructed Wetlands. *Environmental Science & Technology* 38, 2657–2663. <https://doi.org/10.1021/es034821q>
- Kogawa, A.C., Cernic, B.G., do Couto, L.G.D., Salgado, H.R.N., 2017. Synthetic detergents: 100 years of history. *Saudi Pharmaceutical Journal* 25, 934–938. <https://doi.org/10.1016/j.jsps.2017.02.006>
- Macci, C., Peruzzi, E., Doni, S., Iannelli, R., Masciandaro, G., 2015. Ornamental plants for micropollutant removal in wetland systems. *Environmental Science and Pollution Research* 22, 2406–2415. <https://doi.org/10.1007/s11356-014-2949-x>
- Mungray, A.K., Kumar, P., 2009. Fate of linear alkylbenzene sulfonates in the environment: A review. *International Biodeterioration and Biodegradation* 63, 981–987. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2009.03.012>
- Pérez-López, M.E., Arreola-Ortiz, A.E., Malagón Zamora, P., 2018. Evaluation of detergent removal in artificial wetlands (biofilters). *Ecological Engineering* 122, 135–142. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.07.036>
- Šíma, J., Pazderník, M., Tříška, J., Svoboda, L., 2013. Degradation of surface-active compounds in a constructed wetland determined using high performance liquid chromatography and extraction spectrophotometry. *Journal of Environmental Science and Health, Part A* 48, 559–567. <https://doi.org/10.1080/10934529.2013.730453>
- Venhuis, S.H., Mehrvar, M., 2004. Health effects, environmental impacts, and photochemical degradation of selected surfactants in water. *International Journal of Photoenergy* 6, 115–125. <https://doi.org/10.1155/S1110662X04000157>
- Verge, C., Moreno, A., Bravo, J., Berna, J.L., 2001. Influence of water hardness on the bioavailability and toxicity of linear alkylbenzene sulphonate (LAS). *Chemosphere* 44, 1749–1757. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00574-9](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00574-9)



Remoción de nitrógeno total en humedales verticales parcialmente saturados con incorporación interna de dos diferentes residuos lignocelulósicos

M.P. Sánchez*, Belkis C. Sulbarán**, Ángela N. Ramos *, Josefina Godínez*, Allan Tejeda*, Florentina Zurita*

* Laboratorio de Calidad Ambiental, Centro Universitario de la Ciénaga, Universidad de Guadalajara. Av. Universidad 1115, Ocotlán, Jalisco 47820, México. paulina.sanchez.12@hotmail.com, belkis.sulbaran@academicos.udg.mx, aaron.farias.21@hotmail.com, allanteor@hotmail.com, fzurita2001@yahoo.com

** Departamento de agua y energía. Centro Universitario de Tonalá, Universidad de Guadalajara. Tonalá, Jalisco, 45425, Mexico.

Resumen: El objetivo de esta investigación fue evaluar la remoción de nitrógeno total (NT) en humedales verticales parcialmente saturados (HVPS) con la presencia de dos residuos lignocelulósicos (mazorca de maíz y viruta de madera), en forma individual y combinados; se utilizó agua residual sintética, con un caudal de 1L/3h. El estudio se realizó durante ocho meses; dos de estabilización y seis de monitoreo. Se encontró que la DBO₅, DQO y color, registraron los valores más altos en el efluente del SI en los dos periodos en comparación con los demás sistemas ($p < 0.05$); mientras que el SII presentó un comportamiento similar al SIV (sin residuo); alcanzando una remoción de DBO₅ de 99.1%. Por otra parte, con respecto a la remoción de NT, las remociones fueron en el periodo I y II, de 58.5% y 62.3% en el sistema I (SI), 29.8% y 26.5% en el sistema II (SII), y de 61.2% y 59.0% en el sistema III (SIII), respectivamente; mientras que en el sistema IV (SIV) la remoción fue nula en el periodo I y solo de 18.4% en el periodo II. Los resultados obtenidos muestran que el SI y el SIII fueron los que presentaron mayor remoción de NT, sin diferencia significativa entre ellos ($p > 0.05$); además demuestran la importancia de incorporar una fuente de carbono para la remoción de NT. Por lo tanto, el sistema más recomendable es el SIII (mazorca de maíz en la zona aerobia, viruta de madera en la zona saturada), ya que su eficiencia fue similar al SI para la remoción de NT y su remoción de DBO₅ es mayor al SI; además no muestra un incremento tan elevado de DQO en el efluente como el SI.

Palabras clave: mazorca de maíz, viruta de madera, nitrificación

Session .. – Procesos de transformación y remoción de contaminantes: emergentes; materia orgánica; nutrientes.

Introducción

Los humedales verticales parcialmente saturados (HVPS) son una alternativa para lograr una mejor remoción de NT, debido a que contienen una zona aerobia y otra anaerobia, en las que se tienen las condiciones fisicoquímicas necesarias para el proceso de nitrificación-desnitrificación, principal mecanismo para la remoción de NT (Lyu *et al.*, 2017). Sin embargo, el contenido de carbono orgánico biodegradable puede ser el factor limitante, ya que es fundamental para la desnitrificación al servir como donador de electrones en la reducción del nitrato (Yang *et al.*, 2018). Por esta razón, es necesario utilizar fuentes de carbono externas para influentes con bajo contenido de demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅). Entre las opciones más recomendables se encuentran los residuos lignocelulósicos que son de bajo costo y abundantes en los países en vías de desarrollo. Estos residuos poseen la ventaja de poderse utilizar como sustituto de los medios filtrantes, los cuales representan una parte importante de los costos de construcción en los HT. Sin embargo, a pesar de sus claras ventajas sobre las fuentes de carbono líquidas, muy pocos se han evaluado a escala piloto (Martínez *et al.* 2018; Del Toro *et al.*, 2019). Por lo tanto, en este estudio el objetivo fue evaluar la remoción de NT en HVPS con la presencia de dos residuos lignocelulósicos (mazorca de maíz y viruta de madera), en forma individual y combinados.

Materiales y Métodos

Los dos residuos lignocelulósicos evaluados (mazorca de maíz y viruta de madera) son abundantes en la región de México donde se realizó el estudio. El estudio se realizó durante ocho meses y por duplicado,

con tres configuraciones de HVPS con residuo y un sistema control. Las dimensiones fueron de 0.20 m x 0.80 m (diámetro interno x altura); con una zona aerobia de 40 cm y una zona saturada de 30 cm. Los primeros dos meses fue de estabilización de los sistemas y los seis meses posteriores, de monitoreo.

En el periodo I de estudio (primeros tres meses de monitoreo) se utilizaron las siguientes configuraciones de HVPS: en el SI se adicionaron 2755 g y 525 g de mazorca de maíz en la zona aerobia y saturada, respectivamente; en el SII, 1000 g y 1125 g de viruta de madera, respectivamente; mientras que en el SIII se añadieron 2755 g de mazorca de maíz y 1125 g de viruta de madera, respectivamente; por último, en el SIV (sistema control) solo se añadió el medio filtrante (tezontle) en ambas zonas del HVPS (Fig. 1.1). Por otro lado, en el periodo II (últimos tres meses), se realizó una modificación en el SI y el SIII, que consistió en reemplazar el residuo en la zona aerobia y colocar 20 cm de mazorca de maíz (1221 g) y sobre ésta, 20 cm de tezontle; esto con la finalidad de mejorar la aireación en la zona aerobia. El caudal suministrado a los humedales fue de 1L/3 h de agua residual sintética. Para separar la zona aerobia de la saturada en los sistemas con residuo, así como para distribuir el influente se utilizó tezontle de aproximadamente 4 cm. Los sistemas se plantaron con un individuo de la especie *Iris sibirica*.

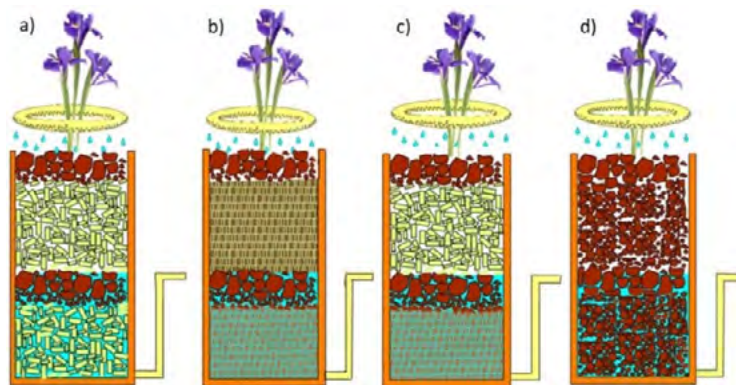


Figura 1.1 Configuraciones utilizadas en el estudio con HVPS: a) S I, b) S II, c) S III y d) S IV.

Los parámetros de calidad del agua analizados en el influente y efluente de los sistemas fueron la DBO_5 , la DQO, sólidos suspendidos totales (SST), nitrógeno orgánico (N-Org), nitrógeno amoniacal ($N-NH_4^+$), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) y NT. Además, para conocer las condiciones internas de los humedales, se determinaron los parámetros de potencial óxido reducción (ORP), oxígeno disuelto (OD), pH, conductividad eléctrica (CE) y alcalinidad, en el influente, interface y efluente de los sistemas. El análisis estadístico utilizado para los resultados obtenidos fue el análisis de varianza (ANOVA), con el software Statgraphics Centurion XVI, usando un diseño de boques completos aleatorizados.

Resultados y Conclusiones

En la tabla 1.1 se muestran los parámetros de calidad del agua analizados en ambos periodos de estudio. Con respecto a la DBO_5 , DQO y color, en el SI (con mazorca de maíz en las dos zonas) se registraron los valores más altos en el efluente en los dos periodos, en comparación con los demás sistemas ($p < 0.05$), lo que indica una elevada liberación a partir de la mazorca de maíz, principalmente de la zona saturada. En contraparte, el SII (viruta de madera en ambas zonas) mostró un comportamiento similar al SIV (sin residuo), con una remoción de DBO_5 del 99.1%, indicando que este residuo es de degradación muy lenta, incluso en condiciones saturadas. Respecto a los SST, los tres sistemas tuvieron un comportamiento similar al sistema control (SIV) ($p > 0.05$).

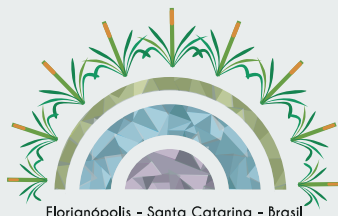


Tabla 1.1 Parámetros de calidad del agua analizados en los diferentes HVPS durante los periodos de estudio.

Parámetro	Influyente	Efluente				Influyente	Efluente			
		S I	S II	S III	S IV		S I	S II	S III	S IV
Periodo I										
DBO ₅ (mg/L)	106±19.62	70.16±17.6	1.60±19.6	17.84±17.6	3.85±17.6	98.42±40	185.72±43.8	0.86±43.8	42.35±47.8	1.31±43.8
DQO (mg/L)	36.62±16.3	140.7±16.3	25.22±16.3	77±16.3	23.46±16.3	29.88±26.6	115.4±29.05	21.84±26.6	37.73±29.05	14.85±26.6
SST (mg/L)	28.72±5.7	28.96±5.7	24.96±5.7	28.29±5.7	27.88±5.7	21.67±9.50	34.27±9.50	24.38±9.50	15.52±9.50	20.43±9.50
Color (Unidades de Pt-Co)	2.38±30.3	193.51±30.3	4.76±30.3	99.55±30.3	5.61±30.3	0±55.6	261.88±55.6	6.07±55.6	133.52±55.6	3.37±55.6
Periodo II										

Por otra parte, respecto a las condiciones internas de los sistemas (tabla 1.2), durante los dos periodos se encontró que sólo en los SI y SIII se registraron valores adecuados de ORP y OD para el proceso de desnitrificación en la zona saturada. En los SII y el SIV hubo condiciones oxidadas en dicha zona, lo que sugiere la continuación del proceso de nitrificación en vez de la deseada desnitrificación para alcanzar la reducción de NT. Además, la alcalinidad se redujo significativamente desde el influente hasta la interface en los cuatro sistemas ($p < 0.05$); pero la reducción fue mayor en los SII y el SIV, como resultado de una mayor nitrificación en la zona aerobia de dichos sistemas. La alcalinidad (carbonatos y bicarbonatos) es utilizada como fuente de carbono por los microorganismos autótrofos nitrificantes (Del Toro *et al.*, 2019). Conforme a lo esperado, el pH y la CE disminuyeron desde el influente hasta la interface ($p < 0.05$) en los cuatro sistemas.

Tabla 1.2 Parámetros internos de los sistemas analizados en tres puntos de muestreo de las cuatro configuraciones de HVPS.

Parámetro	Influyente	S I		S II		S III		S IV		
		Interfase	Efluente	Interfase	Efluente	Interfase	Efluente	Interfase	Efluente	
Periodo I										
ORP (mV)	67.03	26.26±96.6	-148.62±96.6	157.82±28.7	205.56±28.7	-4.96±32.7	37.78±32.7	103.55±27.3	151.27±27.3	
OD (mg/L)	1.74	1.28±0.5	0.99±0.5	2.92±0.2	7.43±0.2	1.45±0.7	4.74±0.7	1.51±0.4	6.9±0.4	
pH	8.02	7.04±0.09	7.27±0.09	6.05±0.26	5.96±0.26	7.09±0.08	7.58±0.08	6.82±0.2	6.84±0.2	
CE (µS)	2346	2044.8±26.9	2045.3±26.9	2098.3±21.2	2148.5±21.2	1975±101.8	2018±101.8	2093.7±18.6	2130±18.6	
Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	462.60	224.19±28	270.87±28	41.16±36.1	28.95±36.1	232±45.73	198.1±45.73	122.30±35.49	41.58±35.49	
Periodo II										
ORP (mV)	31.62	-90.83±73.6	-59.42±73.6	211.03±55.5	236.3±55.5	52.99±52.5	72.04±52.5	211.85±54.6	213.77±54.6	
OD (mg/L)	0.89	0.43±0.9	2.28±0.9	1.94±0.4	6.7±0.4	0.95±0.7	4.58±0.7	2.02±0.5	6.75±0.5	
pH	7.74	6.44±0.09	7.18±0.09	5.13±0.54	5.1±0.54	6.2±0.14	7.12±0.14	5.44±0.5	5.86±0.5	
CE (µS)	2314.2	2033.2±36.56	2055.7±36.56	2157±31.12	2184.5±31.12	2033.5±38.6	2040.8±38.6	2146.5±37.4	2176.7±37.4	
Alcalinidad (mg/L CaCO ₃)	501.40	241.61±58.31	324.03±58.31	52.78±23.31	33.79±23.31	181.58±56.57	217.56±56.57	61.58±22.15	38.88±22.15	

Finalmente, en la figura 1.2 se muestra la reducción del NT en los cuatro sistemas evaluados. La remoción en el periodo I y II fueron en el SI de 58.5% y 62.3%; en el SII de 29.8% y 26.5%, y en el SIII de 61.2% y 59.0%, respectivamente; mientras que, la remoción en el SIV fue nula en el periodo I, y de 18.4% en el periodo II. El SI y el SIII (con adición de mazorca de maíz) fueron los que tuvieron mayor remoción de NT, sin presentar diferencias significativas entre ellos ($p > 0.05$). De acuerdo a los valores

de nitrato medidos en la interface de estos sistemas, la remoción de NT se debió sólo parcialmente a la desnitrificación en la zona saturada (después de la nitrificación en la zona aerobia); otros procesos tales como la nitrificación-desnitrificación simultáneos en la zona aerobia del humedal, el proceso ANAMMOX, o también la desnitrificación aerobia (generación del gas N_2O como producto intermedio) probablemente también se llevaron a cabo (Del Toro *et al.*, 2019). Los porcentajes de remoción en estos sistemas son similares a los reportados por Si *et al.* (2018) quienes trabajaron con un HVPS con la adición de algodón como fuente de carbono y obtuvieron 65.81% de remoción y son superiores al 49.9%, reportado por Saeed *et al.* (2019) quienes trabajaron con sistemas híbridos, utilizando como primera etapa un HVPS con biochar como fuente de carbono. Por otro lado, los SII y el SIV registraron una acumulación de NO_3^- en el efluente, corroborando la importancia de la incorporación de los residuos lignocelulósicos para la liberación de carbono orgánico biodegradable en el sistema (Yu *et al.*, 2019).

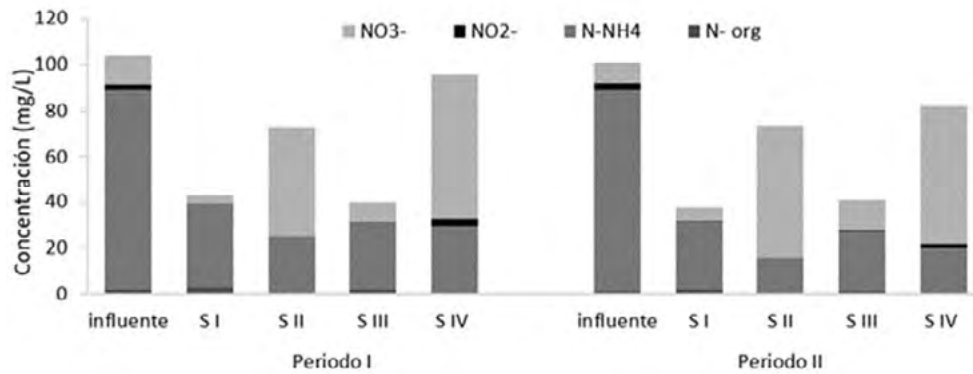


Figura 1.2. Reducción en la concentración de nitrógeno total en los sistemas evaluados en los dos periodos de estudio.

Referencias

- Del Toro, A., Tejada, A., & Zurita, F. (2019). Addition of corn cob in the free drainage zone of partially saturated vertical wetlands planted with *I. Sibirica* for total nitrogen removal- A pilot- scale study. *Water*, 11(10), 2151.
- Lyu, W., Huang, L., Xiao, G., & Chen, G. (2017). Effects of carbon source and COD/N ratio on N_2O emissions in subsurface flow constructed wetlands. *Bioresource Technology*. 245, 171-181.
- Martínez, N.B., Tejada, A., Del Toro, A., Sánchez, M.P., Zurita, F. (2018). Nitrogen removal in pilot-scale partially saturated vertical wetlands with and without an internal source of carbon. *Science of the total environment*. 645, 524-532.
- Saeed, T., Haque, I., & Khan, T. (2019). Organic matter and nutrients removal in hybrid constructed wetlands: Influence of saturation. *Chemical engineering Journal*. 371,154-165.
- Si, Z., Song, X., Wang, Y., Cao, X., Zhao, Y., Wang, B., Chen, Y., Arefe, A. (2018). Intensified heterotrophic denitrification in constructed wetlands using four solid carbon sources: Denitrification efficiency and bacterial community structure. *Bioresource Technology*. 267, 416-425.
- Yang, Z., Yang, L., Wei, C., Wu, W., Zhao, X., & Lu, T. (2018). Enhanced nitrogen removal using solid carbon source in constructed wetland with limited aeration. *Bioresource Technology*. 248, 98-103.
- Yu, G., Peng, H., Fu, Y., Yan, X., Du, C., & Chen, H. (2019). Enhanced nitrogen removal of low C/N wastewater in constructed wetlands with co-immobilizing solid carbon source and denitrifying bacteria. *Bioresource technology*. 280, 337-344.



Reutilización de efluente urbano tratado con un humedal construido de flujo vertical mediante cultivo hidropónico de *Lactuca sativa*

Guido Troche Arias *, Christian Vogt ^{b**}, Giselle Duré ^{***}, Lorena Velázquez Decoud ^{****}, Tomás López Arias ^{*****}

* Universidad Nacional de Asunción. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Departamento de Biotecnología. Laboratorio de Biotecnología Ambiental, guidoandres.troche@gmail.com

** Universidad Nacional de Asunción. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Departamento de Biología. Laboratorio de Recursos Vegetales, biologe.vogt@gmail.com

*** Universidad Nacional de Asunción. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Departamento de Biología. Laboratorio de Recursos Vegetales, gimariza18@gmail.com

**** Universidad Nacional de Asunción. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Laboratorio de Calidad de Agua, anabela_decoud@hotmail.com

***** Universidad Nacional de Asunción. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Departamento de Biotecnología. Laboratorio de Biotecnología Ambiental. Autor de correspondencia: tlopez@facen.una.py

Resumen: El objetivo del presente trabajo fue procesar agua residual doméstica de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, utilizando un humedal construido de flujo subsuperficial vertical, mediante la utilización de la macrófita, *Typha dominguensis* (Totora) como medio de remoción de compuestos orgánicos, coliformes fecales y nutrientes del efluente. Las dimensiones para el humedal construido derivaron del valor de la carga orgánica, la cual fue de 0,038 kgDQO.d⁻¹. El valor medio para la nitrificación fue de 286 mg.L⁻¹. Posteriormente el efluente tratado (filtrado) fue reutilizado como medio de cultivo en un sistema hidropónico tipo NFT con *Lactuca sativa*. Los resultados en el cultivo hidropónico indican que el efluente del sistema permite el crecimiento de *L. sativa*, pero en menor proporción respecto al crecimiento obtenido en el medio de cultivo convencional para sistemas hidropónicos.

Palabras claves: Sistema hidropónico tipo NFT; humedal construido; fitorremediación.

Session – póster

Introducción

En los humedales artificiales de flujo subsuperficial vertical, la oxigenación del sustrato que actúa como filtro al que se encuentran adheridas las bacterias en forma de biopelícula, se produce básicamente por la intermitencia en la alimentación de las aguas a tratar, y por la propia configuración de este tipo de humedales. Este sistema permite una vez finalizado un ciclo de alimentación que las aguas discurran en sentido descendente a lo largo del sustrato, volviendo el aire a ocupar los espacios que van quedando libre como consecuencia de este descenso (Pidre Bocado, 2010). Muñiz (2017), afirma que la aplicación de tratamientos de aguas residuales es una necesidad a nivel mundial, y para la atención del mismo, los humedales artificiales o construidos (HC) son una alternativa ecológica y económicamente viable. Estudios recientes enfocan el uso de humedales no solo como sistema de tratamientos de aguas residuales, sino también para la reutilización del efluente tratado resolviendo algunas problemáticas para mitigar la escasez del líquido.

El trabajo se enfocó en el estudio la capacidad de nitrificación del efluente de origen doméstico proveniente de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales de la UNA mediante un humedal de flujo vertical con *Typha dominguensis*, y la reutilización del agua residual tratada como medio nutritivo para el crecimiento de *Lactuca sativa* en un sistema hidropónico NFT.

Materiales y métodos

Se utilizaron ejemplares de *T. dominguensis* colectados en humedales del Lago Ypacarará, Paraguay. Se identificó la especie taxonómicamente mediante una clave dicotómica con del material bibliográfico “Flora del Paraguay”. Fue depositado un ejemplar en el Herbario de la FACEN-UNA.

El humedal construido posee las siguientes características: superficie de 1m², profundidad de 0,65 m. El sustrato estaba constituido por tres capas de: 10 cm de grava (inferior), 50 cm de arena gruesa (parte media) y 5 cm grava (parte superior). La arena gruesa posee una porosidad de 37%, d10 y d60 iguales a 0,05 y 1,19 respectivamente. El HCV fue operado a un caudal de 0,168 m³.d⁻¹, 168 mm.d⁻¹ de carga hidráulica y 58 g DQO.m⁻³.d⁻¹ de carga orgánica volumétrica. El humedal fue operado durante 3,5 días para una posterior pausa del mismo tiempo.

Posterior a la construcción y puesta en marcha del humedal se realizaron los ensayos de remoción del efluente (tanto en la entrada como en la salida) durante 10 muestreos sucesivos, determinando los parámetros fisicoquímicos DQO, NTK, ortofosfato, nitrito, nitrato, nitrógeno amoniacal, pH y conductividad eléctrica. Como parámetro microbiológico se realizaron ensayos para la determinación de coliformes fecales (APHA, 2012).

Para la reutilización del efluente se procedió previamente filtrando con una bomba de vacío con membranas de nitrocelulosa de 0,45 µm. Se utilizaron plantines de *Lactuca sativa* como modelo biológico en el cultivo hidropónico, estas fueron adquiridas de un comercio local. El experimento consistió en contrastar el crecimiento de *L. sativa* en tres condiciones diferentes. Para el tratamiento 1 (T1), se utilizó una solución nutritiva convencional para hidroponía, mientras que el tratamiento 2 (T2) consistía en una mezcla en partes iguales (1:1) de la solución nutritiva convencional más efluente recuperado. Finalmente el tratamiento 3 (T3) estaba constituida exclusivamente del efluente recuperado. Cada tratamiento contaba con 28 plantas. Se determinaron el peso seco, peso fresco de cada ejemplar y posteriormente se calculó la tasa de crecimiento relativo (TCR).

Los análisis estadísticos se efectuaron utilizando el software SPSS 21.0. Se realizaron diferencias de media para comparar la entrada y salida del humedal. Para el cultivo hidropónico se realizó el test de ANOVA de una sola vía.

Resultados y conclusiones

En la tabla 1 se resumen los valores obtenidos de las pruebas estadísticas de diferencias de medias para el afluente y efluente del humedal con los respectivos valores obtenidos en los ensayos fisicoquímicos y microbiológicos.



Figura 1. Aspecto general del sistema piloto. En primer plano se observa el cultivo hidropónico y en el fondo el HCV



Tabla 1. Resumen de prueba estadística de diferencias de medias para el afluente y efluente del humedal.

Parámetro	Entrada	Salida	Remoción (%)	p-valor	Test
DQO (mgO ₂ /L)	235,65	13,80	91	0,01*	T-Student
NTK (mg/L)	10,87	2,50	64	0,04*	Kruskal-Wallis
Ortofosfato (mg/L)	11,97	0,92	89	0,00*	Kruskal-Wallis
Nitrógeno Amoniacal (mg/L)	58,08	10,65	81	0,00*	T-Student
Nitrito (mg/L)	0,06	1,06	--	0,000*	Kruskal-Wallis
Nitrato (mg/L)	3,42	286,59	--	0,000*	Kruskal-Wallis
pH (UpH)	7,59	7,12	--	0,91	T-Student
Conductividad Eléctrica (μS/cm)	767	601	--	0,122	Kruskal-Wallis
Coliformes Fecales (UFC/100ml)	403.780	45.107	88	0,05*	Kruskal-Wallis

Se consiguió determinar la remoción de materia orgánica (DQO) y coliformes fecales los cuales muestran la elevada capacidad depuradora de este tipo de humedal. Obteniéndose una remoción de 91% para la DQO y 88% para CF. También se determinó la capacidad de remoción para el NTK, Ortofosfato y Nitrógeno Amoniacal con 64%, 89% y 81% respectivamente. Se produjo un incremento en la concentración de nitratos en el efluente, esto debido a que el sistema está diseñado para reducir el nitrógeno amoniacal en presencia de oxígeno considerando que el sistema es aerobio.

En los gráficos barra-error (Figura 2) se presentan las variaciones de los pesos y longitudes de los ejemplares del cultivo hidropónico medidos en 4 condiciones: medición inicial, tratamiento 1, tratamiento 2 y tratamiento 3. Al comparar los valores de crecimiento de *L. Sativa* en los tratamientos se encontraron los siguientes resultados. La TCR presentó los siguientes valores: 0,096^{-d} para T1, 0^{-d} para T2 y 0,047^{-d} para T3. Para el peso seco, los resultados obtenidos de los ejemplares para el T1 fueron significativamente mayores al comparar con el resto de los tratamientos. El peso fresco de los ejemplares crecidos en las tres condiciones fue diferentes entre sí. En cuanto a las longitudes de la raíz los resultados fueron mayores para el T1, no hubo mucha diferencia de los valores obtenidos entre los tratamientos 2 y 3. La longitud de la parte aérea fue superior en T1 respecto a las restantes condiciones, con un promedio de 14,16 cm (para T1), 11,07 cm (para T3) y 9,53 cm (para el T2) respectivamente.

Se utilizó como modelo biológico *Lactuca sativa* Var Isabella para la determinación de la capacidad de reutilización del efluente tratado en un cultivo hidropónico, donde se demostró que el efluente reutilizado permitió el crecimiento de la planta en dos condiciones diferentes.

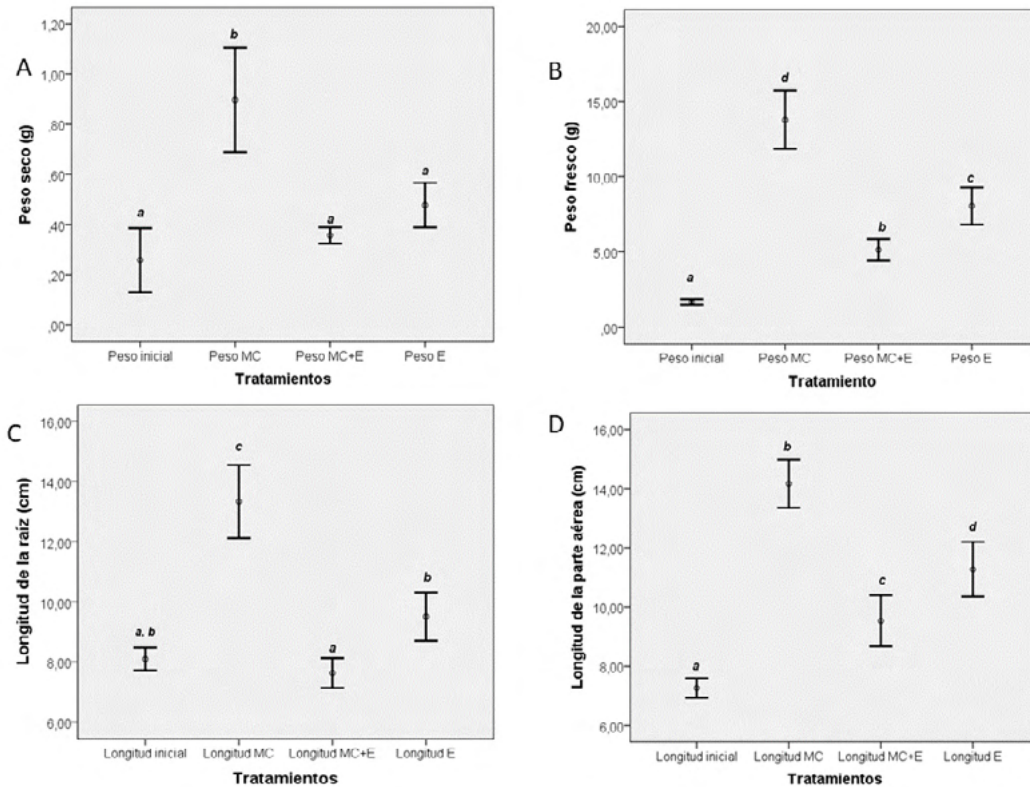


Figura 2. Gráficos barra-error con intervalos de confianza al 95 %. Las letras corresponden a subgrupos homogéneos. A. Peso seco. B, peso fresco. C, longitud de la raíz. D, longitud de la parte aérea.

Agradecimientos

Al Programa Universitario de Becas para la investigación “Andrés Borgognon Montero”, por el apoyo económico brindado para la cofinanciación del proyecto. Al Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino de la Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, por el diseño del humedal

Referencias

- APHA (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc., NY, 1360 p
- Maroneze, M. *et al.* (2014). A tecnologia de remoção de fósforo: Gerenciamento do elemento em resíduos industriais. *Revista Ambiente e Agua*, 9(3), 445–458. <https://doi.org/10.4136/1980-993X>
- Muñiz, M. (2017). Humedales Construidos En México Para El Tratamiento De Aguas Residuales, Produccion De Plantas Ornamentales Y Reuso Del Agua Wetlands Built in México for the Treatment of Residual Waters, Production of Ornamental Plants and Water Reuse, 10(5), 90–95.
- Pidre Bocado, J. R. (2010). Influencia del Tipo de Granulometría del Sustrato en la Depuración de las Aguas Residuales por el Sistema de Humedales Artificiales de Flujo Vertical y Horizontal. *Tesis Doctoral*, (October 2010). <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4562.0640>.



Sistema de Humedales para Tratamiento de Efluentes de Caniles

Gabriela Sanchez, María Alejandra Maine, Hernán Hadad, Sandra Caffaratti, María del Carmen Pedro, Gisela Di Luca, Mercedes Mufarrege

Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral, Santiago del Estero 2829, Santa Fe (3000), Argentina. Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)
(E-mail: gsanchez@fiq.unl.edu.ar)

Abstract: Se estudió un humedal híbrido constituido por un humedal de flujo superficial (HFS) y otro de tipo subsuperficial horizontal (HSSH) para el tratamiento final del efluente de caniles de un centro de mascotas. El objetivo de este trabajo fue comparar la eficiencia del sistema antes y después de aumentar la carga de contaminantes en el efluente. con alta carga de contaminantes, la eficiencia del sistema en la remoción aumentó, manteniéndose las concentraciones en el efluente de salida por debajo de los límites permitidos por la legislación. La configuración HFS-HSSH resultó eficiente para el tratamiento final del efluente de caniles Durante la etapa El FWS realizó la mayor parte de la remoción en la etapa de alta carga de contaminantes.

Keywords: Humedales Híbridos; Macrófitas; Nutrientes; Depuración

Sesion : Procesos de transformación y remoción de contaminantes: emergentes; materia orgánica; nutrientes

Introducción

El Sistema de humedales estudiado se utiliza para el tratamiento del efluente de un centro modelo de mascotas, compuesto por el agua utilizada en la limpieza de caniles, así como también de los baños y cocina del personal. El efluente llega a una cámara séptica y luego atraviesa el humedal. Luego del tratamiento, el efluente se utiliza para riego sub-superficial de especies forestales y arbustos en el mismo predio. Una modificación en las rutinas de higiene de los caniles y gatiles, a partir del segundo año de operación, originó un aumento significativo en la concentración de los parámetros medidos en el efluente a tratar en el humedal. El objetivo de este trabajo fue comparar la eficiencia del sistema durante estas dos etapas con diferente carga de contaminantes.

Materiales y Métodos

El Sistema de humedales estudiado es un híbrido compuesto por dos celdas preexistentes de 12 m x 22 m cada una, que se refuncionalizaron y se impermeabilizaron con geomembrana. La primera consiste en un humedal de flujo superficial (HFS) y la segunda en un humedal subsuperficial horizontal (HSSH), con canto rodado como sustrato. Se plantaron las macrófitas *Typha domingensis* (Totorá) y *Sagittaria montevidensis* (Saeta), que durante el estudio presentaron una cobertura del 90% y 5%, respectivamente. El tiempo de retención hidráulico (TRH) es de 15 días para el HFS y 7 días para el HSSH. Durante el período estudiado, el humedal trató diariamente un volumen aproximado de 3 m³ de efluente.

El estudio tuvo 2 etapas con diferentes cargas contaminantes, etapa anterior y posterior a la modificación en la operación del sistema, de una año cada una. Durante este lapso, se muestreó bimensualmente el efluente a la entrada y a la salida de cada celda. Se determinó pH, DBO, DQO, fósforo total (PT), Nitrógeno Total Kjeldahl (NTK), NO₃⁻ y NH₄⁺ de acuerdo a las técnicas de APHA (2012).

Para el tratamiento estadístico, se realizó un test t de diferencia de medias para comparar las concentraciones de cada parámetro fisicoquímico en las dos etapas estudiadas. Se usó un nivel de $p < 0.05$ para todas las comparaciones.

Resultados y Conclusiones

Las concentraciones medias iniciales de los parámetros analizados en el efluente a tratar, a excepción del pH, mostraron valores significativamente mayores en la segunda etapa del estudio (Tabla 1). Con respecto a las concentraciones en el efluente luego del tratamiento, no hubo diferencias significativas en las concentraciones de DQO, DBO, NH_4^+ ; NO_3^- ; NTK en las dos etapas estudiadas. Con respecto a PT, si bien aumentó el porcentaje de remoción, la concentración en el efluente de salida aumentó en la segunda etapa del estudio. Respecto al pH, no hubo diferencias significativas antes y después del tratamiento, ni entre las dos etapas estudiadas.

Parámetro	1ª Etapa			2ª Etapa		
	Entrada	Salida HFS	Salida HSSH	Entrada	Salida HFS	Salida HSSH
DQO (mgO ₂ /L)	206,2±103,3	101,8±61,6	64,9±45,6	810,1±565,7	162,0±139,2	71,8±37,9
DBO (mg O ₂ /L)	77,7±47,9	32,6±23,3	19,6±16,5	444,96±305,4	83,72±105,2	31,22±30,1
Amonio (mg N/L)	36,71±21,71	23,90±11,44	11,43±8,19	93,42±41,81	31,38±22,18	14,98±4,63
NTK (mg N/L)	76,70±38,30	52,03±23,57	17,83±13,78	99,73±56,76	33,55±21,93	24,03±12,54
Nitrato (mg N/L)	2,20±0,90	1,50±0,84	1,42±0,94	5,27±3,42	2,78±2,01	2,80±2,04
Fósforo Total (mg P/L)	5,13±1,95	4,65±2,31	2,35±2,74	23,36±14,41	11,57±6,78	8,07±4,41
pH	7,40±0,25	7,40±0,23	7,29±0,26	7,60±0,54	7,53±0,36	7,30±0,24

Tabla 1. Concentraciones medias y desviación estandar (n=6 en cada etapa) en el efluente de entrada y a la salida del HFS y HSSH.

Los porcentajes de remoción total fueron significativamente mayores en la segunda etapa de estudio (mayor carga de contaminantes) en comparación con los obtenidos en la primera, excepto para nitrato (Tabla 2).

Durante el primer año estudiado (menor carga de contaminantes), el sistema de humedales presentó satisfactorios porcentajes de remoción. El HFS removió la mayor fracción de DQO, DBO y Nitrato, mientras que NTK y PT, fueron removidos principalmente en el HSSH. La remoción de amonio fue similar en ambas celdas (HFS y HSSH).

Durante la segunda etapa de estudio, pudo determinarse que las remociones obtenidas en el HFS fueron significativamente mayores que en los HSSH en todos los casos. Dotro et al (2017) propusieron que los HFS promueven simultáneamente procesos aeróbicos y anaeróbicos; la carga de materia orgánica del efluente determina cuáles son los dominantes.

Parámetro	% Remoción 1ª Etapa			% Remoción 2ª Etapa		
	HFS	HSSH	Total	HFS	HSSH	Total
DQO	46,6±24,2	17,9±9,6	64,9±21,5	77,7±14,3	10,8±11,8	88,5±7,5
DBO	56,0±19,7	16,8±8,7	74,5±13,3	80,5±14,1	11,8±11,1	91,19±4,9
Amonio	24,12±28,50	33,7±30,68	57,84±29,88	55,3±30,1	22,5±21,1	77,8±15,8
NTK	23,52±35,42	58,3±38,12	60,93±49,61	58,7±25,4	13,2±63,9	75,3±1,5
Nitrato	36,88±20,53	1,51±18,49	38,39±30,47	38,9±31,4	-0,5±21,5	38,4±40,2
PT	3,13±49,39	42,0±46,57	38,54±82,48	38,4±24,8	19,6±36,1	53,9±24,7

Tabla 2. Eficiencia de Remoción de Contaminantes del Sistema de Humedales en las dos etapas (media y desviación estandar; n=6 en cada etapa)

El efluente ya tratado, se utiliza para riego sub-superficial de especies forestales y arbustos en el mismo predio (Fig. 1). En Argentina, la utilización de HFS resulta de especial interés debido a que son sistemas de fácil operación y mantenimiento y factibles de implementar debido a la disponibilidad de terrenos.



Figura 1: Sistema de humedales; zona de salida.

Los sistemas híbridos reportados en la bibliografía para tratamiento de efluentes sanitarios, generalmente incluyen humedales horizontales subsuperficiales o verticales, a diferencia del sistema estudiado en este trabajo (HFS-HSSH). Si bien los HFS son a menudo considerados como un paso secundario o pulido en el tratamiento de aguas residuales domésticas y municipales (Stefanakis y Headley, 2019), en este caso, realizan la mayor parte de la remoción de contaminantes durante la etapa con alta carga de contaminantes. Esto es de particular interés para Argentina, donde es fundamental la facilidad de operación y el bajo costo de los sistemas de tratamiento, que muchas veces define si se realiza o no el tratamiento de los efluentes.



Actualmente, se está estudiando la eficiencia de este HH en la remoción de contaminantes emergentes, tales como antibióticos, antiparasitarios, etc., suministrados a los animales.

Conclusiones

- La utilización de este sistema humedal híbrido (HFS-HSSH) para el tratamiento final del efluente de caniles resultó eficiente, de bajo costo de operación y mantenimiento.
- El FWS fue el responsable de la mayor parte de la remoción en la etapa de alta carga de contaminantes.
- El sistema de humedales soportó el aumento en la carga de contaminantes en el efluente a tratar, mejorando los % de remoción y manteniendo las concentraciones en el efluente de salida por debajo de los límites permitidos por la legislación.

Referencias

- APHA (2012). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. Amer. Publ. Health Assoc.
- Dotro, G.; G Langergraber, P. Molle, J Nivala, J.Puigagut, O. Stein, M. Von Sperling. (2017). Treatment Wetlands. IWA Publishing. Vol 7.
- Stefanakis, A. and Headley, T., (2019). FWS wetlands. In: Langergraber, G., Dotro, G., Nivala, J., Rizo, A., Stein, O. (Eds.), Wetland Technology. Practical Information on the Design and Application of Treatment Wetlands. Scientific and Technical Report No. 27, IWA Publishing, pp. 97-100



Versatilidad de humedales de flujo subsuperficial horizontal empleados en la fitorremediación de diferentes efluentes

Panigatti, M.C. *, Schierano M.C. *, Maine M.A., Boglione, R., Griffa, C., Gutierrez, G.

* Grupo de Estudios de Medio Ambiente (GEM). Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Rafaela. Acuña 49. Rafaela (2300), Santa Fe, Argentina. cecipanigatti@hotmail.com

** Grupo de Estudios de Medio Ambiente (GEM). Universidad Tecnológica Nacional, Facultad Regional Rafaela. Acuña 49. Rafaela (2300), Santa Fe, Argentina. celeste_schierano@hotmail.com

Resumen: En los últimos años ha aumentado la preocupación por el tratamiento de efluentes provenientes de diferentes actividades. Estos muchas veces son tratados parcial o inadecuadamente, causando un gran impacto en los ecosistemas acuáticos donde son vertidos y constituyendo un riesgo potencial para la salud humana. Los humedales construidos son una alternativa de tratamiento actualmente empleada para mejorar y complementar los sistemas existentes. El objetivo del trabajo fue estudiar la versatilidad de humedales de flujo subsuperficial horizontal para el tratamiento de diferentes efluentes, comparando las eficiencias de remoción obtenidas en cada caso. Se evaluó a escala laboratorio, la eficiencia de humedales de flujo superficial con *Typha domingensis*, utilizando canto rodado como sustrato en el tratamiento de tres efluentes: de tambo, de una empresa láctea y cloacal. Se midió la concentración de diferentes contaminantes al inicio y al final del tratamiento, luego de un tiempo de residencia de 7 días. Se calcularon las eficiencias de remoción para cada contaminante, en cada tratamiento, y se realizó el análisis estadístico de los datos. Las características de los efluentes estudiados han sido variables y se han encontrado diferencias significativas en las eficiencias de remoción de los contaminantes. Para sólidos suspendidos y amonio la mayor eficiencia se logró para el efluente de tambo, mientras que para PT se obtuvo mayor eficiencia en el efluente lácteo y para DQO en el cloacal. A pesar de las diferencias encontradas, se ha verificado la capacidad que tiene el sistema estudiado para adaptarse a diferentes efluentes, con variaciones de cargas contaminantes, comprobándose el cumplimiento de la normativa para todos los casos.

Palabras clave: *Typha domingensis*, canto rodado, cloacal, tambo, industria láctea

Session. – *Procesos de transformación y remoción de contaminantes: emergentes; materia orgánica; nutrientes*

Introducción

Los humedales construidos (HCs) son una tecnología de tratamiento sustentable y ecológica, y han demostrado ser una alternativa efectiva a los sistemas de tratamiento de efluentes tradicionales (Wu et al., 2018). Su aplicación se ha difundido ampliamente ya sea para el tratamiento de aguas residuales domésticas, agrícolas-ganaderas e industriales, como para la escorrentía de aguas pluviales, principalmente debido a un conjunto de características beneficiosas, que incluyen la preservación de la calidad ambiental, la conservación del paisaje y la conveniencia económica (Ingrao, et al., 2020). Un tipo particular de HC es el de flujo subsuperficial horizontal (HSSH). Esta tecnología es aplicada a nivel mundial como tratamiento de afino de diversos efluentes industriales y agrícolas debido a su bajo costo de instalación, simplicidad de operación y buenas eficiencias de remoción de contaminantes (Jasper et al., 2014).

Particularmente en Argentina, los HCs se perfilan como una alternativa promisoriosa: el país dispone de grandes extensiones de terreno para la instalación de estos sistemas y, además, el clima templado de la región centro del país favorece el desarrollo de las especies vegetales. Por lo tanto, se prevé que con la aplicación de un HC como tratamiento terciario, la calidad de diversos efluentes podría mejorarse, permitiendo que los mismos puedan ser vertidos a un curso de agua superficial cumpliendo con la legislación provincial.

El objetivo del trabajo fue estudiar la versatilidad de HSSHs para el tratamiento de diferentes efluentes, comparando las eficiencias de remoción obtenidas en cada caso.

Materiales y Métodos

Se realizaron diferentes experimentos en invernadero estudiando HSSH a escala microcosmos. Las dimensiones de los mismos fueron: 0,40 x 0,25 x 0,30 m (largo x ancho x profundidad). En todos los casos se empleó *Typha domingensis* como macrófita y canto rodado como sustrato. En la Tabla 1 se resume el diseño experimental y la procedencia de los efluentes empleados. Como tratamiento control, se utilizaron sistemas con sustrato y sin macrófita. Se realizaron tres experimentos donde cada tratamiento (“Con Plantas” y “Sin plantas”) fue evaluado por cuadruplicado. En cada uno se utilizó un efluente diferente, realizándose cuatro volcados consecutivos. En cada volcado se midió la concentración de contaminantes en el efluente al inicio y al final del tratamiento, luego de un tiempo de residencia de 7 días. Los parámetros analizados fueron pH, Sólidos Suspendidos Totales (SST), Amonio (NH_4^+), Nitrato (NO_3^-), Fósforo Total (PT), Demanda Química de Oxígeno (DQO). Para todos los análisis se utilizó la metodología propuesta por APHA (2017).

Tabla 1. Características de los efluentes en estudio y diseño experimental

Características	Experimento 1	Experimento 2	Experimento 3
Origen del Efluente	Tambo	Empresa Láctea	Cloacal
Tratamiento previo del efluente	Lagunas de estabilización	12 lagunas aeróbicas dispuestas en serie	Pretratamiento con rejillas
Macrófita	<i>Typha domingensis</i>		
Sustrato	Canto rodado		
Microcosmos Control	SI		
Estación del año	Invierno	Otoño	Verano

Los ejemplares de *T. domingensis* fueron recolectados de un canal natural. En todos los casos las macrófitas fueron aclimatadas previo al inicio de los experimentos, regándolas durante un mes con agua de red, y luego durante un segundo mes, con los efluentes en estudio. Luego de este período se comenzaron a realizar las mediciones en los efluentes.

Se utilizó ANOVA de una vía a fin de evaluar la influencia del factor “experimento” (factor con 3 niveles) en una variable de interés (eficiencia de remoción) para cada contaminante. Se chequeó a priori homocedasticidad de variancias y normalidad de datos. Se aplicó tests de diferencia de medias cuando fue necesario. Para todos los cálculos se utilizó el software Statgraphics Centurion XVI.

Resultados y Conclusiones

En la Tabla 2 se presentan los valores iniciales de los parámetros analizados correspondientes a los efluentes en estudio, observándose que existe una importante diferencia entre las características de los mismos, presentando el efluente de tambo las mayores concentraciones para la mayoría de los contaminantes estudiados, excepto nitrato. En el transcurso de los tres experimentos, las plantas evolucionaron satisfactoriamente, presentando buen desarrollo de biomasa y crecimiento en altura, principalmente a partir del agregado de los efluentes en estudio.

Tabla 2. Concentraciones iniciales promedios correspondientes a los efluentes estudiados.

PARÁMETROS	Promedio ± Desviación Estándar		
	Experimento 1 Tambo	Experimento 2 Empresa láctea	Experimento 3 Cloacal
pH	8,1 ± 0,1	8,6 ± 0,1	7,2 ± 0,4
SST (mg/l)	301 ± 17	137,8 ± 12,5	101 ± 47
Amonio (mg NH ₄ ⁺ /l)	124 ± 9	42,7 ± 8,1	60,6 ± 22,5
Nitrato (mg NO ₃ ⁻ /l)	24,3 ± 0,2	121,28 ± 76,5	205,4 ± 106,7
DQO (mg O ₂ /l)	780 ± 28	240,5 ± 20,3	299 ± 150
Fósforo total (mg P/l)	18,3 ± 3,2	11,9 ± 3,4	2,7 ± 1,2

Al analizar los resultados a la salida de los tratamientos con macrófitas, los valores de pH hallados estuvieron cercanos a la neutralidad, disminuyendo respecto del valor inicial para el caso de efluente de tambo y empresa láctea. Para el caso de los tratamientos control los pH finales se encontraron entre 8,0 y 8,6.

En todos los experimentos se han encontrado mayores remociones en los sistemas con plantas respecto de los tratamientos control. La degradación de la materia orgánica en HCs es llevada a cabo por bacterias que se encuentran adheridas a las raíces de las plantas, a través de procesos físicos y biológicos (Brix, 1997). Asimismo, las plantas son el componente biológico principal en los humedales construidos, teniendo la capacidad de tomar nitrógeno y fósforo (Saeed y Sun, 2012).

En la Figura 1 pueden observarse los resultados de eficiencias de remoción obtenidos en los tratamientos con plantas, para los parámetros estudiados. En el caso de SST, la mayor eficiencia fue hallada en el tratamiento del efluente de tambo (94,1%), no encontrándose diferencias significativas en las eficiencias de remoción de dicho parámetro entre los otros dos efluentes estudiados.

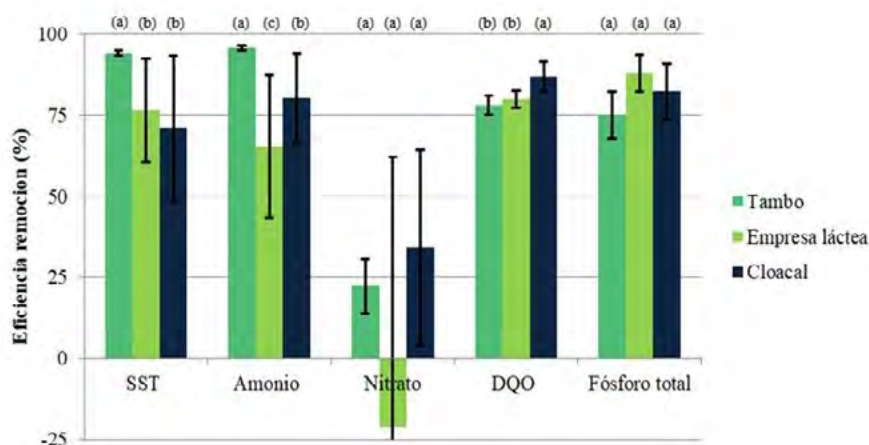


Figura 1. Eficiencias de remoción de cada parámetro para cada experimento en los tratamientos con plantas. (Las letras entre paréntesis indican grupos homogéneos).

En cuanto a la eliminación de amonio se han encontrado diferencias significativas comparando los 3 experimentos, lográndose nuevamente mayores remociones en el efluente de tambo. Para nitrato en cambio no se han encontrado diferencias significativas entre los diferentes casos estudiados, atribuyendo este comportamiento a que los valores de eficiencia presentaron amplia variabilidad en todos los



experimentos, lo cual puede ser consecuencia de los procesos de nitrificación-desnitrificación ocurridos en los sistemas.

Se han encontrado diferencias significativas al comparar los valores de eliminación de DQO del efluente cloacal (86,9 %) respecto de los otros dos efluentes (79,9% para láctea y 78,1% para tambo). A pesar de las diferencias en todos los casos se han obtenido altas eficiencias de remoción para este parámetro. Analizando los datos obtenidos para PT, no se han encontrado diferencias significativas en entre los resultados de remocion obtenidos, lográndose disminuciones superiores al 75 %.

Finalmente se compararon los valores obtenidos a la salida de cada experimento con límites establecidos por la normativa de la provincia de Santa Fe, Argentina, existiendo diferentes límites de vertido según la legislación considerada y de acuerdo a la dilución realizada en el cuerpo de agua empleado para la descarga. Puede observarse que el efluente cloacal, en todos los casos, cumple con los límites establecidos por las legislaciones. En cuanto a los resultados de salida de la empresa láctea no se ha logrado cumplir con el menor límite para SST (1a), pero si para el resto de los parámetros. Para el efluente de tambo se logró alcanzar los límites para SST y NH_4^+ , pero a pesar de obtener elevadas eficiencias de remoción, no se han alcanzado los límites para PT y DQO. En este último caso sólo se lograría si el efluente es eliminado a un cuerpo de agua que implique elevada dilución.

Tabla 3. Concentraciones finales promedios de cada tratamiento y límites de volcado de la legislación provincial.

PARÁMETROS	Tambo	Empresa Láctea	Cloacal	Límite de Volcado (1)	Límite de Volcado (2)
pH	7,9	7,4	7,7	5,5 – 10,0 ^(a, b)	7,5 – 8,5
Sólidos suspendidos totales (mg/L)	17,6	39,8	27	30 ^(a) ; 100 ^(b)	60
Nitrógeno Amoniacal (mg N/L)	4,2	8,2	7,6	-	25
Fósforo Total (mg P/L)	4,5	2,0	0,44	-	2
DQO (mg O ₂ /L)	171,8	55,7	35,5	75 ^(a) ; 270 ^(b)	125

El límite de volcamiento corresponde a:

⁽¹⁾Resolución 1089/82. Título C del Reglamento para Control de Vertimiento de Líquidos Residuales, desague a conducto pluvial abierto o a curso de agua superficial Provincia de Santa Fe. Argentina (a) teniendo en cuenta una dilución menor de 360 y (b) con dilución entre 1300 y 5000.

⁽²⁾Ley 11220. Anexo 1.2.2. Normas de calidad de agua potable y efluentes cloacales. Limite obligatorio. Anexo B. Provincia de Santa Fe. Argentina.

Se pudo constatar que los HSSHs plantados con *T. domingensis* y utilizando canto rodado como sustrato pueden adaptarse a las características de diferentes efluentes. Por lo tanto, son un sistema apto para ser aplicado como técnica de afino de efluentes ya sea de tambos e industrias lácteas como para tratamiento de efluentes cloacales.

Referencias

- APHA. Rice, E. W., Baird, R. B., & Eaton, A. D. (2017). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 9-56. *American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation*.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. *Water Science and Technology*, 35(5), 11-17.
- Ingrao, C., Failla, S., Arcidiacono, C. (2020). A comprehensive review of environmental and operational issues of constructed wetland systems. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 13, 35-45.
- Jasper, J. T., Jones, Z. L., Sharp, J. O., & Sedlak, D. L. (2014). Biotransformation of trace organic contaminants in open-water unit process treatment wetlands. *Environmental science & technology*, 48(9), 5136-5144.
- Saeed, T., & Sun, G. (2012). A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of environmental management*, 112, 429-448.
- Wu, H., Fan, J., Zhang, J., Ngo, H. H., & Guo, W. (2018). Large-scale multi-stage constructed wetlands for secondary effluents treatment in northern China: carbon dynamics. *Environmental Pollution*, 233, 933-942.



“Wetlands construídos de Fluxo Vertical + Decantador/Suporte Flutuante + Fluxo Horizontal Subsuperficial no tratamento de efluentes de campus universitário”

Fagner Pereira da Silva*, Gustavo Stolzenberg Colares**, Elizandro Oliveira Silveira***, Naira Dell’Osbel ****, Carlos Alexandre Lutterbeck*****, Ênio Leandro Machado*****.

Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC. Av. Independência, 2293. Bairro: Universitário CEP: 96815-900.

fagnersc88@yahoo.com.br*, gutuscs@hotmail.com**, elizandrozz@yahoo.com.br***, nairahdellosbel@yahoo.com.br****, galaxpacde@yahoo.com.br*****, enio@unisc.br*****.

Resumo Esta pesquisa foi feita considerando a integração de diferentes configurações de *wetlands*, tendo após etapa de anaerobiose (RA) na seguinte combinação: Fluxo Vertical (WCFV) + Decantador/Tanque de *Wetland* com Macrófitas em Suporte Flutuante (DECANTADOR/TWF) + Fluxo Horizontal Subsuperficial (WCFHSS). Efluentes de campus universitário foram tratados em regime de batelada, com tempo de carga de 1h, com vazão de efluente pós tratamento preliminar de 1,6 m³ h⁻¹ para carregar o sistema com tempo de detenção hidráulica, em cada etapa de 3 dias para o tanque anaeróbio, e 7 dias para cada etapa dos *wetlands* anteriormente citados. Foram aplicados diferentes tipos de macrófitas: *Hymenachne grumosa*; *Vetiver*; *Papyrus* e *Lemna sp.* A unidade TWF ganhou a inovação de agregar decantador com *Vetiver* imerso sem suporte, com plantas já em fase adulta (macrófitas com 2 anos). Os resultados indicaram redução da carga de depleção de oxigênio e eutrofizante acima de 70%, proporcionando aumento da concentração de oxigênio dissolvido acima de 3 ppm na unidade TWF, potencializando melhorias para a unidade posterior com WCFHSS. Reduções de 76% de DQO, 53% de DBO₅, 50% de COT, 40% de nitrogênio total (NT), 98% de nitrogênio amoniacal e somente 17% para fósforo total foram os principais parâmetros de desempenho obtidos para o sistema integrado proposto. Ajustes de fatores de carga devem ser feitos para os parâmetros eutrofizantes NT e fósforo total.

Palavras-chave: *Wetlands* construídos; Tanque de *Wetland* com Suporte de Macrófitas Flutuantes; *Hymenachne grumosa*; *Vetiver*; *Papyrus*; *Lemna sp.*, Efluentes urbanos.

Introdução

Considerando a necessidade de combinar diferentes métodos para tratar os passivos ambientais em efluentes urbanos, bem como, de serem considerados tratamentos com princípios de economia circular, surgem os *wetlands* construídos (WCs), operando especialmente com sistemas de configuração mista, de fluxo superficial e subsuperficial (Mietto et al., 2013). Suportes de diferentes configurações, removíveis, estáticos, com material polimérico, EVA, polietileno vazado, bambus, enfim, são testados para purificação das águas em corpos d’água, principalmente (Colares et al., 2020). Dentre os de fluxo superficial, segundo Khan, et al., 2019, as variáveis de melhor mistura hidráulica são significativas em função da relação de crescimento das raízes, em vazões de 1-1,5 L s⁻¹ e com relações de profundidade das raízes das plantas e da profundidade do tanque para os WCs de 0,5m.

Mietto et al., 2013 mostram o desempenho de três estações de tratamento integradas para sistemas que combinam WCFHSS com TWF, tendo tratamentos primários diferenciados, projetados para o tratamento águas residuais domésticas que foram investigadas, monitorando nitrogênio total (NT), nitrato, nitrito, nitrogênio amoniacal, fósforo total e fosfato, bem como, DQO, DBO₅, oxigênio dissolvido na entrada e saída de cada uma de três diferentes configurações de sistemas de ETE: sistema primário, lodos ativados, WCFHSS e TWF; tanque séptico, biófito aerado, WCFHSS e TWF, sendo o terceiro apenas com tanque séptico e TWF. Os ensaios foram feitos de fevereiro de 2011 a junho de 2012. Os sedimentos depositados no TWF foram coletados e analisados. Também foi monitorado o crescimento das plantas em cada sistema, observando suas condições gerais. Durante o período de

monitoramento, observou-se diferentes desempenhos para reduzir NT, DQO, DBO₅ e *Escherichia coli*, enquanto a remoção de nitrato e amônio foi estritamente influenciada pelas condições químicas, em particular a concentração de oxigênio dissolvido no WCFHSS e no TWF. A vegetação (*Phragmites australis*, *Alnus glutinosa* e *Salix eleagnos*) foi bem estabelecida no WCFHSS, bem como, nos elementos flutuantes (*Iris pseudacorus*).

Assim sendo, a combinação de diferentes configurações de WCs com TWF são pouco encontradas na literatura, especialmente quando este sistema está na etapa inicial ou intermediária com outros *wetlands* construídos. Portanto, investigar o comportamento do TWF, ainda mais com sistema acoplado de decantador com macrófita adulta e, sem sistema suporte, passa a ser inovação, tendo sido este o principal propósito deste trabalho: desenvolver e aplicar sistema integrado RA + WCFV + DECANTADOR/TWF + WCFHSS para tratar efluentes de campus universitário, em universidade do sul do Brasil, verificando seu comportamento para reduzir as cargas de depleção de oxigênio, bem como, as eutrofizantes.

Materiais e Métodos

O trabalho foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) do campus da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), localizada no município de Santa Cruz do Sul – RS, região sul do Brasil.

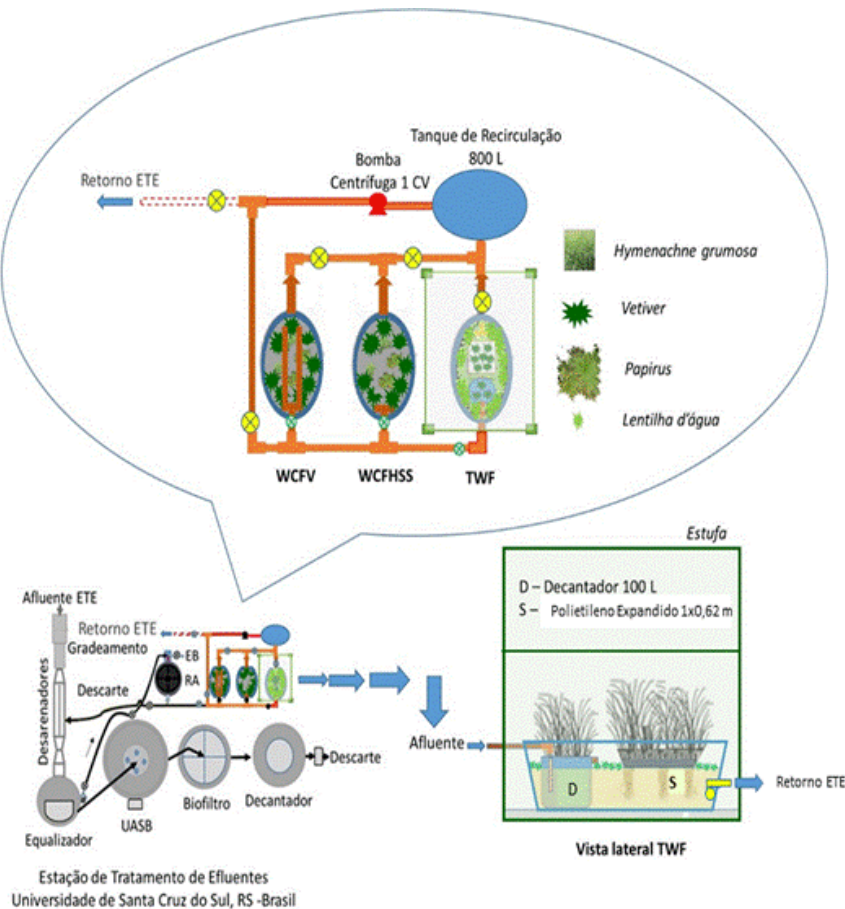


Figura 1. Sistema de WCs híbridos desenvolvido.



Florianópolis - Santa Catarina - Brasil

V Conferencia Panamericana de Sistemas de

Humedales

para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento
de la Calidad del Agua

5º SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE
WETLANDS CONSTRUÍDOS



28 a 30 | Abril | 2021 Eventos Online

O efluente bruto passa por um gradeamento, desarenador e tanque equalizador antes de entrar no sistema desenvolvido neste estudo. Após foi bombeado do tanque equalizador para um biodigestor onde fica retido por 3 dias em um ambiente de anaerobiose para então integrar o sistema denominado RA + WCFV + DECANTADOR/TWF + WCFHSS. O esquema geral do sistema desenvolvido está apresentado na Fig. 1.

Os WCs de Fluxos Vertical e Horizontal Subsuperficial foram concebidos com volume útil de 150 L e área superficial de 4,2 m². Em ambos os WCs foram utilizadas as macrófitas *Carnivão*, *Vetiver* e *Papirus*. Já o reator anaeróbico tem 1100 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 neste compartimento. Nos horários de carga, o tempo de detenção foi entre duas a 4 horas. A unidade DECANTADOR/TWF foi concebida com sistema compacto de decantação, com volume útil de 100 L, tendo quatro mudas adultas de *Vetiveria zizanioides* (30 cm de raízes e 40 cm de caules e folhas). Este sistema de decantação foi inserido em tanque de fibra de 1000 L de volume útil, sendo 800 L ocupados, com coluna d'água de 70 cm. No sistema de plataforma flutuante (sistema *Floating*) que foi composto por quatro camadas sobrepostas de polietileno expandido, com um total de 8 cm de espessura, foi ocupado por mudas de *Vetiver* (*Vetiveria zizanioides*). O restante da superfície da unidade DECANTADOR/TWF foi ocupada com a *Lemna minor* e *Myriophyllum aquaticum* sendo aproximadamente 30% da superfície do espaço de superfície.

Para acomodar o sistema flutuante foi construída uma estrutura mista de metal, madeira e plástico. As dimensões do abrigo foram de aproximadamente 3,5 metros de altura com largura em torno de 1,2 metros e comprimento na faixa de 2 metros. No revestimento externo foi utilizado plástico transparente, o mesmo utilizado em estufas agrícolas, e tela mosquiteira de Nylon.

Resultados e Conclusões

O desempenho do sistema integrado RA + WCFV + DECANTADOR/TWF + WCFHSS pode ser observado na Tabela 1. As resoluções do 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 RA + WCFV + DECANTADOR/TWF + WCFHSS, especialmente a temporização. O sistema em batelada perde com o comparativo real de uma residência (ou conjunto de famílias) em vazões de até 2m³ d⁻¹ de efluentes gerados em conjuntos de propriedades que representassem unidades de sistemas descentralizados. Isto proporcionará maior aproximação dos compromissos com a Resolução 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.

Tabela 1 - Dados de caracterização dos efluentes tratados com o sistema RA + WCFV + DECANTADOR/TWF + WCFHSS a partir do tanque equalizador da ETE UNISC.

Parâmetros	Efluente Bruto	Efluente RA + WCFV + DECANTADOR/TWF + WCFHSS	ABNT	Limites CONSEMA/RS 355/2017 (200 ≤ Q < 500)	CONAMA 357/2005 Limites para Classe 1
			13969/1997 REUSO Classe 3: reuso nas descargas dos vasos sanitários:		
DBO ₅ (mg L ⁻¹)	142,35	66,6	-	100	3
DQO (mg L ⁻¹)	377,25	<90	-	-	-
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/ Coloidal (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	0,99	-	20**	0,1 (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)***
N- Total (mg L ⁻¹)	84,3	51,87	-	-	-
pH	7,4	8,8	-	Entre 6-9	6 a 9
Turbidez (UT)	97,7	9,4	<10	-	100
Coliformes totais/ <i>Escherichia coli</i> (UFC/100mL)	>10 ⁶ / ⁶ >10 ⁶	<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

A configuração do RA + WCFV + DECANTADOR/TWF + WCFHSS é possível de ser aplicada, com adequação dos fatores de carga para o reator anaeróbio, bem como seu regime de operação com



freqüente descarte de lodo (RA 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, para a eliminação de microrganismos patogênicos.

Os ganhos ambientais da unidade DECANTADOR/TWF são expressivos para a concentração intermediária de oxigênio dissolvido, além de proporcionar funcionamento de sistema que pode atender a uma residência com até duas pessoas, gerando em torno de 150 L de efluente por dia. A construção da unidade DECANTADOR/TWF com estufa, melhora o desempenho do sistema quanto ao controle vetores, tais como mosquitos e outras espécies invasoras que possam danificar as macrófitas ou espalhar doenças. A estrutura colabora com a manutenção de uma faixa de temperatura média acima de 15 graus centígrados durante o ano e com valores de CO₂ interno acima de 500 ppm. Tanto o efeito de depleção de oxigênio dissolvido nos efluentes e eutrofizantes são reduzidos acima de 70%, com efluente final enquadrado para reuso em descargas como classe 3 em acordo a norma NBR 13969/97.

Referências

ABNT (Associação Brasileira de Normas Técnicas). NBR 13969: 1997 Projeto, Construção e Operação de Unidades de Tratamento Complementares e Disposição Final dos Efluentes de Tanques Sépticos: Procedimentos. Rio de Janeiro.

CONSEMA. *CONSELHO ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE*– Resolução nº 355 de 2017. Disponível em: <http://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201707/19110149-355-2017-criterios-e-padroes-de-emissao-de-efluentes-liquidos.pdf>. Acesso em: 10 de dezembro de 2019.

Colares, G. S.; Dell'Osbel, N.; Wiesel, P. G.; Oliveira, G. A.; Lemos, P. H. Z.; da Silva, F. P.; Lutterbeck, C.A.; Kist, L. T.; Machado, Ê. L. Floating treatment wetlands: A review and bibliometric analysis, *Science of The Total Environment*, Volume 714, 2020, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136776>.

Mietto, A.; Borin, M.; Salvato, M.; Ronco, P.; Tadiello, N. Tech-IA floating system introduced in urban wastewater treatment plants in the Veneto region – Italy. *Water Sci Technol* 1 September 2013; 68 (5): 1144–1150. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2013.357>

Khan, S.; Shoaib, M.; Khan, M.M.; Melville, B.W.; Shamseldin, A.Y. Hydraulic investigation of the impact of retrofitting floating treatment wetlands in retention ponds. *Water Sci Technol* 15 October 2019; 80 (8): 1476–1484. doi: <https://doi.org/10.2166/wst.2019.397>



A comparison of bioinformatic pipelines to analyze 16S rRNA sequencing data from wetland biofilm samples

D. D. Silveira*, S. J. Wallace**, K. Cosway**, J. Nivala**, F. R. Lapolli**, K. P. Weber**

*Daniele D. Silveira. UFSC, Federal University of Santa Catarina, Campus Universitário, Trindade, CEP 88040-900. Florianópolis, SC, Brazil. danidamasceno28@gmail.com

**Sarah Jane Wallace. Department of Chemistry and Chemical Engineering, Royal Military College of Canada, Kingston, ON, Canada. sarah.wallace@rmc.ca

**Katryn Cosway. Department of Chemistry and Chemical Engineering, Royal Military College of Canada, Kingston, ON, Canada.

**Jaime Nivala. INRAE, UR REVERSAAL, 5 rue de la Doua, CS 20244, 69625 Villeurbanne, France. jaime.nivala@irstea.fr

**Flavio Rubens Lapolli. UFSC, Federal University of Santa Catarina, Campus Universitário, Trindade, CEP 88040-900. Florianópolis, SC, Brazil. f.lapolli@ufsc.br

**Kela P. Weber. Department of Chemistry and Chemical Engineering, Royal Military College of Canada, Kingston, ON, Canada. kela.weber@rmc.ca

Abstract: The use of Illumina sequencing of 16S ribosomal RNA has increased exponentially in wastewater treatment studies. For the analysis of large amounts of data from 16S rRNA sequencing, it is necessary to use bioinformatics pipelines. Studies comparing different pipelines are still scarce, thus, this study proposes a comparison of results from Illumina Metagenomics App, QIIME App, and QIIME 2 using microbiological samples from two different studies of wetland treatment systems (meso-scale and pilot-scale) treating domestic wastewater. Our results showed a remarkable difference between the three pipelines evaluated, which reinforces the idea that the choice of the pipeline is very important in the analysis of the results and demonstrates the importance of understanding the results in the context of analysis pipelines used as it can influence the interpretation. Among the evaluated pipelines, QIIME 2 was chosen as the preferred option.

Keywords: Bioinformatics metagenomics pipelines; Treatment wetlands; microbial diversity

Session Rol de macrófitas, aspectos biológicos e biodiversidade

Introduction

In recent years, the use of next generation sequencing techniques (e.g., Illumina sequencing of 16S ribosomal RNA; 16S rRNA) has increased exponentially in wastewater treatment studies. Sequencing has great potential in providing an unprecedented view of the microbial diversity and taxonomic classification of ecosystems from wide-ranging environments (Almeida et al. 2018). According to Plummer et al. (2015), for the analysis of massive amounts of data from 16S rRNA sequencing, it is necessary to use sophisticated bioinformatics pipelines. Several pipelines are available, including one of the most widely used tools, the Quantitative Insights Into Microbial Ecology (QIIME) software package (Caporaso et al. 2010). Recently QIIME was officially replaced by a newer version - QIIME 2 (Bolyen et al. 2019). Studies comparing different pipelines are still scarce, however all claim the importance of using bioinformatics tools for analysis and processing of 16S rRNA data (Plummer et al. 2015; López-García et al. 2018; Almeida et al. 2018; Pereira et al. 2018). Data from 16S rRNA sequencing can also be processed in Illumina BaseSpace (not open source) using the Illumina 16S Metagenomics App or the QIIME Preprocessing and Visualization Apps. However, the results are automatically generated in a closed package where the researcher has no control at each processing step. In addition, little information about how data are processed is provided, making the results from the Illumina Metagenomics and QIIME Apps a black box, mainly from the microbial ecology perspective. With the increase in accessibility of 16S rRNA sequencing, information about available pipelines can assist researchers in choosing which tool to use for data processing. This study compares three the Illumina Metagenomics App, QIIME App, and QIIME 2 results using microbiological samples from two different studies of wetland treatment systems (meso-scale and pilot-scale) to treat domestic wastewater.

Material and Methods

Samples



We used a set of DNA samples collected from two different projects to characterize the microbiome in the biofilm. One of them, which we call *Dataset A* for this study, was twelve meso-scale vertical subsurface (VSSF) flow constructed wetlands used to investigate the treatment of triclosan (TCL) and sulfamethoxazole (SMX) and associated impacts to microbial function and ongoing water treatment ability in these systems (Button et al. 2019). The second set, *Dataset B*, were samples from 15 pilot-scale constructed wetlands used to explore the spatial dynamics of microbial community metabolic function (Button et al. 2016). A total of 49 samples were analyzed in *Dataset A* and 52 samples in *Dataset B*.

16S rRNA sequencing

Briefly, the variable V3 and V4 region of 16S rRNA was amplified by PCR and bead purified following the 16S Metagenomic Sequencing Library Preparation guide (v.B, Illumina Canada). Samples were normalized to the same concentration, loaded into the MiSeq Reagent Kit v3 for 600 cycles (Illumina Canada), and sequenced using the MiSeq for 2 x 300 bp paired-end reads.

Bioinformatics comparison analysis

The resulting sequence read files were analyzed using the three pipelines: Illumina 16S Metagenomic App, QIIME Preprocessing and Visualization Apps, and QIIME 2. The Greengenes reference database was used to cluster reads for taxonomic classification in each pipeline. We attempted to match the pipelines across the analyses to have a fair comparison but were limited in some cases (see below for specifics). The three pipelines were compared in terms of number of filtered reads, taxonomic classification, and diversity analyses. For each study, the top five most representative genera were selected for the presentation of taxonomy results. For alpha and beta diversity results, all data were used.

Illumina 16S Metagenomic App (BaseSpace)

The fastq files were deposited in the Illumina BaseSpace cloud which can be retrieved for data analysis. With limited user input, the user-friendly Illumina 16S Metagenomics App uses the ClassifyReads algorithm to align with the Illumina-curated database.

QIIME App

Similarly, within Illumina BaseSpace, the QIIME Preprocessing and Visualization App (created with QIIME 1 pipeline) can be used with minimal user modifications. The user inputs the fastq files into the QIIME Preprocessing App to split the libraries and summarize the number of reads per sample. Next, these results along with a metadata file are input to the QIIME Visualization App.

QIIME 2

The procedure using QIIME 2 is performed manually by the researcher following a modified SOP generated from a suggested pipeline by the creators. After importing the samples (fastq.gz), the reads were de-multiplexed for visualization of read quality. In this step, quality scores of a random sample were produced to decide how much bp to trim for QC filtering and denoising. The raw reads were processed using DADA2 (Callahan et al. 2016), one of the latest filtering methods and presents significantly advanced quality control measures by ‘denoising’ sequences in order to better discriminate between true sequence diversity and sequencing errors (Nearing et al., 2018). Next, chimeras, mitochondria, and chloroplasts were removed to build a phylogenetic tree to compute alpha and beta diversity metrics.

Results and Conclusions

There is a distinct difference in the summary of results between the three evaluated pipelines of both projects (Table 1). As mentioned earlier, QIIME 2 eliminates chimeras and other sequencing errors, thereby generating a lower number of filtered reads, genera identified and observed OTUs (Operational taxonomic unit). A difference in Shannon’s diversity value was also observed among the three pipelines. It is noteworthy that Illumina 16S Metagenomics App and Illumina QIIME App pipelines do not

automatically generate all alpha and beta diversity results (marked by asterisks in Table 1) and need to be calculated outside pipelines.

Table 1: Comparison of analysis with Illumina 16S Metagenomics App, QIIME App and QIIME 2

Composition of the datasets and visualization	Dataset A			Dataset B		
	Illumina 16S Metagenomics App	Illumina QIIME App	QIIME 2	Illumina 16S Metagenomics App	Illumina QIIME App	QIIME 2
Raw reads	12857217	12857217	12857217	3398526	3398526	3398526
Filtered reads**	12857217	2931966	883582	3398526	1034448	617351
Number of genera identified	792	853	417	859	1055	738
<i>Alpha Diversity</i>						
Observed OTUs	*	941	190	*	935	485
Shannon's diversity index	2.525	6.181	5.416	2.841	7.481	6.780
Pielou's Evenness	*	*	0.731	*	*	0.765
Faith's Phylogenetic	*	*	15.35	*	*	65.10
<i>Beta Diversity</i>						
Jaccard distance	*	*	yes	*	*	yes
Bray-Curtis distance	*	*	yes	*	*	yes
Unweighted UniFrac distance	*	*	yes	*	*	yes
Weighted UniFrac distance	*	yes	yes	*	yes	yes

* These results are not provided and should be calculated outside pipelines

** After quality control

In addition to the notable difference in the number of genera identified across the three pipelines (Table 1), the number of genera shared among pipelines (same genera identified in each) was quite a bit lower (Table 2).

Table 2: Comparison of the number of genera that match between Illumina BaseSpace, QIIME App and QIIME 2

	Dataset A	Dataset B
Number that match from BaseSpace to QIIME App	170	153
Number that match from QIIME App to QIIME 2	134	127
Number that match from BaseSpace to QIIME 2	119	127

Regarding the taxonomic composition comparisons, the five most abundant genera were classified with substantial differences across the three pipelines in both datasets (Fig. 1). In *Dataset A*, while *Bacillus* was the most abundant genus identified by Illumina BaseSpace (13.18%) and QIIME App (9.06%), it wasn't detected by QIIME 2. Interestingly, Illumina BaseSpace detected 6.02% of the genus *Planococcus* that belongs to phylum Arthropoda (Class: Insecta). This result was likely a misclassification that was removed using the bioinformatic tool QIIME 2, which has higher user-driven quality control than the other pipelines used.

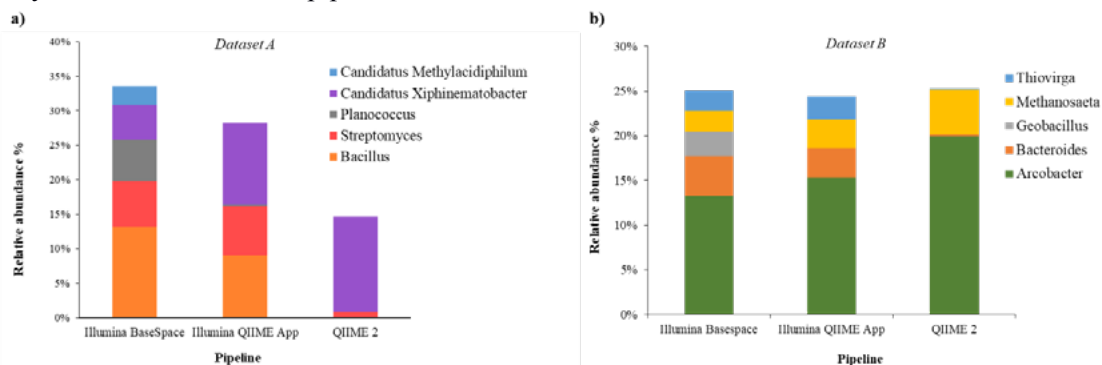


Figure 1: The five most abundant genera detected by Illumina 16S Metagenomics App in comparison with QIIME App and QIIME 2. **a)** Dataset A. **b)** Dataset B.

For *Dataset B*, a difference in relative abundance among the five most abundant genera was also observed (Fig. 1b), with emphasis on the genera *Bacteroides*, *Geobacillus* and *Thiovirga*. Other studies comparing a set of known samples state that the results of QIIME 2 showed the most accurate prediction in relation to the true genera composition (Almeida et al. 2018).

For a global assessment of the beta diversity across samples, we performed a principal coordinates analysis (PCoA) using weighted UniFrac distance, the only index automatically calculated by the QIIME App to compare with the QIIME 2 results (Table 1). For *Dataset A*, a difference in clustering of samples based on calculations of weighted UniFrac distance between the pipelines used was evident (Fig. 2a). For *Dataset B* (Fig. 2b) the result was more similar between the pipelines.

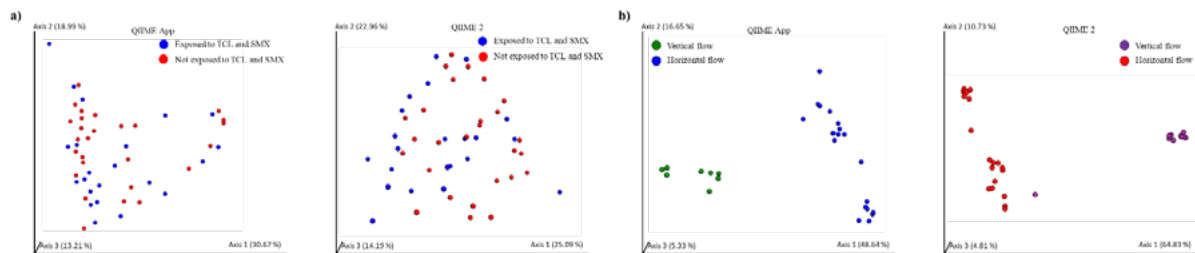


Figure 2: Comparison of PCoA diversity measures (weighted UniFrac distance) between QIIME App and QIIME 2, respectively. **a)** *Dataset A* - samples exposed and not exposed to pharmaceuticals. **b)** *Dataset B* - samples from vertical and horizontal flow systems.

Given that the pipelines are different between the analyses (limited by what options are available to modify), it is not surprising that the results produced are different. However, this reinforces the idea that the choice of the pipeline is very important in the analysis of the results and demonstrates the importance of understanding the results in the context of analysis pipelines used as it can influence the interpretation. In this work, QIIME 2 presented the most appropriate methodological approach to be used among the evaluated pipelines. We believe this work will help inform researchers on the importance of using a bioinformatics tool to analyze 16S rRNA sequencing data from wetland biological samples.

References

- Almeida, A., Mitchell, A. L., Tarkowska, A., & Finn, R. D. (2018). Benchmarking taxonomic assignments based on 16S rRNA gene profiling of the microbiota from commonly sampled environments. *GigaScience*, 7(5).
- Bolyen, E., Rideout, J. R., Dillon, M. R., Bokulich, N. A., Abnet, C. C., Al-Ghalith, G. A., ... & Bai, Y. (2019). Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. *Nature biotechnology*, 37(8), 852-857.
- Button, M., Nivala, J., Weber, K. P., Aubron, T., & Müller, R. A. (2015). Microbial community metabolic function in subsurface flow constructed wetlands of different designs. *Ecological Engineering*, 80, 162-171.
- Button, M., Cosway, K., Sui, J., & Weber, K. (2019). Impacts and fate of triclosan and sulfamethoxazole in intensified recirculating vertical flow constructed wetlands. *Science of the Total Environment*, 649, 1017-1028.
- Callahan, B. J., McMurdie, P. J., Rosen, M. J., Han, A. W., Johnson, A. J. A., & Holmes, S. P. (2016). DADA2: high-resolution sample inference from Illumina amplicon data. *Nature methods*, 13(7), 581.
- Caporaso, J. G., Kuczynski, J., Stombaugh, J., Bittinger, K., Bushman, F. D., Costello, E. K., ... & Huttley, G. A. (2010). QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. *Nature methods*, 7(5), 335.
- López-García, A., Pineda-Quiroga, C., Atxaerandio, R., Pérez, A., Hernández, I., García-Rodríguez, A., & González-Recio, O. (2018). Comparison of Mothur and QIIME for the Analysis of Rumen Microbiota Composition Based on 16S rRNA Amplicon Sequences. *Frontiers in microbiology*, 9.
- Nearing, J.T., Douglas, G.M., Comeau, A.M., Langille, M.G.I. 2018. Denoising the denoisers: an independent evaluation of microbiome sequence error-correction approaches. *PeerJ* 6: e5364.
- Pereira, M. B., Wallroth, M., Jonsson, V., & Kristiansson, E., (2018). Comparison of normalization methods for the analysis of metagenomic gene abundance data. *BMC genomics*, 19(1), 274.
- Plummer, E., Twin, J., Bulach, D. M., Garland, S. M., & Tabrizi, S. N., (2015). A comparison of three bioinformatics pipelines for the analysis of preterm gut microbiota using 16S rRNA gene sequencing data. *Journal of Proteomics & Bioinformatics*, 8(12), 283.



“Avaliação da produção de biomassa e acumulação de nutrientes por uma policultura em *Wetlands* Construídos Híbridos”

Naira Dell’Osbel*, Gustavo S. Colares**, Caroline Vieira Barbosa***, Fagner Pereira da Silva****, Carlos Alexandre Lutterbeck*****, Ênio Leandro Machado*****.

Universidade de Santa Cruz do Sul - UNISC. Av. Independência, 2293. Bairro: Universitário CEP: 96815-900.

* nairahdellosbel@yahoo.com.br. ** gutuscs@hotmail.com, carolinavb@mx2.unisc.br***, fagner88@yahoo.com.br ****, galaxpacde@yahoo.com.br*****, enio@unisc.br*****.

Resumo: No Brasil atual um dos grandes desafios é a universalização e descentralização do tratamento de efluentes, os *Wetlands* Construídos são uma alternativa ambientalmente adequada e economicamente viável para locais geograficamente remotos, com carência de recursos financeiros e infraestrutura. Avanços nesta área devem levar em conta a eficiência na recuperação de nutrientes e aumento do valor ecológico e paisagístico do local. Dentro desta perspectiva buscou-se desenvolver sistema de tratamento de efluentes urbanos utilizando *Wetlands* Construídos Híbridos vegetados em policultura com plantas ornamentais. Os benefícios paisagísticos foram extremamente positivos principalmente devido a floração da *Canna generalis*, sendo que a mesma teve também a maior produção de biomassa chegando a mais de 8 Kg.CW⁻¹ no período de verão no WCFV. Através do cruzamento dos dados da biomassa e acumulação de nutrientes nos tecidos da parte aérea foi possível identificar que a participação das plantas na retirada de N do sistema chegou a 8,08% e a 17,92% de P no WCFSSH.

Palavras-chave: wetlands construídos híbridos; plantas ornamentais; remoção de nutrientes; *Rol de macrófitas*; aspectos biológicos e biodiversidade.

Introdução

Os WCs são projetados para a remoção de nutrientes e outros contaminantes dos efluentes, observando o que ocorre na natureza, representando uma opção sustentável para o tratamento de efluentes, sendo indicados para o tratamento descentralizado de efluentes especialmente em pequenas comunidades e locais distantes (Kumar & Dutta, 2019). Avanços nas pesquisas nesta área devem visar o aumento na capacidade de recuperação de recursos e sua importância no aumento do valor ecológico e paisagístico do local.

É importante adequar a gestão das águas às tecnologias limpas, abordando conceitos de economia circular, no cenário em que nos encontramos atualmente onde é preciso recuperar energia, nutrientes, realizar integração paisagística, recuperar áreas degradadas e reutilizar eficazmente águas residuais (Colares et al., 2019). Há diversas formas de recuperar recursos em WCs e uma delas é a através da biomassa rica em nutrientes gerada nesses sistemas e outros produtos que possam ser comercializados como fibras e flores por exemplo.

Além disto, um sistema de tratamento vegetado em policultura melhora a paisagem, a qualidade do habitat para a comunidade e a resistência ao estresse ambiental (Leiva et al. 2018). A produção de flores em WCs também é benéfica do ponto de vista econômico, pois, abre a possibilidade de comercialização das mesmas, podendo ainda contribuir para que essas ecotecnologias sejam aceitas com maior impacto paisagístico na sociedade (Sandoval-Herazo et al. 2018).

O objetivo do presente trabalho foi desenvolver sistema de tratamento de efluentes urbanos utilizando WCs híbridos com elevada capacidade de remoção de nutrientes, produção de biomassa associada a valor paisagístico utilizando policultura de plantas ornamentais.

Materiais e Métodos

O trabalho foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) do campus da Universidade de Santa Cruz do Sul (UNISC), localizada no município de Santa Cruz do Sul – RS, região sul do Brasil. O efluente bruto passa por um gradeamento, desarenador e tanque equalizador antes de entrar no sistema desenvolvido neste estudo.

Após é bombeado do tanque equalizador para um biodigestor onde fica retido por 3 dias em um ambiente de anaerobiose para então ser enviado para a etapa de tratamento posterior, constituída por um *Floating Treatment Wetland* composto por um decantador primário e ilhas flutuantes de tratamento vegetadas com as espécies *Canna x generalis*, *Equisetum sp.*, *Chrysopogon zizanioides*, *Hymenachne grumosa* e *Cyperus papyrus nanus*. Após segue para um WC de fluxo vertical vegetado com as espécies *Canna x generalis*, *Chrysopogon zizanioides* e *Xanthosoma violaceum*. Por fim passa para um WC de fluxo subsuperficial horizontal vegetado com as espécies *Cyperus papyrus nanus*, *Strelitzia reginae*, *Canna x generalis* e *Hymenachne grumosa*, seguindo então para descarte final. O esquema geral do sistema desenvolvido está apresentado na Fig. 1.

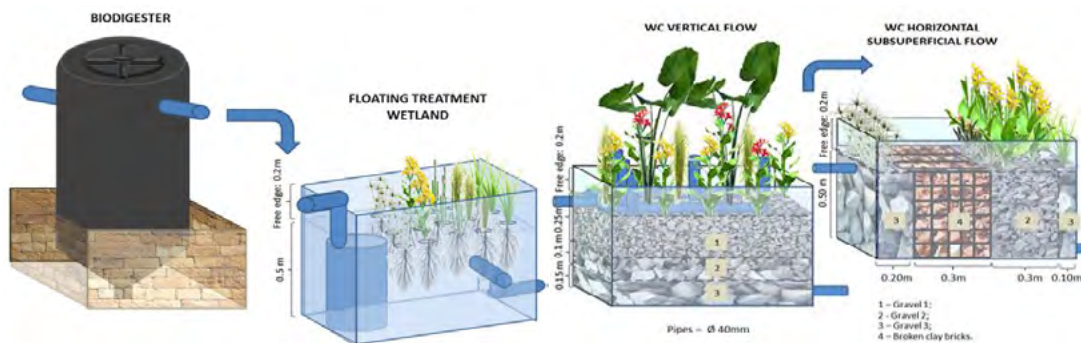


Figura 1. Sistema de WCs híbridos desenvolvido.

A densidade inicial de plantas no sistema FTW foi de 5 plantas/m², no WCFV foi de 13 plantas/m² e no WCFSSH foi de 7 plantas/m². A caracterização da biomassa foi realizada pelo corte da parte aérea a uma altura de 20 cm acima da superfície do substrato, pesagem em balança granatária da massa úmida e da massa seca após secagem em estufa bacteriológica a 65°C até peso constante conforme metodologia descrita por Silveira (2010).

Resultados e Conclusões

Foram realizados 3 cortes da parte aérea acima de 20 cm do substrato durante os 12 meses de monitoramento, conforme dados apresentados na Fig. 2.

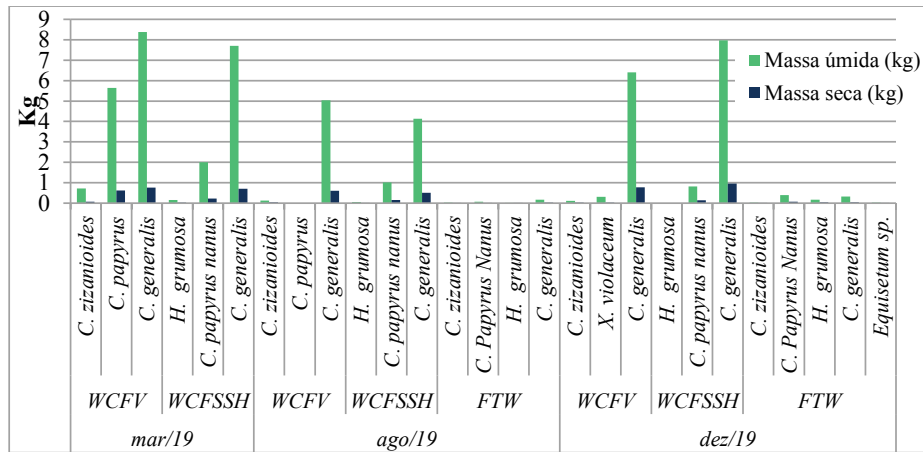


Figura 2. Biomassa gerada nos cortes realizados durante 12 meses de monitoramento.

A biomassa do sistema FTW não foi coletada no primeiro corte da parte aérea, pois a quantidade produzida não era significativa. A espécie com maior produção de biomassa nos sistemas analisados foi a *C. generalis*, com uma produção de biomassa úmida de mais de 8 kg.CW⁻¹ de biomassa úmida nos primeiros 4 meses de cultivo no WCFV. Esta espécie seguiu com a maior produção de biomassa em todas as estações do ano, se adaptando bem as variações do clima local, capacidade de expansão e dominância. No período de agosto a dezembro de 2019 a *C. generalis* gerou uma quantidade de biomassa seca de 957 g.WC⁻¹. A espécie *C. papyrus* no primeiro corte, não se obteve biomassa do mesmo no segundo corte realizado no WCFV, atribui-se a isso a sua dificuldade de crescimento no período de menores temperaturas, sendo então substituída pela *X. violaceum*.

Para avaliação da incorporação de nutrientes foi realizada análise dos tecidos acima de 20 cm de altura do substrato conforme Fig. 3.

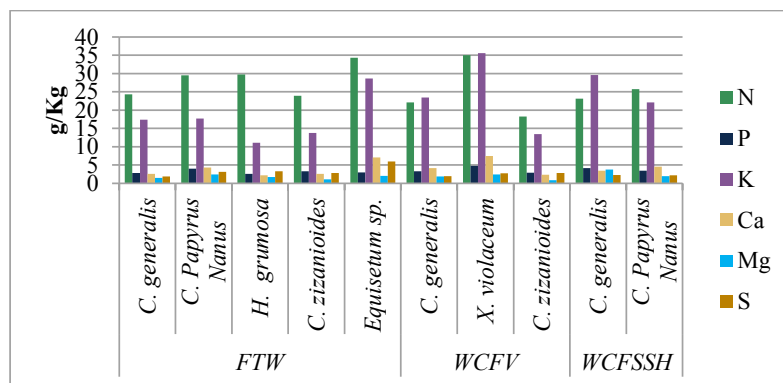


Figura 3. Análise Foliar dos macronutrientes.

Nota-se que os principais nutrientes incorporados a biomassa das plantas dos WCs foram nitrogênio e potássio. Destacando-se as espécies *Equisetum sp.* e *X. violaceum*, ambas com uma acumulação de mais de 30 g.Kg⁻¹ de nitrogênio. Já para o macronutriente fósforo todas as espécies



mantiveram um padrão muito semelhante, porém as espécies *C. papyrus nanus*, *X. violaceum* e a *C. generalis* obtiveram valores ligeiramente maiores. A espécie *X. violaceum* chegou a acumular 4,8 g.Kg⁻¹ de fósforo.

Para quantificar o quanto as plantas contribuíram para a retirada de nutrientes em cada WCs foi realizado o cruzamento dos dados de geração de biomassa, retirada total de nutrientes pelo tratamento do efluente e acumulação nos tecidos conforme Tabela 1.

Tabela 1 - Cálculo da retirada de nutrientes pelas plantas em cada WCs.

Unidade de Tratamento		Entrada	Saída	Diferença entrada e	Acumulado no	
		Efluente (g)	Efluente (g)	saída do efluente (g)	tecido vegetal (g)	% Retirada pelas plantas
FTW (x 720 L x 16 cargas)	N	850,19	790,83	59,36	1,06	1,79%
	P	75,60	67,2	8,40	0,13	1,52%
WCFV (x 360 L x 16 cargas)	N	406,7	225,6	181,1	13,33	7,36%
	P	34,56	17,45	17,11	2,00	11,67%
WCFSSH (x 360 L x 16 cargas)	N	225,62	34,50	191,12	15,44	8,08%
	P	17,45	2,94	14,51	2,60	17,92%

Os valores de contribuição de retirada de nutrientes dos WCs pelas plantas chegaram ao percentual máximo de 17,92% para P e de 8,08% para N no WCFSSH, porém deve-se lembrar que estes valores podem ser maiores pois não foi considerada toda a planta e sim apenas os tecidos obtidos do corte da parte aérea acima de 20 cm do substrato, não considerando as raízes. Esses resultados podem auxiliar na escolha da melhor espécie para implantação de sistema de tratamento de efluentes com WCs. O aspecto paisagístico gerado por esse sistema está apresentado no ANEXO I, sendo que este foi muito benéfico pela geração de flores no sistema.

Referências

- Colares, G. S., de Souza Celente, G., da Silva, F. P., de Loreto, A. C., Lutterbeck, C. A., Kist, L. T., & Machado, Ê. L., 2019. Combined system for the treatment and reuse of urban wastewater: the efficiency of anaerobic reactors + hybrid constructed wetlands + ozonation. *Water Science and Technology*. doi:10.2166/wst.2019.270.
- Kumar, S., & Dutta, V., 2019. Constructed wetland microcosms as sustainable technology for domestic wastewater treatment: an overview. *Environmental Science and Pollution Research*. doi:10.1007/s11356-019-04816-9.
- Leiva, A. M., Núñez, R., Gómez, G., López, D., & Vidal, G., 2018. Performance of ornamental plants in monoculture and polyculture horizontal subsurface flow constructed wetlands for treating wastewater. *Ecological Engineering*, 120, 116–125. doi:10.1016/j.ecoleng.2018.05.023.
- Sandoval-Herazo, Luis et al., 2018. Effects of the use of ornamental plants and different substrates in the removal of wastewater pollutants through microcosms of constructed wetlands. *Sustainability*, v. 10, n. 5, p. 1594.
- Silveira, Daniele. Estudos Fenológicos da macrófita *Hymenachne grumosa* (Magnoliophyta- Poaceae) na aplicação de Wetlands construídos para o tratamento de efluentes secundários de campus universitário. 2010. 103 f. Dissertação (Programa de Pós-graduação em Tecnologia Ambiental- Mestrado) - Universidade de Santa Cruz do Sul, Santa Cruz do Sul, 2010.



Efectos de nutrientes y metales en la tolerancia y morfometría radicular de *Typha domingensis*

M.M. Mufarregé*, G.A. Di Luca, H.R. Hadad, M.A. Maine, E. Nocetti, M.A. Campagnoli.

*Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Santiago del Estero 2829, 3000 Santa Fe, Argentina. E-mail: mercedesmufarregé@gmail.com

Abstract: El objetivo de este trabajo fue estudiar la influencia de nutrientes (P+N) sobre la tolerancia, los parámetros morfométricos internos de las raíces de *Typha domingensis* expuesta a una solución experimental de Cr+Ni+Zn. Para simular eventos extremos, se realizó un experimento en invernadero, en donde las plantas estuvieron expuestas a concentraciones de metales extremadamente más altas que las comúnmente medidas en humedales de tratamiento. Los tratamientos de los metales combinados fueron los siguientes (mg L^{-1}): Comb200, Comb200 + nutrientes, Comb600 y Comb600 + nutrientes. Se usó un control con nutrientes y sin adición de metal para evaluar el crecimiento de la planta. El tratamiento Comb600 mostró remociones significativamente más bajas que las de Comb200. Cr mostró la remoción más alta del agua en todos los tratamientos. Para los tres metales, el sedimento mostró concentraciones más altas que los tejidos vegetales. Las concentraciones más altas de Cr en los tejidos se observaron en las raíces y no hubo diferencias significativas en las concentraciones de metal en los tejidos entre los tratamientos con y sin adición de nutrientes. Se observaron en el análisis SEM cambios morfo-estructurales principalmente en raíces. Los tratamientos Comb600 y Comb600+ nutrientes mostraron una tasa de crecimiento relativa menor que la de los Comb200 y Comb200+ nutrientes. El tratamiento Comb600 mostró la concentración más baja de clorofila en las hojas. Debido a que las concentraciones de contaminantes estudiadas fueron extremadamente altas, nuestros resultados demuestran la capacidad de *T. domingensis* para sobrevivir a un descarga eventual de alta concentración de metales.

Keywords: Metales; Macrofitas; Morfología radicular.

Session . – Roll de las macrófitas, aspectos biológicos y biodiversidad.

Introducción

Diferentes efluentes, tales como las de industrias metalúrgicas, lixiviados y aguas de escorrentía contienen metales (Luo et al., 2019; Maine et al., 2017). En el medio ambiente, los metales están presentes en trazas o en concentraciones ultratrazas, pero solo cuando están presentes en formas biodisponibles y en niveles excesivos tienen el potencial de volverse tóxicos para los organismos vivos. Entre las tecnologías de tratamiento de aguas residuales, los humedales construidos son los más adecuados en términos de eficiencia de eliminación de contaminantes, bajos costos de mantenimiento y la energía requerida (Maine et al., 2019). Las plantas juegan un papel importante en los humedales ya que tienen la capacidad de acumular grandes cantidades de nutrientes y contaminantes en sus tejidos; poseen alta productividad, y proveen condiciones favorables para microorganismos sedimentarios. Las plantas pueden modificar su morfología para desarrollarse durante la exposición a diferentes contaminantes regulando el pasaje de contaminantes a los rizomas o partes aéreas. Este mecanismo es de vital importancia y su estudio permite revelar el comportamiento de las macrófitas ante los distintos contaminantes a los cuales pueden estar en contacto. Según investigaciones anteriores, el enriquecimiento de nutrientes mejora la tolerancia a los metales de los macrófitas (Mufarregé et al., 2018). Por lo tanto, el objetivo de este trabajo fue estudiar la influencia de los nutrientes en la tolerancia y los parámetros morfométricos internos de las raíces de *Typha domingensis* expuestos a altas concentraciones de Cr + Ni + Zn.

Materiales y Métodos

Se realizó un experimento en invernadero durante 28 días. Con el fin de simular eventos extremos, las concentraciones estudiadas fueron mayores que las encontradas comúnmente en humedales de tratamiento. Las plantas se recolectaron en un ambiente natural ubicado en la ciudad de Santa Fe, Argentina. Se utilizaron reactores plásticos en los que se colocaron dos plantas en cada uno y 4 Kg de sedimento. Las plantas se aclimataron durante 15 días. Al inicio de la experiencia las plantas fueron cortadas a una altura de 20 cm y a cada reactor se agregó 5 L de una solución combinada de metales y nutrientes para obtener los siguientes tratamientos:

Comb200: 200 mg L⁻¹ Cr + 200 mg L⁻¹ Ni + 200 mg L⁻¹ Zn;

Comb600: 600 mg L⁻¹ Cr + 600 mg L⁻¹ Ni + 600 mg L⁻¹ Zn;

Comb200+nut.: 200 mg L⁻¹Cr +200 mg L⁻¹Ni +200 mg L⁻¹Zn +50 mg L⁻¹P +50 mg L⁻¹N;

Comb600+nut.: 600 mg L⁻¹Cr +600 mg L⁻¹Ni +600 mg L⁻¹Zn +50 mg L⁻¹P +50 mg L⁻¹N;

Control 1: 50 mg L⁻¹P +50 mg L⁻¹N, sin metales

Control 2: sin adición de metales o nutrientes

Los tratamientos fueron dispuestos por triplicado. Al inicio y al final del experimento, concentraciones de metales en agua, raíces, rizomas, hojas (parte aérea y sumergida) y sedimento (APHA, 2012). Se calcularon las tasas de crecimiento relativo en base a la altura de plantas. Al final del experimento se realizaron cortes histológicos para analizar los parámetros morfométricos internos de las raíces: área transversal de la raíz (ATR), área transversal de la médula (ATM), área transversal de los vasos metaxilemáticos (ATV) y el número de vasos metaxilemáticos (NV). Se realizaron análisis morfoestructurales de raíces con microscopio electrónico de barrido (MEB).

Resultados y Conclusiones

Cr fue el metal que mostró la mayor remoción en agua en todos los tratamientos. La remoción final de Cr fue 99,9, 94,4, 99,9 y 93,4 % para Comb200; Comb600; Comb200+nut., y Comb600+nut., respectivamente. La remoción de Ni fue de 88,2; 59,6; 89,6 y 53,2% para Comb200, Comb600, Comb200+nut. y Comb600+nut., respectivamente. La remoción de Zn fue de 89,7; 57,5; 92,2 y 50,8% para Comb200, Comb600, Comb200+nut., y Comb600+nut., respectivamente. No hubo diferencias significativas en los porcentajes de remoción entre los tratamientos con y sin agregado de nutrientes a las menores concentraciones. Para los tres metales, el sedimento mostró las mayores concentraciones que los tejidos vegetales (Fig. 1) siendo el principal compartimento acumulador de metales. Es ampliamente informado que los metales se acumulan principalmente en los sedimentos (Di Luca et al., 2016). En los tejidos, las mayores concentraciones de Cr se observaron en las raíces y no hubo diferencias significativas entre los

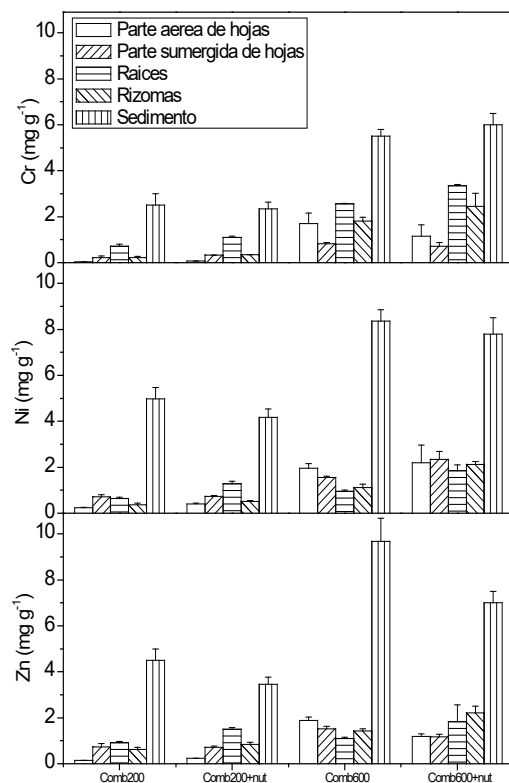


Fig.1. Concentraciones de metales en tejidos vegetales y sedimentos determinados al final del experimento.

tratamientos con y sin adición de nutrientes. Las concentraciones de Ni y Zn en las hojas no fueron significativamente diferentes que, en las raíces en todos los casos, excepto en Comb200+nut., indicando que hubo translocación.

A pesar de las concentraciones de metales extremadamente altas utilizadas en nuestro trabajo, la adición de nutrientes favoreció el crecimiento de las plantas. Los tratamientos con adición de nutrientes mostraron una tasa de crecimiento relativo significativamente mayor que la obtenida en los tratamientos correspondientes sin adición de nutrientes (Fig. 2). Las tasas de crecimiento relativas fueron positivas en todos los tratamientos, pero fueron significativamente más bajas que las obtenidas en el control, lo que demuestra la inhibición del crecimiento.

En la Fig.3 se observan los parámetros morfométricos internos de raíces en todos los tratamientos. Los

tratamientos Comb200 y Comb600 con y sin nutrientes registraron cambios morfométricos en comparación con los dos controles. La respuesta a la toxicidad de los metales, se ve reflejada en la disminución de las ATR. Se pudieron observar raíces más finas y frágiles en los tratamientos con agregado de metales. La adición de nutrientes permitió amortiguar los efectos tóxicos de los metales, sin embargo, las áreas de las raíces fueron significativamente menores en comparación con los

Controles. Las ATR del Control 2 fueron significativamente mayores que el Control 1, esto puede deberse a que la planta acorta sus raíces y las áreas de las mismas aumentan como una respuesta

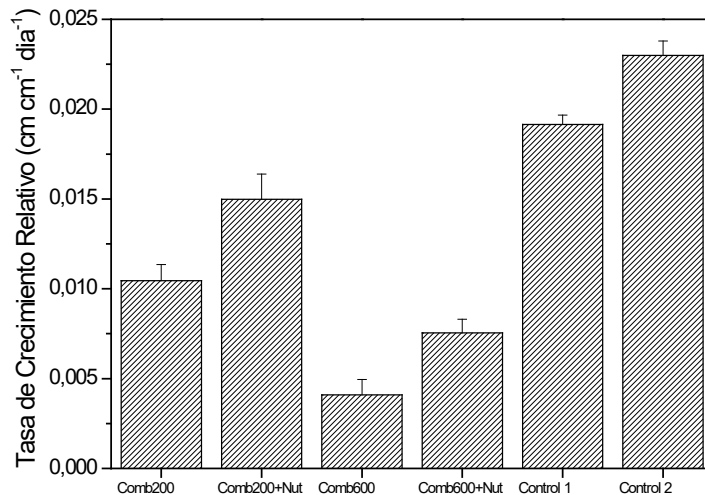


Fig.2. Tasa de crecimiento relativo obtenido al final del experimento.

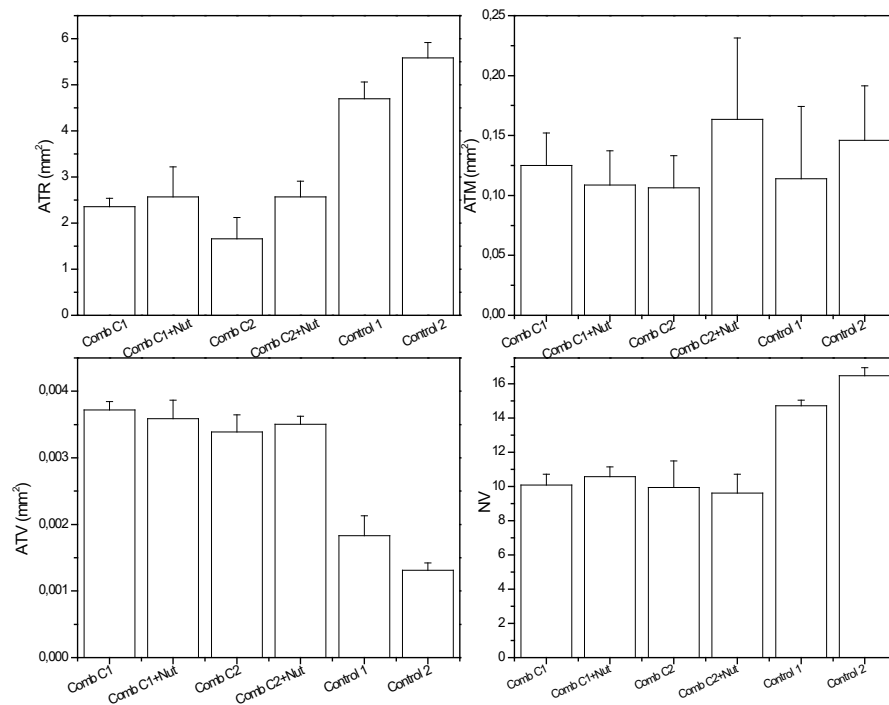


Fig.3. Parámetros morfométricos de raíces (ATR, ATM, ATV y NV).

morfológica a la presencia de los nutrientes. En cuanto a las ATM no se observaron diferencias significativas en todos los tratamientos. Las ATV más bajas se observaron en los Controles en comparación con los tratamientos con agregado de metales con y sin nutrientes. Generalmente, las plantas cambian la morfología de las raíces aumentando las áreas de los vasos metaxilemáticos y disminuyendo el NV (en algunos casos se pudo observar que los vasos se encontraban obturados provocando la baja viabilidad de los mismos) en presencia de metales, disminuyendo, de esta manera, la superficie de contacto con los metales, evitando que se transloquen a las partes aéreas. En cuanto a las imágenes SEM (Fig.4.), se puede observar daños en los tejidos radiculares en los tratamientos Comb200 y Comb600 con y sin agregado de nutrientes.

Se pudo registrar que la presencia de nutrientes en los tratamientos con metales no fue suficiente para evitar los daños en los tejidos de las raíces. Las plantas mostraron inhibición del crecimiento, pero la adición de nutrientes favoreció la tolerancia a los metales. Si bien el rendimiento de las plantas pudo ser limitada y la morfometría radicular mostro cambios visibles en sus áreas, las eficiencias de remoción de metales fueron altas. Debido a que las concentraciones de contaminantes estudiadas son extremadamente altas que las concentraciones encontradas en humedales naturales y construidos para el tratamiento de efluentes industriales, nuestros resultados demuestran la capacidad de *T. domingensis* para sobrevivir a un volcado accidental con altas concentraciones de metales.

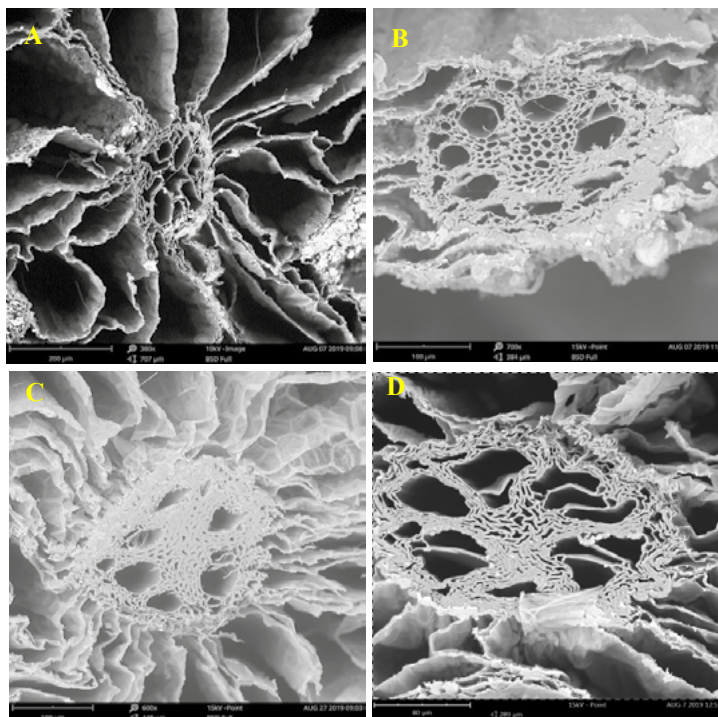


Fig.4. Imágenes SEM de cortes transversales de raíces. A. Comb 200. B. Comb 600. C. Comb200+nut. D. Comb600+nut.

Bibliografía

- APHA, (2012), Standard methods for the examination of water and waste-water. Amer. Publ. Health Assoc, New York.
- Luo, Y., Sun, S., Zhang, H., (2019), Effectiveness of various wetland vegetation species on mitigating water pollution from highway runoff. *Water Environ. Res.*, **91**(9), 906-917.
- Maine, M.A., Hadad, H.R., Sánchez, G.C., Di Luca, G.A., Mufarregge, M.M., Caffaratti, S.E., Pedro, M.C., (2017), Long-term performance of two fee-water surface wetlands for metallurgical effluent treatment. *Ecol. Eng.*, **98**, 372-377.
- Mufarregge, M.M., Hadad, H.R., Di Luca, G.A., Sanchez, G.C., Maine, M.A., Caffaratti, S.E., Pedro, M.C., (2018), Organic matter effects on the Cr(VI) removal efficiency and tolerance of *Typha domingensis*. *Water Air Soil Pollut.*, **229**, 384.
- Hadad, H.R., Maine, M.A., Mufarregge, M.M., del Sastre, M.V., Di Luca, G.A., (2011), Bioaccumulation kinetics and toxic effects of Cr, Ni and Zn on *Eichhornia crassipes*. *J. Hazard. Mat.*, **190**, 1016-1022.
- Di Luca, G.A., Mufarregge, M.M., Hadad, H.R., Maine, M.A., (2016), Distribution of high Zn concentration in unvegetated and *Typha domingensis* vegetated sediments. *Environ. Earth Sci.*, **75**(9), 773-781.



“Ensayos de toxicidad en *Canna glauca* utilizando líquido lixiviado proveniente de un relleno sanitario cerrado”

M.E. Iturria*; D.G. Allende*; H.R. Hadad**

* CEAMSE Villa Domínico, San Vicente y Guaminí s/n, B1874 Villa Dominico, Buenos Aires, marisaiturria@gmail.com; david.allende@frm.utn.edu.ar

** Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Santiago del Estero 2829, (3000) Santa Fe, Argentina, hadadherman@gmail.com

Resumen: Los líquidos lixiviados generados por un relleno sanitario son un problema ambiental en áreas urbanas de muchos países. Una alternativa para su tratamiento es la utilización de un sistema de humedales construidos híbridos (HCHs), por lo que es necesario encontrar las mejores alternativas entre especies de macrófitas de acuerdo con las características del efluente de ingreso. El presente trabajo se enfoca en el estudio de la viabilidad de uso de *Canna glauca* en un sistema HCH, evaluando su germinación y crecimiento a diferentes concentraciones de líquido lixiviado. Las concentraciones aplicadas fueron 0% v/v, 10% v/v, 25% v/v, 50% v/v, 75% v/v y 100% v/v. Como blanco y para preparar las soluciones de lixiviado, se utilizó agua proveniente de un proceso de ósmosis inversa. Se favoreció la germinación de semillas aplicando una técnica desarrollada específicamente para *C. glauca*, en la que se consideró escarificación, tiempo de germinación y temperatura específicos. Durante la germinación, se comprobó que un aumento de la concentración de lixiviado disminuyó el crecimiento de plántulas y la longitud de la raíz y la biomasa total aumentó a frente a una exposición de lixiviado de 75% v/v.

Palabras clave *Canna glauca*, líquido lixiviado, toxicidad.

Sesión Rol de las macrófitas, aspectos biológicos y biodiversidad.

Introducción

La gestión de los residuos sigue siendo uno de los principales desafíos de cualquier país del mundo. En especial, uno de los principales problemas asociados con la gestión de rellenos sanitarios es el control de los líquidos lixiviados que pueden generar una gran contaminación si no son gestionados adecuadamente (Tchobanoglous y Burton, 1996). La matriz del lixiviado es acuosa, con elevada concentración de materia orgánica (representada por alto contenido de DBO, DQO y COT), que es variable de acuerdo con la edad del relleno. El uso de sistemas de humedales construidos para el tratamiento de líquidos lixiviados es una alternativa eficiente y de bajo costo para la remoción de la materia orgánica y constituyentes inorgánicos de un lixiviado, en particular un humedal construido híbrido (HCH) que ha sido probado principalmente para la remoción de nitrógeno y otros contaminantes (Bulc, 2006, Vymazal et al., 2013, Maine et al., 2019). Además de factores de diseño, como la hidráulica o la elección del sustrato, el principal componente del humedal son las macrófitas. Dado que las plantas necesitan condiciones ambientales de crecimiento óptimas en cada fase de su ciclo de vida, incluyendo la germinación, crecimiento inicial y estacional, es fundamental la determinación de la especie apropiada de acuerdo con las características variables de los lixiviados y al diseño del humedal. El objetivo de este trabajo fue evaluar la viabilidad de uso de *Canna glauca* en un sistema HCH, evaluando su germinación y su crecimiento a diferentes concentraciones de líquido lixiviado. La propuesta de uso de esta especie se debe a que se trata de una planta fácil de encontrar localmente y a que se encuentra naturalmente en humedales cercanos al área de estudio.



Materiales y Métodos

Con el objeto de corroborar el desarrollo y crecimiento de *C. glauca* a una concentración óptima de líquido lixiviado a la cual sería expuesta en un sistema HCH, se realizó una evaluación de toxicidad. Para esta especie se desarrolló una técnica de germinación específica que contó con los siguientes pasos: a) Escarificación de las semillas, por un medio físico, utilizando una lija fina; b) Incubación: utilizando cajas de Petri de 100 mm de diámetro, un papel filtro de 90 mm de diámetro con nivel de poro equivalente al papel Whatman® No. 3, donde se colocaron 20 semillas por cada caja, y un volumen de 20 ml de diferentes concentraciones de lixiviado. La temperatura de trabajo fue de 20°C y la incubación se realizó durante 5 días; c) Preparación de las diluciones: se utilizaron las diluciones 0% v/v, 10% v/v, 25% v/v, 50% v/v, 75% v/v y 100% v/v de lixiviado. Cada dilución se realizó con agua proveniente de un proceso de ósmosis inversa. Se colocaron 20 ml en cada caja de Petri y cada análisis se realizó por duplicado. Posteriormente se realizó el análisis del líquido lixiviado a utilizar, determinando los siguientes parámetros: DQO, DBO, Sólidos Totales, pH, conductividad y temperatura. Se realizaron 6 experimentos con las 6 diluciones planteadas y sus duplicados, por lo cual, en cada uno se utilizaron 240 semillas en total distribuidas entre las 12 cajas de Petri. Una vez transcurrido los 5 días de exposición se contabilizaron las semillas germinadas considerando todas las semillas que generaron una radícula mayor a 1 mm. (Di Salvatore et al., 2008); d) Post incubación: se realizó la medición de las raíces de las semillas germinadas y se analizó el porcentaje de germinación.

Las características del líquido lixiviado se resumen en la Tabla 1. Se destaca particularmente la alta conductividad y gran cantidad de materia orgánica disuelta, representada por la demanda bioquímica de oxígeno (DQO).

Tabla 1. Composición del líquido lixiviado utilizado en las experiencias con *C. glauca*.

	DQO (mg/l)	DBO (mg/L)	Sólidos Totales (mg/L)	Conductividad (uS/cm)	pH	Temp. (°C)
Experimentos 1 a 6	1996,66±214,05	122,10±46,39	7652,00±1066,46	14574,00±1880,01	8,23±0,03	21,26±2,63

Luego de la germinación se procedió a trasplantar todas las semillas germinadas y no germinadas, en reactores de 200 cm³, utilizando como sustrato compost proveniente de poda de árboles (pH: 7.27 y conductividad: 1546 us/cm). Se observó su crecimiento durante 5 meses, midiendo el largo la plántula y se mantuvo siempre la humedad en el sustrato regando con la dilución correspondiente a cada caso. En todos los casos se realizó el análisis correspondiente a cada caso del líquido a utilizar (DQO, DBO, ST, pH, conductividad, temperatura).

Finalmente, se continuó con el estudio del crecimiento de las plantas en reactores de 20 litros a temperatura ambiente exterior, para lo cual se colocaron los plantines en dichos reactores, utilizando como sustrato compost. Durante el primer mes los reactores se regaron con agua con el objeto de aclimatar las plantas. En todos los casos se observó el crecimiento de las hojas de la planta durante 4 meses. Estas plantas se utilizarán en futuros trabajos en el sistema de HCH.

Resultados y Conclusiones

En la Tabla 2 se muestran los índices obtenidos de la evaluación del crecimiento de las raíces de las semillas de *C. glauca* en cada una de las concentraciones, al final de la exposición. En la misma, los índices IGN (Índice del porcentaje de germinación residual normalizado) e IER (Índice de porcentaje de elongación radical residual normalizado) establecen valores de toxicidad que van desde -1 a valores



mayores a cero, estos últimos indican hormesis. Para el resto de los valores se consideran las siguientes categorías de toxicidad: de 0 a -0,25 baja toxicidad, de -0,25 a -0,5 toxicidad moderada, de -0,5 a -0,75 muy tóxico, de -0,75 a -1 toxicidad muy alta (Bagur González et al., 2011).

Asimismo, el aumento de la biomasa medida como crecimiento de los plantines (en cm), trasvasados a un recipiente de 200 cm³, desde los recipientes de incubación, para las diferentes diluciones expresadas en %v/v, demuestra un desarrollo normal de los plantines. La Tabla 1.3 muestra para cada dilución de lixiviado la altura promedio que lograron los plantines, la cantidad de plantines que crecieron (expresado en %) a partir de las semillas germinadas en el paso anterior. Finalmente, en la Tabla 1.4 se muestra la cantidad de plantines que continuaron creciendo al ser trasvasados a un reactor de 20 litros, la altura promedio luego de dos meses y medida de la raíz realizada durante el trasvaso de los plantines (ambas en cm).

Tabla 2. Índices de crecimiento de las raíces luego de la germinación, para diferentes concentraciones de lixiviado expresadas en %v/v (tomados de Hoekstra et al., 2002, Walter et al., 2006 y Bagur González et al., 2011).

Concentración de lixiviado	0%v/v	10%v/v	25%v/v	50%v/v	75%v/v	100%v/v
Promedio longitud de raíz (cm)	1,62±1,15	1,55±1,05	1,50±1,00	1,61±1,76	1,30±0,71	0,90±0,56
Porcentaje de germinación (% semillas que dieron raíz)	85,00	81,67	76,25	73,75	77,50	57,92
N° semillas germinadas	204	196	183	177	186	139
Porcentaje de germinación relativa de la semilla (%GRS)		96,08	89,71	86,76	91,18	68,14
Porcentaje de crecimiento relativo de la radícula (%CRR)		95,41	92,13	99,01	80,02	55,51
Índice de germinación (%IG)		91,67	82,64	85,90	72,96	37,82
Índice del porcentaje de germinación residual normalizado (IGN)		-0,04	-0,10	-0,13	-0,09	-0,32
Índice de porcentaje de elongación radical residual normalizado (IER)		-0,05	-0,08	-0,01	-0,20	-0,44
Cantidad de semillas en total germinadas en todas las experiencias	204	196	183	177	186	139
Toxicidad		Baja toxicidad	Baja Toxicidad	Baja Toxicidad	Toxicidad moderada	Toxicidad

Tabla 3. Cantidad de plantines desarrollados a partir de las semillas germinadas en la etapa de incubación, altura de estos medida en cm y % de crecimiento.

Dilución de líquido lixiviado %v/v	100%	75%	50%	25%	10%	0%
Promedio altura de la planta (cm)	14,18	13,88	14,84	15,63	14,94	8,33
Cantidad de plantines	26	53	35	21	18	5
% plantines crecidos a partir de las semillas germinadas	18,71%	28,49%	19,77%	11,48%	9,18%	2,45%
% semillas germinadas	57,92%	77,50%	73,75%	76,25%	81,67%	85,00%



Tabla 4. Cantidad de plantines que crecieron en reactor de 20 litros luego de ser trasvasados desde los recipientes de 20 cm³, longitud de raíz y la altura de estos luego de 2 meses.

Dilución de líquido lixiviado %v/v	100%	75%	50%	25%	10%	0%
Promedio de longitud de hoja (cm)	42,24±15,36	39,99±14,74	43,26±17,34	46,47±17,02	43,54±17,77	35,55±10,08
Cantidad de plantas	28	51	28	19	20	5
Promedio de la longitud de la raíz antes del trasvaso (cm)	7,38±3,60	7,56±4,89	6,52±3,43	9,63±4,45	8,58±4,25	3,75±1,14

Los resultados indican que el líquido lixiviado no impide la germinación de las semillas de *C. glauca* en ninguna de las diluciones utilizadas, aunque se observa una disminución en la cantidad de semillas germinadas y en la longitud promedio de las raíces, luego de los cinco días de incubación. La mayor cantidad de plantines en crecimiento, en recipientes de 200 cm³ se dio a la dilución de 75%v/v, siendo la altura de los plantines relativamente constante entre las diferentes diluciones, pero con una diferencia respecto al blanco que podría responder a un efecto fertilizante del líquido. Los plantines trasvasados a los reactores de 20 litros demostraron un excelente desarrollo, creciendo un 50% respecto a su tamaño anterior en dos meses. Dado el desempeño observado, es posible recomendar el uso de *C. glauca* en humedales construidos para el tratamiento de líquidos lixiviados provenientes de un relleno sanitario, debido a su desarrollo y crecimiento demostrado en las experiencias.

Referencias

- Bagur-González M.G., Estepa-Molina C., Martín-Peinado, F. y Morales-Ruano, S. (2011). Toxicity assessment using *Lactuca sativa* L. Bioassay of the metal(loid)s As, Cu, Mn, Pb and Zn in soluble-in-water saturated soil extracts from an abandoned mining site. *J. Soil. Sediment.* 11, 281-289.
- Bulc, T.G., Ojstršek, A., Vrhovšek, D. (2006). The use of constructed wetland for textile wastewater treatment. *Proceeding of the 10th International Conference Wetland Systems for Water Pollution Control, MAOTDR 2006, Lisbon, Portugal*, pp. 1667-1675.
- Hoekstra, N.J, Bosker, T., Lantinga, E.A. (2002). Effects of cattle dung from farms with different feeding strategies on germination and initial root growth of cress (*Lepidium sativum* L.). *Agric. Ecosyst. Environ.* 931-3, 189-196.
- Maine, M.A., Hadad, H.R., Sánchez, G.C., Pedro, M.C., Caffaratti, S.E., Silvestrini N.E., Mufarrege M.M., Di Luca, G.A. (2019). Hybrid constructed wetlands for the treatment of wastewater from a fertilizer manufacturing plant: Microcosms and field scale experiments. *Sci. Tot. Environ.* 650, 297-302.
- Tchobanoglous, G., Burton F.L. (1996). *Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, vertido y reutilización*. Vol. 2, 3era. ed. Metcalf & Eddy, Inc. McGraw-Hill. México D.F. 1485 pp.
- Vymazal, J. (2013). The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. *Water Res.* 47, 4795-4811.
- Walter, I., Martínez, F., Cala, V. (2006). Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. *Environ. Pollut.* 139, 507-514.



Evaluación de la resistencia del lirio acuático (*Eichhorniacrassipes*) a vinazas tequileras crudas y tratadas

Juan Pablo Delgado*, Juan Daniel González*, Florentina Zurita*

* Laboratorio de Calidad Ambiental, Centro Universitario de la Ciénaga, Universidad de Guadalajara. Av. Universidad 1115, Ocotlán, Jalisco 47820, México.jpablo.delgado@alumnos.udg.mx*, dany13jd@gmail.com, fzurita2001@yahoo.com

Resumen: El objetivo de esta investigación fue evaluar la resistencia del lirio acuático (*Eichhorniacrassipes*) a la exposición de vinazas tequileras, uno de los principales residuos del proceso de fabricación del tequila. Para ello, se utilizaron dos tipos de vinaza tequilera: vinaza cruda y vinaza digerida (tratada mediante un sistema anaerobio); la vinaza se diluyó a distintas concentraciones con agua residual doméstica. El estudio tuvo una duración de 8 meses, durante los cuales se trabajó en tres etapas. Una etapa preliminar (EP), con una duración de 11 semanas, con el objetivo de obtener un panorama general del rango de concentraciones que soportaba el lirio. En ésta se encontró que el lirio acuático soporta hasta el 10% de concentración de vinaza cruda (alrededor de 4000 mg/L de DQO). Posteriormente, se trabajaron dos etapas, las cuales tuvieron una duración de 13 (E1) y 7 semanas (E2), respectivamente. En la primera de ellas se utilizó vinaza cruda obteniendo como resultado que la planta soporta una concentración del 7%. En la segunda etapa, se utilizó vinaza digerida (DQO alrededor de 2000 mg/L), encontrándose una resistencia al 100% de concentración de vinaza. Estos resultados indican que el lirio acuático se puede utilizar en humedales superficiales como parte de un tren de tratamiento sustentable para las vinazas tequileras.

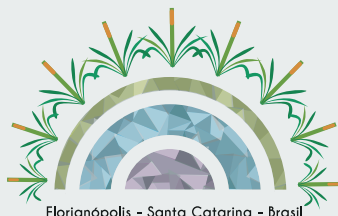
Palabras Clave: clorofila, conductividad eléctrica, humedales superficiales

Session .. – Rol de las Macrófitas, aspectos biológicos y biodiversidad

Introducción

Actualmente, una de las principales actividades industriales en el estado de Jalisco, México es la producción de tequila. El proceso de generación de esta bebida tradicional trae consigo dos residuos principales: el bagazo de agave y la vinaza tequilera, siendo esta última un líquido de color café con un pH ácido, alta temperatura, olor dulce y alto contenido de materia orgánica y sólidos en suspensión (López-López et al., 2010). Por los altos costos que implica la construcción y operación de sistemas de tratamiento para efluentes con estas características, es frecuente que las vinazas se viertan a ríos o drenajes municipales, causando un enorme deterioro ambiental, por lo que se requiere la búsqueda de alternativas de tratamiento más sustentables.

Por otra parte, la contaminación de los ríos y otros cuerpos de agua en México se torna cada vez más grave, como consecuencia, esta situación propicia un ambiente ideal para el crecimiento de plantas acuáticas, dentro de las cuales la especie más común es el lirio acuático (*Eichhorniacrassipes*). La capacidad adaptativa superior de esta planta es tal que se considera una plaga (Rial, 2013), ya que se le encuentra en cuerpos de agua con diferentes niveles de contaminación, incluyendo cuerpos de agua con descargas



industriales. Por lo tanto, probablemente, el lirio acuático se podría utilizar como macrófita flotante en humedales superficiales para la depuración de vinazas tequileras, como parte de un tren de tratamiento pasivo. Es por ello que este trabajo tuvo como objetivo evaluar la resistencia de esta especie ante vinazas tequileras crudas y tratadas anaeróbicamente.

Materiales y Métodos

Las plantas de lirio acuático que se utilizaron fueron obtenidas de un riurbano, tomando en cuenta su salud relativa; es decir, se eligieron plantas de un color verde fuerte y de un tamaño similar, para asegurar homogeneidad en los sistemas. El estudio se realizó durante 8 meses, y se dividió en tres etapas. Una etapa preliminar (EP) en la que se utilizó vinaza cruda, una primera etapa de prueba (E1), con vinaza cruda (E1), y una segunda etapa de prueba (E2) en que se utilizó vinaza tratada anaeróbicamente. Las características de las aguas residuales y vinazas se muestran en la Tabla 1.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos iniciales del agua residual y las vinazas utilizadas en las diluciones (promedio \pm desviación estándar).

Parámetros	Agua Residual	Vinaza cruda	Vinaza tratada
Demanda Química de Oxígeno (DQO) (mg/L)	192.3 \pm 139.3	42900	2382
Sólidos Suspendidos Totales (SST) (mg/L)	73.1 \pm 57.6	1480	180
pH	7.8 \pm 0.2	4.18 \pm 0.34	7.38
Color aparente (Unidades Pt-Co)	585.71	34600	2550
Conductividad eléctrica (μ S/cm)	836.78	4940	2590

En la EP, se utilizaron contenedores en los que se adicionó 25 L de vinaza diluida con agua residual doméstica (ARD). Se evaluó a 5 diferentes concentraciones: 75%, 50%, 25%, 20% y 10% con el objetivo de tener un panorama general del rango de concentraciones que soportaba la planta. Durante E1 y E2, se trabajó con sistemas por duplicado. Los sistemas fueron conformados por contenedores cilíndricos de aproximadamente 5 L; en cada contenedor se utilizó un volumen de 3L de ARD o vinaza tequilera diluida y dos plantas de lirio acuático. Para la E1 se partió de los resultados obtenidos en la etapa preliminar y las concentraciones se fueron incrementando al no observarse signos de estrés en las plantas. Por esta razón, la configuración de los sistemas fue la siguiente: en el SI (sistema control) el lirio se expuso a ARD, en el SII y SIII se agregaron concentraciones de 3 y 5% de vinaza cruda respectivamente, ocupando el volumen faltante con ARD. Pasadas tres semanas, la concentración se modificó a 5 y 7%. Posteriormente, transcurridas 4 semanas, la concentración de vinaza cruda se modificó a 7 y 10%, manteniéndose así hasta completar 13 semanas de monitoreo. Durante E2, la configuración de los sistemas fue la siguiente: al SI (sistema control) se le adicionó 3L de ARD, en el SII se agregó una porción correspondiente al 20% en volumen de vinaza digerida y el volumen restante fue ocupado

por ARD. De igual manera, para el SIII y SIV, donde se agregaron concentraciones de 40% y 60% respectivamente. Transcurridas tres semanas, la concentración de vinaza se modificó, quedando entonces concentraciones de 40, 60 y 80%. Finalmente, después de dos semanas, las concentraciones de vinaza digerida se incrementaron a 80 y 100%.

Para las tres etapas de monitoreo, se analizó el estado final e inicial de cada sistema mediante 4 parámetros cada siete días: clorofila, pH, conductividad eléctrica (CE) y color aparente. Una vez tomados los datos de las condiciones finales, el ARD y la vinaza diluida se sustituían manteniendo las concentraciones descritas para cada sistema. El contenido relativo de clorofila se en las hojas de cada una de las plantas con el medidor SPAD 502 Plus KONIKA MINOLTA, obteniendo un promedio de la misma. Los parámetros de pH, CE (con un equipo HQ40d) y color aparente, se midieron al ARD y a la vinaza tequilerá diluida.

Resultados y conclusiones

La EP se realizó durante 11 semanas y se encontró que en concentraciones menores al 20% de vinaza cruda, el lirio acuático presenta un cierto grado de resistencia; sin embargo, sólo con concentraciones del 10%, las plantas mostraron signos de adaptabilidad, resistiendo las 11 semanas; esto con base en el comportamiento de contenido de clorofila (Fig. 1). Respecto a concentraciones superiores, se observó que el lirio acuático no es capaz de soportar la exposición directa; incluso a concentraciones mayores o igual al 50% de vinaza cruda, los efectos se pudieron apreciar de manera casi inmediata en la salud de las plantas.

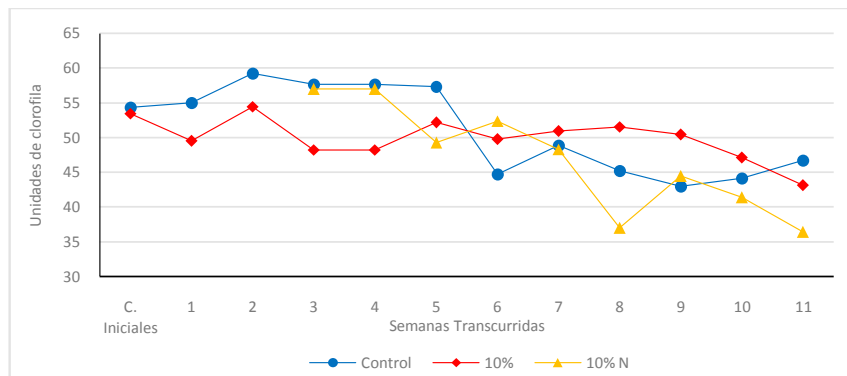


Figura 1. Comportamiento de la clorofila en el lirio acuático durante la EP.

Por otro lado, aparentemente, el lirio acuático tiende a elevar el pH a valores entre 8.2-8.7 conforme transcurre el tiempo de exposición (Fig. 2.); que caen dentro de sus niveles de tolerancia. Asimismo, se encontró que a medida que la concentración de vinazas aumentaba, el estrés de la planta era mayor; este efecto se vio reflejado en su salud y en la reducción de la tasa de evapotranspiración; como parte de la activación de reacciones fisiológicas para el proceso de desintoxicación de las plantas (Wu et al., 2015).

Durante E1, se encontró que el rango máximo de concentración en donde puede sobrevivir el lirio en buenas condiciones es del 7%, mientras que la concentración del 10%, la puede soportar por un periodo de aproximadamente 4 semanas (Fig. 3^a).

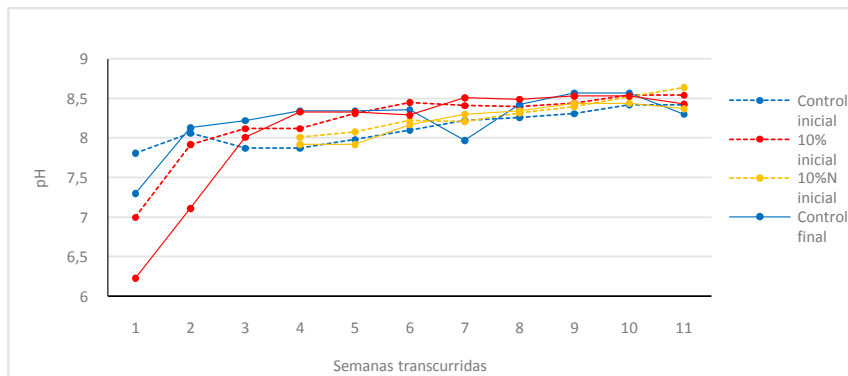


Figura 2. Comportamiento del pH de los diferentes sistemas durante EP

En la E2, al utilizar vinaza digerida, la respuesta de las plantas fue más favorable, encontrándose una resistencia/sobrevivencia y buen desarrollo al 100% de vinaza (Fig.3b). En algunos casos, el contenido relativo de clorofila fue incluso mayor en los sistemas con vinaza diluida que el control.

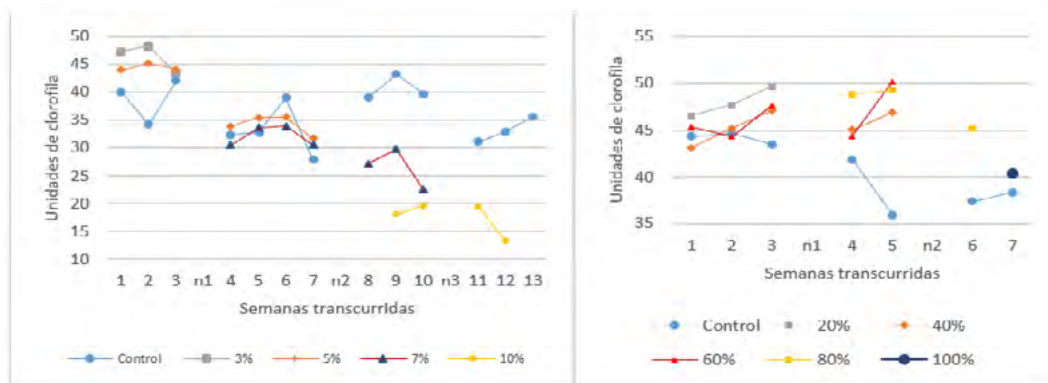


Figura 2. a) Comportamiento en el contenido de clorofila del lirio acuático durante E1. b) Comportamiento de la clorofila del lirio acuático durante E2.

Referencias

- López-López, A., Dávila-Vazquez, G., León-Becerril, E., Villegas-García, E., Gallardo-Valdez, J. (2010), Tequila vinasses: generation and full scale treatment process. *Reviews in environmental science and bio/technology*, 9: 109-116.
- Rial B. A. (2013) Plantas acuáticas: aspectos sobre su distribución geográfica, condición de maleza y usos. *Biota Colombiana*. 14(2):79-91.
- Wu, X.; Dodgen, L.K.; Conkle, J.L.; Gan, J. Plant uptake of pharmaceutical and personal care products from recycled water and biosolids: A review. *Science of The Total Environment* 2015, 536, 655-666.



Influence of evapotranspiration, hydraulic and organic loading rate on constructed wetlands with two different macrophytes for domestic wastewater treatment

Alexandre Arruda Atalla*, Milina de Oliveira*, Nathália Sanches dos Santos*, Vinícius Bispo dos Santos*, Beatriz Santos Machado*, Fernando Jorge Correa Magalhães Filho*

* Agrosantech – Agrotechnology-Oriented Sustainable Sanitation Research Group, Department of Sanitary and Environmental Engineering, Dom Bosco Catholic University, Campo Grande, Brazil, aleatalla@gmail.com, milinaoliveira@gmail.com, nathaliasanchesds@gmail.com, viniciusbispods@gmail.com, beatriz_santos1415@hotmail.com fernando@ucdb.br

Abstract: Constructed Wetlands (CW) are characterized as a sustainable and simplified technology for wastewater treatment. In these systems, the plants used to play important roles, where their evapotranspiration (ET) process can influence the water volume in CWs and the treatment efficiency. This study evaluated the influence of the plants *Typha domingensis* and *Canna indica* on the treatment of domestic wastewater using two vertical flow CWs, each planted with one of the available macrophytes, under different hydraulic loading rates, 200 mm.d⁻¹ (Phase I), 280 mm.d⁻¹ (Phase II) e 160 mm.d⁻¹ (Phase III). The plants did not present statistical difference between them in the removal of pollutants. However, both showed chemistry oxygen demand (COD) loads removal efficiencies of approximately 73% in phases I and II, total nitrogen (TN) and Ammonia loads removal efficiencies around 95% and 98%, respectively, in phases I, II and III. ET results were also similar in the evaluated CWs units, decreasing from 8.23 mm.d⁻¹ in phase I to 7.78 mm.d⁻¹ in phase III.

Keywords: Vertical flow; *Typha domingensis*; *Canna indica*.

Introduction

The use of simplified technologies can provide access to wastewater treatment for a part of the population that does not have access to a sewer network or an efficient treatment (KADLEC & WALLACE, 2009). One of the examples of that are the Constructed Wetlands (CW), which are engineering systems designed to optimize the process of the natural environment and considered environmentally friendly and sustainable options for wastewater treatment (DOTRO et al., 2017). There are several types of CW configurations, including the subsurface vertical flow Constructed Wetlands (VF-CW). Among the advantages of VF-CW are the high removal of organic matter, high nitrification capacity and occupies smaller areas than other types of CW (SAEED & SUN, 2012).

An important feature of CWs is the use of plants. They play important roles in the treatment, mainly because of their roots and rhizomes, which provides binding sites for microbial biofilms (VYMAZAL, 2011). Moreover, the evapotranspiration (ET) of plants is an important process because it can influence in the treatment efficiency in CWs, increasing the concentration of dissolved compounds due to decreasing of water volume, and increasing the accumulation of pollutants in soil (BIAŁOWIEC; ALBUQUERQUE, RANDERSON, 2014)

There are a lot of studies using different plants and various types of CWs in tropical and subtropical climates for wastewater treatment (ZHANG et al., 2014). A few studies present Hydraulic Loading Rate (HLR) variations in Constructed Wetlands, for example, the research by Weerakoon et al., (2016) that evaluated for 6 months the effects of HLR variation on pollutant removal in VF-CW in tropical conditions, where the performance of these wetland was tested at different HLRs (2.5, 5, 7.5, 10, 12.5, 15, 20, 25, and 30 cm.day⁻¹).

In this sense, this study aimed to evaluate the influence of the plants *Typha* and *Canna* on the treatment of wastewater using vertical flow Constructed Wetlands under different hydraulic loading rates. Where two VF-CWs, each one planted with a different plant, were evaluated.

Material and Methods

The domestic wastewater treatment plant is composed by a septic tank (38.7 m³), followed by two VF-CW units operated in parallel (Figure 1.1). Each VF-CW had a surface area of 0.071 m², useful depth of 0.75 m and sand as filter media. One wetland was planted with *Typha domingensis* (VF-TY) and one wetland with *Canna indica* (VF-CN)

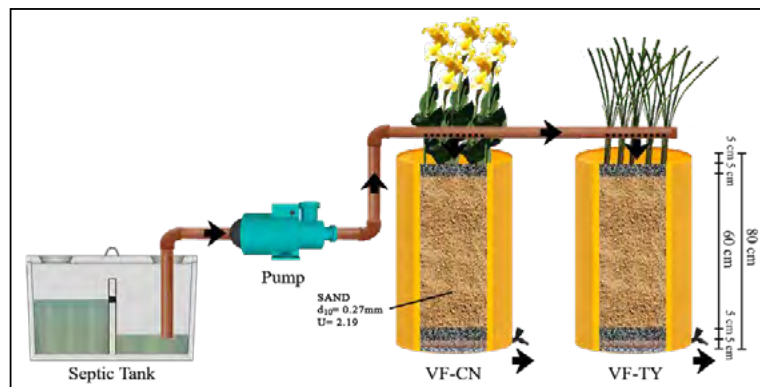


Figure 1.1 Detailed set-up system of VF – CN and VF – TY, receiving domestic wastewater pumped from the septic tank.

The VF-CW units operated with a hydraulic regime variable based on three different phases. Phase I (Dec-2017 to Feb-2018) a hydraulic load rate (HLR) of 200 mm.d⁻¹ (4 pulse per day with 3.55 L per pulse) and an organic load rate (OLR) of 123 g COD m⁻².d⁻¹. Phase II (Mar to May 2018), HLR of 280 mm.d⁻¹ (4 pulse per day with 5 L per pulse) and OLR of 186 g COD m⁻².d⁻¹. Phase III, (Jun to August 2018) HLR of 160 mm.d⁻¹ (4 pulse per day with 3.8 L per pulse) and an OLR of 94 g COD m⁻².d⁻¹. In the all phases, the VF-CW operated with a feeding period of 6 days and 1 day of rest periods.

During the period of this study (Dec-2017 to August-2018), effluent samples from each treatment unit were grabbed once a week. The determination of conventional wastewater quality parameters (total suspended solids (TSS), biochemical oxygen demand (BOD₅), chemistry oxygen demand (COD), total nitrogen (TN), ammonium nitrogen (NH₄-N), nitrate and nitrite nitrogen (NO_x-N), total phosphate (TP)) was done by following the Standard Methods (APHA, 2014). For statistical purposes, the SISVAR program was used, applying the Tukey test, with a significance level of 5% (FERREIRA, 2014). The inlet flow and outflow of each CW unit was monitored, and accordingly evapotranspiration (ET) was estimated based on influent and effluent volumes of each wetland.

Results and Conclusions

Wastewater treatment performance

Different treatment performances were identified in all three operational phases between the VF wetland with *C. Indica* (VF-CN) and the VF wetland with *T. domingensis* (VF-NE) (Figure 1.2). Firstly, TSS load removal showed higher results in phase I (51% for VF-CN and 50% for VF-TY) than phase II and III (45% and 39% for VF-CN and 42% and 34% for VF-TY) in all filters. Zurita, De Anda and Belmont (2009) shows similar results for TSS removal using the plant *Z. aethiopica* under a HLR of 40 mm.d⁻¹.

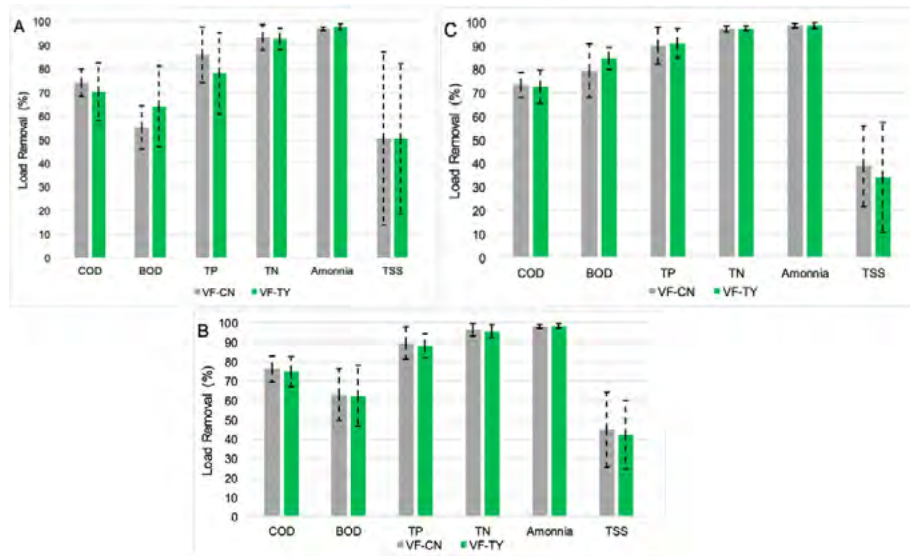


Figure 1.2 Load removal efficiency of vertical flow Constructed Wetlands with *Canna Indica* (VF-CN) and *Typha domingensis* (VF-TY). A) Phase I; B) Phase II; C) Phase III.

COD removal performance was similar for both wetlands, showing no influence of different plants. In phases I and II, COD load removal efficiency was about 73% for VF-CN and VF-TY. However, BOD₅ removal efficiency was of 56% and 63% for VF-CN and 64% and 62% for VF-TY, respectively. While in the phase III, BOD₅ efficiency increased significantly (79% for VF-CN and 84% for VF-TY).

TN removal showed the same performance in all phases and CW all units, showing a TN load removal efficiency around 95% throughout the period. The ammonia removal efficiency also showed results about being of 98% for all phases and CW units. Compared to WU et al., (2011), which applied a hydraulic rate of 120 mm.d⁻¹, all phases presented high rates of nitrogen removal.

TP load showed low concentrations in the effluent of the two wetlands studied, where VF-CN showed similar removal efficiency in all phases (86%, 89%, 90% for phases I, II and III, respectively). However, VF-TY showed lower results in phase I in relation of phase II and III (78%, 88%, 90% for phases I, II and III, respectively). The results of TP shows similar results for all phases compared with Zurita et al. (2011), who applied a HLR of 90 mm.d⁻¹.

The plants *Typha domingensis*, and *Canna indica* did not present statistical difference between them in the removal of pollutants. However, they were effective in removing the physical-chemical parameters of the sewage treated by the septic tank for reuse or effluent release (mean effluent concentration of approximately 60 mg.L⁻¹ for BOD and 1 mg.L⁻¹ for nitrogen).

Evapotranspiration and Plant Growth

During the study period, the CW units shown similar values for ET, decreasing from 8.23 mm.d⁻¹ in phase I (0 to 90 days) to 8.01 mm.d⁻¹ in phase II (90 to 180 days) to 7.78 mm.d⁻¹ in phase III (180 a 270 days) (Figure 1.3). The plants growth is higher in the first 90 days, where ET reaches the highest values (8.23 mm.d⁻¹), which is also reported by Magalhães Filho et al., (2018). After this period, the ET of the units maintains a constant, while the plant growth decreases. The CW-TY shown a slower growth

compared to the VF-CN in phase I. CW-CN shown lower growth variation, reaching a maximum height of 54 cm, which is also observed by Konnerup and Brix (2010).

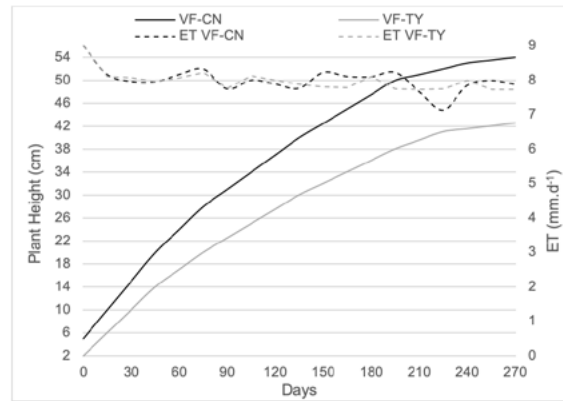


Figure 1.3 Plants Height and Evapotranspiration of VF-CN and VF-TY during the study period.

In this way, the systems proved to be efficient in plant growth and evapotranspiration, where both VF-CW showed to be an good option for domestic sewage treatment, presenting similar growth variation and evapotranspiration (between 7 and 9 mm.d-1).

References

- Białowiec, A.; Albuquerque, A.; Randerson, P. F. (2014), The influence of evapotranspiration on vertical flow subsurface constructed wetland performance. *Ecological Engineering*, **67**, 89–94.
- Dotro, G.; Langergraber, G.; Molle, P.; Nivala, J.; Puigagut, J.; Stein, O.; Von Sperling, M. (2017), Treatment Wetlands. Londres, Inglaterra: International Water Association - IWA, 7.
- Ferreira, D. F. (2014), Sisvar: a Guide for its Bootstrap procedures in multiple comparisons. *Ciênc. agrotec* [online], **38**(2), 109–112.
- Kadlec, R. H.; Wallace, S. D. (2009), Treatment Wetlands. 2. ed. Boca Raton, FL, EUA: Taylor & Francis Group.
- Konnerup, D.; Brix, H. (2010), Nitrogen nutrition of *Canna indica*: Effects of ammonium versus nitrate on growth, biomass allocation, photosynthesis, nitrate reductase activity and N uptake rates. *Aquatic Botany*, **92**(3), 142–148.
- Magalhães Filho, F. J. C.; Sobrinho, T. A.; Steffen, J. L.; Arias, C. A.; Paulo, P. L. (2018), Hydraulic and hydrological aspects of an evapotranspiration-constructed wetland combined system for household greywater treatment. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, **53**(6), 493–500.
- Saeed, T.; Sun, G. (2012), A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. *Journal of Environmental Management*, **112**, 429–448.
- Vymazal, J. (2011), Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. *Hydrobiologia*, **674**, 133–156.
- Weerakoon, G. M. P. R.; Jinadasa, K. B. S. N.; Herath, G. B. B.; Mowjood, M. I. M.; Zhang, D.; Tan, S. K.; Jern, N. W. (2016), Performance of Tropical Vertical Subsurface Flow Constructed Wetlands at Different Hydraulic Loading Rates. *Clean - Soil, Air, Water*, **44**(8), 938–948.
- Wu, S.; Austin, D.; Liu, L.; Dong, R. (2011), Performance of integrated household constructed wetland for domestic wastewater treatment in rural areas. *Ecological Engineering*, **37**(6), 948–954.
- Zhang, D. Q.; Jinadasa, K. B. S. N.; Gersberg, R. M.; Liu, Yu; Jern Ng, W. (2014), Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries - A review of recent developments (2000-2013). *Journal of Environmental Management*, **141**, 116–131.
- Zurita, F.; De Anda, J.; Belmont, M. A. (2009), Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, **35**(5), 861–869.
- Zurita, F.; Belmont, M. A.; De Anda, J.; White, J. R. (2011), Seeking a way to promote the use of constructed wetlands for domestic wastewater treatment in developing countries. *Water Science and Technology*, **63**(4), 654–659.



Influência das condições ambientais nas comunidades microbianas em *wetlands* construídos tratando águas cinza

Bernardes, F. S.*, Chiquito, G. M.*, Takahashi, K. M.*, Wendling, A. C.*, Castro, A. P.**, Paulo, P. L.*

* Cidade Universitária, Av. Costa e Silva - Pioneiros, 79070-900 Campo Grande, MS, fernandosilvabernardes@gmail.com, gabrielchiquito@gmail.com, karen.midori@gmail.com, ana_wendling@hotmail.com, paula.paulo@ufms.br.

** Avenida Tamandaré, 6000 - Jardim Seminário, 79117-900 Campo Grande, MS, p.alinne@gmail.com

Abstract: O conhecimento da diversidade das comunidades microbianas e sua relação com os ciclos biogeoquímicos é um fator essencial para entender e melhorar o desempenho dos *wetlands* construídos (CW). Este estudo combinou análises físico-químicas, sequenciamento de DNA de alto rendimento e métodos estatísticos para obter uma visão da influência das condições operacionais nas comunidades de bactérias e arqueas em um sistema *wetland* construído melhorado (EvaTAC), no tratamento de água cinza clara (ACc). O sistema EvaTAC é composto por uma câmara de evapotranspiração (CEvaT) de fluxo ascendente, que possui uma câmara anaeróbia embutida (Cdig), seguida por um *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial (HSSF-CW). Os resultados mostraram que o potencial redox (ORP) teve relação diretamente proporcional e foi a condição ambiental que mais influenciou na diversidade e riqueza da comunidade microbiana, aumentando ao longo do fluxo da ACc. Por outro lado, a demanda química de oxigênio (DQO) diminuiu, sugerindo uma correlação inversamente proporcional entre esses fatores. A camada inferior da CEvaT, camada de lodo da Cdig, foi atribuída à presença dos filos de *Proteobacteria* e *Synergistetes*, indicando as primeiras etapas da digestão anaeróbia. A camada superior, foi caracterizada pela presença de *Desulfovibrio*, *Syntrophobacter* e *Metanobactéria*, responsáveis pelos processos de sulfidogênese e metanogênese, e a zona CW, foi dominada por microrganismos envolvidos na oxidação do metano. Este estudo, portanto, é importante para orientar o caminho de conversão e estabelecer as condições ambientais ideais para o desenvolvimento das comunidades microbianas desejadas nesses sistemas.

Palavras-chave: Meios filtrantes; Sequenciamento de alto desempenho; Esgoto doméstico

Sessão – Rol de Macrófitas, aspectos biológicos e biodiversidade

Introdução

A difusão global dos *wetlands* construídos (CW) sugere que a interação entre processos de tratamento, características dos efluentes e longos períodos de operação do sistema podem resultar em um entupimento gradual no substrato, o que afeta negativamente o desempenho hidráulico e a remoção de poluentes nos CWs reduzindo definitivamente a vida útil do sistema (Aiello et al., 2016; Kadlec and Wallace, 2009). Para diminuir esse problema, os reatores anaeróbios tem sido testados como tratamento preliminar para reduzir as cargas de sólidos submetidas ao tratamento de esgotos domésticos por CWs (Pedescoll et al., 2011; Ruiz et al., 2010).

Nosso grupo de pesquisa vem propondo um sistema multiestágios compacto para o tratamento descentralizado de água cinza. O sistema, denominado EvaTAC (Evapotranspiração e Tratamento de Água Cinza), é composto por uma Câmara de Evapotranspiração e Tratamento (CEvaT), com uma câmara de digestão anaeróbia embutida (Cdig), conectado em série com um *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial (HSSF-CW). A inovação deste sistema é a Cdig dentro de um CW, uma câmara capaz de receber a água cinza bruta com a função de absorver cargas orgânicas e hidráulicas, através da retenção, sedimentação e digestão, possibilitando a redução do entupimento do meio filtrante do CW. A Cdig é útil no desenvolvimento de comunidades microbianas, devido ao menor fluxo de água e consequentemente menor fluxo de receptores de elétrons nas zonas seguintes, resultando no aparecimento de diferentes grupos de microrganismos (He et al., 2015).

O conhecimento da comunidade microbiana está se tornando uma ferramenta indispensável para melhorar o desempenho e o *design* desses sistemas (Urakawa et al., 2017). Portanto, o objetivo desse estudo foi usar o sequenciamento de DNA de alto rendimento para fornecer uma visão da comunidade microbiana envolvida no processo de degradação da água cinza, correlacionando as condições ambientais aos efeitos na diversidade e estrutura das comunidades bacterianas e das arqueas.

Material e Métodos

O Sistema EvaTAC é composto por dois subsistemas: um tanque de evapotranspiração de fluxo ascendente (CEvaT) com uma câmara anaeróbia embutida (Cdig), seguido por um *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial (HSSF-CW) (Figura 1.1). A Cdig foi feita de tubo de fibra de vidro de 0,5 m de diâmetro e 2,0 m de comprimento, com um volume útil de 392,7 L. A CEvaT e a CW também foram construídas de fibra de vidro com dimensões de 2 m x 1 m (comprimento x largura) e altura de 1,05 m e 0,60 m, respectivamente. Neste estudo, amostras foram coletadas por 51 dias no EvaTAC que já estava em operação contínua ao longo de 5 anos. O sistema operou com uma carga hidráulica de $0,160 \pm 0,08 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ e $0,151 \pm 0,06 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$ de água cinza clara (ACc) bruta para a CEvaT e HSSF-CW, respectivamente, e com uma carga orgânica correspondente de $25,08 \pm 14,29 \text{ g.DQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ para a CEvaT e $19,62 \pm 8,34 \text{ g.DQO} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$ para o HSSF-CW.

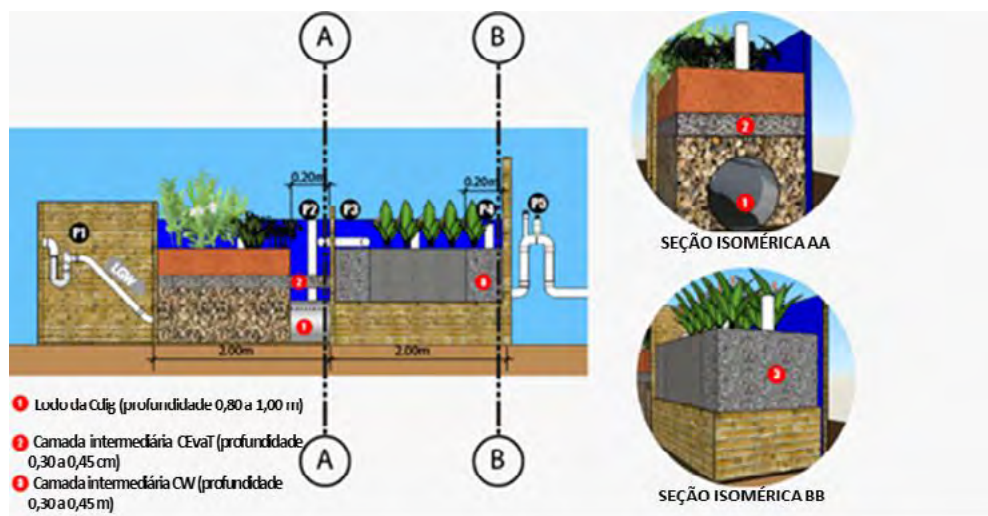


Figura 1.1 Desenho esquemático do sistema EvaTAC, incluindo pontos de amostragem: P1 (entrada do sistema); P2 (piezômetro interno do final da CEvaT); P3 (saída CEvaT e entrada HSSF-CW); P4 (piezômetro interno do final da HSSF-CW) e P5 (saída do sistema). Os números em vermelho mostram os três pontos de amostragem dos biofilmes: camada mais profunda da CEvaT, lodo da Cdig (**L.Cdig**); camada intermediária CEvaT (**CI.CEvaT**) (Brita nº 2), e a camada intermediária da CW (**CI.CW**) (Brita nº 2).

Após 51 dias de monitoramento do Sistema, amostras de biofilme foram coletadas na seção final dos subsistemas ($0,20 \text{ m}^2$ antes da saída) em duas zonas de profundidade: a camada inferior (0,80 a 1,00 m) e a camada intermediária (0,30 a 0,45 m) para a análise de sequenciamento de alto rendimento, de acordo com os métodos utilizados por Yu et al. (2005) e Porat et al. (2010).

Resultados e Conclusões

A condição anaeróbia primária foi verificada em todas as amostras L.Cdig, CI.CEvaT e CI.CW, sendo a L.Cdig a zona mais anaeróbia, com diferença significativa em relação às demais zona ($p < 0,05$). Não

houve diferença significativa na DQO entre a entrada (P1) e a saída da CEvaT (P3) no período monitorado. A diferença significativa na DQO só é observada na saída da HSSF-CW (P5), em comparação com P1 e P3 ($p < 0,05$). O pH foi diferente apenas no L.Cdig, onde a neutralidade foi levemente maior em comparação aos outros pontos de amostragem. A temperatura diminuiu ao longo do fluxo da água cinza, mostrando diferença significativa entre a entrada P1 e L.Cdig para CI.CW e efluente da ACc (P3), com o CI.CEvaT funcionando como zona de transição. Os valores do potencial redox (ORP) aumentaram em média 24,0% no CI.CEvaT em comparação ao L.Cdig.

No presente estudo, as condições ambientais que apresentaram as maiores correlações quanto à diversidade e riqueza da comunidade microbiana foram o ORP e a temperatura, com uma correção positiva e negativa, respectivamente, conforme pode ser observado pela análise de correlação canônica (ACC) (Figura 1.2), a fim de investigar o impacto dessas variáveis físico-químicas nos microrganismos espaciais no nível de gênero.

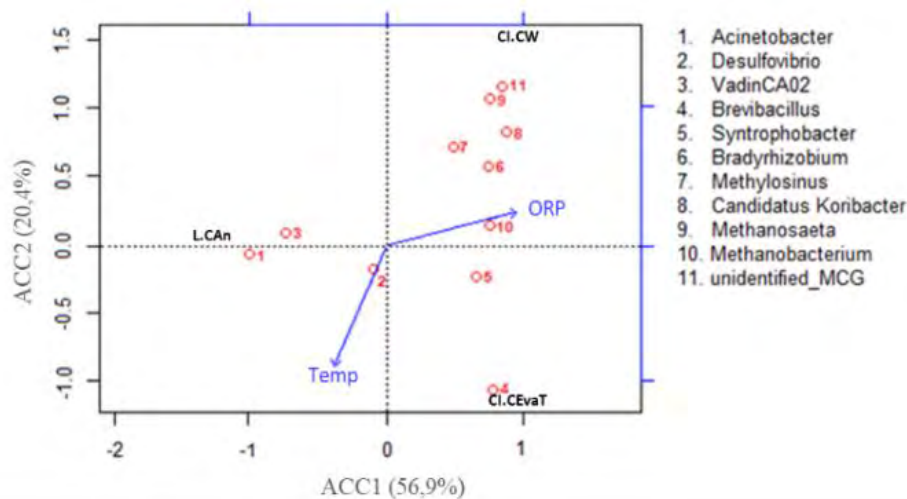


Figura 1.2 Análise de correlação canônica (CAA) para condições ambientais e nível de gêneros microbianos.

As condições que podem ter influenciado o aumento do potencial redox da L.Cdig para CI.CEvaT são: i) o *design* do sistema, caracterizado pela presença de plantas a uma camada de menor profundidade (Lv et al., 2017) e, ii) atividade microbiana. Os gêneros mais abundantes na L.Cdig foram *Acinetobacter*, *Desulfovibrio*, e *VadinCA02*. A presença desses grupos sugere a realização das primeiras etapas da digestão anaeróbica nessa zona, principalmente a hidrólise. A abundância relativa de arqueas no L.Cdig foi baixa, o que pode ser explicada pela: abundância relativa de bactérias redutoras de sulfato (BRS), que pode superar as arqueas metanogênicas e pela baixa taxa de *Firmicutes* e *Syntrophotobacter*, que são conhecidas como bactérias sintróficas e atuam juntamente com as metanogênicas (Nobu et al., 2015; J. Zhang et al., 2018).

A maior diversidade e riqueza microbiana no EvaTAC foi verificado no CI.CW, mesmo com a menor DQO ($151,1 \pm 53,2 \text{ mg.DQO.L}^{-1}$), e pode ser resultado do aumento da condição redox (Xu et al., 2017), que quase atingiu a zona anóxica, alinhada a uma diminuição considerável na abundância relativa de *Desulfovibrio*. Foi observado um aumento de *Alphaproteobacteria* nessa zona, que inclui gêneros metanotróficos, como *Methylosinus*, e *Bradyrhizobium* (Mäkipää et al., 2018). Presume a presença de metanotróficos onde ocorre maior atividade oxidante de metano (Kubo et al., 2012).



Uma importante descoberta foi a baixa abundância do filo *Chloroflexi* no EvaTAC. Foi relatado que este filo existe em grande abundância em CW (Urakawa e Bernhard, 2017). A combinação de i) condições anaeróbias, ii) pH neutro, iii) odor liberado na porção de entrada da CW e, iv) a ausência do gênero *Chloroflexi* nesse sistema pode indicar que o sulfeto, o produto final do microrganismo mais abundante encontrado no EvaTAC (SRB), foi liberado para a atmosfera. Assim, foi observado que as comunidades variaram de acordo com sua posição no sistema, o potencial redox (ORP) foi a condição ambiental que mais influenciou na diversidade e riqueza microbiana. A câmara anaeróbia (Cdig), responsável pela conversão do substrato mais complexo em mais simples, permitiu a predominância de microrganismos na camada média do CEvaT, que estão envolvidos nos processos de sulfidogênese e metanogênese. Influenciados diretamente pelo aumento do potencial redox, o final da CW foi caracterizado pela presença de microrganismos metanotróficos.

Agradecimento

Os autores gostariam de agradecer o suporte obtido pelas instituições Brasileiras: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq; Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES; Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais – FAPEMIG; Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estações Sustentáveis de Tratamento de Esgoto – INCT ETEs Sustentáveis (INCT *Sustainable Sewage Treatment Plants*).

Referências

- Aiello, R., Bagarello, V., Barbagallo, S., Iovino, M., Marzo, A., Toscano, A., (2016), Evaluation of clogging in full-scale subsurface flow constructed wetlands Tracer test. *Ecol. Eng.* **95**, 505–513.
- He, S., Malfatti, S.A., McFarland, J.W., Anderson, F.E., Pati, A., Huntemann, M., Tremblay, J., de Rio, T.G., Waldrop, M.P., Windham-Myers, L., Tringe, S.G., (2015), Patterns in wetland microbial community composition and functional gene repertoire associated with methane emissions. *MBio* **6**, 1–15.
- Kadlec, R.H., Wallace, S.D., (2009), *Treatment Wetlands, Second Edition*, Treatment Wetlands, Second Edition.
- Kubo, K., Lloyd, K.G., F Biddle, J., Amann, R., Teske, A., Knittel, K., (2012), Archaea of the Miscellaneous Crenarchaeotal Group are abundant, diverse and widespread in marine sediments. *ISME J.*
- Lv, T., Zhang, Y., Carvalho, P.N., Zhang, L., Button, M., Arias, C.A., Weber, K.P., Brix, H., (2017), Microbial community metabolic function in constructed wetland mesocosms treating the pesticides imazalil and tebuconazole. *Ecol. Eng.* **98**, 378–387.
- Mäkipää, R., Leppänen, S.M., Sanz Munoz, S., Smolander, A., Tiirola, M., Tuomivirta, T., Fritze, H., (2018), Methanotrophs are core members of the diazotroph community in decaying Norway spruce logs. *Soil Biol. Biochem.* **120**, 230–232.
- Nobu, M.K., Narihiro, T., Rinke, C., Kamagata, Y., Tringe, S.G., Woyke, T., Liu, W.T., (2015), Microbial dark matter ecogenomics reveals complex synergistic networks in a methanogenic bioreactor. *ISME J.* **9**, 1710–1722.
- Pedescoll, A., Corzo, A., Álvarez, E., García, J., Puigagut, J., (2011), The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: An experimental evaluation. *Water Res.* **45**, 3579–3589.
- Porat, I., Vishnivetskaya, T.A., Mosher, J.J., Brandt, C.C., Yang, Z.K., Brooks, S.C., Liang, L., Drake, M.M., Podar, M., Brown, S.D., Palumbo, A. V., (2010), Characterization of archaeal community in contaminated and uncontaminated surface stream sediments. *Microb. Ecol.* **60**, 784–795.
- Ruiz, I., Diaz, M.A., Crujeiras, B., Garcia, J., Soto, M., (2010), Solids hydrolysis and accumulation in a hybrid anaerobic digester-constructed wetlands system. *Ecol. Eng.* **36**, 1007–1016.
- Urakawa, H., Bernhard, A.E., (2017), Wetland management using microbial indicators. *Ecol. Eng.* 108.
- Urakawa, H., Dettmar, D.L., Thomas, S., (2017), The uniqueness and biogeochemical cycling of plant root microbial communities in a floating treatment wetland. *Ecol. Eng.* **108**, 573–580.
- Xu, D., Liu, S., Chen, Q., Ni, J., (2017), Microbial community compositions in different functional zones of Carrousel oxidation ditch system for domestic wastewater treatment. *AMB Express*.
- Yu, Y., Lee, C., Kim, J., Hwang, S., (2005), Group-specific primer and probe sets to detect methanogenic communities using quantitative real-time polymerase chain reaction. *Biotechnol. Bioeng.* **89**, 670–679.
- Zhang, J., Jiao, S., Lu, Y., (2018), Biogeographic distribution of bacterial, archaeal and methanogenic communities and their associations with methanogenic capacity in Chinese wetlands. *Sci. Total Environ.* 622–623, 664–675.



Microbial community dynamics in real-scale vertical flow treatment wetlands fed with raw domestic wastewaters

D. D. Silveira*, P. Belli. Filho**, L. S. Philippi**, T. P. Delforno**, A. Foulquier**, P. Molle**

*Daniele D. Silveira. UFSC, Federal University of Santa Catarina, Campus Universitário, Trindade, CEP 88040-900. Florianópolis, SC, Brazil. danidamasceno28@gmail.com

**Paulo B. Filho. UFSC, Federal University of Santa Catarina, Campus Universitário, Trindade, CEP 88040-900. Florianópolis, SC, Brazil. paulo.belli@ufsc.br

**Luiz S. Philippi. UFSC, Federal University of Santa Catarina, Campus Universitário, Trindade, CEP 88040-900. Florianópolis, SC, Brazil. l.philippi@yahoo.com.br

**Tiago P. Delforno. Microbial Resources Division, Research Center for Chemistry, Biology and Agriculture (CPQBA), Campinas University - UNICAMP, Campinas, SP CEP 13081-970, Brazil. tiago.palladino@gmail.com

**Arnaud Foulquier. CNRS, LECA, Univ. Grenoble Alpes, Univ. Savoie Mont Blanc, 38000 Grenoble, France. arnaud.foulquier@univ-grenoble-alpes.fr

**Pascal Molle. INRAE, UR REVERSAAL, 5 rue de la Doua, F-69100 Villeurbanne, France. pascal.molle@irstea.fr

Abstract: The aim of this study was to assess microbial community dynamics across space and time in the first stage of four full-scale French VF treatment systems. To this end, a structural assessment was performed and quantitative PCR to enumerate the abundance of ammonia-oxidizing (AOB). 16S rRNA sequencing was used to assess the taxonomic profile followed by putative assessment of functional genes. The samples were collected under different conditions, such as operational time (presence/absence of sludge layer on the surface of the filters), season (winter and summer), sampling depth (0, 15 and 30 cm) and operation cycle (rest and feed periods). A structural disparity was noted in the upper layers, whereas higher similarity at 30 cm was observed highlighting the effect of organic matter on bacterial diversity. The 7th rest day was highlighted by an apparent decline in the microbial community abundance. Additionally, qPCR indicated that the largest amount of AOB was found at 30 cm depth and during the feeding period. From the taxonomic profile, *Mycobacterium*, *Acinetobacter*, *Flavobacterium*, and *Nitrospira* were the most abundant genre found in all systems. The functional prediction results showed predicted genes linked to the denitrification process. The results suggested that operating time and season were responsible for the pattern of the microbial community behavior. This study allowed us to further understand the bacterial dynamics and to advance the idea of design modifications made in the first stage of the classical French system to improve nitrogen removal are promising.

Keywords: French VF wetland; Bacterial community taxonomic profile; Functional potential profiling.

Session Rol de macrófitas, aspectos biológicos e biodiversidade.

Introduction

French vertical flow (VF) wetlands, fed by raw wastewater creates an organic deposit layer on the top surface (Molle et al. 2005). The resulting rest and feed periods that are implemented to mitigate clogging issues, as well as distribution pipes density create a spatially (horizontally and with depth) (Molle, 2014) and temporal heterogeneity in the microbial population and, by extension, in microbial activity. This activity is the main factor responsible for the treatment performance and durability of the system. Climate conditions according to implementation location (French VF wetland has been adapted in a number of climates, such as cold (Prost-Boucle et al. 2013; Masi et al. 2016) and tropical climates (Molle et al. 2015; Manjate et al., 2015; Lombard-Latune et al. 2018)) and over season add another layer of variability to the microbiota distribution. Due to the importance of improving nitrogen performances of the first stage of the French system, knowledge of microbial diversity and dynamics, together with the physicochemical results and their relationship with systems operation and efficiency, could help inform design and operation modes in the future. In this framework, this work proposes a multiphase study aimed to assess microbial community through identification of the dominant genes, highlighting the bacteria linked to the nitrogen cycle, and understand their structural and potential function dynamics spatially and temporally on the first stage of French VF treatment systems.



Material and Methods

The first stage of four classical French vertical flow wetlands (denoted as S1 through S4) treating domestic wastewater at full-scale was used for the analysis of microbiota. The objective was to select French VF wetlands with similar designs, but different operational times (short operation time – SOT (S1 and S4), operating approximately for two years, and long operation time – LOT (S2 and S3), i.e., with different deposit layer heights of organic matter) and sample them across two seasons, temperate winter and summer climate conditions. Additionally, different sampling points were selected to conduct the temporal and spatial evaluation including different depths (0, 15 and 30 cm), distance from a feeding point (1 and 2 m). For S3 and S4 systems, additional sampling was conducted to examine the influence of the operation cycle (feeding/rest period) on the microbial communities.

Owing to the focus on the nitrogen cycle in the first stage, the denaturing gradient gel electrophoresis (DGGE) analysis was centered on the ammonia-oxidizing bacteria (AOB), which are responsible for nitrification, to verify the bacterial temporal and spatial profiles. To quantify the functional potential, quantitative PCR was performed based on the number of copies of *amoA*/g pellet of AOB. To explore the microbial community structure and identify the main genera present in VF wetlands, we used a more exhaustive analysis based on High-throughput 16S rRNA sequencing. This technique is highly effective in assessing shifts in microbial communities and consequently, in understanding microbial dynamics over space and time. Besides, if the enzymatic/functional capabilities of a microbial community are considered, one could generate an idea of potential function [8]. For this reason, PICRUSt was applied to understand the potential of microbial function linked to the nitrogen cycle.

Results and Conclusions

Bacterial community structure

As a result of the structural assessment, in system 1 (S1), the statistical values determined by UPGMA indicated a high similarity among different depths and distances ($\approx 80\%$) (Fig. 1a). As for the S2, the differences between the depths - high disparity in the upper layers and greater similarity (85%) in 30 cm was observed (Fig. 1b). This result highlighted the effect of organic matter deposition on bacterial diversity. Moreover, the presence of AOB at 30 cm may indicate that aerobic conditions were prevalent throughout the filter even under various conditions, such as low temperatures. For S3 system, a temporal evolution was observed through the feeding and rest periods (Fig. 1c). We uniformly noted a reduction in diversity and intensity throughout the rest period and an increase during the feeding period. The 7th rest day showed an apparent decline in the number and intensity of bands compared to the first rest days. Thus, it can be concluded that this rest time (seven days) would be enough to avoid an excessive decline in the AOB community, thus optimizing the efficiency of the treatment. Among the depths analyzed, the bacterial community was noted to be more similar (above 90%) at 15 cm and 30 cm. The molecular fingerprint of the S4 system (Fig. 1d) showed that, in general, it appears that in the SOT system, a lower diversity of AOB may be found. This result could be related to the fact that it is a young system.

Quantification of ammonia-oxidizing bacteria

qPCR indicated that the largest amount of AOB was found at 30 cm depth. Concerning the operating cycle, a greater number of copies were found during the feeding period, from which we can infer a greater functional potential of these bacteria in this period.

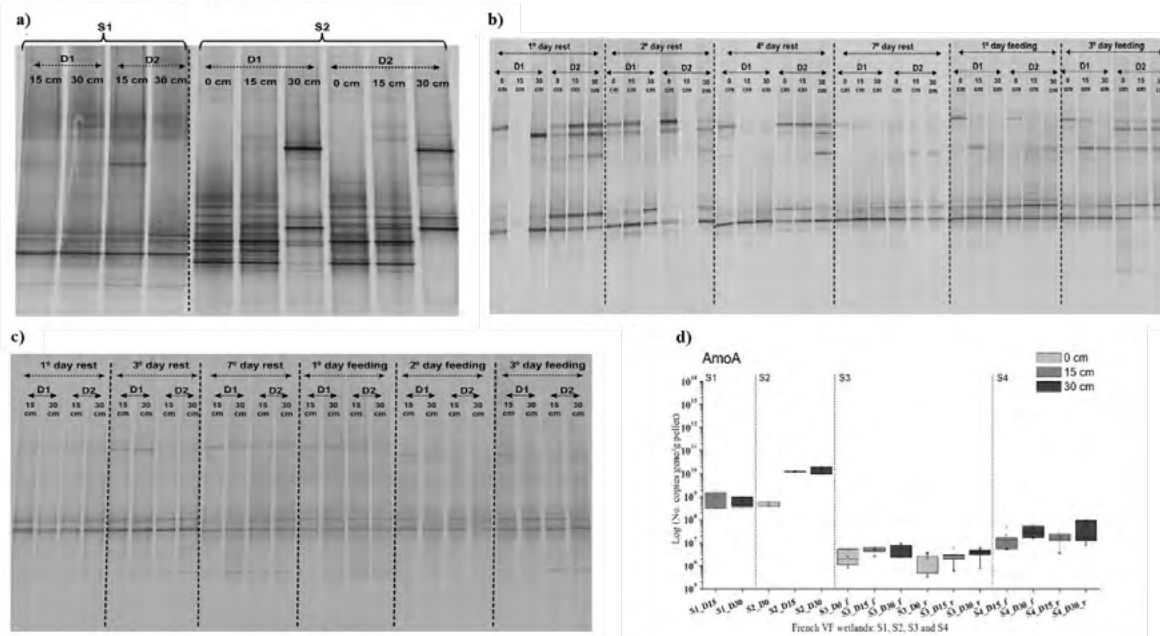


Figure 1. DGGE gel banding temporal and spatial profiles of nitrifying (AOB) bacterial communities in systems. **a)** S1 and S2; **b)** S3; **c)** S4. d1 = 1 m from the feeding point; d2 = 2 m from the feeding point; 0 cm, 15 cm and 30 cm depth. Each black line represents a band that corresponds to a group of AOB; **d)** qPCR of the tested French vertical flow wetlands (S1; S2; S3; and S4).

16S rRNA sequencing of the dynamics of microbial community - Taxonomies and functional prediction
Greater diversity was seen in the first depth layers, and in the deeper layer prevailed the nitrifying bacteria. Regardless of the presence of snow in the mountain station in winter, little change in the bacterial diversity was observed. This result could be indicated that even in winter, good nitrification efficiency can be achieved with a well-established community (Prost-Boucle et al., 2015).

Mycobacterium, Acinetobacter, Flavobacterium, Rhodanobacter, Flavihumibacter, and Nitrospira were the abundant genera highlighted (Fig. 2a). *Nitrospira* stood out in the summer, at 30 cm depth with a slight increase in the resting period and overcame AOB.

The presence of denitrifying genes in vertical systems is related to the conditions of each system and temperature, with a more significant presence in the winter, as expected. However, they were detected to the depth of 30 cm.

Integrated analysis (Fig. 2b) of the results revealed that the variables, time of operation (presence/absence of sludge layer) and temperature, were responsible for the distribution pattern of the samples based on taxonomic profile and, consequently, for the behavior of the microbial community present in the systems.

Regarding the functional prediction results, it seems that the behavior microbial community was more affected by temperature. Another important point to note is that even if the systems have a vertical flow prioritizing nitrification the taxonomies and predicted genes for the denitrification process were found.

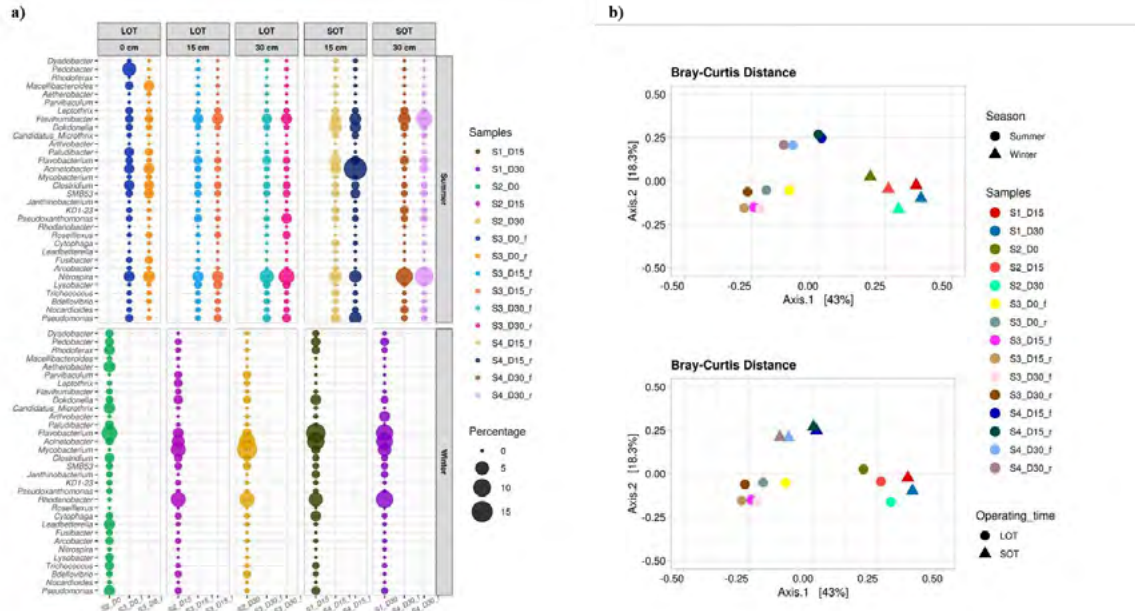


Figure 2. a) Relative abundance at the genus level found in the datasets of the French VF wetland. b) Principal coordinate analysis (PCoA) plot using Bray-Curtis distances.

In summary, this work allowed us to further understand the bacterial dynamics and confirming the necessity not to increase the feeding and rest period length to stabilize as far as possible bacterial population. To increase total nitrogen removal new design modification implementing a saturated layer at the bottom seems promising (Silveira et al. 2015) to promote the total simultaneous treatment of nitrogen in the same filter, thereby reducing the required area and operating costs of the treatment. This modification would have create a different microbial community profile to achieve these results.

References

Molle, P., Liénard, A., Boutin, C., Merlin, G., & Iwema, A. (2005). How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. *Water Science and Technology*, 51(9), 11-21.

Molle, P. (2014). French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. *Water Science and Technology*, 69(1), 106-112.

Prost-Boucle, S., Garcia, O., & Molle, P. A. (2015). French vertical-flow constructed wetlands in mountain areas: how do cold temperatures impact performances?. *Water Science and Technology*, 71(8), 1219-1228.

Masi, F., Bresciani, R., Martinuzzi, N., Cigarini, G., & Rizzo, A. (2017). Large scale application of French reed beds: municipal wastewater treatment for a 20,000 inhabitant's town in Moldova. *Water Science and Technology*, 76(1), 134-146.

Molle, P., Lombard Latune, R., Riegel, C., Lacombe, G., Esser, D., & Mangeot, L. (2015). French vertical-flow constructed wetland design: adaptations for tropical climates. *Water Science and Technology*, 71(10), 1516-1523.

Manjate, E. S., Lana, L. C. O., Moraes, D. C., Vasconcellos, G. R., Maciel, G. R. M., & Von Sperling, M. (2015). First stage of the 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*, 5(1), 50-55.

Silveira, D. D., Belli Filho, P., Philippi, L. S., Kim, B., & Molle, P. (2015). Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. *Ecological Engineering*, 77, 257-264.

Lombard-Latune, R., Pelus, L., Fina, N., L'Etang, F., Le Guennec, B., & Molle, P. (2018). Resilience and reliability of compact vertical-flow treatment wetlands designed for tropical climates. *Science of the total environment*, 642, 208-215.



Obtención de biomasa valorizada de *Landoltia punctata* utilizando aguas residuales como fuente de nutrientes

S. McGahan*, T. López**, P. H. Sezerino, F. Ferreira, R. Mohedano, L. Medina.

* smcgahan@facen.una.py

** tlopez@facen.una.py

Resumen: Los tratamientos de aguas residuales basados en sistemas biológicos han demostrado un gran potencial en los últimos tiempos, entre ellos las macrófitas acuáticas de la familia Araceae (lemnas), que al estar asociadas a otras tecnologías, además de ser utilizadas para realizar un pulido final a aguas residuales provenientes de tratamientos biológicos, pueden generar una biomasa enriquecida capaz de ser cosechada. La implementación de lemnas es ideal, debido a la elevada velocidad de crecimiento, eficiencia en la remoción de nutrientes, pudiendo ser empleadas para el enriquecimiento de alimentación animal. El presente trabajo se realizó a escala laboratorio o mesocosmos, empleando fotobiorreactores y utilizando aguas tratadas provenientes de sistemas de Humedales Construidos (WC) y Reactores Biológicos Rotativo de Contacto (RBC), en donde se evaluó la eficiencia en la remoción de nutrientes empleando la especie *Landoltia punctata* y posteriormente se valorizó la biomasa generada por métodos fisicoquímicos. Durante el ensayo experimental, se obtuvieron remociones de un 45% de nitrógeno amoniacal y hasta un 85% de ortofosfato en ambos medios utilizados. Posterior a los ensayos de remoción se analizó la biomasa generada para conocer el porcentaje de proteínas totales que fue de entre 29 y 35%.

Keywords: biomasa; *Landoltia punctata*; proteína.

Introducción

Los sistemas desarrollados que involucran macrófitas flotantes para el tratamiento de aguas residuales vienen demostrando una elevada eficiencia en la remoción de nutrientes, materia orgánica y sustancias tóxicas. La implementación de estos sistemas radica en la versatilidad, rápido crecimiento, bajo mantenimiento, pudiendo ser empleados en núcleos rurales debido a su bajo consumo de energía, practicidad y operación (Martelo & Lara, 2012).

En las últimas décadas, diversas técnicas fueron desarrolladas para tratar aguas residuales, en donde el tratamiento generalmente alcanza solo el nivel secundario, es decir, eliminar la carga de carbono del efluente. El aumento de los macronutrientes en los cuerpos de agua, como el nitrógeno (N) y el fósforo (P), está directamente relacionado con su eutrofización. Buscando obtener un efluente final de calidad suficiente para no promover la contaminación del agua y otros impactos ambientales, se proponen como métodos ecológicos el cultivo de macrófitas acuáticas para la eliminación de nutrientes y la restauración de cuerpos de agua eutróficos (Beims, 2017; Liu et al., 2017; Dhote & Dixit, 2009).

La tasa elevada de crecimiento de estos vegetales se traduce en la mayor necesidad de nutrientes (nitrógeno y fosforo), en comparación de otras macrófitas. Ambos nutrientes generan un valor agregado en la planta, el nitrógeno se convierte en aminoácidos y proteínas, transformando a la macrófita en fuente de alimento con una alta calidad nutricional para alimentación animal, teniendo un papel fundamental en la cadena alimentaria. Una de las ventajas más aprovechables de este grupo de macrófitas sobre otras utilizadas en el tratamiento de efluentes es la generación de biomasa de alto

valor nutricional, que alcanza en algunos casos niveles de proteínas totales (PT) de más de 40% (Lalau, 2010; Mohedano, 2010; Tavares, 2008, Cheng et al. 2009). Debido al gran interés que despierta esta especie, se evaluó la eficacia en la remoción de nutrientes de aguas residuales implementando la especie *Landoltia punctata* y posterior valorización de la biomasa generada y mediante esto, demostrar la necesidad de desarrollar sistemas alternativos de pulido de aguas residuales con el fin de reducir la carga de nutrientes antropogénicos y la generación de biomasa con alto valor proteico.

Materiales y Métodos.

El ensayo experimental se desarrolló con el fin de evaluar la eficacia y rendimiento de la especie empleada, al igual que su biomasa generada. Se estructuró un sistema experimental a escala laboratorio, en donde se utilizaron fotobiorreactores con medios obtenidos de distintas fuentes, aguas residuales (AR) provenientes de WC y agua residual sintética previamente tratado en RBC. El ensayo tuvo una duración de 96 horas, tiempo máximo que se estableció mediante ensayos experimentales previos. Las AR empleadas como fuente de nutriente fueron monitoreadas al inicio y final con ayuda del equipo multiparamétrico y potenciómetro para el control de algunos parámetros como pH, temperatura, oxígeno disuelto y turbidez, los ensayos fisicoquímicos se desarrollaron de manera diaria para controlar la cinética de remoción de los nutrientes, el nitrógeno amoniacal se evaluó mediante el método de la Nesslerización para el nitrógeno amoniacal y el ortofosfato mediante el método colorimétrico del Ácido Vanadato Molibdato-Fosfórico para ortofosfato ambos siguiendo el protocolo APHA – AWWA – WPCF, (1989). La determinación de proteínas totales se realizó por el Método de Kjeldahl modificado y la cuantificación se realizó por el Método fotolorimétrico de Azul de Indofenol, a fin de obtener el porcentaje de proteína total a partir de la biomasa obtenida, por factor de conversión proporcionado por la FAO (García & Fernández, 2012; Tacon, 1989).

Resultados y Conclusiones.

En la Tabla 1 se resumen los datos obtenidos de las mediciones de los parámetros fisicoquímicos al inicio y final de cada ensayo, donde las aguas de los tratamientos y control negativo fueron medidas.

Tabla 1. Resumen de Parámetros Fisicoquímico. 1ra. columna: los parámetros analizados; 2da columna: promedio de parámetros iniciales para los controles y tratamientos; 3ra columna: promedio de parámetros finales para los controles; 4ta columna: promedio de los parámetros finales para los tratamientos

Parámetros	Parámetros Iniciales Control y Tratamiento		Parámetros Finales Control		Parámetros Finales Tratamiento	
	WC	BD	WC	BD	WC	BD
pH (UpH)	7,98	7,34	6,92	7,33	7,73	7,25
Temperatura (°C)	25,5	22,51	20,74	20,91	20,53	20,51
Oxígeno disuelto (mg.L ⁻¹)	5,61	4,29	4,12	3,50	3,22	2,71
Turbidez (NTU)	2,43	128,71	4,01	136,34	1,42	83,1

Se pudo observar las variaciones de los parámetros entre el inicio y final, como los valores se fueron alterando transcurridas las 96 horas, se atribuye el mismo a la implementación de la especie *Landoltia punctata*, así como a las condiciones en las que se desarrollaron los experimentos. En la Figura 1 se muestran los resultados obtenidos durante los 4 días (96 horas) de ensayo, en donde se analizó de manera diaria la concentración de nitrógeno amoniacal y ortofosfato en las aguas tratadas que provenían de sistemas de tratamientos previos, como los WC (A, C) y RBC (B, D). Las concentraciones iniciales en cada tratamiento fueron distintos debido a que los mismos dependían del tratamiento previo en cada sistema y del tipo de agua tratada, se puede observar que hubo una importante remoción de cada nutriente en estudio.

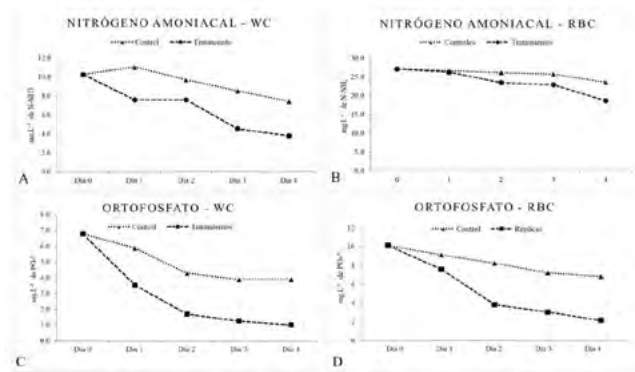


Figura 1. Variación de la concentración de nutrientes durante 4 días de ensayo. A. Variación de la concentración de nitrógeno amoniacal del agua de WC, B. Variación de la concentración de nitrógeno amoniacal del agua de RBC, C. Variación de la concentración de ortofosfato del agua de WC, D. Variación de la concentración de ortofosfato del agua de RBC.

La remoción de nitrógeno amoniacal (Figura 1 A – B) fue de 6,5 mg/L y 8,4 mg/L de las aguas provenientes de WC y RBC respectivamente, y la remoción de ortofosfato (Figura 1 C – D) fue en promedio 5,8 mg/L y 8 mg/L de las aguas tratadas provenientes de WC y RBC, la remoción fue óptima teniendo en cuenta cada fuente de nutriente. Posterior al ensayo de remoción, se cosechó y secó la biomasa para realizar la valorización de manera a conocer la concentración de proteínas totales, tanto de la biomasa de control, como la obtenida post tratamiento. En la figura 2, se muestra un gráfico de barras de error, donde se compara el promedio de la biomasa del peso seco inicial (PSI) con la biomasa post tratamiento de las aguas provenientes de WC y RBC.

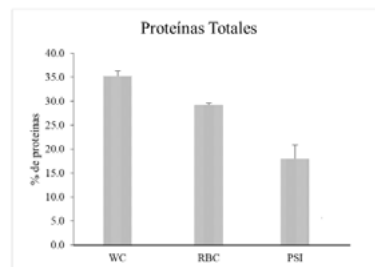


Figura 2. Barra de error de del porcentaje de Proteínas totales por tratamiento. Reactores Biológicos Rotativos de Contacto (RBC), Wetlands Construidos (WC), Peso Seco Inicial (SIS).



Los valores del porcentaje proteico de cada tratamiento fueron, 35,2% para WC, 29,2% para RBC y 18% para el PSI. Se pudo ver que hubo un aumento del tenor proteico post tratamiento haciendo una comparación a la biomasa de control (PSI), siendo el de mayor valor la biomasa obtenida en aguas de WC, esto pudo deberse a las fuentes de nitrógeno que contenían las aguas, por otro lado el sistema en el cual fue empleado AR proveniente del sistema RBC, igualmente obtuvo porcentajes elevados de proteínas totales, la biomasa generada también cabría dentro de lo aceptable para destinar a alimentación animal, así mismo, la absorción de nutrientes demuestra ser igualmente elevado, mejorando otros parámetros medidos durante el ensayo. Los resultados obtenidos son comparables con lo reportado por otros autores que implementaron especies de la misma subfamilia como Nassar, et al., (2015) que obtuvieron en promedio 28,1% de PT y Chen et al., (2019), obtuvieron como promedio máximo 25,89% de PT en sistemas acoplados. Los resultados demuestran, que la biomasa obtenida a post cosecha en donde se utilizaron efluentes de WC y RBC, generan biomasa enriquecida, que puede ser empleada como fuente de nutrición animal debido al elevado tenor proteico. Así mismo, el sistema demuestra ser eficaz en la absorción de los nutrientes que pudieren quedar post tratamiento secundario (WC y RBC), aprovechando el mismo para la generación de biomasa enriquecida.

Referencias

APHA. (1998), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (20th ed.). Nueva York: Amer. Publ. Health Assoc.

Beims, A. M. (2017), Acúmulo de amido em lemnas (*Landoltia punctata*) através do enriquecimento de CO₂, visando à produção de bioetanol - Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal de Santa Catarina.

Dhote, S., & Dixit, S. (2009), Water quality improvement through macrophytes - A review. Environmental Monitoring and Assessment, 152(1-4), 149-153. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0303-9>

Chen G, Huang J, Fang Y, Zhao Y, Tian X, Jin Y, Zhao H. (2019), Microbial community succession and pollutants removal of a novel carriers enhanced duckweed treatment system for rural wastewater in Dianchi Lake basin. Bioresource Technology. Volume 276. Pages 8-17. ISSN 0960-8524. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.102>.

Cheng, J. J., & Stomp, A. M. (2009). Growing Duckweed to recover nutrients from wastewaters and for production of fuel ethanol and animal feed. Clean - Soil, Air, Water, 37(1), 17-26. <https://doi.org/10.1002/clen.200800210>

García Martínez, EM.; Fernández Segovia, I. (2012). Determinación de proteínas de un alimento por el método Kjeldahl. Valoración con un ácido fuerte. <http://hdl.handle.net/10251/16338>

Lalau, C. M. (2010). Uso de Macrófitas Lemnáceas como Organismos-Teste em Avaliações Toxicológicas. Trabalho apresentado à Universidade Federal de Santa Catarina para a Conclusão do Curso de Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental. 1-5

Liu, C., Dai, Z., & Sun, H. (2017). Potential of duckweed (*Lemna minor*) for removal of nitrogen and phosphorus from water under salt stress. Journal of Environmental Management, 187, 497-503. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.006>

Martelo, J., & Lara, J. (2012). Floating macrophytes on the wastewater treatment: a state of the art review. Ingeniería y Ciencia, 8(15), 221-243. <http://www.scielo.org.co/pdf/ince/v8n15/v8n15a11.pdf>

Mohedano, R. de A. (2010). Uso De Macrófitas Lemnáceas (*Landoltia punctata*) No Polimento E Valorização Do Efluente De Suinocultura E Na Fixação De Carbono. Το Βημα Του Ασκληπιου, 9(1), 76-99.

Nassar, H. F., Shaban, A. M., Bassem, S. M., & Abdel-Gawad, F. K. (2015). Utilization of duckweed (DW) in nutrient removal from agricultural waste water and producing alternative economic animal fodder. Der Pharma Chemica, 7(12), 280-285.

Tacon A. G. J. (1987), The nutrition and feeding of farmed fish and shrimp a training manual: the essential nutrients. Food and Agriculture Organization. Versión en español: <http://www.fao.org/3/AB492S/AB492S00.htm#TOC>

Tavares, F. de A. (2008), Reúso De Água E Polimento De Efluentes De Lagoas De Estabilização Por Meio De Cultivo Consorciado De Plantas Da Família Lemnaceae E Tilápias.



Resistencia de la *Canna indica*, *Cyperus papyrus*, *Iris sibirica* y *Typha latifolia* a vinazas tequileras en mesocosmos de humedales

Aarón Del Toro*, Allan Tejeda*, Juan Guillermo Ramos*, Estefanía Ibarra*, Florentina Zurita*

* Laboratorio de Calidad Ambiental, Centro Universitario de la Ciénaga, Universidad de Guadalajara. Av. Universidad 1115, Ocotlán, Jalisco 47820, México. aaron.farias.21@hotmail.com, allanteor@hotmail.com, fzurita2001@yahoo.com.

Abstract: En México se producen más de 300 millones de litros de tequila al año, lo que equivale a un poco más de 3000 millones de litros de vinaza, subproducto del proceso de fermentación alcohólica. Un alto porcentaje de estas vinazas no son tratadas y además son vertidas directamente en ecosistemas acuáticos y terrestres, lo cual representa un grave riesgo ecológico considerando sus características físicoquímicas. Una alternativa para tratar las vinazas tequileras son los humedales de tratamiento. Sin embargo, estos sistemas deben ser diseñados para resistir la toxicidad de las vinazas, por lo cual es necesario seleccionar adecuadamente las especies vegetales que serán utilizadas, uno de los componentes principales en humedales de tratamiento. En este estudio se evaluaron 4 especies de macrófitas, las cuales se expusieron a 5 diluciones de vinaza-agua residual. Los resultados muestran que las especies *Iris sibirica* y *Cyperus papyrus* tienen un alto potencial para ser utilizadas en humedales para el tratamiento de vinaza diluida, ya que sus respuestas fisiológicas mostraron mayor estabilidad a lo largo de la investigación.

Keywords: Macrófitas; Vinazas; Aguas Residuales Industriales;

Session .. – Rol de las Macrófitas, aspectos biológicos y biodiversidad

Introducción

La vinaza (V) es un subproducto líquido resultante del proceso de fermentación y destilación en la producción de etanol. En México, principalmente en el estado de Jalisco, este proceso se emplea para la producción de tequila, cuya demanda en el año 2019 alcanzó 351.7 millones de litros (CRT, 2020). De acuerdo con López-López et al. (2010), ese volumen de producción correspondió a 3,517 millones de litros de vinaza; de los cuales aproximadamente el 60% corresponde a pequeñas y medianas empresas que no disponen de un sistema de tratamiento (IMTA, 2013). Lo anterior, supone un grave impacto ambiental, tal como se ha reportado por Christofolletti et al. (2013), ya que las vinazas se caracterizan por tener concentraciones elevadas de color, carga orgánica (DQO y DBO₅), sólidos totales, así como valores de pH entre 3 y 4 (Moran-Salazar et al., 2016) y, además, se dispone por fertirrigación o se descarga directamente en cuerpos de agua superficiales.

Por otra parte, experiencias documentadas sobre el tratamiento de efluentes de la industria vinícolas con humedales de tratamiento (Ávila et al., 2019), cuyas características son similares a las de las vinazas tequileras, permite suponer que los humedales de tratamiento representan una alternativa para resolver el problema de estos efluentes. Sin embargo, debido a la presencia de compuestos tóxicos y recalcitrantes en las vinazas (de Castro et al., 2019), se requiere de una selección adecuada de macrófitas que puedan ser utilizadas como vegetación emergente. Por tal motivo, el objetivo de este estudio fue evaluar la resistencia de 4 especies de macrófitas (*Canna indica*, *Cyperus papyrus*, *Iris sibirica* y *Typha latifolia*) ante diferentes concentraciones de vinazas tequileras. A través de la información generada será posible incluir los humedales de tratamiento como parte de un tren de tratamiento para las vinazas tequileras.



Materiales y Métodos

Los experimentos se realizaron por duplicado, en batch con un tiempo de retención de 7 d; en celdas de plástico con una capacidad de 4 L. Como medio filtrante se utilizó tezontle que es una roca volcánica utilizada ampliamente en humedales de tratamiento en México. Los individuos de las cuatro especies utilizadas se tomaron del stock disponible en el jardín del laboratorio; cada planta se lavó con agua corriente abundante antes de su colocación en las celdas. Después de la plantación, se inició un periodo de estabilización de 2 meses en el cual sólo se alimentaban 2 litros de agua residual doméstica (AR) semanalmente; el volumen remanente después de dicho periodo se extraía totalmente para volver a alimentar los 2 L de AR. El agua utilizada se generaba en el mismo centro universitario en donde se realizó la investigación.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos iniciales del agua residual y las vinazas utilizadas en las diluciones (promedio \pm desviación estándar).

Parámetros	Agua Residual	Vinaza
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO ₅)	168.4 \pm 42.05 (mg/L)	14,950 \pm 70.71 (mg/L)
Demanda Química de Oxígeno (DQO)	192.3 \pm 139.3 (mg/L)	30900 \pm 565.69 (mg/L)
Sólidos Suspendidos Totales (SST)	73.1 \pm 57.6 (mg/L)	800 \pm 84.85 (mg/L)
pH	7.8 \pm 0.2	4 \pm 0.06

Después del periodo de estabilización, cada especie se expuso a 5 diluciones (V/V) de vinaza en agua residual (V-AR), esto es, 5, 7, 10, 12 y 15%, por un periodo de 8 semanas. Algunas de las características fisicoquímicas del AR y V se muestran en la Tabla 1. Adicionalmente, se incluyó paralelamente, un tratamiento control, utilizando únicamente AR y de manera general, al igual que en el periodo de estabilización, el volumen de agua o vinaza diluida, según correspondiera, se reemplazaba semanalmente. Las cinco diferentes diluciones se neutralizaban a pH 7 con NaOH antes de ser alimentadas a las celdas. La evaluación de los experimentos se llevó a cabo semanalmente monitoreando respuestas fisiológicas en las plantas, tales como la evapotranspiración (ET) y el contenido relativo de clorofila (CR-Chl). La ET se calculó con el volumen final recuperado semanalmente. Por su parte, el CR-Chl se monitoreó utilizando un equipo de medición portátil SPAD 502 Plus KONIKA MINOLTA. Finalmente, y de manera general, se realizó un análisis estadístico (ANOVA y LSD) con los datos experimentales siguiendo un diseño en bloques completos al azar con un nivel de significancia del 95% ($p < 0.05$).

Resultados y conclusiones

El monitoreo de las respuestas fisiológicas exhibió diferencias entre las especies evaluadas, con respecto a la resistencia ante las vinazas. Estas diferencias, separan claramente a un par de especies que mostraron menor estabilidad en el periodo de exposición a las vinazas del otro par que presentó una mayor tolerancia.

Las especies con menor tolerancia fueron la *C. indica* y la *T. latifolia* cuyos resultados a lo largo del periodo experimental se muestran en la Figura 1. Con respecto a la especie *C. indica* (Fig. A1-A2), el CR-Chl mostró cierta estabilidad en su comportamiento a lo largo de las 8 semanas de evaluación, lo cual se corroboró con el análisis de varianza en donde no se encontró diferencia significativa entre los tratamientos incluyendo el control ($p > 0.05$). Sin embargo, los valores promedio de ET presentaron una tendencia a la disminución conforme se incrementaba el porcentaje de la dilución V-AR, siendo diferentes estadísticamente todas las diluciones con respecto al control ($p < 0.05$). Por otra parte, *T. latifolia* presentó valores de ET homogéneos entre los tratamientos, los cuales a su vez presentaron

diferencia significativa del control ($p < 0.05$). Esto es un indicativo del estrés que la planta sufre inmediatamente después de su exposición a la vinaza, incluso con la concentración más baja. Con respecto al comportamiento del CR-Chl de esta especie, se observaron valores similares entre el control y las 3 concentraciones más bajas. No obstante, la dilución de 12 y 15% muestran una clara tendencia que marca la disminución del CR-Chl a lo largo del monitoreo, siendo estadísticamente diferente el tratamiento de 15% frente al resto de los ensayos ($p < 0.05$).

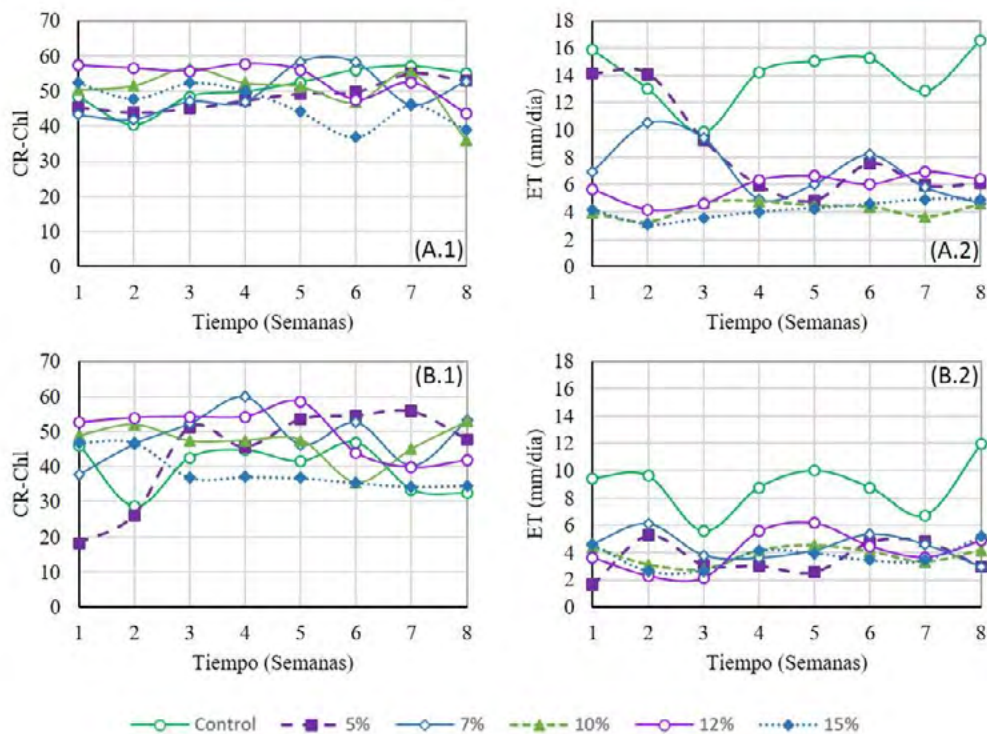


Figura 1. Monitoreo de las especies con menor tolerancia durante su exposición a diferentes concentraciones de vinazas tequileras. A) *Canna indica*, B) *Typha latifolia*. Respuestas fisiológicas: 1) CR-Chl, 2) ET.

Ahora, en relación con las especies que mostraron mayor resistencia, *I. sibirica* y *C. papyrus*, la Figura 2 muestra el comportamiento de sus respuestas fisiológicas frente a las diferentes concentraciones de vinaza. Específicamente con respecto a la especie *I. sibirica*, los resultados de la ET indican que la vinaza produce una alteración fisiológica en las plantas aun con la concentración más baja; sin embargo, esta alteración se mantiene sin diferencia significativa con respecto a las concentraciones mayores, tal como sucede con la *T. latifolia*. No obstante, *I. sibirica* muestra una tendencia al incremento en los valores del CR-Chl presentando diferencia significativa entre los tratamientos de 12 y 15% en comparación con el resto de los tratamientos ($p < 0.05$). El par de tratamientos antes mencionados forman un grupo homogéneo que presentó valores de CR-Chl mayores, lo cual probablemente obedece a un proceso de adaptación más eficiente por parte de esta especie. Respecto a *C. papyrus*, ésta presentó un comportamiento similar del CR-Chl entre el control y las diluciones de 5, 7 y 10% V-AR. Estadísticamente, estos tratamientos no presentan diferencias y son iguales al tratamiento de 12%. Sin embargo, este último forma un grupo homogéneo con la concentración al 15%, lo cual coincide con la tendencia de disminución en sus valores que se muestra en la Figura 2 (B.1). Sin embargo y a pesar que el control es estadísticamente diferente del resto de los tratamientos, esta especie mostró la alteración

más ligera considerando la evolución de sus valores de ET (Fig. 2), exhibiendo una mayor capacidad de adaptación.

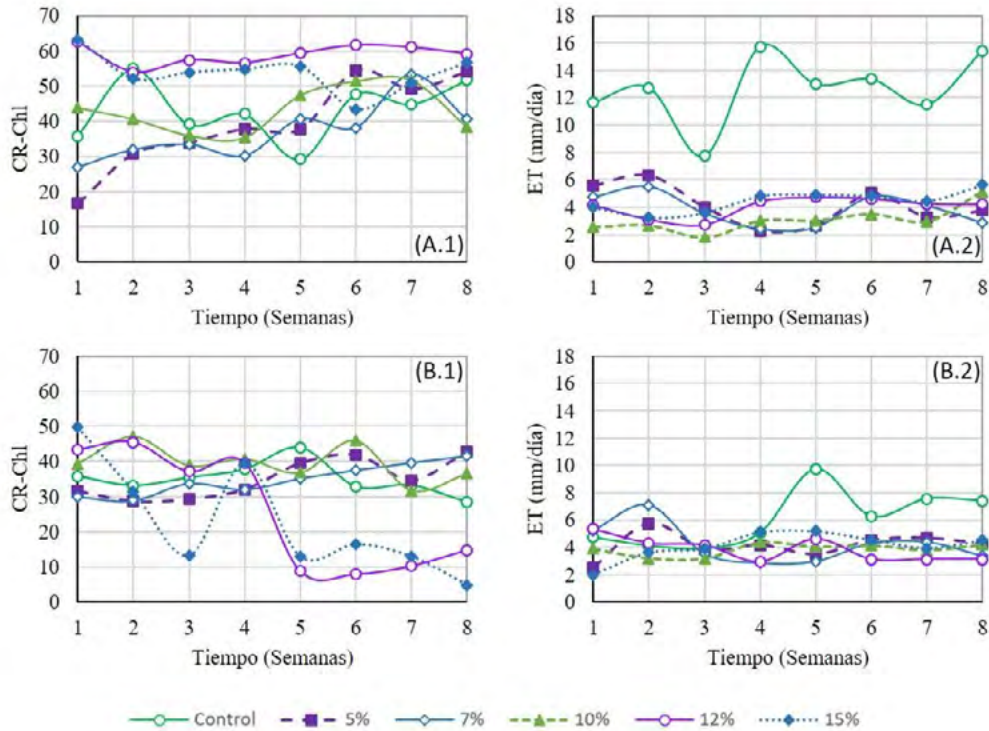


Figura 2. Monitoreo de las especies con mayor tolerancia durante su exposición a diferentes concentraciones de vinazas tequileras. A) *Iris sibirica*, B) *Cyperus papyrus*. Respuestas fisiológicas: 1) CR-Chl, 2) ET.

Por lo tanto, a partir de los resultados obtenidos, las especies que muestran un mayor potencial para ser utilizadas en sistemas de humedales para el tratamiento de vinazas diluidas son *C. papyrus* e *I. sibirica*, las cuales podrían mantener sus características fisiológicas con alteraciones mínimas en el rango de 12 y 15% respectivamente, lo cual equivale a una carga orgánica aproximada de 4000 mg/L DQO.

References

- Ávila C., Gómez-Cuervo, S., de la Varga, D., Álvarez Rodríguez, J.A., Herrero, L., Pascual, A., Integrated treatment of distillery wastewater through constructed wetlands. WETPOL 2019.
- Christofolletti, C.A., Escher, J.P., Correia, J.E., Marinho, J.F.U., Fontanetti, C.S. (2013), Sugarcane vinasse: environmental implications of its use. Waste management, 33(12): 2752-2761.
- Consejo Regulador del Tequila, CRT. (2019), Producción total de tequila y tequila 100%. Mexico: <https://www.crt.org.mx/EstadisticasCRTweb/> (consulta: 21.01.20).
- de Castro, A.C., Pereira, C., Brandao, A., Eismann, C.E., Flores, F., Monteiro, A.F., Menegáro, A.A. Fontanetti, C.S. (2019), Hybrid treatment system for remediation of sugarcane vinasse. Science of the total environment, 659: 115-121.
- Instituto Mexicano de Tecnología del Agua, IMTA. (2013), Desarrollo de una tecnología de tratamiento para aguas residuales de la industria tequilera, Informe final 2013. Jiutepec, Morelos, México.
- López-López, A., Dávila-Vázquez, G., León-Becerril, E., Villegas-García, E., Gallardo-Valdez, J. (2010), Tequila vinasses: generation and full scale treatment process. Reviews in environmental science and bio/technology, 9: 109-116.
- Moran-Salazar, R.G., Sanchez-Lizarraga, A.L., Rodríguez-Campos, J., Davila-Vazquez, G., Marino-Marmolejo, E.N., Dendooven, L., Contreras-Ramos S.M. (2016), Utilization of vinasses as soil amendment: consequences and perspectives. SpringerPlus, 5:1007.



Typha domingensis as contaminant biomonitor in peri-urban wetlands

H.R. Hadad*, M.M. Mufarrije, G.A. Di Luca, M.A. Maine, M.A. Campagnoli, E. Nocetti

*Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Santiago del Estero 2829, 3000 Santa Fe, Argentina.
e-mail: hadadhernan@gmail.com

Abstract: The aim of this work is to study *Typha domingensis* plants growing in wetlands that receive urban contaminants. Two peri-urban and one natural wetland were studied. The wetlands were located near Santa Fe city, Argentina. They were located in an industrial park, in an urban ecological reserve (UER), and in the Middle Paraná River floodplain (control). Plants, water, and sediment were collected. In water, the industrial park showed the highest values of nutrients and metals. In sediment, the industrial park showed the highest metal concentrations, while the UER showed the highest TP concentration. Metal concentrations in plant tissues from the industrial park were the highest, while plants from the UER showed the highest TP tissue concentrations. Macrophytes are efficient bioaccumulators and biomonitors for metals. However, in wetlands it is necessary to carry out further studies focused in different plant species and contaminants. Besides, these studies could contribute to the knowledge of plant mechanisms of contaminant accumulation in treatment wetlands.

Keywords: Macrophytes; Metals; Nutrients; Treatment Wetlands.

Session – Rol de las macrófitas, aspectos biológicos y biodiversidad.

Introduction

Wetlands are ecosystems of a high biodiversity, which are frequently impacted by contamination caused by human activities. In natural wetlands, macrophytes can be used as contaminant biomonitors (Alonso et al., 2018). There are numerous biological, chemical, and physical processes that occur among contaminants and aquatic plants. Regarding metals, it has been proposed that metal removal mechanisms in plants are not necessarily the same for different macrophyte species and for different metals. Among these mechanisms, root sorption (a combination of physical and chemical processes such as chelation, ionic exchange), biological processes (which include translocation to aerial parts), and precipitation induced by root exudates or microorganisms could be mentioned. Plant species and contaminant characteristics affect the uptake and accumulation of contaminants. The aim of this work is to study *Typha domingensis* plants growing in wetlands that receive urban contaminants. This information may contribute to the design and management of wetland systems.

Material and Methods

Two peri-urban and one natural wetland were studied. The wetlands were located near Santa Fe city, Argentina. They were located in an industrial park (31° 42' 40" S; 60° 48' 17" W), in an urban ecological reserve (UER) (31° 38.23' S; 60° 40.42' W), and in the Middle Paraná River floodplain (31° 33' 54.4" S; 60° 32' 59.6" W). The peri-urban wetlands were selected due to showed evidence of contamination or anthropogenic impact, such as the presence of solid wastes, and proximity to roads and populated areas. Two samplings were carried out in each wetland. Plants, water, and sediment were collected. The studied macrophyte in each site was *Typha domingensis*. It was chosen due to this species showed the highest abundance and plant cover in each site. Water temperature, conductivity, dissolved oxygen (DO) and pH were measured *in situ*. Water samples were collected in triplicate at each point and kept at 4 °C. Surface sediment samples were collected using a 3-cm diameter PVC corer at a depth range of approximately 10–20 cm and stored at 4 °C until analysis. Plants were collected by hand and placed in



plastic bags. At the laboratory, the collected material from plants was sorted into aerial parts of leaves, submersed parts of leaves, roots, rhizomes and flowers. Plants were washed with distilled water and rinsed thoroughly. Plants and sediment were oven-dried at 70 °C for 48 h (APHA, 2012). A preliminary multi-elemental screening was carried out in the samples of water, plant tissues, and sediment by inductively coupled plasma emission spectroscopy (ICP), Shimadzu ICPE-9000 (data not shown). Then, physicochemical characterization of water and determination of total phosphorus (TP) and metal concentrations in plant tissues and sediment were carried out. The physicochemical water characterization was performed according to APHA (2012). For the determination of metals in water, plant tissues and sediment, samples were treated according to EPA method 200.2 (USEPA, 1994) and analysed by atomic absorption spectrometry (APHA, 2012). Two-way analysis of variance (ANOVA) was used to determine whether significant differences existed in the measured variables among the peri-urban wetlands and the control wetland.

Results and Conclusions

Water parameters are shown in Table 1. The control site showed the lowest values and metals were not detected with exception of Zn. The industrial park showed the highest values of nutrients and metals. The UER wetland showed a significantly higher TP concentration in comparison with the obtained in the control site. Metals were not detected with exception of Zn. In sediment, the industrial park showed the highest metal concentrations, while the UER showed the highest TP concentration (Table 2). The metal concentrations in the control site were not detected, while TP concentration was the lowest. Metal concentrations in plant tissues from the industrial park were the highest, while plants from the UER showed the highest TP tissue concentrations (Table 3). This result was related to the metal and TP concentrations found in the sediment from each site (Table 2). Although the UER is a protected site, it was observed that receives run-off from a near sports park.

In natural wetlands macrophyte species and populations differ widely in their ability to accumulate nutrients and metals. The plant morphology and the different propagation ways are important characteristics in the acquisition and accumulation of metals. The species that present a high biomass, such as *T. domingensis* are efficient contaminant bioaccumulators (Alonso et al., 2018). In *Typha* spp. the submerged parts of leaves are in direct contact with wastewater. This tissues accumulate a remarkable amount of contaminants (Mufarrege et al., 2018), followed by roots. In these tissues metals are accumulated mainly by adsorption on the epidermis.

Coquery and Welbourn (1994) concluded that when the Cu and Zn sediment concentrations increased, these metal concentrations in tissues also increased in some species of wetland plants, probably because they have a higher tolerance and metal accumulation capacity than other species. Therefore, these authors proposed these species as Cu and Zn biomonitors. Macrophytes are efficient bioaccumulators and biomonitors for metals. However, in wetlands it is necessary to carry out further studies focused in different plant species and contaminants. Besides, these studies could contribute to the knoweldge of plant mechanisms of contaminant accumulation in treatment wetlands.

Table 1. Physicochemical parameters measured in water (mean±s.d.). ND= not detected, values in parentheses are the detection limits of the method.

Parameter	Industrial park	UER	Control
pH	7.4±0.1	6.9±0.1	6.7±0.1
Conductivity (µS cm)	1227±10	1774±10	112.4±10
Ca (mg/l)	115.9±9.1	193.5±10.2	16.9±0.540
Mg (mg/l)	12.2±1.10	5.1±0.51	7.9±0.691
Cl ⁻ (mg/l)	7.4±0.921	223.0±12.0	13.8±1.25
NO ₃ ⁻ (mg/l)	2.9±0.043	5.4±0.076	1.6±0.015
NO ₂ ⁻ (mg/l)	ND (0.002)	ND (0.002)	ND (0.002)
NH ₄ ⁻ (mg/l)	34.7±5.26	0.54±0.047	0.43±0.041
TP (mg/l)	4.10±0.552	0.099±0.010	0.279±0.030
SRP (mg/l)	2.791±0.213	ND (0.005)	ND (0.005)
Cr (µg/l)	1.92	1.32	ND (1.22)
Ni (µg/l)	ND (1.4)	ND (1.4)	ND (1.4)
Cd (µg/l)	ND (0.36)	ND (0.36)	ND (0.36)
Pb (µg/l)	2.79	ND (1.11)	ND (1.11)
Zn (µg/l)	3.80	ND (3.0)	ND (3.0)

Table 2. TP and metals concentrations (mg g⁻¹) measured in sediment (mean±s.d.). ND= not detected, values in parentheses are the detection limits of the method.

Site	TP	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
UER	9.9285 ±1.26	ND (0.048)	0.0232 ±0.001	0.013 ±0.001	0.0269 ±0.001	0.0274 ±0.001	0.0448 ±0.003
Industrial park	1.0869 ±0.004	ND (0.048)	0.0931 ±0.004	0.041 ±0.0027	0.0288 ±0.001	0.0346 ±0.003	0.2061 ±0.033
ntrol	0.9725 ±0.046	ND (0.048)	0.0538 ±0.001	0.0421 ±0.0013	0.0297 ±0.001	0.0294 ±0.001	0.3005 ±0.009



Table 3. TP and metals concentrations (mg g⁻¹) measured in plant tissues (mean±s.d.). ND= not detected, values in parentheses are the detection limits of the method.

UER	TP	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Aerial parts of leaves	0.945 ± 0.036	ND (0.048)	0.014 ± 0.001	0.055 ± 0.002	ND (0.035)	0.020 ± 0.005	0.023 ± 0.001
Submerged parts of leaves	1.70 ± 0.102	ND (0.048)	0.007 ± 0.001	ND (0.045)	ND (0.035)	0.013 ± 0.002	0.032 ± 0.000
roots	3.40 ± 0.765	ND (0.048)	0.015 ± 0.001	0.022 ± 0.010	0.014 ± 0.001	0.020 ± 0.000	0.077 ± 0.026
rhizomes	1.90 ± 0.559	ND (0.048)	0.012 ± 0.000	0.011 ± 0.001	ND (0.035)	0.016 ± 0.000	0.040 ± 0.001
flowers	2.93 ± 0.490	ND (0.048)	0.009 ± 0.000	0.052 ± 0.001	ND (0.035)	0.018 ± 0.004	0.042 ± 0.006
Industrial park							
Aerial parts of leaves	2.07 ± 0.072	ND (0.048)	0.013 ± 0.001	0.014 ± 0.001	ND (0.035)	0.013 ± 0.001	0.072 ± 0.006
Submerged parts of leaves	1.50± 0.140	ND (0.048)	0.023 ± 0.001	0.015 ± 0.001	0.014 ± 0.001	0.020 ± 0.004	0.121 ± 0.002
roots	0.548 ± 0.084	ND (0.048)	0.050 ± 0.002	0.052 ± 0.002	0.029 ± 0.001	0.031 ± 0.002	1.06 ± 0.237
rhizomes	2.02 ± 0.045	ND (0.048)	0.030 ± 0.003	0.036 ± 0.005	0.018 ± 0.001	0.027 ± 0.002	0.454 ± 0.006
flowers	1.81 ± 0.014	ND (0.048)	0.020 ± 0.001	0.094 ± 0.06	0.011 ± 0.001	0.019 ± 0.001	0.075 ± 0.002
Control							
Aerial parts of leaves	2.11 ± 0.14	ND (0.048)	ND (0.024)	ND (0.045)	ND (0.035)	0.011 ± 0.001	0.030 ± 0.001
Submerged parts of leaves	2.14 ± 0.06	ND (0.048)	ND (0.024)	ND (0.045)	ND (0.035)	0.016 ± 0.001	0.035 ± 0.001
roots	2.48 ± 0.07	ND (0.048)	ND (0.024)	ND (0.045)	ND (0.035)	0.022 ± 0.001	0.121 ± 0.0
rhizomes	2.61 ± 0.04	ND (0.048)	ND (0.024)	ND (0.045)	ND (0.035)	0.014 ± 0.001	0.049 ± 0.006
flowers	2.74 ± 0.05	ND (0.048)	ND (0.024)	ND (0.045)	ND (0.035)	0.015 ± 0.001	0.055 ± 0.006

References

Alonso, X., Hadad, H.R., Córdoba, C., Polla, W., Reyes, M.S., Fernández, V., ... Villalba, A. (2018). Macrophytes as potential biomonitors in peri-urban wetlands of the Middle Parana River (Argentina). *Environ. Sci. Pollut. Res.*, **25**, 312–323.

Coquery, M., Welbourn, P.M. (1994). Mercury uptake from contaminated water and sediment by the rooted and submerged aquatic macrophyte *Eriocaulon septinagulare*. *Arch. Environ. Contamin. Toxicol.*, **26**, 335–341.

Mufarrege, M.M., Hadad, H.R., Di Luca, G.A. (2018). Organic matter effects on the Cr(VI) removal efficiency and tolerance of *Typha domingensis*. *Water Air Soil Pollut.*, **229**, 1–12.



Eficiência de um *wetland* flutuante na melhora da qualidade de água residual de campus universitário

L. H. Bauer*, L. H. R. Rodrigues**, N. D. Molle, J. A. Rigotti, A. Arenzon, A. Borges

* Programa de Pós Graduação em Ecologia, UFRGS. Email: luanahb1992@hotmail.com

** Programa de Pós Graduação em Ecologia, UFRGS e Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH), UFRGS. Email: luciarrodrigues@gmail.com

Resumo

Métodos convencionais usados no tratamento de efluentes são geralmente caros e os efluentes tratados ainda podem ser prejudiciais ao meio ambiente. Deste modo, alternativas de baixo custo, como *wetlands construídos* (WC) são uma solução utilizada. Uma variante dos WC é o *Wetland Flutuante Construído* (WFC), composto por uma estrutura flutuante que abriga um tapete radicular que auxilia na biorremediação de águas residuais e efluentes. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar a eficiência de um WFC na melhora da qualidade de água residual. Foram realizados três experimentos com triplicatas, utilizando o efluente do Campus do Vale da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS). Foram considerados três tanques com macrófitas da espécie *Typha domingensis* (M) e tratamentos controles (C), isto é, tanques sem macrófitas. Os parâmetros analisados foram condutividade, pH, cor, turbidez, nitrogênio total, fósforo total, metais pesados (Zn, Cr, Cu, Pb e Cd) e ecotoxicidade. A comparação de tais parâmetros entre influentes (água residual bruta) e efluentes (pós tratamento) foi por *teste-T* para amostras dependentes e para a comparação dos tratamentos (M vs C) *teste-T* para amostras independentes. Os tanques com macrófitas apresentaram melhora significativa de todos os parâmetros físico-químicos e ecotoxicológicos em comparação ao influente, menos para fósforo. Os tanques controles também apresentaram certa eficiência, provavelmente resultante da proliferação de algas, que atuaram como agentes fitorremediadores. Como conclusão geral, o WFC é uma boa alternativa ao tratamento de efluentes, embora deva ser empregado com outras tecnologias de tratamento prévio para recuperar a qualidade da água aos limites exigidos pela legislação.

Palavras-chave: *Wetlands* flutuantes; tratamento de água residual bruta; parâmetros de qualidade da água

Sessão: Sistemas para melhoramento da qualidade da água

Introdução

No tratamento convencional de efluentes, a remoção de poluentes demanda uma série de procedimentos físicos, químicos e biológicos, que podem ser um tanto dispendiosos e, por vezes, prejudiciais ao meio ambiente (Fu & Wang, 2011). Como uma alternativa aos tratamentos convencionais, sistemas utilizando a capacidade de plantas e o biofilme de suas raízes que auxiliam na absorção de nutrientes e matéria orgânica/inorgânica, têm sido designados para a remoção de diversos tipos de contaminantes. Tais sistemas são denominados *Wetlands Construídos* (WC) e podem variar em sua estrutura dependendo do efluente a ser tratado. Uma dessas variações é denominada *Wetland Flutuante Construído* (WFC); uma categoria de *wetland* que abriga macrófitas em uma estrutura flutuante. Deste modo, as plantas são obrigadas a obter os nutrientes necessários diretamente da coluna d'água (Kadlec & Wallace, 2009). Por permitir o livre crescimento das raízes, um extenso comprimento das mesmas é o fator central para a formação de um biofilme robusto capaz de reter partículas suspensas e nutrientes da água (Headley & Tanner, 2012).

Uma das vantagens do sistema de WFC é não demandar um amplo espaço físico, já que sua operação ocorre *in situ*, e a remoção de poluentes se dá no próprio meio hídrico em que se encontra. O sistema também possui baixo custo de manutenção e infraestrutura (Nichols & Lucke, 2016) e, por serem sistemas flutuantes, a variação no nível de água não é um problema para o desenvolvimento das plantas ou para o próprio sistema (Chang *et al.*, 2012).

Entretanto, a maioria dos estudos com tratamento de águas residuais e efluentes, usando tais sistemas flutuantes, focam unicamente na remoção de nutrientes e/ou metais pesados; poucos incluem análises ecotoxicológicas na avaliação do melhoramento na qualidade da água (Chang *et al.*, 2012; Lutterbeck *et al.*, 2018; Tara *et al.*, 2019; Ijaz *et al.*, 2016). Assim, este estudo tem como objetivo geral

a avaliação da eficiência de um WFC em mesocosmos na melhora dos parâmetros da qualidade da água residual do efluente produzido no Campus do Vale da UFRGS, que inclui dejetos oriundos do restaurante universitário, dos banheiros e dos laboratórios de pesquisa. Portanto, os objetivos específicos abrangem: 1) avaliar a melhora das características físico-químicas do efluente tratado pelo sistema de WFC; 2) comparar o tratamento com macrófitas aos grupos-controles (sem macrófitas); 3) quantificar a remoção de metais pesados encontrados no efluente; 4) analisar a eficiência da *T. domingensis* na redução da toxicidade do efluente.

Materiais e Métodos

O estudo foi realizado no Instituto de Pesquisas Hidráulicas da UFRGS durante o verão de 2019. Três experimentos foram realizados com triplicatas utilizando um sistema em mesocosmos (Fig. 1) para o tratamento do efluente do Campus do Vale (UFRGS). As plantas utilizadas foram coletadas e submetidas a um período de adaptação à um efluente sintético (Furlani *et al.*, 1999). Todas as macrófitas foram identificadas e monitoradas ao início e término de cada experimento (peso úmido e comprimento das raízes). A espécie utilizada, *Typha domingensis* (Taboa), é uma macrófita nativa, tolerante a ambientes estressantes, com rápido crescimento e que forma um denso sistema de raízes.

Os parâmetros avaliados incluem condutividade, pH, cor, turbidez, nitrogênio total (NT), fósforo total (PT), metais pesados (Zn, Cr, Cu, Pb e Cd) e ecotoxicidade. A comparação de tais parâmetros entre influentes (água residual bruta) e efluentes (pós tratamento) foi por *teste-T* para amostras dependentes e para a comparação dos tratamentos (M vs C) *teste-T* para amostras independentes. As análises estatísticas para comparação dos tratamentos foram realizadas através do programa Statistic@.

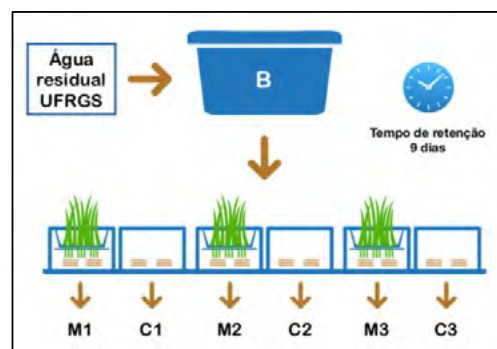


Fig. 1: Esquema da estrutura em mesocosmos com tanques com macrófitas representados por M1, M2 e M3 e tanques controles representados por C1, C2 e C3. Tanque grande continha a água residual bruta (B).

Resultados e Conclusões

O uso do WFC no tratamento da água residual bruta mostrou que a maioria dos parâmetros da qualidade da água avaliados foram melhorados nas amostras pós tratamento, em comparação ao influente. Todos os parâmetros avaliados foram significativamente reduzidos pela ação das macrófitas, com exceção do fósforo. Dentre os metais quantificados, Zn foi o único elemento encontrado acima do limite de detecção e não teve sua concentração reduzida pelo tratamento com as macrófitas ou após o tempo de retenção no controle. A ecotoxicidade foi removida significativamente ($p < 0,001$) nos tanques com e sem vegetação, redução essa que pode ser explicada pelo aprimoramento dos parâmetros físico-químicos (Fig. 2).

Os tanques controle também apresentaram significativa eficiência na remoção de diversos parâmetros; resultado que contradiz a hipótese na qual, na ausência da macrófita *T. domingensis*, não haveria melhora dos parâmetros. Contudo, tais tanques tiveram uma proliferação excessiva de uma macrófita flutuante *Lemna sp.* e algas microscópicas.

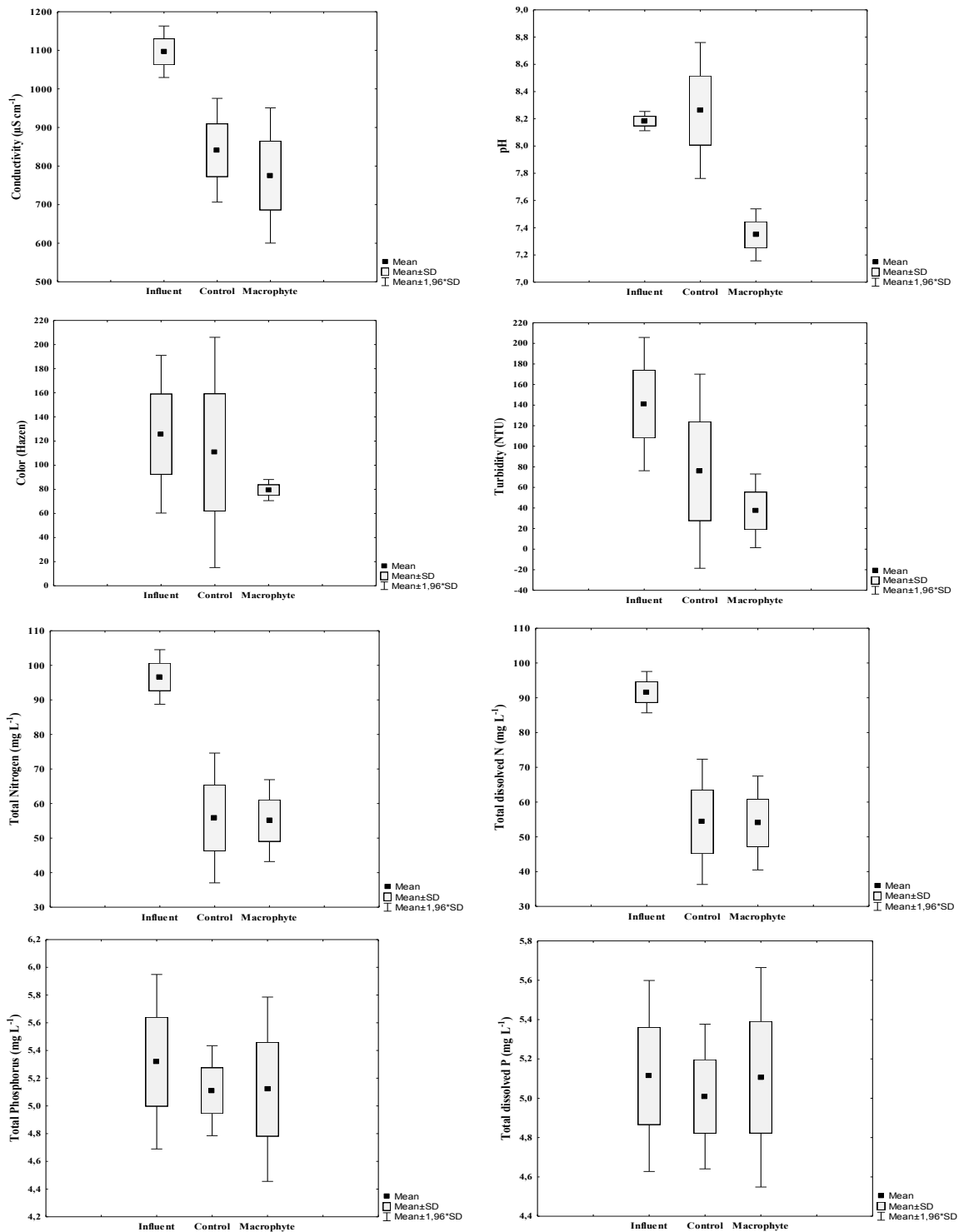


Fig. 2. Valores dos parâmetros da água residual (influyente) e valores médios para o tratamento com macrófitas e tanques controles para os parâmetros: condutividade, pH, cor, turbidez, nitrogênio total, nitrogênio dissolvido, fósforo total e fósforo dissolvido.



Tendo em vista que o efluente apresentava alta concentração de nutrientes e os tanques controles estavam mais expostos a radiação, reações de foto-oxidação e o crescimento de algas e macrófitas flutuantes agiram como agentes fitorremediadores, fazendo os parâmetros de qualidade do efluente melhorarem. Contudo, é importante salientar que o crescimento excessivo de algas não é um sinal de qualidade da água; pelo contrário, elas podem formar florações que bloqueiam a luz solar de alcançar plantas submersas, impedindo o processo de fotossíntese, e levar à depleção de oxigênio.

Considerando o desenvolvimento das plantas, foi observado um ganho significativo de biomassa comparando o peso inicial ($70\text{g} \pm 32,92\text{g}$) e final das macrófitas ($91,4\text{g} \pm 43,85\text{g}$) ($p < 0,001$), sugerindo assimilação de nutrientes. No entanto, não houve expansão significativa do comprimento das raízes ($p = 0,08$). Embora um biofilme tenha se estabelecido e o crescimento de novas raízes tenha sido observado, foi evidente o impacto negativo da água residual no desenvolvimento das raízes.

O sistema de WFC utilizado não atuou de forma efetiva na remoção de fósforo e zinco. Com relação à remoção de fósforo, uma extensa área de adsorção pelas raízes é desejada, considerando que processos físicos de ligação são a principal via de redução do P. Importante não apenas na remoção de nutrientes, uma grande área de superfície radicular é importante na redução de metais pesados. Ela é essencial na captura de partículas suspensas associadas com metais e exsudatos orgânicos que podem agir como floculantes formando aglomerados de metais dissolvidos, resultando em seu aprisionamento pelas raízes ou em sua precipitação (Wase & Forster, 1997). Assim, como as raízes não se expandiram ao longo do estudo, provavelmente devido à alta toxicidade do efluente, não houve área radicular suficiente para absorver o P e para que o Zn fosse efetivamente removido. Os controles também não apresentaram remoção significativa de P, o que pode estar relacionado à ausência de sedimento (em ambos tratamentos), impedindo sua saída; motivo também associado a baixa remoção de Zn no estudo.

Esta pesquisa afirma a aplicabilidade dos sistemas de WFCs como uma alternativa sustentável de melhora dos parâmetros da qualidade da água de um efluente complexo, em um estudo em mesocosmos. Conforme Headley & Tunner (2012), o uso de WFCs pode ajudar a prevenir condições eutróficas e, posteriormente, a proliferação de algas, que podem prejudicar as comunidades aquáticas. Contudo, é crucial reconhecer que sua eficácia, atuando como tratamento exclusivo, é insuficiente para atender aos padrões de qualidade de águas residuais altamente poluídas. Portanto, um tratamento prévio do efluente bruto é desejado, a fim de aumentar o potencial de fitorremediação das macrófitas.

Referências bibliográficas

- Chang, N. B., Islam, M. K., & Wanielista, M. P. (2012). Floating wetland mesocosm assessment of nutrient removal to reduce ecotoxicity in stormwater ponds. *IJEST*, *9*(3), 453-462.
- Fu, F., & Wang, Q. (2011). Removal of heavy metal ions from wastewaters: a review. *J. Environ. Manage.* *92*(3), 407-418.
- Furlani, (1999). Pedro Roberto *et al.* Cultivo hidropônico de plantas. IAC.
- Headley, T. R., & Tanner, C. C. (2012). Constructed wetlands with floating emergent macrophytes: an innovative stormwater treatment technology. *Crit Rev in Env Sci Tec*, *42*(21), 2261-2310.
- Ijaz, A., Iqbal, Z., & Afzal, M. (2016). Remediation of sewage and industrial effluent using bacterially assisted floating treatment wetlands vegetated with *Typha domingensis*. *Water Sci. Technol.* *74*(9), 2192-2201.
- Kadlec, R. H., and Wallace, S. (2009). Treatment wetlands (2nd ed.). Boca Raton, FL: CRC Press.
- Lutterbeck, C. A., Zerwes, F. V., Radtke, J. F., Köhler, A., Kist, L. T., & Machado, Ê. L. (2018). Integrated system with constructed wetlands for the treatment of domestic wastewaters generated at a rural property—Evaluation of general parameters ecotoxicity and cytogenetics. *Ecol. Eng.* *115*, 1-8.
- Nichols, P., & Lucke, T. (2016). Evaluation of the long-term pollution removal performance of established bioretention cells. *Int. J. Geomate*, *11*(24), 2363-2369.
- Tara, N., Arslan, M., Hussain, Z., Iqbal, M., Khan, Q. M., & Afzal, M. (2019). On-site performance of floating treatment wetland macrocosms augmented with dye-degrading bacteria for the remediation of textile industry wastewater. *J. Clean. Prod.* *217*, 541-548.
- Wase, J., and Forster, C. F. (1997). *Biosorbents for metal ions*. London, England: Taylor and Francis.



Humedales construidos de flujo vertical con especies ornamentales para el tratamiento de aguas servidas en el desierto de Atacama: primeros resultados

I. Vera-Puerto*, J. Escobar **, Y. Saavedra***, R. Tijaro**, C. Arias***, J. Olave***

* Departamento de Obras Civiles, Universidad Católica del Maule, Talca, Chile, ivera@ucm.cl

** Carrera de Ingeniería Civil Ambiental, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Arturo Prat, Iquique, Chile, joyce.escobar.91@gmail.com

*** Centro de Investigación y Desarrollo en Recursos Hídricos (CIDERH), Universidad Arturo Prat, Iquique, Chile, yessenia.saavedra.g@gmail.com

** Carrera de Ingeniería Civil Ambiental, Facultad de Ingeniería y Arquitectura, Universidad Arturo Prat, Iquique, Chile, rtijaro@unap.cl

**** Department of Biology - Aquatic Biology, Aarhus University, Ole Worms Allé 1, 8000 Aarhus C, Denmark, carlos.arias@bios.au.dk

*** Centro de Investigación y Desarrollo en Recursos Hídricos (CIDERH), Universidad Arturo Prat, Iquique, Chile, jorge.olave@ciderh.cl

Abstract: Este trabajo tuvo por objetivo describir la etapa inicial de funcionamiento de un sistema de Humedal construido de flujo vertical subsuperficial (HC-FVSS) plantado con la especie ornamental *Zantedeschia aethiopica* y aplicado al tratamiento de aguas servidas, bajo las condiciones áridas del desierto de Atacama. Para esto, seis unidades de HC-FVSS fueron instaladas en el desierto costero de Atacama. Tres de los HC-FVSS fueron plantados con la especie *Zantedeschia aethiopica* (sistema 1), y los tres restantes, con la especie *Schoenoplectus californicus* (sistema 2). Los dos sistemas fueron operados por cuatro meses a una Carga hidráulica (CH) de 120 mm/d, y con períodos de aplicación de 5 d, y descanso de 10 d. Los resultados mostraron que existe similitud en el comportamiento de la calidad del agua efluente a los dos sistemas implementados, destacando la eliminación de DQO por sobre el 70%, la transformación de más del 85% del amonio a nitrato, y la eliminación por sobre el 50% de fosfato. Además, los datos para evaluación de adaptación de las plantas, muestran que, para la etapa inicial de funcionamiento, *Zantedeschia aethiopica* ha mostrado ser una especie candidata a implementar en HC-FVSS bajo condiciones áridas, pero se requeriría evaluar su evolución por más tiempo para tener mayor certeza de su adaptación a este clima.

Keywords: aguas servidas; humedal construido de flujo vertical subsuperficial; zantedeschia spp.

Session . – Sistemas para el mejoramiento de la calidad del agua

Introducción

En climas áridos, las áreas descentralizadas requieren la selección de sistemas de tratamiento de aguas servidas acordes con la condición climática, simples de operar, y que presenten efluentes con calidad para ser reutilizados en otras actividades (Vera et al., 2016). Tomando en cuenta estos principios, los humedales construidos se presentan como una opción viable para el tratamiento de residuos líquidos en zonas áridas (Tencer et al., 2009; Travis et al., 2012). Sin embargo, a diferencia de otras condiciones climáticas, existe escasa información relacionada con la operación y funcionamiento de la adaptación de esta tecnología bajo el contexto de aridez que se presenta en los desiertos (Albalawneh et al., 2016), y más aún, en uno de los lugares más secos del planeta, como es el desierto de Atacama (Vera et al., 2016). Por lo tanto, este trabajo tiene como objetivo describir la etapa inicial de funcionamiento de un sistema de Humedal construido de flujo vertical subsuperficial (HC-FVSS) plantado con la especie ornamental *Zantedeschia aethiopica* y aplicado al tratamiento de aguas servidas, bajo las condiciones áridas del desierto de Atacama, y comparando su funcionamiento, con un sistema de HC-FVSS plantado con la especie *Schoenoplectus californicus*.

Materiales y métodos

1. *Unidades experimentales.* Seis HC-FVSS (entendidos como dos sistemas de tratamiento) fueron implementados en la estación experimental CIDERH en la ciudad de Iquique (Desierto costero de Atacama, Chile). Todos los HC-FVSS fueron construidos con tuberías de PVC de 0,2 m, y presentan las dimensiones y materiales que se muestran en la Figura 1. Como material de relleno se utilizó Arena, y en la parte superior e inferior, se utilizó gravilla. Como especie vegetal de control se utilizó la *Schoenoplectus californicus* (Sistema 1, tres HC-FVSS), dado resultados previos de experimentación en Chile (Vera et al. 2014), y como especie experimental se utilizó la *Zantedeschia aethiopica* (Sistema 2, tres HC-FVSS), dado su potencial de uso en climas tropicales y subtropicales (Zurita et al., 2009).

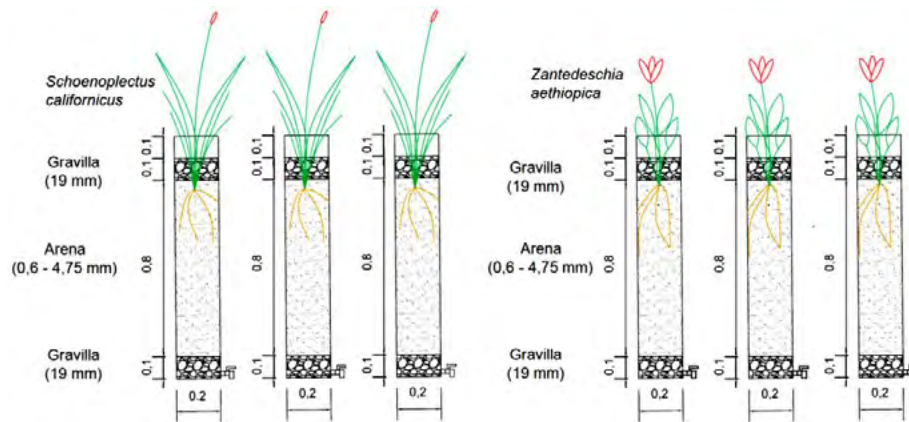


Figura 1. Configuración experimental. Todas las unidades en metros. No está a escala

2. *Estrategia de operación y seguimiento.* Los HC-FVSS fueron alimentados con agua servida cribada, diluida a un 30% (para simular el efluente de una fosa séptica) y traída desde la Planta de Tratamiento de Aguas Servidas Barrio Industrial (Iquique, Chile). Los HC-FVSS fueron operados durante dos meses como etapa de puesta en marcha. Posterior a esto, la operación fue llevada a cabo por un espacio de 4 meses. La Carga Hidráulica (CH) aplicada fue de 120 mm/d. Esta CH representa el valor medio de entre 80 y 160 mm/d definido por Vera (2012) como representativo para Chile, y para países en vías de desarrollo. La aplicación de esta CH fue llevada a cabo realizando 12 pulsos por día (Stefanakis et al., 2014). Se definió una estrategia de aplicación con períodos de descanso y operación, siendo cada HC-FVSS operado por 5 d y descansando por 10 d (Stefanakis et al., 2014).

Muestras para analizar la calidad del agua fueron tomadas cada tres semanas. Los puntos de muestreo fueron: a) influente general, y b) efluente a los dos sistemas de tratamiento basados en HC-FVSS (dos efluentes). Los parámetros evaluados incluyen pH, Temperatura (T), Conductividad Eléctrica (CE), Potencial de Oxido Reducción (ORP), Demanda Química de Oxígeno (DQO), Amonio (NH_4^+), Nitrato (NO_3^-), y Fosfato (PO_4^{3-}). Las muestras fueron analizadas en el laboratorio de calidad del agua de CIDERH. Para evaluar la adaptación de las plantas, medidas de crecimiento como altura y número de hojas, así como el nivel de clorofila en las hojas, fueron medidos de forma semanal.

3. *Metodologías analíticas.* pH, T, CE y ORP fueron medidos con equipo multiparamétrico de terreno Hanna HI 9829. Para los parámetros restantes, todas las muestras de agua (influyente y efluentes) fueron filtradas (filtro de fibra de vidrio, 0,6 mm de tamaño de poro). DQO, NH_4^+ , NO_3^- y PO_4^{3-} fueron medidos fotométricamente por Fotómetro Multiparamétrico Hanna HI 83399 usando kits reactivos para su lectura. Estas determinaciones son procedimientos simplificados a partir de procedimientos descritos en APHA-AWWA-WEF (2017). Las medidas de altura de las plantas fueron realizadas utilizando cinta

métrica, y el número de hojas fue llevado a cabo por conteo manual. La clorofila fue medida con el medidor Konica Minolta SPAD-502 Plus.

Resultados y discusión

1. *Comportamiento de la calidad del agua.* La Tabla 1 presenta un resumen de los resultados de la calidad del agua afluente y efluente a los dos sistemas de tratamiento propuestos en la Figura 1.

Tabla 1. Características del afluente y efluentes al sistema de tratamiento propuesto (media \pm desviación estándar). n=5

Parámetro	Unidad	Afluente	Efluente	
			Sistema 1 - HC-FVSS (<i>Schoenoplectus Californicus</i>)	Sistema 2 - HC-FVSS (<i>Zantedeschia aethiopica</i>)
pH	Uni.	7,6 \pm 0,3	8,1 \pm 0,3	8,2 \pm 0,4
Temperatura	°C	23,4 \pm 1,8	23,0 \pm 2,1	22,9 \pm 1,8
Conductividad Eléctrica (CE)	μ S/cm	3027 \pm 457	3354 \pm 648	3245 \pm 671
Potencial de Oxido Reducción (ORP)	mV	-18 \pm 14	-9 \pm 38	-11 \pm 38
DQO	mg/L	139,5 \pm 56,7	33,0 \pm 8,0	35,3 \pm 9,8
NH ₄ ⁺	mg/L	66,4 \pm 22,9	4,0 \pm 4,5	1,0 \pm 0,6
NO ₃ ⁻	mg/L	3,1 \pm 3,0	64,1 \pm 15,8	68,4 \pm 11,9
PO ₄ ⁻³	mg/L	11,2 \pm 4,8	4,4 \pm 2,8	2,2 \pm 1,3

Respecto a las características del afluente, los valores de la Tabla 1 son acordes a lo reportado para aguas servidas en el desierto de Atacama y otras zonas áridas a nivel mundial (Vera et al., 2016; Abou-Elela et al., 2014). Un elemento característico y común a las aguas servidas de zonas áridas, son los valores de CE por sobre los 1.000 μ S/cm, que, para este trabajo, siempre estuvieron por sobre los 2500 μ S/cm.

Por su parte los efluentes, muestran similitud entre los dos sistemas de tratamiento. El pH aumentó sólo en 0,5 Uni. en comparación con el afluente; la temperatura del agua se mantuvo estable en alrededor de 23°C, lo que se explica porque el sistema fue operado durante la primavera y el verano austral, con temperaturas ambientales que varían entre los 16°C y los 27°C (MeteoChile, 2020); y la CE se incrementa ligeramente en 300 μ S/cm, producto de la concentración de sales dada por el consumo de agua por parte de las plantas. En cuanto a la concentración efluente de DQO, ambos sistemas presentan valores medios inferiores a 50 mg/L, con eficiencias de eliminación medias por sobre el 70%. Adicionalmente, la Tabla 1 muestra que existió una transformación similar de amonio a nitrato para los dos sistemas experimentales, ya que el amonio es reducido a nitrato en más de un 85%. Finalmente, el comportamiento del fosfato mostró que existe eliminación del mismo por sobre el 50% para ambos sistemas. Esto se explica ya que las dos plantas utilizadas (*Schoenoplectus Californicus* y *Zantedeschia aethiopica*) estuvieron en etapa de crecimiento durante la operación, tomando parte de este fosfato para su crecimiento (Vera et al., 2014). Sin embargo, la eliminación para el HC-FVSS plantado con *Zantedeschia aethiopica* es superior en más del 10%, lo que se podría explicar por la mayor producción de biomasa (hojas más grandes) respecto a *Schoenoplectus californicus*.

3. *Desarrollo de las plantas.* De acuerdo a los datos de crecimiento, los individuos de *Schoenoplectus Californicus* para los tres HC-FVSS, han ido incrementando su tamaño desde los 0,35 m hasta los 0,65 m, pero muestra algunas hojas con tamaños no modificados de 0,7 m. Además, la cantidad de hojas



Florianópolis - Santa Catarina - Brasil

V Conferencia Panamericana de Sistemas de

Humedales

para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento
de la Calidad del Agua



28 a 30 | Abril | 2021 Eventos Online

aumenta en al menos 10 unidades. Por su parte, los valores de clorofila varían ampliamente entre los 6,4 y 65 SPAD, lo que se explica por la dificultad de lectura, dada la forma triangular de la hoja. Respecto a los individuos de *Zantedeschia aethiopica*, los tres HC-FVSS mostraron un crecimiento desde los 0,18 m hasta los 0,2 m. El número de hojas se incrementan ligeramente en máximo 5 hojas por individuo. En el caso de la clorofila, los valores oscilan entre los 45 y 131 SPAD. Estos resultados mostrarían una adaptación de las dos especies de plantas utilizadas a las condiciones áridas del desierto de Atacama para el período inicial evaluado, que podría ser considerado el más crítico, ya que este presenta la mayor radiación solar, con valores que pueden llegar hasta los 120 klux, valor que origina impactos negativos en el crecimiento de las plantas (Vera-Puerto et al., 2019).

Conclusiones

La etapa inicial de funcionamiento de un sistema de HC-FVSS plantado con *Zantedeschia aethiopica* para el tratamiento de aguas servidas bajo las condiciones climáticas del desierto de Atacama, mostró similitud de comportamiento en la calidad del agua de los efluentes, comparado con un sistema plantado con *Schoenoplectus californicus*. Además, los parámetros tomados para evaluar la adaptación de las plantas a la condición árida, muestran que, para la etapa inicial, existe una adaptación de las dos especies vegetales, mostrando de esta forma, que la *Zantedeschia aethiopica* es una especie potencial a ser utilizada en HC-FVSS para esta condición climática. Pese a lo anterior, se requiere evaluar su evolución por más tiempo, para tener certeza de su adaptación a la aridez extrema del desierto de Atacama.

Agradecimientos. Este trabajo fue financiado por ANID/FONDECYT/11180672. Los autores agradecen a Christian Bobadilla, Gastón Muñoz, y Andrea Araos de Aguas del Altiplano; Verónica Ortiz, Paulina Galvez, y Viviana Varas de la Universidad Arturo Prat; y a ANID/PAI/MEC80170068.

Referencias

- Abou-Elela, S.I., Golinelli, G., Saad El-Tabl, A., Hella, M. (2014). Treatment of municipal wastewater using horizontal flow constructed wetlands in Egypt. *Water Sci. Technol.* **69**, 38-47.
- Albalawneh, A., Chang, T.-K., Chou, C.-S., Naoum, S. (2016). Efficiency of a Horizontal Sub-Surface Flow Constructed Wetland Treatment System in an Arid Area. *Water* **8**, 1-14.
- APHA-AWWA-WEF (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater 20th edition. American Public Health Association, American Water Work Association, Water Environment Federation, Washington, DC.
- Dirección Meteorológica de Chile (MeteoChile) (2020). Productos Climatológicos Actuales e Históricos: Estación Diego Aracena. Available at: <http://164.77.222.61/climatologia/>.
- Stefanakis, A., Akrotos, C., Tsihrintzis, V. (2014). Vertical flow constructed wetlands: Eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment. 1st Edition. Elsevier Publishing, 378 p.
- Tencer, Y., Idan, G., Strom, M., Nusinow, U., Banet, D., Cohen, E., Schröder, P., Shelef, O., Rachmilevitch, S., Soares, I., Gross, A., Golan-Goldhirsh, A. (2009). Establishment of a constructed wetland in extreme dryland. *Environ. Sci. Pollut. Res.* **16**, 862-875.
- Travis, M.J., Weisbrod, N., Gross, A. (2012). Decentralized wetland-based treatment of oil-rich farm wastewater for reuse in an arid environment. *Ecol. Eng.* **39**, 81-89.
- Vera, I. (2012). Análisis de funcionamiento y patrones asociativos de sistemas de tratamiento convencionales y naturales de aguas servidas para la eliminación de materia orgánica y nutrientes. Tesis Doctoral, Centro de Cs. Ambientales EULA-Chile, Universidad de Concepción, Chile.
- Vera, I., Araya, F., Andrés, E., Sáez, K., Vidal, G. (2014). Enhanced phosphorus removal from sewage in mesocosm-scale constructed wetland using zeolite as medium and artificial aeration. *Environ. Technol.* **35**, 1639-1649.
- Vera, I., Verdejo, N., Chávez, W., Jorquera, C., Olave, J. (2016). Influence of hydraulic retention time and plant species on performance of mesocosm subsurface constructed wetlands during municipal wastewater treatment in super-arid areas. *J. Environ. Sci. Heal. Part A* **51**, 105-113.
- Vera-Puerto, I., Olave, J., Tapia, S., Chávez, W. (2019). Atacama Desert: water resources and reuse of municipal wastewater in irrigation of cut flower aeroponic cultivation system (first laboratory experiments). *Desalin. Water Treat.* **150**, 73-83.
- Zurita, F., De Anda, J., Belmont, M. (2009). Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecol. Eng.* **35**, 861-869.



Humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales de la industria del electroplating

D. González-Pereyra*, R. Cisneros-Almazán*, M. Berber-Mendoza*, G. Soto-Peña*, R. Cisneros-Pérez*, M. Algara-Siller**

* Facultad de Ingeniería. UASLP. Av. Dr. Nava 8, Zona Universitaria, San Luis Potosí, S.L.P, México, danni.gper@gmail.com

**Agenda Ambiental de la Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Dr. Nava 221, San Luis Potosí, S.L.P, México

Abstract: En el presente trabajo se probaron prototipos de humedales construidos de flujo vertical para el tratamiento de aguas residuales provenientes de la industria del electroplating, como alternativa de tratamiento a los sistemas convencionales utilizados en este tipo de industria. Se probaron dos tipos de sustrato; zeolita natural y escoria metalúrgica, con el fin de mejorar las eficiencias de remoción especialmente de cobre, al ser el metal que se encuentra en mayor concentración. Se utilizó *Phragmites australis* como especie vegetal. Se obtuvieron porcentajes de remoción de cobre mayores al 95% en ambos sustratos, no obstante, en los humedales con escoria metalúrgica la planta se vio severamente afectada reduciendo su población en más del 50%; también se redujeron los SST en un 78% para ambos sustratos y una eficiencia máxima de DQO de 53-58%.

Keywords: electroplating, cobre, zeolita, escoria metalúrgica

Session: Sistemas para mejorar la calidad del agua

Introducción

El tratamiento y reúso del agua dentro de las industrias puede representar una opción viable para reducir la actual presión hídrica (Galizia, 2008), no obstante para que las industrias entren en un esquema de sostenibilidad es necesario que todos sus procesos, incluyendo el tratamiento de sus aguas, genere los menores impactos posibles. Industrias del ramo del electroplating, dedicadas a la aplicación de recubrimientos metálicos a piezas metálicas o plásticas para mejorar sus características, consumen cerca del 95% del total del agua de proceso en el lavado de piezas (Ríos, Posada, & Uribe, 2011); específicamente una industria de este ramo ubicada en la ciudad de San Luis Potosí, México, genera cerca de 150m³/mes de agua residual proveniente del lavado de piezas, esta agua se caracteriza por tener altas concentraciones de metales pesados, en especial cobre, tener pH muy bajos, altas conductividades eléctricas y concentraciones de detergentes. Dichas concentraciones llegan a ser superiores a las establecidas en las regulaciones nacionales e internacionales para descargas a los sistemas de alcantarillado municipal, asimismo la composición de esta agua no permite su reutilización en ningún sector de la empresa, por lo que sin duda exige un tratamiento previo sea cual sea su destino.

El tratamiento de agua de la mayoría de las industrias del electroplating se basa en procesos fisicoquímicos tales como la precipitación química, la cual se utiliza para la remoción de los metales mediante la formación de especies insolubles determinadas por el pH de la solución que después se remueven en forma de lodos, este método ha sido ampliamente utilizado por ser de relativa facilidad operación y bajos costos, sin embargo presenta desventajas como la adición de grandes cantidades de químicos, la eficiencia requerida en la remoción de los metales no siempre se alcanza y la generación de grandes cantidades de lodos, esta última representa un problema económico y ambiental para las industrias al tener que disponer adecuadamente de los lodos generados.

Por lo anterior, se busca implementar sistemas de tratamiento que reduzcan los impactos tanto económicos como ambientales de los sistemas de tratamiento convencionales. Entre las alternativas se encuentran los humedales construidos, los cuales han sido reconocidos como tecnologías sostenibles con capacidad de depurar distintos tipos de agua (Vymazal, 2014). Los humedales han sido probados con aguas residuales industriales, sin embargo se encuentran reportados pocos trabajos para la industria del electroplating,

lo que abre un área de oportunidad para su estudio. Los principales retos al implementar un sistema de humedales en el tratamiento de agua residual industrial son: el rendimiento que alcanzan, las especies de plantas y la tolerancia a los constituyentes químicos industriales y los materiales de sustrato que no se encuentran establecidos de manera exhaustiva (Wu et al., 2015), es por ello que se tiene como objetivo utilizar sistemas de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales de la industria del electroplating como alternativa a los tratamientos convencionales, utilizando diferentes sustratos con el fin de incrementar la eficiencia de los humedales.

Métodos y materiales

Se construyeron 6 prototipos de humedales de flujo vertical (HFV) a pequeña escala, en tres de ellos se utilizó como sustrato una mezcla de zeolita natural (clinoptilolita) y perlita (material inerte) en proporciones 70-30% respectivamente, los tres restantes se rellenaron con una mezcla de escoria metalúrgica, perlita y grava en proporción 40-40-20%. Los humedales fueron construidos con cubetas ovales con capacidad de 150 L, el volumen de la mezcla de materiales fue de 115 L aproximadamente. Los prototipos trabajaron con un sistema de recirculación de agua por lo que cuentan con un solo tanque, tanto de alimentación del influente como de salida del efluente (Figura 1.1).

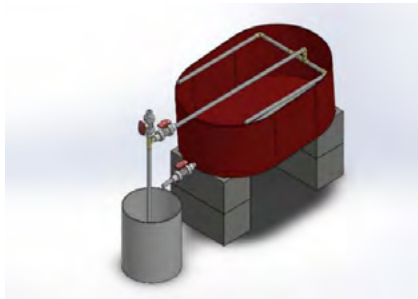


Figura 1.1 Diseño de los prototipos de HFV

Los humedales se trasplantaron con *Phragmites australis*, 12 plantas desarrolladas y distribuidas de forma homogénea en cada humedal, se dejó un periodo de adaptación de aproximadamente 3 meses, durante los cuales se alimentó agua con solución nutritiva compuesta por NO_3^- , SO_4^{2-} , PO_3^{4-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} y K^+ , se monitoreó pH del agua y sustrato, CE, temperatura y humedad ambiental, crecimiento de la planta, flujo y consumo de agua. Una vez que se consideró un suficiente crecimiento de la planta, se comenzó a alimentar agua residual provista por una industria del ramo del electroplating, las características del agua se muestran en la Tabla 1.1, se aplicaron diferentes concentraciones como un segundo periodo de adaptación utilizando %v/v de 25%, 50%, 75% y 100%, las diluciones se realizaron con agua potable, cabe señalar que se ajustó el pH entre 7-7.5 para evitar daños severos a la planta, de cada concentración se alimentaron 2L de agua durante una semana en las cuales se siguió monitoreando los parámetros antes mencionados. Finalmente se alimentó diariamente el mismo volumen de agua sin diluir (% v/v = 100%) durante un mes, evaluando además la concentración de cobre, DQO, sólidos suspendidos totales (SST), alcalinidad y detergentes.

Resultados y conclusiones

De acuerdo con la caracterización realizada a diferentes lotes de agua residual se obtuvieron las características que se muestran en la siguiente tabla, se puede observar en los resultados la alta variabilidad de los parámetros fisicoquímicos de este tipo de aguas, de acuerdo con Galván (2016), este hecho podría afectar la eficiencia de los humedales, ya que son sensibles a las fluctuaciones de las concentraciones de contaminantes, sin embargo, los resultados muestran que el sistema utilizado no presenta afectaciones por este hecho, lo que representa una importante ventaja, ya que casi ningún proceso industrial genera efluentes homogéneos. Otros iones encontrados en el agua fueron Al, Ca, Fe, K, Mg, Zn, Na y S con concentraciones de 25.4, 55.0, 18.7, 78.2, 8.47, 1.54mg/L, 0.567 y 0.390%, respectivamente.

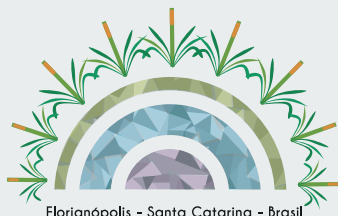


Tabla 1.1 Caracterización del agua residual de una industria del electroplating

Muestra	SST (mg/L)	Detergentes (mg/L)	Acidez (mgCaCO ₃ /L)	Cobre (mg/L)	DQO (mg/L)	pH	CE (mS/cm)
1	8398.5	15.03	4015.65	201.50	5025	1.80	19.32
2	2423	17.55	7324.70	167.50	2300	1.64	25.30
3	6338	7.26	6506.50	246.75	3175	1.54	25.20
4	4249	9.42	2713.15	271.00	2875	2.03	15.51
5	675	19.95	10927.00	103.50	1125	1.38	34.90
6	544	16.74	2179.92	129.75	1975	2.06	12.36
7	837	28.41	9855.20	85.25	1025	1.38	35.80
8	618	6.30	5449.80	123.50	1100	1.63	24.80
9	1502	5.16	3513.40	135.00	1975	1.89	19.42
Promedio	2842.72	13.98	5831.70	162.64	2286.11	1.71	23.62

Con referencia a los parámetros monitoreados los humedales trabajaron con flujos promedio de 0.150 L/s para zeolita como sustrato y 0.120 L/s para escoria metalúrgica, en cuanto a las condiciones ambientales se tuvieron temperaturas máximas de 42.1 °C y mínimas de 8.5°C con humedad máxima de 84.5% y mínima de 20.0%, los datos tomaron agosto de 2019 a enero de 2020, bajo estos valores se tuvo un promedio de evapotranspiración de 5.10 L/d. El pH del influente varió entre 7-7.5, teniendo un valor en el efluente para los humedales de zeolita de 8.5 al comienzo del proceso y llegando a 5.3 al final de este, en el caso de los humedales con escoria metalúrgica se comenzó con un pH de 6.3 llegando a 7.2, se puede decir que estas variaciones en el pH son el resultado de las múltiples reacciones que se llevan a cabo dentro del humedal que van desde el intercambio iónico ocurrido en el sustrato hasta productos metabólicos de los microorganismos (Sheoran & Sheoran, 2006).

En el caso de la CE, se observa una destacable tolerancia a los altos valores alcanzados por parte de la planta, especialmente en los humedales de zeolita, los cuales funcionaron con valores de 22.4 mS/cm observándose ligeras decoloraciones en las hojas, caso contrario en los humedales con escoria metalúrgica la planta se vio sustancialmente más afectada llegando más del 50% de la población a la marchitez, no obstante, se tenían CE de 41.6 mS/cm, se puede decir entonces que *Phragmites australis* es tolerante a concentraciones altas de salinidades (Pearson, n.d.). Referente a lo anterior, hubo pérdidas de 8 plantas en promedio para los humedales de zeolita y de 21 plantas para los humedales con escoria metalúrgica, cabe señalar que la mayor pérdida en ambos sistemas se dio a su vez durante la época más fría de los experimentos.

Finalmente, las eficiencias obtenidas en la remoción de cobre se muestran en la siguiente tabla, adicionalmente en la Figura 2.1 se muestran los valores obtenidos para DQO, SST, detergentes (reportados como SAAM). Los porcentajes de remoción en el caso del cobre coinciden con los reportado por otros autores que han utilizado humedales construidos para la remoción de metales pesados (Sochacki, Surmacz-Górska, Faure, & Guy, 2014; Sudarsan et al., 2015), en el trabajo realizado por Sochacki (2014) donde se prueban los humedales para tratar agua de electroplating se obtuvieron porcentajes de 97.4% en este caso fue de 96.7%.

Tabla 2.1 Porcentajes de remoción de cobre a diferentes concentraciones

Concentración %v/v	[Cu ²⁺] (mg/L)	% Remoción		Concentración %v/v	[Cu ²⁺] (mg/L)	% Remoción	
		Zeolita	Escoria metalúrgica			Zeolita	Escoria metalúrgica
25%	28.6	51.02	77.3	75%	88.0	94.9	97.5
50%	74.6	90.84	96.2	100%	87.0	95.8	96.7

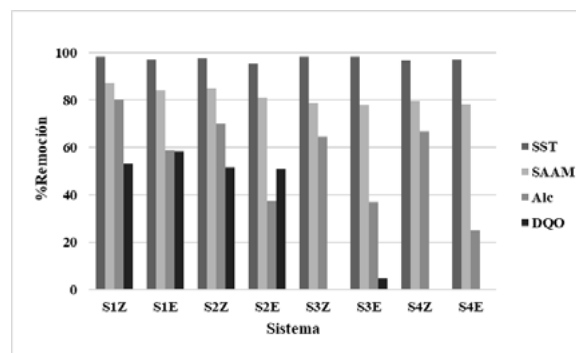


Figura 2.1 Eficiencias obtenidas en los prototipos para diferentes parámetros (S# = número de semana, Z = zeolita, E = escoria)

De acuerdo con los resultados los sistemas con ambos sustratos presentan eficiencias de tratamiento similares, la variación más notoria se observa en la alcalinidad, sin embargo, como se mencionó anteriormente, los humedales con escoria metalúrgica presentaron mayores afectaciones en la planta debido principalmente a los altos valores de CE, lo cual pueden deberse principalmente a la composición del material. En el caso de los humedales con zeolita se puede decir que tienen la capacidad de manejar diferentes concentraciones de metales pesados y condiciones características de las aguas industriales (por ejemplo, CE extremas), esto debido a la existencia de los diferentes procesos de remoción.

Referencias

- Galizia, J. (2008). Water Resources in the future: problems and solutions. *Estudios Avanzados*, 22(63), 7–16.
- Pearson, E. (n.d.). Salinity, Sodicity, and Flooding Tolerance of Selected Plant Species of the Northern Cheyenne Reservation.
- Ríos, J., Posada, J., & Uribe, J. (2011). Potencial de recirculación de aguas residuales industriales. *Revista Investigaciones Aplicadas*, 5(2), 59–72.
- Sheoran, A. S., & Sheoran, V. (2006). Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands : A critical review, 19, 105–116. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2005.08.006>
- Sochacki, A., Surmacz-Górska, J., Faure, O., & Guy, B. (2014). Polishing of synthetic electroplating wastewater in microcosm upflow constructed wetlands: Effect of operating conditions. *Chemical Engineering Journal*, 237, 250–258. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.10.015>
- Sudarsan, J. S., Deeptha, V. T., Maurya, D., Goel, M., Ravi Kumar, K., & Das, A. (2015). Study on treatment of electroplating wastewater using constructed wetland. *Nature Environment and Pollution Technology*, 14(1). <https://doi.org/10.1080/19443994.2015.1060541>
- 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>
- Wu, S., Wallace, S., Brix, H., Kuschik, P., Kirui, W. K., Masi, F., & Dong, R. (2015). Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: Challenges, operational strategies and overall performance. *Environmental Pollution*, 201, 107–120. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.03.006>



“Remediación de arsénico y flúor utilizando *Eleocharis macrostachya* en prototipos de humedales construidos con dos sustratos”

Rodolfo Cisneros-Almazán*, Gerson A. Soto-Alonso**, Clemente Rodríguez-Cuevas*, Ma. Elena García-Arreola*, Rodolfo Cisneros-Pérez* y Erika García-Chávez**

* Maestría en Tecnología y Gestión del Agua. CIEP. Facultad de Ingeniería. Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Av. Dr. Nava #8, Zona Universitaria, San Luis Potosí, México.

(e-mail: cisnerro@uaslp.mx)

** Área Agroindustrial de la Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma de San Luis Potosí, Av. Dr. Nava #8, Zona Universitaria, San Luis Potosí, México.

(e-mail: gerson.soto@uaslp.mx)

Abstract: En este proyecto se ha probado la remoción de arsénico (As) y flúor (F) utilizando *Eleocharis macrostachya* en prototipos de humedales construidos, comparando dos tipos de sustratos: zeolita y grava. La fitoextracción de arsénico y flúor fue mayor en los humedales construidos con grava como sustrato, siendo la raíz la que presentó mayor concentración de los contaminantes absorbidos en comparación con el resto de la planta. La remoción de arsénico fue óptima en zeolita y grava, mientras que la remoción de flúor fue menor.

Keywords: Remoción de arsénico y flúor, humedal construido, *Eleocharis macrostachya*

Session: Sistemas para el mejoramiento de la calidad del agua

Introducción

En México, la presencia de metales pesados en el agua se presenta de manera natural o antropogénica, exponiendo con ello a una gran parte de la población. Dentro de los principales metales se encuentra el flúor (F) y el arsénico (As), que muchas veces rebasan los límites máximos permisibles establecidos por la OMS, para el consumo humano de agua (0.7 y 0.01 mg/L, respectivamente).¹

Los datos actuales en México sugieren que el exceso de ambos contaminantes puede afectar negativamente la salud de millones de personas, por ello, la preocupación por mitigar los efectos tóxicos del As y el F en aguas de consumo humano ha ido en incremento.

Entre las soluciones para remover estos metales, se encuentra el uso de humedales construidos, ya que presentan bajos costos de inversión, operación y mantenimiento. Además, se han reportado algunas plantas acuáticas o macrófitas para la remoción de los metales siendo una alternativa en el tratamiento de aguas contaminadas, debido a su adaptación, proliferación y cualidades bioacumulativas. Una de estas especies es *Eleocharis macrostachya*, que ha mostrado un efecto fitorremediador en aguas con altas concentraciones de arsénico.^{2,3}

Material y Métodos

Prototipos

Se utilizaron seis prototipos de humedal de flujo vertical con un largo cada uno de 95 cm, ancho 75 cm, alto 35 cm y una pendiente 2.5%, ubicados al interior de un invernadero. Los prototipos fueron llenados con grava (3) o zeolita (3); para la zeolita la capa superior de 10 cm con granulometría de 8 mm, para la segunda capa 7 cm con granulometría de 5 mm, y para la tercer capa 7 cm con granulometría de 5 mm, con una porosidad del 25-32%. Para la grava, la capa superior de 10 cm con granulometría de 2.54 cm,

para la segunda capa de 14 cm con granulometría de 1.0 cm, con una porosidad del 25-40%. Cada prototipo tuvo un sistema de recirculación de agua (basado en sistema hidropónico cerrado).

Plantas

Las plantas de *Eleocharis macrostachya* se trasplantaron en los humedales, permitiéndoles estabilizarse agregando nutrientes. Se plantaron 3 plantas por prototipo de humedal con una densidad de 3 plantas/m².

Determinación analítica de la concentración de arsénico y flúor en agua.

A cada prototipo de humedal se le agregaron concentraciones crecientes de arsénico (NaAsO₂) y flúor (NaF) por 10 semanas para una concentración acumulada de 5000 µg/L con ambos elementos, con un tiempo de retención de 24 h. Se tomaron muestras de agua cada semana a la entrada y salida de los humedales, las cuales fueron analizadas mediante kit específicos para arsénico y flúor, en un espectrofotómetro HACH 2800, por 70 días.

Determinación analítica de la concentración de arsénico y flúor en planta.

Se seleccionó el material de tejido vegetal separando la parte aérea y la raíz de cada planta de *Eleocharis macrostachya* por cada tratamiento experimental. Posteriormente se lavó el tejido vegetal (aéreo y de raíz) con una solución de HCl 0.1 M, enseguida se enjuagó con agua destilada y desionizada (Tipo I). El proceso de secado del material se realizó a temperatura ambiente sobre papel adsorbente por 3 días, finalmente se realizó un proceso de secado exhaustivo en una estufa de acero inoxidable a 50 °C durante ≈ 48 h.

Se realizó una digestión con 5 ml de HNO₃ (ultrapuro), utilizando un equipo de microondas MARS 6. La muestra fue transparente, incolora y libre de partículas en solución, posteriormente se analizaron por espectrofotometría.

Resultados

Al finalizar los 70 días que duró el experimento, el humedal con zeolita tuvo una retención de arsénico del 97.18% y en el de grava 96.21%. Estos humedales construidos presentan mayor retención que el reportado por otros autores.^{4,5,6} A pesar de las concentraciones tan altas que se evaluaron, los valores finales de arsénico fueron de 0.032 y 0.067 mg/L respectivamente (Figura 1). Aunque estas concentraciones son superiores a las permitidas para el consumo humano en México (0.025 mg/L)⁷, la remediación logra bajar las concentraciones para su aprovechamiento para uso agrícola (0.1 mg/L)⁸.

En el caso del flúor la retención final fue de 45.43% en el humedal con zeolita y de 45.56% en el de grava. Estos humedales presentan mayor retención que el reportado por otros autores.⁹ A los 42 días la retención fue de 83% en ambos humedales, probablemente por un fenómeno de saturación. Sin embargo, las concentraciones finales fueron de 2.7 y 2.6 mg/L respectivamente (Figura 2).

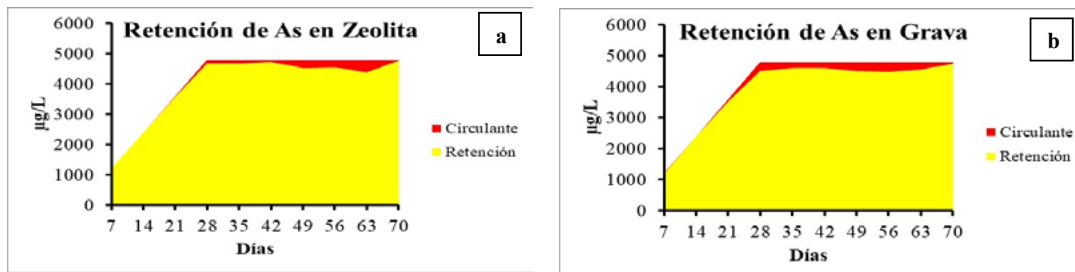


Figura 1. Retención de As en el humedal con sustrato de zeolita (a) y en grava (b). Presentaron una retención del 97% y 96% respectivamente.

En lo que respecta a la fitorremediación se evaluaron las concentraciones de As y F en planta y raíz de *E. macrostachya*, que es una planta con alto potencial de rizofiltración, la cual han reportado que tiene una alta tolerancia a concentraciones altas de As.¹⁰

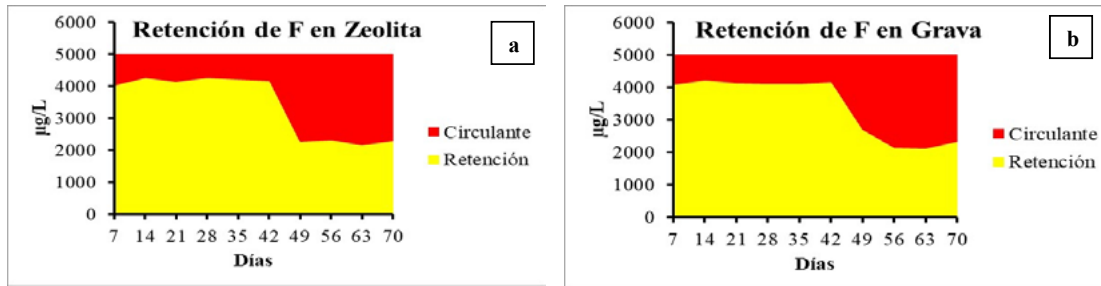


Figura 2. Retención de F en el prototipo de humedal con sustrato de zeolita (a) y en grava (b). Presentaron una retención del 45.4% y 45.6% respectivamente.

La altura promedio inicial de *E. macrostachya* fue de 8.0 cm para zeolita y 9.6 cm para grava, al finalizar los 70 días se obtuvieron alturas de 49.2 y 31.96 cm respectivamente, mostrando un mejor crecimiento en la zeolita.

La mayor retención de arsénico en las plantas se encontró a nivel de raíz, observando que los humedales construidos con sustrato de grava presentaban una mejor rizofiltración con una retención de 4.85 mg/kg de planta seca. En lo que respecta a la zeolita como sustrato en la raíz se encontró una retención de 2.98 mg/kg. También, se evaluaron las concentraciones del metaloide en el resto de la planta encontrando que en los dos sustratos se encuentran retenciones parecidas de 1.80 mg/kg en zeolita y 1.57 mg/kg en grava. Con respecto al flúor, el comportamiento de *E. macrostachya* es muy similar al del presentado para el arsénico. Donde observamos una mayor concentración del metal a nivel de raíz en el humedal construido con grava como sustrato (Figura 3).

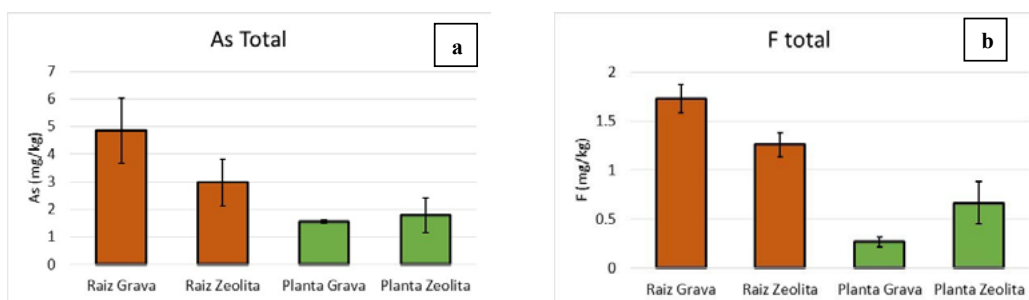


Figura 3. Fitorremediación de As (a) y F (b) en el humedal con sustrato de zeolita y en grava.

Conclusiones

Los humedales presentaron mayor eficiencia de retención de arsénico, no encontrando diferencias significativas entre los sustratos evaluados. La separación de arsénico del agua con humedales es un proceso eficiente.



Los humedales presentaron una menor eficiencia de retención de flúor, tampoco se encontraron diferencias significativas entre ambos sustratos. Por ello, se considera que los humedales son una alternativa viable de remoción de flúor en agua.

En el caso del proceso de fitorremediación, se observó que es un proceso con menor eficiencia en los humedales construidos, donde se encontró una mejor rizofiltración del As. Sin embargo, *E. macrostachya* también tiene capacidad de fitorremediar el F, aunque en menor proporción que el As.

Referencias

1. OMS. (2004), Guidelines for drinking water quality: recommendations. Third edition Vol.1, World Health Organization, Geneva.
2. Flores-Tavizón E., Alarcón-Herrera M., González-Elizondo S. y Holguín E. (2003). Arsenic tolerating plants from mine sites and hot springs in the semi-arid region of Chihuahua, Mexico. *Acta Biotechnol.* 23, 113-119.
3. Olmos-Márquez M., Alarcón-Herrera M. y Martín-Domínguez, I. (2012). Performance of *Eleocharis macrostachya* and its importance for arsenic retention in constructed wetlands. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 19, 763-771.
4. Rahman K., Wiessner A., Kusch P., Afferden M., Mattusch J. y Müllera R. (2011). Fate and distribution of arsenic in laboratory-scale subsurface horizontal-flow constructed wetlands treating an artificial wastewater. *Ecol. Eng.* 37, 1214-1224.
5. Zurita F., Del Toro-Sánchez C., Gutiérrez-Lomelí M., Rodríguez-Sahagún A., Castellanos-Hernandez O., Ramírez-Martínez G. y White J. (2012). Preliminary study on the potential of arsenic removal by subsurface flow constructed mesocosms. *Ecol. Eng.* 47, 101-104.
6. Valles-Aragón MC y Alarcón-Herrera MT. (2014). Retención de arsénico en humedales construidos con *Eleocharis macrostachya* y *Schoenoplectus americanus*. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 30 (2) 143-148.
7. SSA. Norma Oficial Mexicana NOM 127 SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano-límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. 2000.
8. CONAGUA. Ley Federal de Derechos. Disposiciones aplicables en materia de aguas nacionales. Ciudad de México, México; 2013.
9. Ruiz C., Luque O., Rodríguez O., Alarcón M. (2006). Desarrollo de un sistema de tratamiento para la remoción de flúor del agua mediante el uso de vetiver *Vetiveria zizanioides* L., en Guarataro, Yaracuy, Venezuela.
10. Núñez-Montoya OG, Alarcón-Herrera MT, Melgoza-Castillo A, Rodríguez-Almeida FA, Royo-Márquez MH (2007) Evaluation of three native species from Chihuahua desert for use in phytoremediation. *Terra Latinoam* 25:35



Remoción de Cr(III) y Cr(VI) utilizando Sistemas de Humedales Flotantes (SHF) a escala microcosmos

G.A. Di Luca*, M.M. Mufarrege, F. Montañez, H.R. Hadad, M.A. Maine, E. Nocetti, M.A. Campagnoli,

*Química Analítica, Instituto de Química Aplicada del Litoral (IQAL, UNL-CONICET), Facultad de Ingeniería Química, Universidad Nacional del Litoral (UNL)-Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Santiago del Estero 2829, 3000 Santa Fe, Argentina.
e-mail: gdiluca@fiq.unl.edu.ar

Abstract: El objetivo de este trabajo fue evaluar la remoción de Cr(III) y Cr(VI) por Sistema de Humedales Flotantes (SHF), a escala microcosmos, plantados con *Typha domingensis*. Se evaluó además la distribución del metal en el sistema agua-planta-sedimento. Se diseñaron y construyeron SHF que permitieron que las raíces y los rizomas permanezcan sumergidos en el agua mientras emergen las partes aéreas. Los tratamientos a evaluar fueron 5 y 10 ppm de Cr(III) y 5 y 10 ppm de Cr(VI), con sus respectivos controles sin SHF y un Control Biológico (sin agregado de Cr). Los resultados mostraron una eficiente remoción del Cr en todos los tratamientos, con remociones superiores al 80%. Las mayores remociones se obtuvieron en los tratamientos con SHF. La concentración de Cr aumentó en el sedimento de todos los tratamientos, siendo significativamente superior en los tratamientos Control. Las raíces de *T. domingensis* mostraron la mayor concentración de Cr, mientras la menor concentración fue medida en hojas, en todos los tratamientos. La utilización de SHF plantados con *T. domingensis* es una prometedora herramienta para remediar cuerpos de agua contaminados con Cr.

Keywords: Cromo; *Typha domingensis*; remediación

Session . – Sistemas para el mejoramiento de la calidad del agua

Introducción

Los tratamientos de aguas residuales por eco-tecnologías con bajos requerimientos de energía y costo son objeto de interés en todo el mundo. Los sistemas de humedales flotantes (SHF) son una herramienta de ingeniería ecológica prometedora y rentable para restaurar cuerpos de agua. Los SHFs emplean macrófitas emergentes que crecen en una estructura flotante sobre la superficie del agua en lugar de arraigarse en el sedimento. En estos sistemas, las raíces de las plantas cuelgan debajo del material flotante proporcionando una superficie extensa para el crecimiento del biofilm y la fijación de partículas finas suspendidas. De esta manera, las plantas toman los contaminantes directamente de la columna de agua acumulándolos en sus tejidos.

Los metales pesados se originan en la escorrentía de carreteras y áreas comerciales, y en aguas residuales industriales. La eficiencia de eliminación de los metales pesados disueltos en los SHF depende de las condiciones físicas y químicas del agua, incluido el potencial redox, la temperatura, el pH, la concentración de metales pesados y la disponibilidad de nutrientes, y de la fisiología y las especies de plantas. Las macrófitas también influyen en las propiedades fisicoquímicas del agua al liberar compuestos bioactivos de las raíces. Estos compuestos liberados pueden mejorar el proceso de sorción y sedimentación en los SHF (Headley y Tanner, 2012).

El objetivo de este trabajo fue evaluar la remoción de Cr(III) y Cr(VI) por SHFs, construidos a escala microcosmos, plantados con *Typha domingensis*. Se evaluó además la distribución del metal en el sistema agua-planta-sedimento.



Materiales y Métodos

Plantas de *T. domingensis*, sedimento y agua fueron recolectados de un ambiente no contaminado de la llanura de inundación del río Paraná Medio, cercano a la ciudad de Santa Fe, Argentina. Se seleccionaron plantas sanas y de tamaño uniforme. Las plantas fueron podadas para su transporte al invernadero. Reactores plásticos (70 L) fueron dispuestos bajo un techo semitransparente con fotoperiodo natural. Los reactores contenían 4 Kg de sedimento y 38 L de agua. A 15 reactores se les colocó un SHF. Cada SHF consistió en una red plástica con una superficie de 0,10 m², con un marco de PVC para lograr la flotación del sistema. En cada SHF se colocaron 4 plantas de *T. domingensis*. Los SHF fueron diseñados para permitir que las raíces y los rizomas permanezcan sumergidas en el agua mientras emergen las partes aéreas. De este modo, se permitió la multiplicación vegetativa y se favoreció el aumento de biomasa. Después de 30 días de aclimatación, las plantas se podaron a una altura de aproximadamente 20 cm y los reactores fueron drenados. Posteriormente se agregaron 38 L de solución según los siguientes tratamientos:

- 1) 5 mg L⁻¹ Cr(III) (5Cr(III)) (Cr₃Cl₆H₂O)
- 2) 10 mg L⁻¹ Cr(III) (10Cr(III)) (Cr₃Cl₆H₂O)
- 3) 5 mg L⁻¹ Cr(VI) (5Cr(VI)) (K₂Cr₂O₇)
- 4) 10 mg L⁻¹ Cr(VI) (10Cr(VI)) (K₂Cr₂O₇)
- 5) Control Biológico (CB), sin agregado de metal

Se dispusieron, además, los mismos tratamientos sin SHF, sólo sedimento y agua, que se utilizaron como controles (C). Todos los tratamientos se llevaron a cabo por triplicado.

Las soluciones de metal se prepararon con reactivos de grado analítico y agua del sitio de muestreo. La duración del experimento fue de 45 días. Se tomaron muestras de agua en forma periódica. En cada muestreo, se determinó la concentración de Cr(VI) y Cr total en agua y se realizaron mediciones de Temperatura, oxígeno disuelto (OD), conductividad, y pH utilizando una sonda multiparamétrica (WTW Multi 3510 IDS). Además, al inicio y final del experimento, se determinó la concentración total de Cr en rizomas, raíz, hojas y sedimento. Las muestras de sedimento fueron tomadas con un muestreador cilíndrico de PVC de 3 cm de diámetro y almacenadas a 4°C hasta el análisis. La concentración de Cr total en agua, muestras de vegetales y sedimento se determinó luego de una digestión ácida en caliente (UsEPA 200.2) por espectroscopía de absorción atómica (Perkin Elmer A-Analyst 200). La concentración de Cr(VI) en agua se determinó colorimétricamente según APHA (2012). El pH y potencial redox de los sedimentos se midieron potenciométricamente con un pH/mV-metro marca Orion. El potencial redox fue medido *in situ* con electrodo de Pt. El pH se midió en una suspensión sedimento:agua 1:2,5. La concentración de materia orgánica (%MO) en sedimento se estimó por pérdida de peso por ignición (450° C, 3 h).

Resultados and Conclusiones

En general, los valores de pH y OD fueron significativamente superiores en los tratamientos control que en los SHF (Tabla 1). Los SHF restringen la difusión del oxígeno por la columna de agua produciendo la disminución del OD, mientras que la liberación de exudados ácidos por parte de las raíces de las plantas genera la disminución del pH del sistema. Por otro parte, en los tratamientos Control se observó un importante desarrollo algal que podría haber contribuido a mayores valores de OD y pH.

El Cr fue removido del agua en todos los muestreos (Fig. 1). La menor remoción del metal se produjo en el tratamiento 10Cr(VI) tanto con SHF como control (85,59 y 80,90%, respectivamente).

Tabla 1. Conductividad ($\mu\text{S cm}^{-1}$), OD (mg L^{-1}), pH y T ($^{\circ}\text{C}$) medidos durante el experimento.

		Conductividad (uS/cm)		OD (mg/L)		pH		T ($^{\circ}\text{C}$)	
		min	max	min	max	min	max	min	max
5ppm Cr(III)	SHF	584	806	3,21	8,3	6,500	6,882	18,7	25,6
	Control	564	894	6,23	8,71	6,601	7,758	19,1	25,2
10ppm Cr(III)	SHF	1084	1376	2	4,95	5,239	6,731	16,8	25,7
	Control	907	1139	7,14	9,52	6,531	7,958	17,8	25,1
5ppm Cr(VI)	SHF	1257	1335	1,39	3,87	5,135	6,837	16,8	25,7
	Control	871	1069	7,57	9,88	7,076	7,914	16,9	24,4
10ppm Cr(VI)	SHF	1324	1371	2,34	4,98	6,268	7,033	16,5	25,2
	Control	1272	1371	9,29	5,36	6,763	7,593	16,9	25,3
CB		1368	1156	1,77	3,69	4,992	7,109	17,1	25,9

a Cr(III) y su posterior remoción del agua. El Cr(III) puede ser tomado por las raíces de las plantas mediante mecanismos pasivos (sin gasto de energía), puede ser sorbido por las paredes celulares de las raíces y/o precipitar como Cr(OH)_3 , co-precipitar con Fe(OOH) o unirse a materiales húmicos de alto peso molecular (Maine et al., 2013).

El pH y el Eh fueron significativamente mayores en el sedimento de los tratamientos Control respecto de los tratamientos SHF (Tabla 2). Estos resultados están de acuerdo a los valores de pH y OD medidos en agua. Se observó una disminución del %MO en los tratamientos SHF al finalizar el experimento respecto del valor inicial, sin embargo, no hubo diferencias significativas entre tratamientos SHF y Controles. La concentración de Cr aumentó significativamente en el sedimento de todos los tratamientos al finalizar el experimento (Fig. 2). El sedimento de los tratamientos SHF presentó concentraciones de Cr significativamente menores que el sedimento de los tratamientos Control mostrando la influencia de los SHF en la remoción de este metal.

La concentración de Cr aumentó significativamente en los tejidos vegetales de *T. domingensis* de todos los tratamientos respecto a los valores iniciales. En todos los tratamientos, la mayor concentración de Cr fue medida en las raíces, mientras que la menor concentración del metal se determinó en hojas. Un aumento significativo de la concentración de Cr en hojas se produjo en el tratamiento 10Cr(VI) respecto de los demás tratamientos. Gikas y Romanos (2006) propusieron que

Al finalizar el experimento, la remoción fue significativamente mayor en los reactores con SHF que en los controles, excepto en el tratamiento 5Cr(III), donde las remociones no difirieron significativamente (Fig. 1). La remoción de Cr(VI) fue significativamente mayor en el tratamiento 5Cr(VI) (SHF: 100% y control: 98%) que en el tratamiento 10Cr(VI) (94% en SHF y 80% en control) (Fig. 1). El Cr(VI) es reducido a Cr(III) en presencia de materia orgánica y Fe^{2+} . Es probable que tanto la materia orgánica del sedimento como los exudados de las raíces de las plantas en los SHF hayan sido responsables de la reducción del Cr(VI)

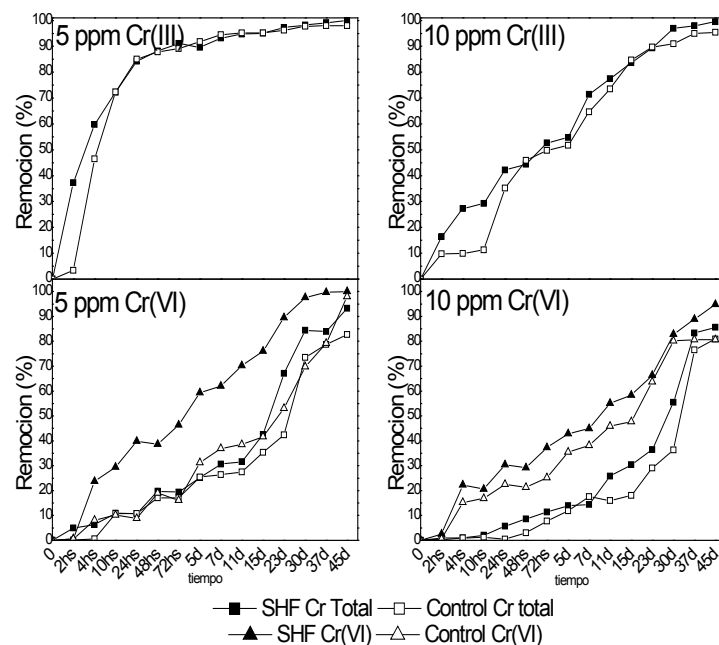


Figura 1. Remoción (%) de Cr total y Cr(VI) en los distintos tratamientos

los complejos de Cr(VI) cargados negativamente pueden fácilmente cruzar las membranas celulares a través de los canales iónicos del sulfato, penetrar el citoplasma y reaccionar con el material intracelular produciendo intermediarios reactivos y ser traslocados a las partes aéreas.

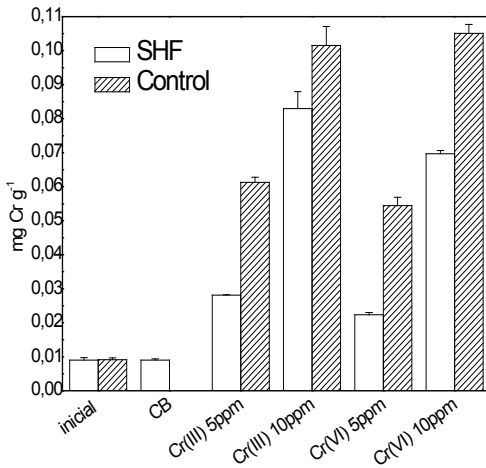


Figura 2. Concentración (mg g⁻¹) de Cr total en el sedimento de los tratamientos

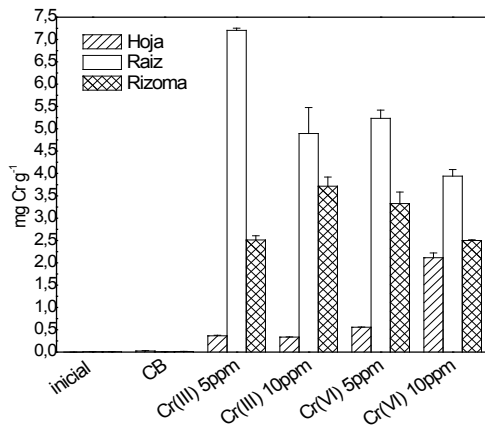


Figura 3. Concentración (mg g⁻¹) de Cr total en tejidos de *Typha domingensis* sedimento de los tratamientos

Tabla 2. Media y desviación estándar (d.s.) de los parámetros medidos en el sedimento de los tratamientos.

		pH		Eh (mV)		%MO	
		media	d.s.	media	d.s.	media	d.s.
Inicial	SHF	7,42	0,05	386	10	10,9	0,7
	Control	7,21	0,07	510	15	8,3	0,8
5ppm Cr(III)	SHF	7,00	0,03	122,5	18	8,8	0,6
	Control	7,14	0,04	313,9	14	8,4	0,5
10ppm Cr(III)	SHF	6,63	0,06	132,7	19	8,2	0,4
	Control	6,94	0,04	326,5	22	8,0	0,4
5ppm Cr(VI)	SHF	7,02	0,05	141,5	17	8,9	0,6
	Control	7,27	0,07	312,7	13	8,3	0,5
10ppm Cr(VI)	SHF	6,93	0,05	155,5	18	8,4	0,7
	Control	7,15	0,08	316	16	8,4	0,6
CB		6,71	0,03	357,7	20	9,7	0,9

Los resultados obtenidos en el presente experimento muestran la capacidad de remoción de Cr(III) y Cr(VI) del agua por SHF plantados con *T. domingensis*. Su utilización sería prometedora para remediar sistemas acuáticos contaminados con este metal ya que esta macrófita no translocó el metal a las partes aéreas, por lo que su poda en los meses de invierno no afectará la capacidad de remoción del sistema y, además, la presencia de los SHF minimizó la formación algal lo que permitiría un mayor desarrollo la biota de los sistemas acuáticos.

Referencias

- APHA, AWWA, WEF, (2012) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd edition, American Public Health Association, Washington D.C.
- Gikas, P., and Romanos, P. (2006). Effects of tri-valent (Cr(III)) and hexavalent (Cr(VI)) chromium on the growth of activated sludge. J. Hazard. Mater., 133, 212–217.
- Headley, T.R., Tanner, C.C. (2012). Constructed wetlands with floating emergent macrophytes: An innovative stormwater treatment technology. Critical Reviews in Environ Sci and Technol. 42 (21): 2261-2310.
- Maine, M.A., Hadad, H.R., Sánchez, G.C., Mufarregge, M.M., Di Luca, G.A., Caffaratti, S.E., Pedro, M.C. (2013). Sustainability of a constructed wetland faced with a depreddation event. J. Environ. Manage. 128, 1–6.
- USEPA (1994). Method 200.2: Sample preparation procedure for spectrochemical determination of total recoverable elements. Rev. 2.8. United States Environmental Protection Agency, Washington D.C., USA.



Sistema de humedal artificial aplicado al pulimento del agua del Lago del Bosque de San Juan de Aragón, Ciudad de México

V. M. Luna Pabello, F. S. Gómez Martínez, M. L. Rodríguez, J. A. Poncelis, G. Poncelis, A. Demeneghi, J. Compean, F. Gómez Santamaría, S. Aburto, I. Morales, R. Quintero.

Grupo Académico Interdisciplinario Ambiental (GAIA) Facultad de Química, UNAM. Av. Universidad 3000. Universidad Nacional Autónoma de México. Ciudad Universitaria, 04510. Ciudad de México. México. victormlp@yahoo.com

Abstract:

Como producto del trabajo interdisciplinario, para mejorar la calidad del agua contenida en el lago urbano del Bosque de San Juan de Aragón, Ciudad de México y obtener beneficios adicionales, se diseñó y construyó un Sistema de Humedal Artificial de Doble Espiral (SHADE) en un suelo sin pre-consolidación, por lo que se empleó una cimentación parcialmente compensada. La geometría en espiral permite tratar más volumen de agua en menos área y a su vez es un símbolo de agua y movimiento para los antiguos pueblos de México. Características del SHADE. Áreas (m²): total 3,108, remoción de fosfato 270; humedal sub-superficial 1,025; humedal superficial 337; estabilización 168; vertedero y cárcamo 85; andadores 1,223. Volumen contenido de agua en circulación 555. Capacidad promedio de tratamiento 140 m³ al día. Estructuralmente, las celdas que lo conforman contienen, por separado, diferentes medios de empaque, lo que permite remover de manera preferencial y por etapas sucesivas, los compuestos carbonosos, fosforados y nitrogenados. El componente vegetal está básicamente compuesto por vegetación depuradora y vegetación de ornato. La operación es por lotes, con flujo vertical y horizontal. Actualmente, recibe 100 m³ por día y conforme se estabilice, se aumentará progresivamente el gasto hasta alcanzar los 140 m³. Se espera obtener beneficios ambientales asociados al incremento de cobertura vegetal, así como un hábitat para aves locales y migratorias; mejora del entorno paisajístico y un espacio para educación ambiental, integrando una zona marginal de la ciudad de México.

Keywords: Humedal de pulimento; eutroficación; lago urbano

Session .. – Sistemas para el mejoramiento de la calidad de agua

Introducción

El uso de humedales artificiales o construidos (HA), continua evolucionado para brindar mayor cobertura a la necesidad de tratar aguas servidas, así como mejor calidad de agua tratada. Si bien, la aplicación de HA a la eliminación de contaminantes de origen municipal es un tema ampliamente abordado. De igual forma lo es el uso de HA como sistemas de tratamiento complementarios que permiten obtener agua a menor costo. Inclusive, la calidad obtenida puede resultar apta para la protección de la vida silvestre y riego de cultivos hidropónicos. Actualmente, los esfuerzos, en el diseño y construcción de HA, se están enfocando en saneamiento de cuerpos acuáticos lagunares naturales y urbanos (Horizon, 2020). En este contexto, el Parque Público Bosque de San Juan de Aragón, localizado dentro de la Alcaldía Gustavo A Madero de la Ciudad de México, recibe aproximadamente 4.2 millones de visitantes al año y uno de sus principales atractivos es precisamente su lago (Fig.1.1). Cabe señalar que dicho lago, es a su vez alimentado con el efluente de una planta de tratamiento de aguas residuales municipales, tipo lodos activados convencional (Luna-Pabello y Aburto-Castañeda, 2014). Debido a que dicha tecnología permite que el agua tratada conserve concentraciones de nutrientes suficientes para favorecer la alta presencia de microalgas, así como los aportes proporcionados por los peces y aves que en el habitan, el lago se encuentra eutroficado. Por este motivo, el presente trabajo tiene como objetivo el diseño y construcción de un Sistema de HA para

el pulimento de 140 m³ por día, del agua contenida en el lago para su reincorporación al mismo con el propósito de mejorar su calidad y también obtener beneficios ambientales, sociales y educativos derivados de su implementación. Es relevante que en el diseño de este tipo de sistemas se cumpla con todas la normatividades y reglamentaciones vigentes en el espacio destinado al mismo.



Figure 1.1 Área prevista para la instalación del SHADE

Materiales y Métodos

Para la realización del proyecto dentro del Bosque de San Juan de Aragón, se estableció un tiempo de 8 meses (3 meses para el diseño, conceptual, básico y de detalle y 5 meses para la construcción, pruebas hidráulicas, empaque, sembrado del componente vegetal y arranque del sistema). Para ello, se debieron realizar diversas actividades y estudios, mismos que permitieron fundamentar el permiso ante la Secretaría de Medio Ambiente de la Ciudad de México, para realizar la obra. Las principales actividades y estudios son: Delimitación del área que ocupará el SHADE y topografía; Captura de imagen y video del sitio, a lo largo del proyecto, con un Sistema Aéreo de Posicionamiento Remoto; Caracterización de la calidad del agua a tratar y determinación del volumen de infiltración en el área prevista; Inventario forestal, florístico y faunístico en el polígono del proyecto; Estudio geotécnico y Proyecto estructural; Elaboración de las ingenierías y seguimiento del proceso constructivo; Diseño de plantación y de paleta material y vegetal. El agua a tratar sería la proveniente del lago, en un volumen de hasta 140 m³ por día. La superficie disponible era de aproximadamente 1.5 hectáreas.

Resultados y Conclusiones

Los resultados de calidad de agua contenida en el lago, como los valores de diseño y requerimientos de remoción y condición requerida, se presentan en la Tabla 1.1. Considerando la vocación del sitio y el aspecto paisajístico se eligió la geometría de doble espiral la cual básicamente permite aumentar el área de tratamiento y eficiencia funcional entre 15 y 30 % (Fig.1).



Tabla 1.1 Parámetros de calidad del influente al SHADE y valores permitidos legalmente para descarga a lago urbano.

Parámetro	Influente al SHADE	LMP NOM Embalses naturales y artificiales con uso público urbano		Remoción o condición requerida
		P.M.	P.D.	
Temperatura (°C)	22	40	40	Ninguna
Coliformes Fecales (NMP/100 mL)	6,200	1,000	1,000	5,200
Huevos de Helminto (HH/L)	Ausentes	≤ 5	≤ 5	Ninguna
Grasas y Aceites	N. D.	15	25	N. D.
SST	180	40	125	55 a 140
DBO ₅	170	30	150	20 a 140
Materia Flotante	Ausente	Ausente	Ausente	Ninguna
Sólidos Sedimentables (mL/L)	N. D.	1	2	N. D.
Nitrógeno Total	170	15	60	110 a 155
Fósforo Total	3	5	30	Ninguna*
pH (Unidades)	8.2	5.5 - 10	5.0 - 10	Ninguna*

Notas: Unidades en mg/L a menos que se especifique otra unidad; LMP= Límite Máximo Permissible; P. D. = Promedio Diario; P. M. = Promedio Mensual; N. D. No determinado; NOM= Norma Oficial Mexicana 001 SEMARNAT 1996; * Para efecto de prevenir eutroficación deberán estar por debajo de 1 mg/L.

Las principales características del SHADE son: Área: total 3,108 m², remoción de fosfato 270 m²; humedal sub-superficial 1,025 m²; humedal superficial 337 m²; estabilización 168 m²; vertedor y cárcamo 85 m²; andadores 1,223 m². Volumen contenido de agua en circulación 555 m³. La capacidad promedio de tratamiento 140 m³ al día. El SHADE se construyó en una zona de la Ciudad de México, la cual se caracteriza por tener un suelo constituido por arcillas de alta plasticidad, las cuales se encuentran en un estado saturado, con un contenido de agua de hasta el 400%. Se considera que es un suelo sin pre-consolidación. Por lo que se tuvieron que tomar consideraciones especiales al momento de diseñar la estructura y su cimentación. Debido a lo anterior, se diseñó una cimentación parcialmente compensada, por medio de un cajón de cimentación, estanco, que garantiza la estabilidad de la estructura, previendo sismos de hasta 9.1. Las secciones en que se dividió el SHADE se muestran en la Fig. 1.2. Estructuralmente, las celdas que lo conforman el SHADE contienen, por separado, diferentes medios de empaque, lo que permite remover de manera preferencial y por etapas sucesivas, los compuestos carbonosos, fosforados y nitrogenados. La operación es por lotes, con flujo vertical y horizontal. El componente vegetal está básicamente conformado por los siguientes elementos: Vegetación depuradora para módulos de flujo subsuperficial: *Phragmites australis* (Carrizo común o carricillo); *Arundo donax* (Carrizo asiático gigante); *Juncus effusus* (Tilillo o junco). Vegetación depuradora para módulos de flujo superficial: *Berula erecta* (Palmita de agua o quelite); *Hydrocotyle ranunculoides* (Malacate); *Pistia stratiotes* (Luchuga de agua); *Myriophyllum aquaticum* (Cola de caballo); *Salvinia auriculata* (Oreja de ratón). Vegetación ornamental (con disitribución según diseño) para módulos de flujo subsuperficial: *Echeveria agavoides* (Conchita maguey); *Echeveria secunda* (Conchita o tememetla); *Graptosedum darley sunshine* (Darley Sunshine); *Echeveria pulvinta* (Lengua

de conejo); *Echeveria gibbiflora* (Oreja de burro); *Echeveria coccinea* (Conchita escarlata); *Echeveria runyonii* (Topsy Turvy); *Sedum alantoides* (Cola de borrego); *Sedum alantoides* (Dedos o sedo rojo); *Sedum alantoides* (Siempreviva); *Sedum alantoides* (La planta del dinero). Vegetación ornamental para superficial: *Zantedeschia aethiopica* (Lirio blanco o alcatraz). Actualmente, recibe 100 m³ por día y conforme se establece, se aumentará progresivamente el gasto hasta alcanzar los 140 m³ (Fig. 1.3). Se espera obtener beneficios ambientales asociados al incremento de cobertura vegetal, así como un hábitat para aves locales y migratorias; mejora del entorno paisajístico y un espacio para educación ambiental, integrando una zona marginal de la ciudad de México.

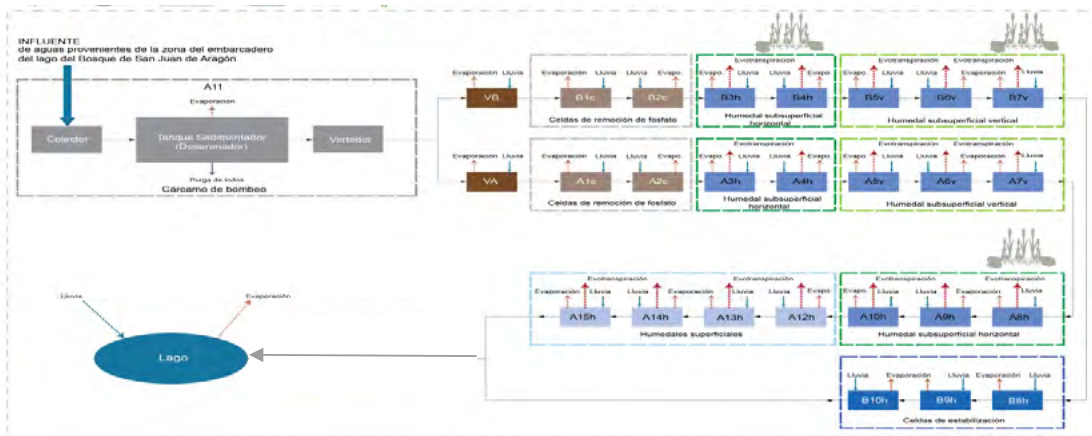


Figure 1.2 Diagrama de flujo de agua y arreglo de las celdas depuradoras que conforman el SHADE.



Figure 1.3 Etapas de construcción e imagen final de SHADE (Fuente: SOBSE/SSU/DGSUS/006/2019, UNAM 55457-958-14-VI-19).

Referencias

Horizon 2020. (2017). Strengthening international cooperation on sustainable urbanisation: nature-based solutions for restoration and rehabilitation of urban ecosystems. En línea. Fecha de consulta 06 Febrero, 2020. Disponible en <https://ec.europa.eu/info/funding-tenders/opportunities/portal/screen/opportunities/topic-details/sc5-13-2018-2019>.

Luna-Pabello, V.M. y Aburto-Castañeda, S. (2014). Sistema de humedales artificiales para el control de la eutroficación del lago del Bosque de San Juan de Aragón. TIP Revista Especializada en Ciencias Químico-Biológicas. 17(1), 32-55.

Norma Oficial Mexicana-001-SEMARNAT-1996 (1997) Que establece los que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales. Diario Oficial Federación 6 de enero de 1997.



V Conferencia Panamericana de Sistemas de

Humedales

para el Manejo, Tratamiento y Mejoramiento
de la Calidad del Agua

50 SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE
WETLANDS CONSTRUÍDOS 

28 a 30 | Abril | 2021 Eventos Online